

De Wetenschappelijke Basis van het Nederlandse Ammoniakbeleid

Dr. J.C. Hanekamp



Wetenschappelijk onderzoek, verricht door de Stichting Heidelberg Appeal Nederland, in opdracht van de Fries- Flevolandse Land- en Tuinbouworganisatie (FLTO, Leeuwarden), de Noordelijke Land- en Tuinbouworganisatie (NLTO, Assen) en de Rabobank Noord-Nederland (Groningen).

De wetenschappelijke basis van het Nederlandse ammoniakbeleid

Dr. J. C. Hanekamp

Deze publikatie is tot stand gekomen in opdracht van de Fries- Flevolandse Land- en Tuinbouworganisatie (FLTO, Leeuwarden), de Noordelijke Land- en Tuinbouworganisatie (NLTO, Assen) en de Rabobank Noord-Nederland (Groningen).

Projectcoördinator: Drs. K. Beckman

Begeleidingscommissie:

Prof. dr. A. Bast

Prof. dr. A. Cornelissen

A. S. M Fassaert

Drs. D. C. de Groot

Prof. dr. R. H. Meloen

Prof. dr. O. Oenema

INHOUD

Voorwoord van de opdrachtgever	i
Inleiding	iii
Samenvatting en Conclusies	vii
Summary	xi
1. Emissie van Ammoniak	1
1.1 Samenvatting en Conclusies	1
1.2 Inleiding	2
1.3 Emissie van Ammoniak uit Stallen	4
1.4 Emissie van Ammoniak bij Mestaanwending en Beweiding	6
1.5 Conclusies	8
2. Depositie van Ammoniak	9
2.1 Samenvatting en Conclusies	9
2.2 Atmosfeerchemie van Ammoniak	10
2.3 APV en Atmosfeerchemie	13
2.4 Depositie van Verzurende Stoffen	14
2.5 Conclusies	20
3. Effecten van Ammoniak op het Milieu	23
3.1 Samenvatting en Conclusies	23
3.2 Inleiding	24
3.3 Directe Effecten van Luchtverontreiniging	25
3.4 Bodemverzuring	28
3.4.1 Verzuring: Directe Effecten	32
3.4.2 Verzuring: Indirecte Effecten	35
3.4.3 Stikstofdepositie	39
3.5 Eutrofiëring	40
3.6 De Vitaliteit van Bossen	42
3.7 De Interimwet	47

Appendix I: Consequenties ammoniakbeleid voor de veehouderij	53
---	-----------

Appendix II: Stichting HAN	55
-----------------------------------	-----------

Voorwoord van de Opdrachtgever

In de nationale milieubeleidsplannen (NMP-plus en NMP2) wordt ammoniak, onder meer afkomstig uit dierlijke mest, aangeduid als een probleem omdat het zou bijdragen aan de verzuring van het milieu. Om de uitstoot van ammoniak te beperken, heeft de overheid een 'Plan van aanpak beperking ammoniakemissie' opgesteld, dat in drie fasen wordt uitgevoerd. Doel is om in de periode 2000-2005 een terugdringing van de ammoniakuitstoot van 70 procent te bereiken ten opzichte van 1980. In de periode 2010-2015 moet de ammoniakemissie met 80 tot 90 procent zijn teruggebracht ten opzichte van 1980.

De overheid tracht de doelstellingen te bereiken onder meer door het uitvaardigen van landelijke maatregelen die erop zijn gericht de uitstoot van ammoniak te beperken, bijvoorbeeld door het verplicht stellen van het emissie-arm uitrijden van mest of door eisen te stellen aan stalinrichtingen. Volgens de overheid zijn deze maatregelen echter niet voldoende om verzuringsschade aan zogenoemde 'verzuringsgevoelige' gebieden tegen te gaan. Vandaar dat daarnaast wetgeving is ingevoerd waarin beperkingen worden opgelegd (in termen van maximaal toegestane aantallen dieren) aan veehouderijbedrijven, afhankelijk van de afstand waarop ze zich bevinden tot 'verzuringsgevoelige' gebieden. ('Interimwet ammoniak en veehouderij', zie Inleiding, hieronder.)

Zoals gezegd zijn de beleidsdoelstellingen en de wettelijke maatregelen van de overheid ten aanzien van ammoniak gebaseerd op het idee dat ammoniak een bijdrage levert aan de verzuring voor het milieu. De overheid baseert zich hierbij op wetenschappelijk onderzoek, met name op het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek (APV). Eerste opdrachtgever van het APV, dat wordt gecoördineerd door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), is het ministerie van VROM. De derde en laatste fase van het APV is inmiddels afgesloten met de eindrapportage APV-III (G.J. Heij, ed., Additioneel Programma Verzuringsonderzoek, eindrapport derde fase, RIVM, Bilthoven, april 1995). Eerder - 1991 en 1988 - verschenen het eindrapport tweede fase (APV-II) en het eindrapport eerste fase (APV-I). Daarnaast heeft het RIVM in 1995 een rapport uitgebracht dat speciaal gewijd is aan ammoniak: AMMONIAK: DE FEITEN (L. J. A. Lekkerkerker *et al.*, Bilthoven). In de bovengenoemde APV-rapporten zijn de resultaten samen ge-

vat van een groot aantal deelstudies, die door diverse instituten in Nederland in het kader van APV zijn uitgevoerd. Daarnaast worden er in de APV-rapporten algemene conclusies getrokken ten aanzien van de verzuring en worden beleidsaanbevelingen gedaan.

Bij de landbouworganisaties FLTO (Fries-Flevolandse Land- en Tuinbouworganisatie) en NLTO (Noordelijke Land- en Tuinbouworganisatie) is in de loop der jaren kritiek gerezen op de wetenschappelijke onderbouwing van het verzuringsbeleid, met name ten aanzien van ammoniak. Enerzijds zijn deskundigen van de landbouworganisaties van mening dat het ammoniakbeleid van de overheid onvoldoende rekening houdt met de wetenschappelijke bevindingen zoals die zijn vastgelegd in de APV-rapportage; anderzijds hebben zij ook kritiek op het wetenschappelijk gehalte van onderdelen van de APV-rapportage.

Aangezien het ammoniakbeleid van de overheid ingrijpende gevolgen heeft voor de agrarische sector (zie Appendix 1), bestond er bij de landbouworganisaties FLTO en NLTO behoefte om de wetenschappelijke onderbouwing van het overheidsbeleid alsmede het wetenschappelijk gehalte van de APV-rapportage door een onafhankelijke, 'derde' partij te laten toetsen. Met dit verzoek heeft men zich gericht tot de stichting HAN (Heidelberg Appeal Nederland). (Zie Appendix II voor meer informatie over de stichting HAN.) Aan de stichting HAN is gevraagd een meta-analyse uit te voeren van de APV-rapportage, met name om te beoordelen of het overheidsbeleid voldoende wetenschappelijke onderbouwing heeft in de APV-rapportage en om voorzover mogelijk een oordeel te geven over de wetenschappelijke kwaliteit van de APV-rapportage. De resultaten van deze analyse zijn vastgelegd in het voorliggende rapport, 'De wetenschappelijke basis van het Nederlandse ammoniakbeleid'.

Inleiding

§1 Emissie en depositie van ammoniak

De huidige wetgeving met betrekking tot de uitstoot van ammoniak door de veehouderij is vastgelegd in de 'Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen', beter bekend als de 'Interimwet ammoniak en veehouderij' (hierna te noemen de Interimwet). Veehouderijenbedrijven hebben in het kader van de wet Milieubeheer voor de uitoefening van hun bedrijf een vergunning nodig van de gemeente waarin zij zijn gevestigd. Gemeenten zijn verplicht de vergunningverlening onder meer te toetsen aan de Interimwet.

De Interimwet regelt de toegestane ammoniakemissie en ammoniakdepositie door veehouderijen. In artikel 4 van de Uitvoeringsregeling van de Interimwet wordt een en ander nader uitgewerkt:¹

Artikel 4

1. Voor de berekening van de ammoniakemissie van een bedrijf wordt het aantal dierplaatsen dat op het bedrijf aanwezig is, vermenigvuldigd met de emissiefactoren voor de desbetreffende diercategorieën en huisvestingsystemen, die zijn opgenomen in bijlage 4.

2. Voor de berekening van de ammoniakdepositie van een bedrijf op het dichtstbijgelegen voor verzuring gevoelige gebied wordt de uitkomst van de berekening die wordt beschreven in het eerste lid, vermenigvuldigd met de omrekeningsfactor die voor de afstand van het midden van het bedrijf tot de rand van het dichtstbijgelegen voor verzuring gevoelige gebied is aangegeven in bijlage 5.

In bijlage 4 van de Uitvoeringsregeling worden voor de verschillende diercategorieën 'emissiefactoren' gespecificeerd, dat wil zeggen, een emissie in kg ammoniak (NH_3) per dierplaats per jaar.

Bijlage 5 van de Uitvoeringsregeling geeft voor verschillende afstanden (dat wil zeggen, de afstand van een bedrijf tot het dichtstbijzijnde verzuringsgevoelige gebied) een factor voor de omrekening van de ammoniakemissie (in kg NH_3) naar de ammoniakdepositie. De ammoniak-

¹ 634 Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij), bijlage 4, p. 2.

depositie wordt uitgedrukt in mol potentieel zuur per hectare per jaar. (Mol is een eenheid waarmee aantallen deeltjes worden uitgedrukt.) Deze 'afstandstabel' is dus bedoeld om aan te geven hoeveel van de uitgestoten ammoniak (emissie) terechtkomt (depositie) op het dichtstbijzijnde verzuringsgevoelige gebied. (In bijlage 1 van de Uitvoeringsregeling wordt gespecificeerd welke gebieden in Nederland als 'verzuringsgevoelig' worden aangemerkt.) Daarnaast hebben gemeenten naar eigen inzicht het recht om 'verzuringsgevoelige elementen' aan te wijzen.

De emissiefactoren en de afstandstabel worden samen gebruikt bij de vergunningverlening voor veehouderijen. Voor een veehouder die binnen 500 meter is gevestigd van een voor verzuring gevoelig gebied geldt een maximale depositie van 30 mol (dat wil zeggen, voor bestaande bedrijven; voor nieuwe bedrijven geldt een maximum van 15 mol). De berekening gaat als volgt:

$$\text{aantal dieren} \times \text{emissiefactor} \times \text{omrekeningsfactor} \leq 30$$

Een rekenvoorbeeld: de omrekeningsfactor voor een afstand van 100 meter tot een bos wordt gegeven als 0.78. Dat wil zeggen, de depositie door emissie van 1 kg NH_3 per jaar is $1 \times 0.78 = 0.78$ mol. De emissiefactor voor melkkoeien, gehuisvest in een bepaald soort stal, wordt gegeven als 8.8 kg NH_3 per koe per jaar. Dat wil zeggen, voor een bedrijf dat 100 meter van een bos is gevestigd, wordt uitgegaan van een depositie per koe van 8.8×0.78 mol = 6.86 mol per jaar. Aangezien de maximale depositie voor bestaande bedrijven 30 mol bedraagt, mag dit bedrijf maximaal 4 koeien houden.

Voor een evaluatie van de wetenschappelijke basis van de wetgeving is het dus allereerst van belang om te onderzoeken of de emissie- en depositiegegevens waar in de Interimwet vanuit wordt gegaan, wetenschappelijk voldoende zijn onderbouwd.

De emissie van ammoniak wordt besproken in hoofdstuk 1 van dit rapport.

De depositie van ammoniak komt in hoofdstuk 2 aan de orde.

§2 Gevolgen van ammoniakdepositie voor het milieu

De reden waarom de overheid gemeend heeft a.) wettelijke normen te hebben moeten uitvaardigen voor de emissie en depositie van ammoniak

en b.) doelstellingen te hebben moeten formuleren om de emissie van ammoniak op termijn drastisch terug te dringen, is de vermeende schade die wordt veroorzaakt door ammoniak aan natuurgebieden.

De vermeende effecten van ammoniak op het milieu worden in de Interimwet (dat wil zeggen, in de 'Toelichting voor de Staatscourant') als volgt omschreven:

Effecten van ammoniak op het milieu worden veroorzaakt door opname in planten na depositie vanuit de lucht op het blad (directe effecten) óf via de bodem of het oppervlaktewater (indirecte effecten).

Directe effecten kunnen lokaal optreden bij blootstelling aan relatief hoge ammoniakconcentraties, waardoor de waslaag van bladeren wordt beschadigd en stikstof via de huidmondjes in de plant wordt opgenomen. Dit laatste leidt tot de uitscheiding van andere mineralen. Hierdoor kunnen planten gebreksverschijnselen gaan vertonen.

Indirecte effecten treden reeds bij lage ammoniakniveaus en op veel grotere schaal op. Deze effecten, in deze regeling aangeduid als verzuring, kunnen via de navolgende mechanismen optreden:

- a. Door bodemverzuring, als gevolg van omzetting van ammoniak tot nitraat (nitrificatie). Bodemverzuring uit zich in een verlaging van de zuurgraad (pH) van het bodemvocht en/of in een toename van de concentratie van aluminium. Met name gronden met kalkloos zand in de wortelzone zijn gevoelig voor bodemverzuring.
- b. Voorzover nitrificatie optreedt, hoopt ammonium zich op in de bodem, hetgeen tot gevolg heeft dat andere voedingsstoffen zoals calcium, magnesiumen en kalium minder door de plant kunnen worden opgenomen. Dit verschijnsel wordt aangeduid met de term kationenverdringing.
Gronden met kalkloos zand in de bovengrond, waarin door de lage pH de nitrificatie sterk wordt geremd, zijn gevoelig voor verdringing.
- c. Daarnaast kan als gevolg van een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de bodem eutrofiëring optreden. Ecosystemen die gebonden zijn aan een stikstofarm milieu zijn hiervoor gevoelig. Voor een belangrijk deel zijn deze gelegen op de arme, eveneens voor verzuring gevoelige bodems. Doch ook schraallanden, hoogvenen duinen en bloemdijken, die niet zijn gelegen op verzuring gevoelige bodems, zijn gevoelig voor eutrofiëring ten gevolge van atmosferische depositie van ammoniak.

Vaak is niet eenduidig aan te geven via welk mechanisme - of combinatie van mechanismen - een bepaald effect wordt veroorzaakt

De effecten die worden geconstateerd zijn in eerste instantie de verstoring van de verhouding in voedingsstoffen in het bodemvocht, naalden en bladeren, verlaging van de zuurgraad (pH) van het bodemvocht en een verhoogde gevoeligheid voor verdroging, vorst, ziekten en insektenaantastingen. In een later stadium kan ook sprake zijn van verminderde vitaliteit van bomen, hetgeen uiteindelijk kan leiden tot afsterving, verhoogde uitspoeling van nitraat naar het grondwater en verdringing van de soorten die van nature tot een bepaald ecosysteem behoren door storingssoorten en soorten die stikstofminnend zijn. Door verdringing treedt nivellering van m.n. de plantengroei op met als gevolg dat soorten verdwijnen die karakteristiek zijn voor zwak gebufferde systemen.

In hoofdstuk 3 van dit rapport worden de effecten van ammoniak op het milieu besproken.

Voor een evaluatie van de wetenschappelijke basis van de wetgeving en de beleidsdoelstellingen is het, in het licht van het bovenstaande, noodzakelijk om na te gaan in hoeverre de vermeende effecten van ammoniak op het milieu wetenschappelijk zijn onderbouwd en daadwerkelijk plaatsvinden.

Samenvatting en Conclusies

§1 Aanleiding van het onderzoek

De overheid heeft wettelijke normen vastgesteld voor de uitstoot en neerslag van ammoniak (Interimwet 1994). Tevens heeft de overheid beleidsdoelstellingen geformuleerd die in een drastische terugdringing van de ammoniakuitstoot voorzien (Plan van aanpak beperking ammoniak-emissie). De wetgeving en het overheidsbeleid zijn ingegeven door de vermeende negatieve effecten van ammoniak op het milieu. In het voorliggende onderzoek is nagegaan in hoeverre de huidige normen wetenschappelijk verantwoord zijn en in hoeverre het lange-termijnbeleid van de overheid op het gebied van ammoniak wetenschappelijk is onderbouwd, dat wil zeggen, in hoeverre de vermeende negatieve effecten van ammoniak op het milieu wetenschappelijk zijn aangetoond. Hiertoe is een analyse gemaakt van de rapporten die zijn uitgebracht in het kader van het Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek (APV-I, APV-II, APV-III, AMMONIAK: DE FEITEN). In deze rapporten, uitgegeven door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), zijn de resultaten van het door de overheid gefinancierde wetenschappelijk onderzoek van de afgelopen tien jaar gebundeld.

§2 Conclusies

§2.1 Emissie (uitstoot) van ammoniak

Aan de berekeningen van de ammoniakemissie afkomstig van dierlijke mest die in de APV-rapportage worden gehanteerd en die ten grondslag liggen aan de wetgeving, kleven grote onzekerheden. Op lokaal niveau (5 x 5 km) bedraagt de onzekerheid van de gehanteerde cijfers ten minste 40%, op bedrijfsniveau ligt dit percentage hoger.

§2.2 Depositie (neerslag) van ammoniak

Aan de in de wetgeving gehanteerde depositiewaarden kleven eveneens grote onzekerheden. Op lokaal niveau bedraagt de onzekerheid 50 tot 90%.

De afstandstabel in de Interimwet waarmee depositie wordt berekend op basis van berekende emissiefactoren per dier en de afstand van de veehouderij tot het dichtstbijzijnde 'verzuringsgevoelige' gebied, is niet gebaseerd op empirische gegevens.

§3. Effecten van ammoniak op het milieu

De volgende vermeende effecten van ammoniak op het milieu worden onderscheiden:

- a) directe schadelijke effecten
- b) effecten van bodemverzuring
- c) effecten van stikstofverrijking (eutrofiëring)
- d) effecten op de vitaliteit van het bos

ad a) De directe schadelijke effecten van ammoniak op het milieu zijn marginaal en vinden alleen plaats bij extreem hoge concentraties.

ad b) De directe schadelijke effecten van bodemverzuring op het milieu lijken van ondergeschikt belang.

Voor wat betreft de indirecte effecten van bodemverzuring worden drie processen onderscheiden:

- ◆ aluminiummobilisatie (oplossen van aluminium in het bodemvocht)
 - ◆ verstoring van de voedingsstoffenbalans
 - ◆ nitraatuitspoeling naar het grondwater
- ◆ In het verleden werd er vanuit gegaan dat een verhoogde Al-concentratie de boomvitaliteit zou verminderen. Hier wordt in toenemende mate aan getwijfeld. Het aluminiumconcentratieniveau is vooralsnog ongeschikt om te dienen als basis voor 'kritische' (maximum) depositienormen.

♦ De verstoring van de voedingsstoffenbalans is een complex fenomeen dat nader wetenschappelijk onderzoek vergt. De voedingsstoffenbalans wordt sterk beïnvloed door klimatologische invloeden.

♦ Nitraatuitspoeling is niet duidelijk te relateren aan ammoniakdepositie.

ad c) Het voorkómen van vegetatieveranderingen als gevolg van eutrofiëring (stikstofverrijking) blijkt momenteel te worden gezien als één van de belangrijkste criteria voor het stellen van depositienormen en beleidsdoelstellingen voor ammoniak. De waarde die moet worden toegekend aan preventie van vegetatieveranderingen is echter subjectief en niet duidelijk gedefinieerd. Er wordt een kunstmatig onderscheid aangebracht tussen natuurlijke vegetatieveranderingen en door de mens veroorzaakte vegetatieveranderingen.

ad d) Er is geen aantoonbare relatie tussen de vitaliteit van bossen en de depositie van ammoniak en andere verzurende stoffen. Van 'stervende bossen' als gevolg van de depositie van verzurende stoffen is geen sprake.

Summary

§1 Emission of ammonia

The emission of ammonia derived from manure as reported in the Dutch Priority Programme on Acidification (APV) is subject to large uncertainties. Locally (5 × 5 km grid) the uncertainties at least 40%.

§2 Deposition of ammonia

Figures for the deposition of ammonia are also subject to large uncertainties (50-90% at the local level).

§3 Effects of ammonia on the environment

Direct effects are marginal. The direct effects of soil acidification are of minor importance. As to the indirect effects of soil acidification three processes may be distinguished:

- ◆ aluminium mobilisation
- ◆ imbalanced nutrient availability
- ◆ leakage of nitrate

◆ In the past it was believed that an increased aluminium-concentration would reduce the vitality of trees. This is increasingly doubted. The Al-concentration level cannot be used as an indicator of critical deposition levels.

◆ Imbalanced nutrient availability is a complex phenomenon. Exact data are difficult to come by. The nutrient balance is strongly affected by climatological influences.

◆ Leakage of nitrate into the groundwater cannot be related directly to ammonia deposition.

The prevention of changes in vegetation as a result of eutrophication (nitrogen-enrichment) appears to have become one of the most important criteria for the determination of critical deposition levels of ammonia.

However, the value that should be placed on the prevention of vegetational changes is subjective and not clearly defined. An artificial distinction is maintained between natural changes in vegetation and human-induced changes.

There is no demonstrated relationship between the vitality of forests and the deposition of ammonia and other acidifying elements. Dieback of forests ('Waldsterben') as a result of the deposition of acidifying elements has not taken place and is unlikely to happen.

Emissie van Ammoniak

§1.1 Samenvatting en Conclusies

De totale uitstoot van ammoniak (NH_3) in Nederland wordt door APV-III voor het jaar 1993 geschat op 208 kiloton.¹ De landbouw zou de grootste bijdrage leveren wat de ammoniakemissie betreft: 190 kiloton, waarvan 181 kiloton (87% van de totale ammoniakemissie) afkomstig van dierlijke mest.² Bronnen van ammoniakemissie zijn de *mest in de stal*, de *mestopslag*, *mestaanwending* (uitrijden van mest op het land) en *be-weiding* (vee op het land).

De ammoniakuitstoot uit stallen wordt berekend door de Werkgroep NH_3 -emissiefactoren. In APV-II is een tabel opgenomen waarin de geschatte emissiefactoren (in kg NH_3 'per gemiddeld aanwezig dier') worden vergeleken met gemeten waarden.³ Daaruit blijkt dat de gemeten waarden systematisch lager liggen dan de berekende waarden. AMMONIAK: DE FEITEN geeft aan dat de emissiefactoren 'tegenwoordig' worden gemeten.⁴ Uit APV-III blijkt echter dat emissiefactoren grotendeels nog steeds worden berekend.⁵ Bovendien is het zo dat voor natuurlijk geventileerde stallen (nagenoeg de gehele rundveehouderij; tevens de grootste NH_3 -producent) tot op heden geen betrouwbaar meetsysteem voor het meten van de emissie van ammoniak beschikbaar is.⁶

Beweiding en het uitrijden van mest zijn andere bronnen van NH_3 -uitstoot. Beide bronnen zijn volgens APV-II en III nauwelijks te kwantificeren. APV-II stelt dat uitrijden van mest de grootste bron is.⁷ De onzekerheid in NH_3 -emissie op een schaal van 5×5 km wordt op minstens 40% geschat, terwijl op landelijke schaal de onzekerheid op zo'n 25-30% wordt geschat. Conclusie: de emissiefactoren zoals vermeld in bijlage 4 van de Interimwet zijn wellicht bruikbaar als aanzet voor weten-schappelijke doeleinden, maar zijn te onzeker als basis voor wetgeving.

¹ APV-III, p. 14.

² AMMONIAK: DE FEITEN, p. 13.

³ APV-II, p. 43.

⁴ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 13.

⁵ APV-III, p. 14-15.

⁶ Ouwkerk van, E. N. J. (IMAG-DLO; eindred.) Meetmethoden NH_3 -emissie uit stallen, ISSN 0926-7085, p. 150.

⁷ APV-II, p. 45.

§1.2 Inleiding

De APV-rapportage laat er geen twijfel over bestaan dat dierlijke mest de grootste bijdrage levert wat de ammoniakemissie betreft:

Dierlijke mest, kunstmest en bepaalde industriële activiteiten worden als de belangrijkste bronnen van ammoniakemissie gezien. Geschat wordt, dat 80 à 90% van de totale antropogene NH_3 -emissie afkomstig is van dierlijke mest. Minder belangrijke bronnen zijn onder andere verkeer, natuurlijke bodems, kolenverbranding, honden en katten, menselijke ademhaling, rioolslib en wilde dieren.⁸

NH_3 in de lucht is voor het overgrote deel afkomstig van de productie en verspreiding van dierlijke mest.⁹

In AMMONIAK: DE FEITEN wordt een overzicht gegeven van de totale ammoniakemissie in 1980, 1990 en 1993:¹⁰

	1980	1990	1993
Dierlijke mest (totaal):	224	222	181
<i>Stal en opslag:</i>	82	94	98
<i>Beweiding:</i>	31	15	15
<i>Mestaanwending:</i>	111	113	68
Kunstmestaanwending	10	10	9
Industrie	10	6	6
Huishoudens	10	11	11
Totaal	254	249	208

Tabel 1.2.1. Ammoniakemissie in Nederland (in kiloton).

Op nationaal niveau worden onzekerheidswaarden genoemd voor de emissie van 25 tot 30%.¹¹ Dat wil zeggen dat bij een emissie van 181 kiloton

⁸ APV-II, p. 39.

⁹ APV-III, p. 10.

¹⁰ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 13.

¹¹ Idem, p. 14. In dit rapport worden waarden met een onzekerheid tussen 30 en 40% redelijk betrouwbaar genoemd, terwijl in de niet-gepubliceerde voorloper, *Ammoniak Conceptrapport d.d. 28/3/95*, (p.11), ruwweg dezelfde onzekerheidspercentages (25 tot 30%) worden omschreven als 'vrij hoog'.

de hoogste waarde (bij een onzekerheid van 25%; d.w.z. dat de kans dat met 95% zekerheid de werkelijke waarde binnen een traject van plus of min 25% valt)¹² 226 kiloton is, en de laagste waarde 136 kiloton. Als men echter naar de ruimtelijke verdeling van de ammoniakemissie kijkt wordt de onzekerheid groter. Voor een 5 x 5 km grid is de onzekerheid ten minste 40%.¹³ Bij een dergelijke onzekerheid kunnen, naar onze mening, ammoniakemissiewaarden op lokaal niveau slechts gebruikt worden als een risico-indicatie. Feitelijke uitspraken omtrent emissie (en mutatis mutandis uitspraken over depositie; zie hoofdstuk 2) zijn dan nauwelijks meer mogelijk.

Voor wat betreft de berekeningen van de landelijke ammoniakemissie (inclusief andere bronnen dan mest) wordt het volgende opgemerkt in AMMONIAK: DE FEITEN:¹⁴

De totale uitstoot van ammoniak in Nederland wordt niet gemeten maar berekend met behulp van modellen. Het is namelijk erg moeilijk om van een individueel bedrijf de uitstoot van ammoniak te bepalen. Zelfs als dat al zou lukken, dan nog kunnen de meetresultaten niet simpelweg worden vermenigvuldigd met het totaal aantal veebedrijven in Nederland. Daarvoor zijn de verschillen in staltype, diersoorten, voeding- en klimaatbeheersing te groot. Dat betekent niet, dat er niet gemeten wordt. De resultaten daarvan worden gebruikt voor het vaststellen van de emissiefactoren en om te kijken of de rekenmodellen kloppen.

De hoeveelheden stikstof die de verschillende diersoorten produceren vormen samen met de emissiefactoren de invoergegevens voor de modellen die het Landbouw Economisch Instituut (LEI-DLO) heeft ontwikkeld voor mest en ammoniak. Met behulp van die modellen wordt de emissie van ammoniak berekend.

Indien, zoals in dit citaat wordt vermeld, het erg moeilijk is om van een individueel bedrijf de uitstoot van ammoniak te bepalen, kan men zich afvragen in hoeverre de berekende landelijke emissie betrouwbaar is.

De metingen die worden gedaan zijn overigens zeer beperkt. (Over het uitrijden van mest wordt niet gesproken; hier worden ongetwijfeld geen metingen van verricht.) Het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) heeft 8 lokaties waar NH₃-concentraties worden gemeten. Aangezien concentra-

¹² AMMONIAK: DE FEITEN, p. 10.

¹³ APV-II, p. 48.

¹⁴ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 14.

tiemetingen van NH_3 slechts representatief zijn voor de lokale situatie rond het meetstation,¹⁵ is dit ruim onvoldoende om een ruimtelijk beeld over Nederland te genereren. Dit wordt daarom gedaan met het OPS-model. Een toetsing van het OPS-model vindt achteraf plaats aan de hand van de LML-metingen.¹⁶ Het gevolg is een lange extrapolatieweg met het risico van grote systematische fouten.

Hoe zijn de emissie-getallen tot stand gekomen? Er zijn drie vormen van emissie, te weten: *stal- en opslagemissie*, *mestaanwendingsemmissie* en *beweidingsemmissie*.¹⁷ Deze emissievormen zullen we in de volgende paragrafen bespreken.

§1.3 Emissie van Ammoniak uit Stallen

In de APV II-rapportage wordt melding gemaakt van de ammoniak-emissie per 'gemiddeld aanwezig dier'.¹⁸ Dit betreft dus de *stalemissie*. In tabel 2.1 worden gemeten waarden vergeleken met berekende waarden:¹⁹

Met uitzondering van de factoren voor varkensstallen (met gedeeltelijke roostervloer), zijn de gemeten factoren over het algemeen lager dan de door de Werkgroep (Werkgroep NH_3 -emissiefactoren) berekende factoren. De berekende emissiefactoren zijn gebaseerd op veronderstellingen ten aanzien van de verliezen van NH_3 uit mest onder verschillende omstandigheden. De vergelijking met de meetresultaten toont duidelijk aan dat de onzekerheid in de berekende emissiefactoren zeer groot is. Bovendien zijn slechts voor een beperkt aantal categorieën metingen verricht. ... Grote fouten kunnen optreden wanneer het ingewikkelde emissieproces wordt beschreven met een beperkt aantal emissiefactoren, waarvan wordt aangenomen dat het cijfers zijn die voor het hele land op jaarbasis gelden.

¹⁵ APV-III, p. 19-20.

¹⁶ Idem, p. 16.

De problematiek van de ammoniakconcentratie over Nederland wordt op de volgende wijze onder woorden gebracht in AMMONIAK: DE FEITEN, p. 23:

'... Om de concentratie van ammoniak heel nauwkeurig in beeld te brengen zouden enkele tienduizenden meetpunten nodig zijn omdat er tamelijk grote verschillen in uitstoot zijn tussen de verschillende gebieden. Om een idee te krijgen van de verdeling van ammoniak in de Nederlandse atmosfeer moeten deze metingen (bepaald op 8 LML meetpunten; APV-III, p. 16) daarom worden gecombineerd met computerberekeningen. ...' Cursivering en toevoeging tussen haakjes van ons.

¹⁷ APV-II, p. 41.

¹⁸ Idem, p. 43.

¹⁹ Idem, p. 44-45. Toevoeging tussen haakjes van ons.

Ondanks het feit dat wordt geconstateerd dat de gemeten waarden 'over het algemeen' (vrijwel in alle gevallen!) lager zijn dan de berekende waarden, en dat de onzekerheid in de berekeningen 'zeer groot' wordt genoemd, wordt er in de modelberekeningen van het APV toch uitgegaan van berekende waarden.²⁰

In het kader van het APV is besloten om de totale emissie van ammoniak te schatten door gebruik te maken van de emissiefactoren die door de Werkgroep zijn gegeven. De totale onzekerheid in deze factoren is niet in cijfers uitgedrukt.

Niet alleen in de APV-rapportage, maar ook in de Interimwet worden de *berekende* emissiefactoren gehanteerd, althans wat betreft de belangrijkste diersoorten. Als voorbeeld kan de NH₃-emissie dienen, veroorzaakt door melkkoeien in bepaalde stallen. De berekende waarde ligt op 8.8 kg NH₃, de gemeten waarde op 6 kg NH₃. Niettemin wordt in de Interimwet als emissiewaarde 8.8 kg genomen.²¹

In het rapport AMMONIAK: DE FEITEN wordt de betrouwbaarheid van de gehanteerde stalemissiefactoren als volgt verdedigd:²²

In het begin van de jaren '80 werden [de] emissiefactoren dus berekend, maar tegenwoordig zijn ze voor de *belangrijkste* diersoorten vervangen door waarden die in de praktijk gemeten zijn. Emissiefactoren worden als jaargemiddelen gebruikt en worden steeds aangepast als er nieuwe feiten bekend zijn geworden.

Hierbij dient echter te worden aangetekend dat met name ten aanzien van de natuurlijk geventileerde stallen (waarvan de gehele rundveehouderij, relatief de grootste ammoniakproducent, gebruik maakt) *geen* betrouwbare meetmethode voorhanden is. Zoals vermeld in het TNO rapport 'Meetmethoden NH₃-emissie uit stallen': 'Voor de natuurlijk geventileerde stallen is op dit moment nog geen enkele meetmethode beschikbaar,'²³ Bovendien kan bovenstaand APV-citaat moeilijk in overeenstemming worden gebracht met het volgende uit APV-III:

²⁰ APV-II, p. 44.

²¹ 634 Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij), bijlage 4, p. 8-11.

²² AMMONIAK: DE FEITEN, p. 13. Cursivering van ons.

²³ Ouwerkerk van, E. N. J. (IMAG-DLO; eindred.) Meetmethoden NH₃-emissie uit stallen, ISSN 0926-7085, p. 150.

De NH_3 -emissies voor 1990, 1991 en 1992 zijn hoger dan in voorgaande RIVM-publikaties is aangegeven. Dit wordt veroorzaakt door een herberekening van de emissies uit dierlijke mest. Reden hiertoe was het beschikbaar komen van nieuwe excretiefactoren voor landbouwhuisdieren voor 1990 tot en met 1993. De excreties zijn berekend volgens een methodiek die de afgelopen twee jaar ontwikkeld is door een zestal samenwerkende instituten Bij de herberekening werden enkele eerder gesignaleerde correcties doorgevoerd. De berekening van de ammoniakemissie is uitgevoerd met de mest- en ammoniakmodellen van het LEI-DLO²⁴

In de volgende paragraaf zullen we nader ingaan op de beweidings- en mestaanwendingsproblematiek.

§1.4 Emissie van Ammoniak bij Mestaanwending en Beweiding

Om een totaalbeeld te krijgen van de ammoniakemissie moeten we naast de stalemissie ook ammoniakverlies tijdens *uitrijden* en *beweiding* onder de loep nemen. APV-II bespreekt één en ander op de volgende wijze:²⁵

Het onderzoek naar emissies na bemesting toont aan dat ammoniakemissie tijdens en na het uitrijden van mest sterk varieert. De mate van verlies is afhankelijk van de weersomstandigheden, de bodemgesteldheid en de samenstelling van de mest. ... Op grond van deze metingen en de modelberekeningen konden echter geen emissiefactoren worden afgeleid voor het uitrijden van mest.

Emissies bij beweiding bleken kleiner te zijn dan tot nog toe werd aangenomen. De uitgescheiden stikstof komt voornamelijk uit de urine, die gemakkelijk in de bodem doordringt.

Beweiding blijkt dus slechts een geringe bijdrage te leveren aan de totale ammoniakemissie. AMMONIAK: DE FEITEN noemt een schattingspercentage van 8% stikstof (in mest en urine) dat vervluchtigt als NH_3 .²⁶ APV-II merkt het volgende op ten aanzien van het *uitrijden* van mest:²⁷

... Bovendien is de grootste bron momenteel het uitrijden van mest. De berekende emissie is gebaseerd op de veronderstelling dat 50% van de ammoniak in de mest vervluchtigt tijdens en na het uitrijden. Aangezien er onder meer geen cijfers zijn over de weersomstandigheden waaronder de

²⁴ APV-III, 14-15.

²⁵ APV-II, p. 42.

²⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 12.

²⁷ APV-II, p. 45.

boeren mest uitrijden, is het niet mogelijk om de totale ammoniakemissie ten gevolge van het uitrijden van mest nauwkeuriger te berekenen.

... Er zijn tot op heden onvoldoende metingen verricht om betrouwbaardere schattingen te kunnen doen. ...

Uit het bovenstaande blijkt dat er gebruik wordt gemaakt van een *circulaire redenering*²⁸ t.a.v. het uitrijden van mest. De veronderstelde 50% NH₃-uitstoot bij het uitrijden van mest leidt tot een bepaalde emissiewaarde die tot stand komt met modelberekeningen. De daaraan verbonden conclusie dat 'de grootste bron momenteel het uitrijden van mest' is, is dan onvermijdelijk. We zijn dan namelijk weer terug bij het gekozen uitgangspunt.

APV-III voegt hier aan toe dat sinds de jaren '90 mest emissie-arm uitgereden moet worden (ten tijde van APV-II was hier nog geen sprake van). Hierover wordt het volgende gezegd:²⁹

In 1990 en 1991 gold voor bouwland de verplichting dat de mest uiterlijk daags na uitrijden ondergewerkt moest zijn. In 1992 en 1993 moest dierlijke mest op bouwland na uitrijden meteen worden ondergewerkt. ... Tabel 2.2 laat zien dat in 1992 en 1993 de inzet van emissie-arme mestaanwendings-technieken de ammoniakemissie uit dierlijke mest met circa 25% reduceerde.

Er is geen toereikende dataverzameling om de ammoniakemissie exact vast te stellen. Bij de berekening is ervan uitgegaan dat de regelgeving ten aanzien van emissie-arme mestaanwending volledig is nageleefd en dat de uitrijtechnieken volgens de voorschriften zijn toegepast. ...

Het is onjuist om te stellen dat 'tabel 2.2 laat zien dat in 1992 en 1993 de inzet van emissie-arme mestaanwendingstechnieken de ammoniakemissie uit dierlijke mest met circa 25% reduceerde'. Dit is een aanname waarvoor externe bewijsvoering ontbreekt. Daarbij dient te worden opgemerkt dat vanaf 1994 een landelijke verplichting gold voor emissie-arm uitrijden. Het is van groot belang om te weten wat de gevolgen van deze maatregelen zijn voor de ammoniakemissie, maar daarover geeft de APV-rapportage geen uitsluitsel.

²⁸ Brümmer, V. Wijgerige Begripsanalyse, Derde druk 1989, J. H. Kok-Kampen, p. 86.

²⁹ APV-III, p. 15.

§1.5 Conclusies

De emissie van NH_3 is uiterst moeilijk te meten. In de berekeningen die in APV zijn gehanteerd en ten grondslag liggen aan de Interimwet, zitten grote onzekerheden. Op lokaal niveau zijn de onzekerheden dusdanig groot dat weinig over de werkelijke ammoniakemissie te zeggen valt. Wat betreft de rundveehouderij is dat zeker het geval.

Depositie van Ammoniak

§2.1 Samenvatting en Conclusies

Bij de uitstoot van ammoniak komt het in de atmosfeer en kan daar een scala van reacties ondergaan. APV beperkt zich tot de omzetting van NH_3 naar NH_4^+ onder vorming van ammoniumzouten (een zuur-base reactie; ammoniak is een base). Verder worden oxidatiereacties als belangrijk geacht zonder nadere specificatie.¹ Voordat er sprake kan zijn van depositie komt de atmosfeerchemie van ammoniak in beeld. In de behandeling van dit laatste onderwerp schiet APV te kort.

APV-II laat een aantal reacties zien die voor SO_2 , NO_x en NH_3 , de hoofdrolspelers in het verzuringsverhaal, van belang zijn.² Voor NH_3 laat men alleen de zuur-base reactie zien onder vorming van ammoniumzouten zoals $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ en NH_4NO_3 . Ammoniak kan echter in de atmosfeer, onder invloed van elektrische ontladingen, worden gevormd en ontleed (in de elementen N_2 en H_2).³ Dus een gedeelte van de antropogene (door menselijke activiteiten geproduceerde) NH_3 kan uit elkaar vallen in de atmosfeer. Bovendien is het zo dat bij afname van ammoniakemissie er toch ammoniak blijft neerslaan in Nederland aangezien ammoniak ook wordt gevormd in de atmosfeer uit N_2 .

Een andere wijze van ammoniakontleding in de atmosfeer die door APV onbesproken blijft is de ontleding van NH_4NO_2 (in water en N_2), een reactieproduct van NH_3 en HNO_2 . De stikstofoxidezuren worden in de atmosfeer gevormd uit NO_x (dat voornamelijk wordt geproduceerd door het verkeer). APV-II laat HNO_2 in fig. 3.1b neerslaan⁴ wat onwaarschijnlijk is aangezien HNO_2 een zeer instabiele stof is (zeker in aanwezigheid van NH_3). De ontleding van NH_4NO_2 speelt waarschijnlijk een rol van betekenis in de verwijdering van ammoniak uit de atmosfeer.

Afgezien van het (voor de hand liggende) feit dat ammoniak een base is, is ammoniak tevens een reductor. In smogvorming speelt ozon (O_3)

¹ APV-II, p. 55.

² APV-II, p. 56-57.

³ Falbe, J.; Regitz, M. (eds.) Römpp Chemie Lexikon, 9 Auflage, 1992 Georg Thieme Verlag, p. 164; Pascal, P. Nouveau Traité de Chimie Minérale Tome X, 1956 Masson et Cie, p. 79, 127.

⁴ APV-II, p. 56-57.

een hoofdrol.⁵ De ernst van smog wordt zelfs gerelateerd aan de ozonconcentratie. Ammoniak, als reductor, kan met ozon, een oxidator, reageren en zo een rechtstreekse bijdrage leveren aan de verbetering van de luchtkwaliteit. De aanwezigheid van ammoniak in de atmosfeer kan leiden tot het neutraliseren van zuren en wegvangen van ozon.

Depositie van ammoniak (en ammonium) is gerelateerd aan emissie.⁶ De belangrijkste depositievormen, natte depositie (opgelost in neerslag) en droge depositie (direkte afzet van chemische stoffen), worden berekend met het een model. Natte depositie (30%) wordt gerelateerd aan meetwaarden. Droge depositie (70%) kan *niet* worden gerelateerd aan meetwaarden; er zijn er te weinig voorhanden. Hiervoor wordt een ander model gebruikt.

AMMONIAK: DE FEITEN noemt bij de nationale depositie in 1993 een onzekerheid van 30%. Op het niveau van de 5 × 5 km roostervlakken wordt een onzekerheid van 50 tot 90% genoemd.⁷ NH₃-depositie per hectare worden niet voorzien van onzekerheidswaarden. Depositie van ammoniak op lokaal niveau speelt echter een hoofdrol in de Interimwet.

De conclusie moet zijn dat de aanwezigheid van de depositietabel in de Interimwet⁸ onaanvaardbaar is op grond van de huidige wetenschappelijke gegevens gezien de zeer hoge onzekerheid verbonden aan de lokale NH₃-depositiewaarden.

§2.2 Atmosfeerchemie van Ammoniak

Ammoniak (NH₃) is één van de vele stikstofverbindingen die van nature in ecosystemen voorkomt.⁹ Tevens wordt ammoniak door menselijke activiteiten in de natuur gebracht (bijvoorbeeld d.m.v. bemesting met kunstmest of dierlijke mest). Voordat ammoniak neerslaat maakt het deel uit van een complex chemisch proces in de atmosfeer.

⁵ Wayne, R. P. Chemistry of atmospheres Second Edition, 1991 Clarendon Press Oxford, p. 252-263. *We hebben het hier niet over het ozon in de ozonlaag op 25-30 km hoogte die UV-straling uit het zonlicht filtert.*

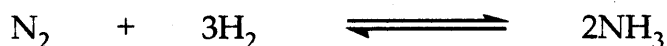
⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 22.

⁷ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 33.

⁸ 634 Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniak-depositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij), bijlage 5, p. 12.

⁹ Bailar, J. C. (ed.) Comprehensive Inorganic Chemistry, 1973 Pergamon Press Ltd., p. 200.

Zo kan ammoniak in de atmosfeer ontstaan *en* worden verwijderd onder invloed van elektrische ontladingen en UV-straling zoals beschreven in de onderstaande reactie:¹⁰



Figuur 2.2.1. Ammoniak-evenwichtsreactie.

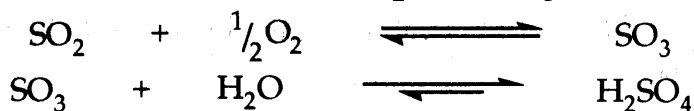
Ammoniak is chemisch gezien een *base* en een *reductor*. Als base is ammoniak in staat te reageren met zuren onder vorming van ammoniumzouten. Zuren in de atmosfeer worden dus geneutraliseerd. In de reactie met bv. zwavelzuur¹¹ ontstaat ammoniumsulfaat.

Als reductor is ammoniak in staat bepaalde chemische stoffen te reduceren. Ozon (O₃) is zo'n stof die gereduceerd kan worden door ammoniak. In smogvorming speelt het giftige ozon (O₃) een hoofdrol.¹² De ernst van smogvorming wordt zelfs gerelateerd aan de concentratie ozon. Ammoniak, als reductor, kan met ozon, een oxidator, reageren (en op die manier ozon afbreken) en zo een rechtstreekse bijdrage leveren aan de verbetering van de luchtkwaliteit.

Ten aanzien van de verschillende NO_x-verbindingen (en daarmee samenhangend de vorming van 'stikstofoxidezuren' HNO₂¹³ en HNO₃¹⁴)

¹⁰ Falbe, J.; Regitz, M. (eds.) Römpp Chemie Lexikon, 9 Auflage, 1992 Georg Thieme Verlag, p. 164; Pascal, P. Nouveau Traité de Chimie Minérale Tome X, 1956 Masson et C^{ie}, p. 79, 127.

¹¹ Zwavelzuur ontstaat in de atmosfeer uit SO₂ via de volgende reacties:



Ammoniak versnelt de vorming van zwavelzuur, wat vervolgens meteen reageert tot ammoniumsulfaat: Butcher, S. S.; Charlson, R. J. An Introduction to Air Chemistry, 1972 Academic Press, Inc., p. 105.

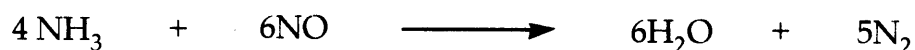
¹² Wayne, R. P. Chemistry of atmospheres Second Edition, 1991 Clarendon Press Oxford, p. 252-263.

¹³ Salpeterigzuur (HNO₂) wordt snel gereduceerd door SO₂ onder vorming van zwavelzuur en NO_x. Bailar, J. C. (ed.) Comprehensive Inorganic Chemistry, 1973 Pergamon Press Ltd., p. 374.

¹⁴ Salpeterzuur (HNO₃) wordt eveneens in grote hoeveelheden gevormd door elektrische ontladingen in de atmosfeer. Zie Bailar, J. C. (ed.) Comprehensive Inorganic Chemistry, 1973 Pergamon Press Ltd., 6, p. 375-376.

ligt de chemie wat gecompliceerder.¹⁵ De stikstofoxiden, en de daaruit ontstane stikstofoxidezuren, laten ammoniak niet ongemoeid.

Wat stikstofoxiden betreft noemen we ter illustratie de reactie van NH_3 met stikstofmonoxide waarbij stikstof en water wordt gevormd:¹⁶



Figuur 2.2.2. De ontleding van ammoniak met stikstofmonoxide.

Bovenstaande reactie kan een rol van betekenis spelen als men bedenkt dat zowel ammoniak als NO_x voortkomen uit lage bronnen (NO_x voornamelijk door verkeer). De kans is daardoor groot dat beide stoffen elkaar 'kunnen vinden' en zodoende een 'vernietigingsreactie' kunnen aangaan.

De uit NO_x gevormde stikstofoxidezuren (HNO_2 en HNO_3) gaan uiteraard reacties aan met ammoniak. Onderstaand vindt men een voorbeeld. Salpeterigzuur (HNO_2) is een weinig stabiele verbinding. In de atmosfeer is salpeterigzuur o.a. in evenwicht met water en 2NO_x .¹⁷ In de reactie met ammoniak ontstaat er ammoniumnitriet. Deze chemische verbinding is zeer instabiel en valt snel uiteen in water en stikstof (N_2):¹⁸



Figuur 2.2.3. Ontleding van ammoniumnitriet.

De bovenstaande, summiere voorbeelden van reacties waarbij ammoniak een rol speelt, zijn bedoeld om aan te geven dat de atmosfeerchemie van ammoniak een complexe zaak is. In de volgende paragraaf gaan we in op wat de APV-rapportage te zeggen heeft over de atmosfeerchemie van ammoniak.

¹⁵ De chemie van stikstofoxiden is zeer complex (ook wat de chemie betreft met andere chemische verbindingen). Zie verder: Stern, A. C. (ed.) Air pollution Vol. I, Air pollution and its effects, Second Edition 1968 Academic Press, p. 162-164; 177-178, en de daarin genoemde referenties.

¹⁶ Pascal, P. Nouveau Traité de Chimie Minérale Tome X, 1956 Masson et Cie, p. 134.

¹⁷ Bailar, J. C. (ed.) Comprehensive Inorganic Chemistry, 1973 Pergamon Press Ltd., p. 372.

¹⁸ Idem, p. 373.

§2.3 APV en Atmosfeerchemie

De verschillende APV-rapporten besteden vrijwel geen aandacht aan de atmosfeerchemie van ammoniak. Dat wil *niet* zeggen dat de deelonderzoeken van waaruit de APV-rapportage is samengesteld dit onderwerp niet onderzocht zouden hebben.

Dat de APV-rapportage nauwelijks aandacht besteedt aan dit onderwerp kan een aantal oorzaken hebben. Men kan er van uitgaan dat het merendeel van de ammoniakemissie wordt veroorzaakt door de landbouw hetgeen inhoudt dat de *emissiepunten* van ammoniak laag zijn. Dat zou o.a. tot gevolg hebben dat de verblijftijd van ammoniak in de atmosfeer kort is zodat de chemische interactie van ammoniak met andere stoffen minimaal is. Echter NH_3 is de enige component van de verzurende componenten besproken in de APV-rapportage met een dichtheid *kleiner dan 1* (0.77 gr/l; dus 1l ammoniak weegt bij 0°C en een druk van 1 atmosfeer 0.77 gr).¹⁹ Dit betekent dat ammoniak bij hoge concentraties (dus dichtbij de bron) waarschijnlijk vrij snel in de lucht vervliegt. De andere verzurende stoffen (SO_2 , NO_x) hebben dichtheden *groter dan 1* wat betekent dat die gassen de fysische 'neiging' vertonen uit te zakken in de lucht (menging, chemische en meteorologische invloeden buiten beschouwing gelaten).²⁰ Chemische interactie lijkt wel degelijk een factor van betekenis te zijn. APV-III bespreekt de chemische interactie (men spreekt van een 'sterke en complexe onderlinge koppeling') van de verschillende gassen als volgt:²¹

Aangezien de drie primaire gassen (SO_2 , NO_x , NH_3) met elkaar en met de verschillende reactieprodukten in de atmosfeer kunnen reageren en in evenwicht zijn, is er een *sterke en complexe onderlinge koppeling*. Indien er bijvoorbeeld geen NH_3 in de atmosfeer zou zijn, zou SO_2 minder snel omgezet worden in SO_4^{2-} . Het milieu zou echter ook "zuurder" zijn waardoor de depositiesnelheden van zure verbindingen lager wordt (slechte oplosbaarheid van deze verbindingen in zure waterlagen). Het netto-effect

¹⁹ Lyde, D. R. (ed.) Handbook of Chemistry and Physics 75th Edition, 1995 CRC Press. Andere belangrijke 'normale' dichtheden zijn: SO_2 : 2.97 gr/l; NO: 1.34 gr/l; NO_2 : 1.45 gr/l.

²⁰ Smogvorming is een aardig voorbeeld van het 'blijven hangen' van uitlaatgassen. Ook rapport R-86-8 (Asman, W.; Maas, H. *Schatting van de depositie van ammoniak en ammonium in Nederland t.b.v. het beleid in het kader van de hinderwet, mei 1986*) besteedt geen enkele aandacht aan de fysische eigenschappen van ammoniak. Bronhoogte is ook hier het criterium voor depositie: 'Dichtbij een bron is de pluim nog relatief weinig verdund en bevindt zich dichtbij het aardoppervlak. Daardoor is de droge depositie veroorzaakt door die bron ook het grootste dichtbij de bron ...', (p. 5).

²¹ APV-III, p.11. Cursivering van ons.

is niet eenvoudig te bepalen. Het is wel zo dat als de emissie van een van de componenten relatief toe- of afneemt ten opzichte van die van de andere dit tevens gevolgen heeft voor de transportafstand en de depositie van de andere componenten. Hier wordt slechts ten dele rekening mee gehouden in scenarioberekeningen omdat dergelijke koppelingen niet volledig in de modellen zijn opgenomen.²²

Uit dit citaat blijkt dat relevante chemische interacties in de atmosfeer nog nauwelijks in modellen te vatten zijn. Het weglaten (of maar ten dele opnemen) van chemische reacties waarvan men niet weet welke rol ze spelen leidt tot echter tot een gesimplificeerd beeld van de werkelijkheid. Welke kwantitatieve gevolgen een dergelijke simplificatie heeft is moeilijk te achterhalen.

APV-II besteedt wat meer aandacht aan de atmosfeerchemie van de verschillende zogenaamde verzurende componenten.²³ De meest voor de hand liggende omzettingen van SO_2 , NO_x en NH_x worden besproken. De depositie van HNO_2 (APV-II, p. 56) is zeer onwaarschijnlijk aangezien dit een instabiele verbinding is, zeker in aanwezigheid van ammoniak (zie boven). Naar onze mening is de bespreking in APV-II te summier om recht te doen aan deze complexe materie.

Aangezien de atmosfeerchemie grote gevolgen heeft voor de depositie van verzurende stoffen verdient dit onderwerp meer aandacht dan het in de APV-rapportage krijgt.

§2.4 Depositie van Verzurende Stoffen

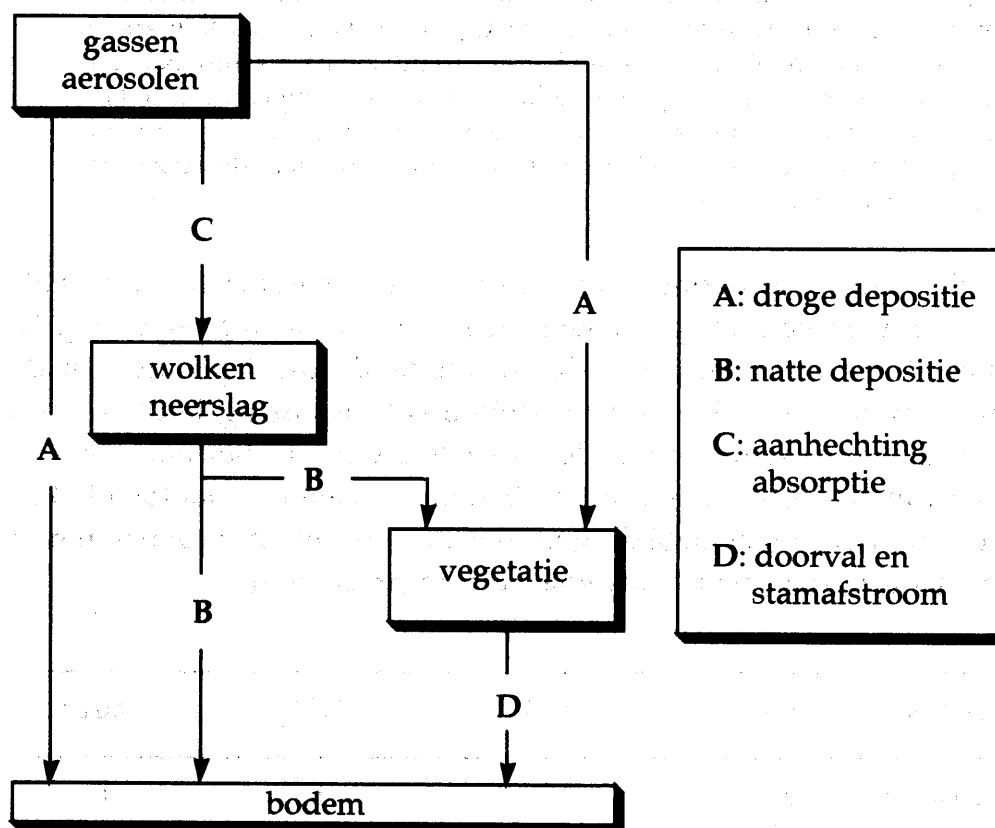
Emissie en depositie zijn op een bepaalde wijze aan elkaar gerelateerd. In het APV is een poging ondernomen om deze beide grootheden met elkaar te verbinden. Daarbij is het zo dat zowel Nederland als de ons omringende landen bijdragen aan de depositie van ammoniak (en andere verzurende componenten; bij ammoniakdepositie wordt bedoeld de som van

²² Een aantal opmerkingen zijn op zijn plaats: We hebben al aangetoond dat HNO_2 (en niet alleen ammoniak) ook verantwoordelijk is voor de versnelde vorming van zwavelzuur (en dus SO_4^{2-}). Volkomen terecht stelt APV-III dat het nettoeffect van de chemische interacties niet eenvoudig is vast te stellen. Eén en ander had wel genoemd moeten worden in de onzekerheidsdiscussie van het betreffende hoofdstuk, APV-III, p. 45-47.

²³ APV-II, p. 55-57. Op pagina 55 wordt gesteld dat oxidaties en zuur-base reacties de belangrijkste processen zijn. Enige onderbouwing is echter afwezig.

droge, natte en occulte depositie van NH_3 en NH_4^+ , ook wel aangeduid als NH_x -depositie) in Nederland.

Een schematisering van de depositie van verzurende componenten kan als volgt worden voorgesteld:



Figuur 2.4.1. Schematische voorstelling van depositievormen.

Een belangrijke depositiewaarde die in het APV wordt gehanteerd is de *potentieel zuur depositie*. APV-III formuleert één en ander als volgt:²⁴

Aangezien het bij verzurende depositie om verschillende stoffen gaat, is het, om de totale belasting met verzurende stoffen te kunnen aangeven, nodig om deze stoffen op één noemer te brengen. De totale belasting wordt hiertoe uitgedrukt in potentieel zuur, berekend volgens

$$2\text{SO}_x + \text{NO}_y + \text{NH}_x \text{ (mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}\text{)}$$

... Het begrip potentieel zuur wordt gebruikt omdat NH_3 als potentieel zure stof wordt aangemerkt. In de atmosfeer werkt NH_3 juist als een base,

²⁴ APV-III, p. 12.

hetgeen leidt tot neutralisatie van zuren als HNO_3 en H_2SO_4 . In de bodem kan het gevormde NH_4^+ echter omgezet worden in NO_3^- waarbij alsnog zuur geproduceerd wordt via bacteriële omzetting (nitrificatie), volgens:



Via dit proces worden uiteindelijk twee molen zuur gevormd: één afkomstig van het geneutraliseerde zuur en één afkomstig van NH_3 . Per saldo werkt 1 mol NH_3 dus maximaal voor 1 mol H^+ verzurend, evenals 1 mol NO_y . 1 mol van het tweewaardige SO_4^{2-} kan leiden tot de vorming van 2 mol H^+ . De actuele verzuring hangt af van de mate waarin NO_3^- en SO_4^{2-} uit de bodem spoelen. Pas als dit volledig het geval is, is de actuele verzuring gelijk aan de potentiële verzuring.

Twee essentiële begrippen komen hier naar voren: *potentiële* en *actuele* verzuring. Potentiële verzuring betekent de *mogelijkheid tot* verzuring. In feite zegt het alleen maar iets over de hoeveelheid aan depositie van de verzurende componenten. De *actuele* (feitelijke) verzuring leidt tot een afname van de zuur-neutraliserende capaciteit van de bodem. Daar is *alleen* sprake van als NO_3^- en SO_4^- uit de bodem spoelen (zie hoofdstuk 3).

De verschillende depositiebijdragen van de verschillende omringende landen voor het jaar 1993 zien er als volgt uit (in procenten):²⁵

land (gebied)	SO_x	NO_x	NH_x	zuur
GB + Ierland	20	19	1	11
Frankrijk	7	8	1	5
België	17	8	6	10
Duitsland	19	19	5	13
Nederland	32	40	86	57
Oost Europa	4	3	1	2
Overig	2	4	0	2
Totaal	100	100	100	100

Tabel 2.4.1. Herkomst van de depositie in procenten.

Het overgrote deel van NH_x is afkomstig uit eigen land hetgeen niet zo verbazingwekkend is als men bedenkt dat de depositiesnelheid van NH_x vrij hoog wordt ingeschat (voor een korte discussie, zie boven).

²⁵ APV-III, p. 40.

In onderstaande tabel zijn de depositiebijdragen per sector samengevat over het jaar 1993 volgens APV-III:²⁶

doelgroep	SO _x	NO _x	NH _x	zuur
Raffinaderijen	37	3	0	7
Centrales	6	5	0	2
Verkeer	25	74	0	16
Industrie	25	10	2	8
Landbouw	0	2	92	61
Huishoudens, etc.	6	6	6	6
Totaal	100	100	100	100

Tabel 2.4.2. Depositiebijdrage per sector aan het Nederlandse aandeel in 1993 in procenten.

De totale deposities van de verschillende verzurende componenten in Nederland voor het jaar 1993 volgens APV-III staan vermeld in onderstaande tabel:²⁷

	Droog	Nat	Totaal
SO _x	570	190	760
NO _x	420	330	750
NH _x	1320	680	2000
N _{tot}	1740	1000	2740
Zuur	2900	1380	4280

Tabel 2.4.3. Gemiddelde depositie in Nederland in 1993 in mol ha⁻¹ jr⁻¹.

APV-III geeft in 'tabel 2.6' de waarden voor verschillende typen bos en andere natuurgebieden.²⁸ De waarden voor het 'gemiddeld bos' staan vermeld in onderstaande tabel:

²⁶ APV-III, p. 41.

²⁷ APV-III, p. 31

²⁸ Idem, p. 32.

	Droog	Nat	Totaal
SO _x	790	210	1000
NO _x	660	320	980
NH _x	1580	760	2340
N _{tot}	2240	1080	3320
Zuur	3820	1500	5320

Tabel 2.4.4. Gemiddelde depositie op loof- en naaldbos gemiddeld in Nederland in 1993 in mol ha⁻¹ jr⁻¹.

Depositiewaarden worden in APV op een niveau van 5 × 5 km voorzien van onzekerheidswaarden. De onzekerheidswaarde ligt gemiddeld op 50% en kan oplopen tot zo'n 90%.²⁹ Op nationaal niveau is de onzekerheid gemiddeld 30%, volgens AMMONIAK: DE FEITEN.³⁰ Naar de onzekerheid van de depositie per hectare kunnen we slechts gissen. Als er echter een trend in de onzekerheid is (zoals bovenstaande gegevens doen vermoeden) lijken ons de depositiewaarden per hectare, zoals gepubliceerd in APV, zeer onzeker. APV doet daar echter geen uitspraak over.

De depositiewaarden zeggen nog niets over de *actuele* verzuring van de bodem. In AMMONIAK: DE FEITEN wordt de misleidende suggestie gedaan dat de landbouw voor 61% zou bijdragen aan de verzuring met de opmerking dat '... Figuur 1.3 laat zien hoeveel elke doelgroep bijdraagt aan de verzuring'³¹ Figuur 1.3 in AMMONIAK: DE FEITEN presenteert echter slechts depositiebijdragen van de Nederlandse doelgroepen.

Laten we bij wijze van rekenoefening de depositiewaarden eens op eenvoudige wijze met elkaar verbinden. Enkele oppervlaktewaarden:

Oppervlak:	km ²	ha
Nederland (zonder water)	33,993.46	3,399,346
Nederland (totaal)	41,526.25	4,152,625
Bos (totaal)	3,040.68	304,068

Tabel 2.4.5. Oppervlakte van Nederland, totaaloppervlakte bos (CBS).

²⁹ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 33.

³⁰ Idem.

³¹ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 8-9.

De onderstaande tabel bevat waarden voor NH_x (en de andere verzurende componenten) die via een rechtstreekse vermenigvuldiging van het aantal molen depositie per hectare met het betreffende oppervlak tot stand zijn gekomen:

Totale depositie (gemiddeld): ³²	Nederland ³³	Loof- en naaldbos
SO_x ³⁴	187	20
NO_x	131	13
NH_x	131	12

Tabel 2.4.6. Depositieberekeningen (in kiloton jaar⁻¹).

De totale Nederlandse ammoniakemissie in 1993 is berekend op een waarde van 208 kiloton (SO_2 en NO_x zijn goed voor respectievelijk 168 en 561 kiloton in datzelfde jaar³⁵). Een percentage van het in Nederland geproduceerde ammoniak wordt over de landsgrenzen getransporteerd. Het rapport AMMONIAK: DE FEITEN geeft in een figuur de depositie van ammoniak en ammonium als functie van de afstand van de bron.³⁶ Op een afstand van ongeveer 100 km is $\pm 60\%$ NH_x gedeponneerd. Een conservatieve schatting aan de hand van het bovengenoemde figuur zou ruwweg een export uit Nederland van 30% NH_x opleveren (niet meerekenend dat veel landbouwbedrijven aan de grens met Duitsland liggen; een overheersende zuid-westen wind zou dan een veel groter percentage over de grens transporteren). Een depositie van 145 kiloton is dan het resultaat. Als we echter

³² Bij de omrekening van mol naar grammen maken we gebruik van de volgende molaire gewichten: N: 14 gram/mol (gr/mol); NH_3 : 17 gr/mol; SO_2 : 64 gr/mol; NO_x : 46 gr/mol (AMMONIAK: DE FEITEN, p. 27; voor SO_2 staat een foutief molair gewicht genoemd).

³³ Totaal oppervlak Nederland - het bosoppervlak = 3,848,557.00 ha (tabel 2.4.6).

³⁴ Opvallend is de hoge depositie van SO_x in Nederland. Deze is in feite hoger dan de emissie van SO_2 (168 kiloton in 1993), ondanks het feit dat volgens tabel 2.4.1 slechts 32% van de SO_2 -depositie voor Nederlandse rekening is. Deze eigenaardige discrepantie zal ongetwijfeld te maken hebben met de foutieve invoer van de molecuulmassa van SO_2 in de modellen zoals beschreven in de APV-rapportage. Zie AMMONIAK: DE FEITEN, p. 27.

³⁵ APV-III, p.14.

³⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 25.

afgaan op tabel 2.4.1 dan zou 86% van de in Nederland geproduceerde ammoniak ook neerslaan in Nederland, wat resulteert in een waarde van 178 kiloton.

Depositiewaarden zijn dus nogal flexibel. De onzekerheid voor depositie in ogenschouw genomen is dat geen verbazingwekkende conclusie.

§2.5 Conclusies

Zowel emissie als depositie van ammoniak worden berekend aan de hand van modellen, gesteund door concentratiemetingen (bv. in het kader van LML). Bovendien worden depositiewaarden berekend aan de hand van emissieberekeningen.³⁷ We hebben al opgemerkt dat de extrapolatieweg in een dergelijk theoretiseren een lange is. Dat uit zich dan ook wel in de foutenanalyse.³⁸

De schatting van de totale Nederlandse depositie van NH_x in het jaar 1993 is met een gemiddelde onzekerheid van 30% betrouwbaar te noemen.³⁹ Op het niveau van de roostervlakken van 5 bij 5 kilometer is die onzekerheid gemiddeld 50% en kan in het uiterste geval oplopen tot 90%.

Een dergelijke analyse van de gegeven waarden in het APV-onderzoek stemt tot nadenken. Natuurlijk hebben we hier te doen met macro-modellen die geen waarden *kunnen* opleveren tot 2 cijfers achter de komma. In die zin wekt een onzekerheidsanalyse met een dergelijke uitkomst nauwelijks verbazing. Daarvoor is de materie te complex, het aantal parameters te groot. Daarom is het een bedenkelijke zaak dat de Interimwet een afstandstabel bevat waarmee men de suggestie wekt ammoniakdepositie te kunnen berekenen als functie van de afstand 'tot de rand van het dichtstbijgelegen voor verzuring gevoelige gebied' en het aantal aanwezige dieren in een veehouderij.⁴⁰ Een dergelijke simplistische benadering is wetenschappelijk gezien onverantwoordelijk. Dat blijkt ook wel

³⁷ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 22.

³⁸ Idem, p. 33.

³⁹ In de niet-gepubliceerde voorloper van AMMONIAK: DE FEITEN, *Ammoniak Conceptrapport d.d. 28/3/95*, (p.11), worden ruwweg dezelfde onzekerheidspercentages (25 tot 30%) omschreven als 'vrij hoog'.

⁴⁰ Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij, bijlage 5, p. 12.

uit de niet-gepubliceerde voorloper van AMMONIAK: DE FEITEN, Ammoniak Conceptrapport D.D. 28/3/95:⁴¹

Vanwege de onzekerheden, met name op lokaal niveau, moeten de gegevens over uitstoot en depositie met de nodige voorzichtigheid worden gebruikt. Met name gaat het daarbij om de ecologische richtlijn. Deze bevat een tabel, waarmee je kunt berekenen hoeveel ammoniak er dicht bij de stal terecht komt.

Daardoor wordt een nauwkeurigheid gesuggereerd die niet bestaat. De tabel is namelijk gebaseerd op een gemiddelde Nederlandse situatie, gemiddeld over alle windrichtingen en voor meerdere jaren. Zij dient er alleen voor om aan te geven of de depositie zeer veel (een factor 10 of meer) hoger is dan de gestelde grens. De tabel is alleen bedoeld om na te gaan welke bedrijven zeer veel bijdragen aan de depositie van ammoniak op een nabij gelegen natuurgebied. Ze mag echter nooit gebruikt worden om de actuele depositie te bepalen. Evenmin is de tabel bruikbaar om de depositie over een groter gebied vast te stellen. De kans op het maken van fouten is dan erg groot.

Helaas is deze veelzeggende waarschuwing betreffende ammoniakdepositie niet opgenomen in het uiteindelijke rapport AMMONIAK: DE FEITEN. Emissie en depositie van ammoniak zoals vastgesteld in APV in Nederland zijn naar onze mening dan ook beslist geen uitgemaakte zaak. Onzekerheden die uit onderzoeken blijken geven aanleiding tot vele vragen, die nog nauwelijks aan bod zijn gekomen. Daarmee is allerm minst gezegd dat er geen ammoniakdepositie zou zijn in Nederland, evenmin dat bossen in de buurt van landbouwbedrijven geen gevolgen zouden ondervinden van depositie van NH_3 . In het volgende hoofdstuk gaan we op deze problematiek dieper in.

⁴¹ Ammoniak Conceptrapport D.D. 28/03/1995, p. 20. Italics van ons.

Effecten van Ammoniak op het Milieu

§3.1 Samenvatting en Conclusies

In dit hoofdstuk worden de volgende onderwerpen behandeld:

- a) de directe effecten van luchtverontreiniging, waaronder ammoniak
- b) bodemverzuring en nitraatuitspoeling
- c) eutrofiëring als gevolg van ammoniakdepositie
- d) de vitaliteit van de bossen
- e) de wetenschappelijke basis van de Interimwet

ad a) De directe schadelijke effecten van ammoniak op het milieu zijn marginaal en vinden alleen plaats bij extreem hoge concentraties.

ad b) De directe schadelijke effecten van bodemverzuring op het milieu lijken van ondergeschikt belang.

Voor wat betreft de indirecte effecten van bodemverzuring kunnen we drie processen onderscheiden:

- ◆ aluminiummobilisatie
- ◆ verstoring van de nutriëntenbalans
- ◆ nitraatuitspoeling

◆ In het verleden werd er vanuit gegaan dat een verhoogde Al-concentratie de boomvitaliteit zou verminderen. Hier wordt in toenemende mate aan getwijfeld. Het aluminiumconcentratieniveau is vooralsnog ongeschikt om te dienen als basis voor 'kritische' (maximum) depositienormen.

De verstoring van de voedingsstoffenbalans is een complex fenomeen dat nader wetenschappelijk onderzoek vergt. De voedingsstoffenbalans wordt sterk beïnvloed door klimatologische invloeden.

Nitraatuitspoeling blijkt niet duidelijk te relateren aan ammoniakdepositie.

Ten aanzien van kritische depositieniveaus in het algemeen kan worden opgemerkt dat deze omgeven zijn met grote onzekerheden. De normen worden geformuleerd op basis van modellen die niet getoetst zijn aan empirische gegevens.

ad c.) Het voorkómen van vegetatieveranderingen als gevolg van eutrofiëring (stikstofverrijking) blijkt te zijn uitgegroeid tot één van de belangrijkste criteria bij het stellen van depositienormen voor ammoniak. Het is echter niet duidelijk waarom dit zo zou zijn. Vegetatieveranderingen worden gekoppeld aan het begrip biodiversiteit. Van dit laatste begrip ontbreekt een definitie. Onduidelijk is ook hoe natuurlijke vegetatieveranderingen zouden moeten worden beoordeeld ten opzichte van door de mens veroorzaakte veranderingen.

ad d.) Er blijkt geen aantoonbare relatie te zijn tussen de depositie van verzurende stoffen en de vitaliteit van bossen.

ad e.) De wetenschappelijke gegevens zoals vermeld in de Interimwet (de Toelichting voor de Staatscourant) blijken niet overeen te komen met de huidige wetenschappelijke kennis.

§3.2 Inleiding

Na een bepaalde weg te hebben afgelegd in de atmosfeer, wordt ammoniak (of de omzettingsprodukten) in een of andere vorm gedeponneerd. APV-II formuleert de relatie tussen luchtverontreiniging, verzurende depositie en bossen en bosbodems, en de mogelijke problemen die onderzoek naar deze relatie met zich meebrengt op de volgende manier:¹

Effecten van belasting met verzurende stoffen kunnen optreden door *directe inwerking* op bovengrondse delen van de vegetatie maar ook langs *indirecte weg*, via de bodem, op de ondergrondse delen. Verder gaat het bij effecten niet alleen om directe schadelijke werking, maar ook om veranderingen, bijvoorbeeld verstoring van de mineralenbalans, die, eventueel op langere termijn kunnen leiden tot schade. Het is inmiddels wel duidelijk uit experimenten onder gecontroleerde laboratorium- of veldomstandigheden, aan naalden, bladeren, takken, en gehele planten en bomen, dat luchtveront-

¹ APV-II, p. 103.

reiniging en verzurende depositie via diverse oorzaak-effect relaties de groei en ontwikkeling van vegetaties kunnen beïnvloeden. *Dit laat zich echter niet gemakkelijk vertalen naar veldsituaties, waarin een ecosysteem blootstaat aan allerlei andere stressfactoren zoals ziekten, plagen en steeds wisselende weersomstandigheden; temperatuur en vochtvoorziening bijvoorbeeld zijn vaak verre van optimaal.* Ook genetische factoren spelen een rol. Eén en ander maakt het probleem complex: een samenspel van deterministische en stochastische factoren (combinatiestress) beïnvloedt de gezondheidstoestand/het functioneren van een boom en een bosopstand. ... Het zoeken naar een direct verband tussen depositie-niveaus en de gezondheidstoestand van het bos zal in het algemeen weinig opleveren omdat we veelal te maken hebben met combinatiestress, zoals hiervoor is betoogd. Ook zal een dergelijk correlatief verband geen inzicht geven in de inwerkingsmechanismen van SO_2 , NO_x en NH_3 , zowel afzonderlijk als gezamenlijk. Bovendien zal een correlatief verband gemakkelijk leiden tot een overschatting van kritische depositie-niveaus, omdat reeds voordat de gezondheidstoestand zichtbaar achteruit gaat allerlei effecten optreden die mede de gezondheidstoestand bepalen en die veroorzaakt worden door veranderingen in de nutriëntenhuishouding in de boom en in de bodem. ...

Een lang citaat dat voldoende aanknopingspunten oplevert om het APV op systematische wijze te bestuderen. We nemen drie punten onder de loep:

- ◆ De directe effecten van luchtverontreiniging.
- ◆ De bodemverzuring en nitraatuitspoeling.
- ◆ De gevolgen van de eutrofiërende werking van ammoniak.

In de volgende paragrafen worden bovenstaande onderwerpen behandeld. Ammoniak speelt uiteraard de hoofdrol in de bespreking maar we zullen zien dat ook de andere verzurende componenten (SO_2 , NO_x) een rol van betekenis spelen.

§3.3 Directe Effecten van Luchtverontreiniging

In Nederland begon men zich aan het eind van de jaren zeventig bezorgd te maken over de gezondheid van het bos. Deze ongerustheid werd o.a. gevoed door de berichten van bosschade in het grensgebied van Oost-Duitsland, Polen en Tsjechië.² De oorzaak van deze achteruitgang van de bossen in binnen- en buitenland werd vooral gezocht in de luchtveront-

² Voor een beknopte, overzichtelijke samenvatting van deze periode zie: Oldenkamp, L. Spil, *Kritisch tweemaandelijks tijdschrift over landbouw en platteland* 1993, 1, 111-112, p. 5-11.

reiniging die enorm zou zijn toegenomen. De term 'zure regen' kwam steeds meer in zwang. In Nederland werd een nationaal onderzoek opgezet: het Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek (met een totale looptijd van 10 jaar: 1985-1995). Het oogmerk van dit onderzoek was om de schade door verzuuring (en andere effecten van luchtverontreiniging) bij planten (maar vooral bossen) te kwantificeren. Het resultaat moest leiden tot effectieve maatregelen om verdere achteruitgang te voorkomen.

Voordat we verder gaan is het van belang om te formuleren welk type bewijsmateriaal, voldoende om oorzakelijke verbanden (*causaliteit* in andere bewoording) aan te tonen, acceptabel is. Het is belangrijk hierbij stil te staan aangezien veel onderzoek de rol van luchtverontreiniging zonder meer veronderstelt, hoewel verdere onderbouwing van deze aanname in veel gevallen ontbreekt.³ De causaliteitscriteria, opgesteld door Innes,⁴ zijn afkomstig van de arts Koch.⁵ De 'Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees' heeft deze criteria opnieuw geformuleerd ter bepaling van oorzaak-gevolg relaties. De hoofdcriteria zijn:

- ◆ sterke correlatie
- ◆ een geloofwaardig mechanisme
- ◆ experimentele herhaalbaarheid
- ◆ synchroon optreden van relevante processen in de tijd
- ◆ gewicht van het bewijsmateriaal

In de praktijk blijkt het zeer moeilijk om aan al deze criteria te voldoen.⁶ Uit de literatuur over verzuuring blijkt dat gemaakte claims in veel gevallen niet aan de gestelde criteria voldoen.⁷ Correlatie is niet voldoende om causaliteit te veronderstellen. Wat experimentele herhaalbaarheid betreft,

³ Visser, H. *Energie Techniek* 1995, 73, 326-333.

⁴ Innes, J. L. *Forest Health: Its Assessment and Status*. CAB International, Wallingford, UK, 1993.

⁵ Koch, R. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 1876, 2, 277. De criteria zijn:

(i) de ziekteverwekker moet in alle patiënten met dezelfde ziektesymptomen aanwezig zijn;

(ii) de ziekteverwekker moet bij de patiënt geïsoleerd kunnen worden;

(iii) de ziekteverwekker moet onder gecontroleerde laboratoriumomstandigheden de ziekte opwekken.

⁶ Visser, H. *Energie Techniek* 1995, 73, 326-333.

⁷ Visser, H. *Studies in Environmental Science* 64, 1995, *Acid Rain Research: Do we have enough answers?*

worden veel waarnemingen, gedaan onder laboratoriumcondities, geëxtrapoleerd naar de 'veldsituatie' met alle problemen vandien. Het omgekeerde zou plaats moeten vinden.⁸

Het synchroon optreden van relevante processen in de tijd is een criterium van belang om de effecten van luchtverontreiniging te bekijken. Dit houdt in dat achteruitgang van de bossen moet samenvallen met veranderingen in de concentraties van luchtverontreinigingscomponenten. Op dit vlak is de bewijsvoering buitengewoon zwak.⁹ APV-III stelt dan ook dat het directe toxische effect van luchtverontreiniging op boomgroei gering is ten opzichte van het effect van de jaarlijkse klimatologische variabiliteit.¹⁰ Een monocausaal verband tussen de conditie van bossen en één of meerdere luchtverontreinigingscomponenten is niet gevonden.¹¹ Kandler formuleert het als volgt:¹²

... As expected, a statistically positive correlation has been found between forest damage and parameters such as tree age, elevation of the site, flat and fast-draining soils and so forth, but no correlation has been shown between forest damage and air pollution (i.e. atmospheric SO₂ and NO₂ concentrations and SO₄ and NO₃ deposition). ...

Bij extreem hoge concentraties (Visser noemt mg/m³)¹³ is directe schade aan bomen waarneembaar. Directe schade als gevolg van extreem hoge NH₃-concentraties komt alleen voor vlakbij een bron (tussen de 50 en 200 m). Dit manifesteert zich als schade aan de waslaag van bladeren en naalden.¹⁴ APV-III bespreekt begassingsexperimenten waarin een ammoniakconcentratie werd gekozen die vergelijkbaar was met een niveau dat voorkomt in de meest vervuilde gebieden in Nederland (40 µg m⁻³).¹⁵ Bij dergelijke concentratieniveaus werden groeireducties gesignaleerd. Van schade aan de waslaag wordt geen melding gemaakt. Het is dan ook waarschijnlijk dat der-

⁸ Visser, H. Studies in Environmental Science 64, 1995, Acid Rain Research: Do we have enough answers?

⁹ Idem.

¹⁰ APV-III, p. 77.

¹¹ Idem, p. 63.

¹² Kandler, O. Unasylva 1993, 44, 39-44, en daarin genoemde referenties.

¹³ Visser, H. Studies in Environmental Science 64, 1995, Acid Rain Research: Do we have enough answers?

¹⁴ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 34.

¹⁵ APV-III, p.65. Jaargemiddelde NH₃-concentraties liggen rond de 10 µg m⁻³, (APV III, p. 20).

gelijke schade slechts sporadisch waargenomen wordt. Bovendien wordt vermeld dat in combinatie met ozon (O₃) het effect van ammoniak (in toch al hoge concentraties) grotendeels verdween.¹⁶

We hebben aangetoond dat de directe effecten zeer sporadisch en lokaal voorkomen. Ook AMMONIAK: DE FEITEN komt tot een vergelijkbare conclusie.¹⁷ In het licht van dit gegeven is het onduidelijk dat de Interimwet in de toelichting (Effecten van ammoniak op het milieu) begint met de bespreking van de directe effecten van ammoniak.¹⁸ Dit probleem is zo marginaal dat een bespreking ervan in de wet nauwelijks gerechtvaardigd is.

§3.4 Bodemverzuring

Bodemverzuring is één van de brandpunten van het APV-onderzoek. Voor we dit onderwerp adequaat kunnen bespreken dienen we de term verzuring te definiëren en wel op de volgende manier:¹⁹

The pH is generally used to indicate the acidity of the soil and it governs many ecologically important reactions. However, production of protons in the soil is only partially reflected in changes of the pH. For this reason, Van Breemen et al. ... defined soil acidification in terms of a capacity factor rather than an intensity factor, such as the pH. Analogues to aqueous systems, they defined soil acidification as a decreased in the acid-neutralizing capacity (ANC) of the inorganic fraction of the soil including the solution phase. ANC is defined as the sum of the basic components minus the strongly acidic components:

$$ANC_m = B_m - A_m$$

where B is basic components (the cations that contribute depend on the reference pH chosen), A is strongly acidic components (anions of strong acids) and *m* is mineral soil.

¹⁶ APV-III, p. 66.

¹⁷ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 34.

¹⁸ 634 Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij), p. 15.

¹⁹ Vries, de, W. Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. Thesis Wageningen. ISBN 90-327-0255-6, p. 30.

Zie verder Breemen, van, N.; Mulder, J.; Driscoll, C. T. Plant and Soil, 75, 283-308.

Kortom: bodemverzuring wordt gedefinieerd in termen van een afname van de zuur-neutraliserende capaciteit van de bodem. Een drietal processen zijn verantwoordelijk voor verzuring:

- ◆ natuurlijke verzuring
- ◆ landgebruik
- ◆ zure depositie

◆ Onder natuurlijke verzuring verstaan we de verzuring veroorzaakt door de dissociatie van zwakke zuren als gevolg van CO_2 in de atmosfeer (via de koolstofcyclus).²⁰ Het natuurlijke verzuringsproces is een onderwerp van enige controverse wat betreft de bijdrage van dit proces aan de totale bodemverzuring, zeker in combinatie met het landgebruik. Krug *et al.* in 1983 plaatste enkele grote vraagtekens bij het verzuringsonderzoek, die toentertijd alle bodemverzuring toeschreef aan de 'zure regen':²¹

We believe that the effects of changing land use and vegetative succession cannot be dismissed on the basis of studies performed to date. Further, the hypothesis that increased deposition of acid and sulfate is causing equivalent leaching and acidification is theoretically unsound and is not supported by direct observations. Natural processes of acidification must be more carefully considered in assessing benefits expected from proposed reductions in emissions of oxides of sulfur and nitrogen.

We kunnen niet kwantitatief ingaan op deze zaak, maar dat verzuring niet slechts een probleem is van zure depositie moge duidelijk zijn.

◆ Verwijderen van vegetatie veroorzaakt bodemverzuring vanwege (i) het verwijderen van kationen uit de bodem en (ii) ontwrichting van het evenwicht tussen mineralisatie en opname.²²

◆ Verzuring als gevolg van zure depositie is het onderwerp van dit rapport. Van Breemen *et al.* schat de potentiële zure depositie in West-Europa en Amerika op 2 tot 4 $\text{kmol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.²³ De Vries stelt in zijn proefschrift dat zure depositie voor ongeveer 80% bijdraagt aan de verzuring van bosgronden. Voor kalkrijke grond en (niet-kalkrijke) landbouwgrond is dat

²⁰ Vries, de, W. Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. Thesis Wageningen. ISBN 90-327-0255-6, p. 46-47.

²¹ Krug, E. C.; Frink, C. R. Science 1983, 217, 520-525.

²² Vries, de, W. Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. Thesis Wageningen. ISBN 90-327-0255-6, p. 52-54.

²³ Breemen, van, N.; Driscoll, C. T.; Mulder, J. Nature 1984, 307, 599-604.

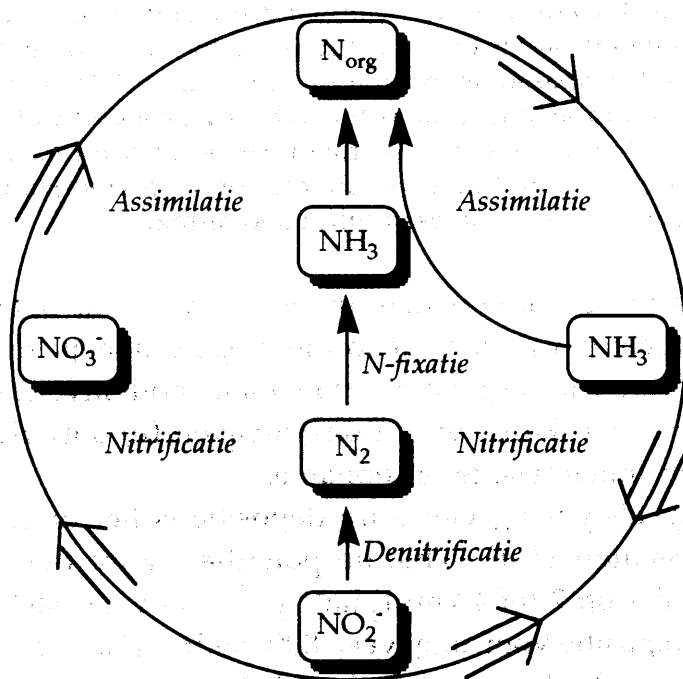
respectievelijk 20% en 50%.²⁴ Onderstaand zullen we in gaan op de gevolgen van deze potentiële zure depositie.

De 'main players' in het verzuringsverhaal zijn SO_2 , NO_x en NH_x . De vraag is op welke wijze deze componenten bijdragen aan het verzuringsproces en wat de effecten zijn van de bodemverzuring. APV-III.²⁵

De meest opvallende effecten van de atmosferische depositie van zwavel- en stikstof-houdende verbindingen op de bodemvochtchemie van zure zandgronden blijken de hoge SO_4^- en NO_3^- -concentraties te zijn, en de daarmee verbonden hoge concentraties aan zure componenten (H^+ + Al).

In dit citaat komen dus vier elementen naar voren die we nader willen bespreken: de SO_4^{2-} en NO_3^- -concentraties, de H^+ - en Al^{3+} -concentraties en hun onderlinge relaties.

Ammoniak is het onderwerp van dit rapport, dus daar beginnen we mee. Ammoniak maakt onderdeel uit van de stikstofkringloop:



Figuur 3.4.1. Stikstofkringloop met belangrijkste omzettingen.

²⁴ Vries, de, W. Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. Thesis Wageningen. ISBN 90-327-0255-6, p. 55.

²⁵ APV-III, p. 79.

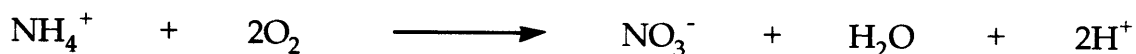
Laten we genoemde termen in bovenstaande figuur kort toelichten:²⁶

N-fixatie: Stikstof (N_2) kan niet rechtstreeks worden opgenomen. Het gasvormige stikstof moet eerst worden omgezet. Bacteriën in de bodem zijn in staat N_2 om te zetten in het ammonium-ion (NH_4^+).

Assimilatie: Het opnemen en inbouwen in aminozuren van stikstofverbindingen (zoals NH_3 , NH_4^+ , NO_x , NO_3^-) door planten. Dit proces is een continue gang van inbouwen en uitscheiden van stikstofverbindingen.

Ammonificatie: Organische stikstofverbindingen die worden uitgescheiden (of die vrijkomen bij het afsterven) kunnen worden omgezet door micro-organismen in o.a. NH_4^+ . Een deel van het NH_4^+ wordt in dat proces opgenomen (*immobilisatie*). Dit 'stikstof' komt weer vrij bij het afsterven van de micro-organismen (*mineralisatie*).

Nitrificatie: Het omzetten van NH_4^+ in NO_3^- door bacteriën volgens onderstaande reactie:



Figuur 3.4.2. Omzetting van NH_4^+ in NO_3^- (nitrificatie).

Bij dit proces komt 'zuur' (H^+) vrij. Ammoniak kan dus indirect (via een bacteriële omzetting) tot bodemverzuring leiden.

Denitrificatie: Bacteriële proces waarbij NO_3^- (nitraat) in een aantal stappen wordt omgezet in N_2 . Het proces vindt voornamelijk plaats onder anaerobe (zuurstofloze) condities. Bovendien komt er OH^- (base) bij vrij.²⁷

Ammoniak speelt dus een veelzijdige rol. Wat bodemverzuring betreft kunnen we aan de hand van AMMONIAK: DE FEITEN opmerken:²⁸

Ammoniak is een *potentieel* verzurende stof. Depositie van ammoniak kan leiden tot zuurvorming, maar het hoeft niet. Althans niet meteen. Verzuring ontstaat pas als het uit ammonium gevormde nitraat niet door planten wordt opgenomen maar uitspoelt naar het grondwater; er is dan sprake van *actuele verzuring*. In dat geval nemen de planten namelijk ook de waterstofionen niet op en zal de zuurgraad stijgen. De feitelijke verzuring als gevolg van ammoniak hangt dus af van de vraag of, en zo ja, hoeveel nitraat uitspoelt naar de bodem. Als alle gevormde nitraat uitspoelt ..., is de potentiële verzuring gelijk aan de actuele verzuring.

²⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 35-37.

²⁷ Denitrificatie wordt AMMONIAK: DE FEITEN in het geheel niet genoemd, afgezien van de definitie.

²⁸ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 38.

Verzuring vindt dus plaats (wat de ammoniakbijdrage betreft) als nitraat uitspoelt naar het grondwater. Een aantal opmerkingen is op zijn plaats. Ten eerste komt het *denitrificatieproces* niet aan bod in dit door APV geschetste plaatje. Dat lijkt ons niet terecht. In een artikel van Gorree *et al.* wordt een aantal denitrificatiepercentages van de jaarlijks beschikbare hoeveelheid NO_3^- genoemd in verschillende bodems bij verschillende grondwaterstanden. Deze lopen uiteen van 40% in een droge zandbodem tot 98% in een natte veenbodem.²⁹ Daarbij wordt opgemerkt dat veldmetingen van denitrificatie in natuurlijke ecosystemen schaars zijn. Bovendien is het meten van N_2 niet eenvoudig. Dat betekent dus o.a. dat de stikstofhuishouding niet tot in detail kan worden beschouwd.

In een artikel van Kreutzer komt een hoge denitrificatie in de bossen ter sprake.³⁰ Daarbij wordt wel opgemerkt dat in zure gedeelten meer N_2O wordt afgegeven terwijl in gedeelten met een hogere pH denitrificatie voornamelijk leidt tot N_2 vorming:

Wie schon angedeutet, bestehen hinsichtlich des externen Stickstoffumsatzes große standörtliche Unterschiede. Nasse oder zeitweilig vernäßte Standorte sind durch Denitrification bestimmt; d.h. eingetragener oder während Trockenphasen entstandener Nitrat-Stickstoff wird reduziert. Dies kann dazu führen, daß von solchen Standorten nahezu kein Nitrat an die Hydrosphäre abgegeben wird. Dagegen kommt es zu verstärkter gasförmiger Stickstoffabgabe, insbesondere von NO , N_2O und N_2 . Erste Forschungsergebnisse deuten darauf hin, daß auf den stark sauren Standorten mit zeitweiliger Vernässung zum großen Teil das umweltbedenkliche N_2O abgegeben wird, während auf den Standorten mit höheren pH-Werten die Denitrification überwiegend bis zum unbedenklichen N_2 abläuft.

Denitrificatie is dus een proces waar rekening mee moet worden gehouden, ondanks het feit dat het niet duidelijk is op welke schaal denitrificatie plaatsvindt en in hoeverre ammoniak via nitrificatie-denitrificatie wordt omgezet in N_2 (en N_2O) en dus verdwijnt uit het ecosysteem. Helaas besteedt APV weinig aandacht aan dit onderwerp.

§3.4.1 Verzuring: Directe Effecten

Zoals eerder vermeld veroorzaakt nitraatuitspoeling verzuring (als we de bufferwerking van de bodem buiten beschouwing laten). Als het gaat om

²⁹ Gorree, M.; Runhaar, H.; Klijn, F. Landschap. Tijdschrift voor landschapsecologie en milieukunde 1995, 5-17.

³⁰ Kreutzer, K. Allgemeine Forst Zeitschrift 1994, 14, p. 769-774.

verzuring van de bodem is het interessant om na te gaan op welke wijze de 'zuurheid' van de bodem wordt bepaald, aangezien APV hier niet nader op ingaat. Het lijvige rapport 'pH en Boomgroei' gaat nader in op het verband tussen zuurtegraad van de bodem en groei van bomen.³¹ Zeer veel boomsoorten komen ter sprake in dit rapport. Wat ons in eerste instantie interesseert is de manier waarop de pH van de bodem wordt gemeten. Dit kan ons eventueel duidelijkheid verschaffen ten aanzien van de hardheid van de gepubliceerde waarden.

De zuurtegraad van een waterige oplossing wordt gedefinieerd in termen van pH, d.w.z. de negatieve logaritme van de concentratie van waterstofionen.³² Dat betekent dat de pH van de bodem niet *rechtstreeks* kan worden gemeten. Het rapport 'pH en Boomgroei' formuleert het als volgt:³³

Omdat de pH van de bodemoplossing niet rechtstreeks kan worden gemeten wordt het grondmonster ... gemengd met een zekere hoeveelheid water of met een zout-oplossing, waarna wordt gewacht tot zich een evenwicht heeft ingesteld tussen grond en vloeistof. Gemeten wordt de pH van de bovenstaande vloeistof.

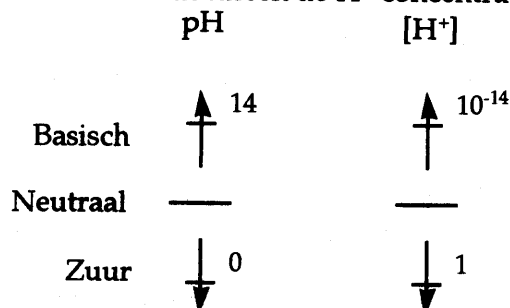
Er bestaan geen uniforme methoden met betrekking tot de vloeistof waarin wordt gemeten. Dit vindt zijn oorzaak daarin dat men oorspronkelijk de pH mat in een waterig extract maar later vaststelde dat de zoutconcentratie van de bodemoplossing van invloed is op de pH. De thans gebruikelijke methoden zijn ...:

pH-H ₂ O	: grond/water	: w/v = 1:2,5
pH-KCl	: KCl 1 N	(: w/v = 1:2,5)
pH-CaCl ₂	: CaCl ₂ 0,01 M	(: w/v = 1:2,5)

³¹ Burg, van den, J. pH en Boomgroei, een literatuuronderzoek, Wageningen 1981, rapport nr. 282.

³² De zuurtegraad wordt als volgt gedefinieerd:

pH = -log [H⁺]. [H⁺] staat voor de waterstofionenconcentratie in water. De onderstaande figuur geeft het verband aan tussen de H⁺ concentratie (mol/l) en de pH:



Kotz, J. C.; Purcell, K. F. Chemistry & Chemical Reactivity, 1987 Saunders College Publishing, p. 563-565.

³³ Burg, van den, J. pH en Boomgroei, een literatuuronderzoek, Wageningen 1981, rapport nr. 282, p. 25-26.

Tussen deze grootheden bestaan bij benadering (met uitzondering van zeer hoge en zeer lage pH-waarden) de volgende relaties:

$$\begin{aligned}\text{pH-KCl} &= \text{pH-H}_2\text{O} - 0,8 \text{ (dit laatste getal soms afgerond tot 1,0):} \\ \text{pH-CaCl}_2 &= \text{pH-H}_2\text{O} - 0,7 \text{ (0,3 à 0,8) ...;} \\ \text{pH-CaCl}_2 &= \text{pH-H}_2\text{O} - 0,8 \text{}\end{aligned}$$

In de praktijk mag men er van uitgaan dat meting voor de pH-KCl en de pH-CaCl₂ ongeveer dezelfde getalwaarden oplevert. ...

In Nederland is in het landbouwkundig onderzoek de pH-KCl-methode gebruikelijk.

Welke pH-waarde in het bosbouwkundig onderzoek moet worden bepaald, staat dus niet zondermeer vast. In Nederland wordt ... door het bosbouwkundig onderzoek altijd de pH-KCl gemeten. ...

De conclusie uit het bovenstaande is, dat men in ieder geval bij de weergave van de resultaten van pH-bepalingen altijd de extractievloeistof en de w/v-verhouding moet vermelden omdat anders verwarring kan optreden: door foutieve interpretatie van een pH-waarde kan men zich minstens een volle pH-eenheid vergissen.

pH-Waarden van bodems komen dus op indirecte wijze tot stand. Bovendien zijn pH-waarden afhankelijk van de gebruikte extractiemethoden en de manier waarop de pH van de waterige extractiefractie wordt gemeten.

Uit het geciteerde rapport en de APV-rapportage komt naar voren dat de directe effecten van de verzuring minder van belang zijn voor de vegetatie dan de indirecte effecten:³⁴

In algemene zin heeft de pH blijkbaar twee betekenissen. In de eerste plaats kunnen H⁺ en OH⁻ ionen direct giftig zijn. Dit is echter alleen het geval als de pH lager is dan 3 of hoger dan 9 (in voedingsoplossingen). Veel belangrijker is de indirecte betekenis van de pH nl. door de invloed die wordt uitgeoefend op de oplosbaarheid en de vorm van minerale voedingsstoffen. ...

Ook het omvangrijke onderzoek van Sverdrup en Warfvinge³⁵ komt tot een vergelijkbare conclusie als het gaat om de rechtstreekse effecten van waterstofionen (H⁺):

The response model indicates that H⁺ also may have an adverse effect, but that this generally occurs under more acid conditions than the effect of Al,

³⁴ Burg, van den, J. pH en Boomgroei, een literatuuronderzoek, Wageningen 1981, rapport nr. 282, p. 32.

³⁵ Sverdrup, H.; Warfvinge, P. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, ISSN 1104-2877, p. 150.

thereby masking the effect of H^+ . The effect of H^+ ought only to be pronounced in very acid organic soils with much dissolved organic matter, or quartz soils without significant Al in solution.

Het directe effect van verzuring is dus niet van het grootste belang. Voordat we verder gaan met een bespreking van gevolgen van bodemverzuring willen we kijken wat de bijdragen zijn van de verschillende verzurende componenten aan de bodemverzuring. AMMONIAK: DE FEITEN zegt het volgende over de bijdragen van stikstof en zwavel aan de actuele bodemverzuring:³⁶

... Uit de in- en uitvoer gegevens van zo'n 150 bosopstanden blijkt dat de stikstof-belasting uit de atmosfeer (ongeveer 60 kilo per hectare per jaar) voor het grootste deel (80%) wordt vastgelegd. Stikstofverzadiging, ..., treedt dan ook nog niet of nauwelijks op. ... Ondanks het feit dat er bedeutend meer stikstof terecht komt in de Nederlandse bossen dan zwavel (ongeveer 30 kg S per hectare), is op dit moment de bijdrage van stikstof aan de actuele bodemverzuring toch maar 35%.

Voor zwavel ligt dat anders. Daarmee zijn de Nederlandse bosbodems nu al verzadigd. De gemiddelde aan- en afvoer van sulfaat draagt voor 100% bij aan de actuele verzuring van de bodem. De gemiddelde uitspoeling van sulfaat blijkt ongeveer twee maal zo hoog als de gemiddelde uitspoeling van nitraat.

Met andere woorden: stikstof draagt maar op bewerkte wijze bij aan de actuele bodemverzuring. *Zwavel* is op het ogenblik de grote boosdoener.

§3.4.2 Verzuring: Indirecte Effecten

De *gevolgen* die een lage pH hebben op de bodem spelen een grote rol in het vraagstuk van de bodemverzuring. *Aluminiummobilisatie* uit de bodem is één van die gevolgen. Aluminium is normaliter gebonden aan bodemdeeltjes o.a. in de vorm van aluminiumhydroxiden (een base). Bij bodemverzuring komen de aluminiumionen in oplossing met o.a. als gevolg dat de *buffercapaciteit* van de bodem afneemt. Boven een bepaald concentratieniveau is aluminium onder labcondities giftig: het tast de wortelgroei aan (en remt daarbij de nutriëntenopname door de wortels).³⁷

³⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 41-42. APV-III (p. 94) zegt hierover: '... Toch modellen en veldwaarnemingen aan dat, zelfs bij een relatief hoge stikstof-depositie, de actuele bodemverzuring nog wordt gedomineerd door de S-depositie.

³⁷ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 42-43.

Aluminium zou dus kunnen worden gekoppeld aan een aantal belangrijke parameters zoals: reductie-indicator voor nutriëntenopname (zoals K, Mg, etc.) en kritische depositieniveaus. Laten we deze parameters eens nader bekijken.

In hun rapport laten Sverdrup en Warfvinge zien dat er een verband bestaat tussen de $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio en de biomassaproduktie.³⁸ De pot-experimenten die worden genoemd laten zien dat bij een toename van de Al-concentratie in verhouding tot de genoemde nutriënten (calcium, magnesium en kalium) de groei afneemt (door o.a. wortelbeschadiging en verstoorde nutriëntenopname). Het probleem met dergelijke data is de 'vertaling' naar 'het veld':³⁹

One of the major problems in applying the $(Ca+Mg+K)/Al$ -ratio to critical load calculations and estimates of soil acidification impacts on field tree growth, has been the interpretation of laboratory bioassay results in relation to field conditions. Laboratory bioassay conditions may differ significantly from field conditions, in the field a large number of confounding factors make actual measurements of simultaneous $(Ca+Mg+K)/Al$ -ratio and growth change notoriously difficult. Critical loads in Europe have been mapped using $Ca+Mg+K)/Al = 1.0$ for all tree species

In de APV-rapportage wordt gesproken over een Al-concentratiecriterium. Een 'absolute' kritische waarde voor aluminium van $0.2 \text{ mol}_c \text{ per m}^3$ wordt genoemd: d.w.z. een veronderstelde kritische waarde met betrekking tot wortelschade.⁴⁰ Deze waarde wordt echter meteen van de nodige vraagtekens voorzien:⁴¹

Er wordt overigens, ... in toenemende mate getwijfeld aan de degelijkheid van het Al-concentratiecriterium, en daarmee aan de juistheid van de daarop gebaseerde kritische depositieniveaus In een review over de verschillende criteria voor Al tonen Sverdrup & Warfvinge (1993) aan dat een algemene kritische waarde van $0.2 \text{ mol}_c \text{ Al}^{3+} \text{ m}^{-3}$ erg onbetrouwbaar is, en dat deze waarde veel beter per plantesoort, en in molaire Al/Ca-ratios, of nog beter in Al/(Ca+Mg+K)-ratios gedefinieerd kan worden. ...

³⁸ Sverdrup, H.; Warfvinge, P. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, ISSN 1104-2877. In het rapport wordt allereerst het verband tussen de $[Al]$, de Ca/Al ratio, de $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio en de biomassaproduktie vergeleken. Daaruit blijkt dat de beste correlatie zichtbaar is als de $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio wordt gebruikt.

³⁹ Idem, p. 13-14.

⁴⁰ APV-III, p. 79.

⁴¹ APV-III, p. 79.

Uit labexperimenten lijkt aluminium (d.w.z. in verhouding tot de genoemde nutriënten) een rol van betekenis te spelen als het gaat om wortelbeschadiging en geremde nutriëntenopname. APV-III merkt daarbij wel op dat '(volwassen) bomen in hun natuurlijke omgeving veel toleranter zijn ten aanzien van Al dan tot voor kort werd aangenomen'.⁴² Een dergelijke notie wordt eveneens beschreven in een artikel van Kreutzer:⁴³

Die Fichten des Höglwaldes leisten noch in Alter van 82 Jahre einen überdurchschnittlich hohen laufenden Zuwachs von 24 Vfm Schaftholz/ha, obwohl sie auf einem sehr sauren Substrat stocken, dessen Streßkennziffern ... Aluminiumvergiftung indizieren. Auch die zusätzlichen Beregnungen mit schwefelsaurem Wasser (pH 2,7-2,8), die im Wurzelraum die Konzentration von pflanzentoxischen Aluminiumspezies auf das Doppelte, die des Mangans noch stärker steigerten, führten zu keinen Schäden an der Bestockung. Weder die Zuwachseleistung, noch der Gesundheitszustand änderten sich. Auch die Feinwurzelbildung und der Ernährungszustand zeigten keine nachteiligen Auswirkung. Diese Befunde lassen die sehr weitgehende Anpassung der Fichte an saure Bodenverhältnisse erkennen, was mit den Erfahrungen der Praxis sehr gut übereinstimmt, daß Fichten auf sauren Böden hervorragende Wuchseleistungen erzielen können. Dies gilt auch für die Kiefer, die Eiche und die Buche.

*Tegenovergestelde waarnemingen ten aanzien van de aluminiumtoxiciteit worden beschreven in een artikel van Kandler:*⁴⁴

... On the other hand, there was a correlation between soil acidity and forest damage: foliage deficit was lowest on acid podzolic soils and highest on well-buffered, neutral to basic calcium-rich rendzinas, Cambisols, etc. This finding is at odds with the acidification/ Al^{3+} toxicity hypothesis. ... However, it is in agreement with the results of an experiment in which plots of an 80-year-old spruce stand on an acidic podzolic soil was either limed in the first year or treated with acid rain (pH 2.7) for six years After eight years, compared with the control plot the crown conditions ... in the plot treated with acid rain had improved slightly while the limed plot had deteriorated slightly.

Bovenstaande literatuurcitaten laten duidelijk zien dat de problematiek van de aluminiummobilisatie (en de gevolgen) niet eenduidig te benaderen is, zoals het rapport AMMONIAK: DE FEITEN doet voorkomen.⁴⁵ De vraag is zelfs of het aluminiumtoxiciteitsconcept, gepubliceerd door

⁴² APV-III, p. 85.

⁴³ Kreutzer, K. Allgemeine Forst Zeitschrift 1994, 14, p. 769-774.

⁴⁴ Kandler, O. Unasylva 1993, 44, 39-44, en daarin genoemde referenties.

⁴⁵ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 42-43.

Ulrich *et al.*,⁴⁶ in het veld wel een bruikbare is. Rehfuess heeft de gegevens van Ulrich opnieuw onderzocht en kwam tot de volgende conclusie zoals beschreven door Visser:⁴⁷

Rehfuess re-examined data presented by Ulrich *et al.* in 1980, who proposed that the fine root biomass of trees in the Solling area of Germany had decreased in parallel with an increase in the aluminium concentration of the soil solution. Rehfuess, however, showed that the decline of the fine root biomass had occurred *before* the rise in aluminium concentrations and that moisture stress was the primary cause of the decline.

Met andere woorden: de aantasting van het wortelstelsel werd *niet* veroorzaakt door verhoogde aluminiumconcentraties maar door droogte.

Ondanks het feit dat de schadelijkheid van aluminium in het veld controversieel is, worden in APV-III de *kritische depositiewaarden* voor de verschillende verzurende componenten o.a. berekend op basis van de $(Ca+Mg+K)/Al$ ratio. APV-III definieert het kritische depositieniveau als volgt:⁴⁸

... Een kritische depositieniveau is: een kwantitatieve schatting van het depositie-niveau van één of meerdere verontreinigende stoffen, waar beneden schadelijke effecten op specifieke gevoelige elementen van de omgeving niet optreden, volgens de huidige kennis.

Met andere woorden: voor verzurende depositie *en* voor stikstofdepositie worden criteria gehanteerd die resulteren in een maximaal 'toelaatbare' depositie per hectare per jaar. De verschillende waarden zijn te vinden in de APV-rapportage.⁴⁹ De twijfel rondom het aluminiumcriterium, het criterium voor *verzuring*, is al besproken in het voorafgaande. Wat de *N-depositie* betreft worden criteria als (i) vegetatieverandering, (ii) verhoogde gevoeligheid, (iii) nutriëntenonbalans en (iv) nitraatuitspoeling gebruikt. Het criterium vegetatieverandering willen we bespreken in de volgende paragraaf. Nutriëntenonbalans en nitraatuitspoeling willen we nu onder de loep nemen.

⁴⁶ Ulrich, B. Allgemeine Forst Zeitschrift 1980, 35, p. 1198-1202.

⁴⁷ Visser, H. Studies in Environmental Science 64, 1995, Acid Rain Research: Do we have enough answers?

⁴⁸ APV-III, p. 89. Sverdrup en Warfvinge formuleren het als volgt: 'The maximum input of acidic deposition to an ecosystem which will not cause long term damage to ecosystem structure and function.', p. 11.

⁴⁹ Idem, p. 92-93, 96-97. Zie ook Appendix 1 van APV-III, p. 103-111.

§3.4.3 Stikstofdepositie

Nutriëntenonbalans wordt voornamelijk toegeschreven aan N-depositie. Echter nutriëntverhoudingen variëren door het seizoen heen. Klimatologische invloeden beïnvloeden de nutriëntenbalans. Het meten van nutriëntenconcentraties in naalden of bladeren is bepaald niet eenvoudig; het verbinden van conclusies aan nutriëntenverhoudingen nog minder. De nutriëntenonbalans is dan ook geen hard criterium

Aan het criterium nitraatuitspoeling kleven eveneens de nodige bezwaren. De vraag is of de NO_3^- concentratie zich eenvoudig laat vertalen naar N-depositie. Wat betreft de bodemvochtchemie stelt APV-III dat input/output budgetten laten zien dat Nederlandse bosbodems verzadigd zijn met SO_4^- , maar dat N nog steeds voor 80% worden vastgelegd, en dat volledige stikstofverzadiging vrijwel niet voorkomt (zie boven). De grondwaterchemie geeft echter een ander plaatje. De concentraties van NO_3^- en Al^{3+} waren lager dan in het bodemvocht. Bovendien stelt APV-III:⁵⁰

Anders dan bij het bodemvocht, werden de variaties in NO_3^- en Al-concentraties het best verklaard door het bodemtype, en in mindere mate door boomkenmerken, landgebruik en atmosferische depositie De NO_3^- concentratie namen toe in de volgorde: venige gronden < zwak gedraineerde arme zandgronden < goed gedraineerde rijke zandgronden

Uit dit alles blijkt dat het moeilijk is om nitrificatie en NO_3^- concentraties te relateren aan ammoniakdepositie of zelfs maar aan N-depositie. Ten aanzien van *nitraatuitspoeling* is het bijzonder vreemd dat de *drinkwaternorm*⁵¹ voor de NO_3^- concentratie wordt gehanteerd in de APV-rapportage. Naar onze mening is het een *categoriefout*⁵² een drinkwater-norm te hanteren in een verzuringsonderzoek. Een drinkwaternorm heeft rechtstreekse toxicologische implicaties voor mens (en dier). APV is het echter te doen om 'de effecten van luchtverontreiniging op ... bossen' (APV-III, p. 1). Het gebruik van een drinkwaternorm is in dit kader dan ook

⁵⁰ APV-III, p.82-83. Hier speelt de denitrificatie een doorslaggevende rol.

⁵¹ Voor Al-uitspoeling wordt eveneens de drinkwaternorm gehanteerd als het gaat om het vaststellen van kritische depositieniveaus.

⁵² Een categoriefout wordt in de begripsanalyse als volgt gedefinieerd: Het interpreteren van een begrip, als onderdeel van een begrippenkader waar dat begrip *niet* thuishoort. In ons geval wordt het N-depositie criterium, een begrip dat past binnen het kader van het bosonderzoek, (o.a.) bepaald aan de hand van de drinkwaternorm. Echter deze norm past niet in het bosonderzoek kader maar in het kader van de waterconsumptie!

onbruikbaar, ongeacht of de nitraatconcentratie ontoelaatbaar hoog zou zijn ten aanzien van consumptief gebruik in het grondwater.

Uit de appendix betreffende 'de kritische depositieniveaus voor totaal zuur en stikstof op bossen' blijkt dat de bepalingen een aantal onzekerheden in zich dragen die als volgt worden geformuleerd:⁵³

De kritische depositieniveaus, ..., zijn onderhevig aan vrij grote onzekerheden als gevolg van de gebruikte modelveronderstellingen en de onzekerheid in de gebruikte criteria en data Dit geldt met name voor de kritische depositieniveaus van zuur en stikstof die gerelateerd zijn aan effecten op bosvitaliteit, zoals opnameremming ..., verhoogde gevoeligheid voor droogte, ziekten en plagen en nutriëntenonbalans *Deze waarden worden niet echt ondersteund door empirische veldgegevens*, zoals dat bij vegetatieverandering, nitraatuitspoeling naar het grondwater en uitputting van de aluminiumbuffer het geval is.⁵⁴ Daarnaast is het gebruik van een simpel massabalansmodel voor de bodem in dit geval aanvechtbaar. ...

Behalve modelonzekerheden zijn tevens de onzekerheden in de gebruikte criteria, i.e. $Al/(Ca+Mg+K)$ - en NH_4/K -ratio's in bodemvocht en N-gehaltes, van grote invloed op de uitkomsten. De waarden zijn voornamelijk gebaseerd op laboratoriumexperimenten en de overdraagbaarheid naar de veldsituatie lijkt beperkt. De overschrijding van kritische depositieniveaus is dan ook veel beter gecorreleerd met het optreden van vegetatieveranderingen ... dan met bosschade,

Dit citaat suggereert dat het bepalen van kritische depositieniveaus vooralsnog een weinig zinvolle exercitie lijkt te zijn. Er is niet méér dan een signaalfunctie weggelegd voor de kritische depositieniveaus. Ze kunnen geen dienst doen bij het bepalen van wettelijke normen.

Aangezien bodemverzuring een cumulatief proces is, kan een voortschrijding van dit proces op de lange duur mogelijk wel schade aan bossen veroorzaken. Het is zaak dit proces te blijven volgen.

§3.5 Eutrofiëring

Afgezien van het feit dat ammoniak kan bijdragen tot bodemverzuring is het evenzeer een meststof:

⁵³ APV-III, p. 109-110.

⁵⁴ Dat wil dus zeggen dat de 'directe' effecten op de conditie van het bos *niet empirisch kunnen worden gerelateerd* aan de kritische depositieniveaus, terwijl effecten die *niet rechtstreeks* met de bosconditie interferreren wel enige correlatie vertonen met de kritische depositieniveaus.

Momenteel wordt in de meeste Nederlandse bossen de boomgroei nog gestimuleerd door de stikstofdepositie, en niet geremd. Alleen in sterk verontreinigde gebieden is wel sprake van groeiremming. De bemestende werking van stikstof wordt gedeeltelijk te niet gedaan door het watertekort in de bomen; dit watertekort is sterker als gevolg van de stikstofdepositie.⁵⁵

Hierbij dient te worden opgemerkt dat de stikstof flux vanuit de atmosfeer klein is in vergelijking tot de hoeveelheid stikstof die aanwezig is in het ecosysteem, met name in de organische-stoffractie.⁵⁶ Het fysiologische optimum voor bosgroei is in veel gevallen nog niet bereikt. Het is echter de vraag of de toenemende bosgroei alleen wordt veroorzaakt door N-depositie. De concentratie CO_2 in de atmosfeer is in deze eeuw gestegen van 296 ppbv in 1900 naar 354 ppbv in 1990. Deze toename van de CO_2 -concentratie heeft waarschijnlijk geleid tot groei-stimulatie van de bossen.⁵⁷

N-depositie is voornamelijk zichtbaar in de vegetatieverandering, aldus APV. Het begrip 'biodiversiteit' komt hier in beeld.⁵⁸

... In dat kader is bescherming van biodiversiteit (o.a. het voorkómen van vegetatieveranderingen door stikstofdepositie) uiteraard een belangrijker en meer stringent dan "optimale bosgroei".

Het voorkómen van vegetatieverandering wordt dan ook als strengste norm toegepast in het APV.⁵⁹ Deze benadering draagt echter enkele problemen in zich die niet eenvoudig op te lossen zijn. De definiëring van het begrip 'biodiversiteit' is een probleem aangezien dit een nulpunt veronderstelt. Dat nulpunt (uitgangspositie) moet dus gesteld worden, maar waar en wanneer? Is biodiversiteit 'niet meer' dan een maximaal aantal soorten binnen een bepaald gebied onder bepaalde condities? Zijn er soorten die 'van nature' (nulpunt) behoren bij een bepaald ecosysteem? Dit laatste gaat echter uit van een statisch biologisch systeem. Dit is in tegenspraak met het gegeven dat ecosystemen per definitie evolutionair van karakter zijn, en dus onderhevig aan continue veranderingen. Het is zeer de vraag is of de door stikstofdepositie mogelijk geïnduceerde vegetatieveranderingen te onderscheiden zijn van 'natuurlijke' vegetatieveranderingen. Ook zonder menselijke bronnen afkomstige N-depositie evolueren ecosystemen (ze 'verarmen', 'diversificeren', enzovoort). Dit

⁵⁵ APV-III, p. 95.

⁵⁶ Daarmee is niet gezegd dat een kleine input geen grote gevolgen zou kunnen hebben.

⁵⁷ Visser, H. Energie Techniek 1995, 73, 326-333.

⁵⁸ APV-III, p. 94

⁵⁹ Idem, p.109.

wordt ook erkend in APV-II. Hierin wordt de verwachting geuit dat de bosbodem in de toekomst aan vergrassing onderhevig zal zijn. Maar, zo wordt opgemerkt:⁶⁰

... Hierbij moet wel worden vermeld dat de een dominantie van grassen een natuurlijke fase in de successie van jonge boscossystemen op zandgronden kan zijn.

Bovendien wordt in APV-III opgemerkt dat '... Studies naar het belang van de verandering in ondergroei voor het functioneren van de boom ... vrijwel' niet zijn gedaan (APV-III, p. 88).

Voor wat betreft de veelbesproken vergrassing van de heide en verzuring van de vennen in Nederland gelden soortgelijke kanttekeningen:

... Heide kan in Nederland ... slechts door tussenkomst van de mens in stand gehouden worden. Met het traditionele beheer (begrazen en afplaggen) wordt voortdurend N afgevoerd, waardoor de heide zich kan handhaven. Blijft dit beheer achterwege dan zal ook in een onbelaste situatie accumulatie van N optreden en daardoor een overgang naar grasland en op den duur naar bos. ...⁶¹

Menselijke beïnvloeding op bescheiden schaal heeft in het verleden de verscheidenheid van vennen vergroot en daarmee de natuurwaarde Duidelijk is, dat in de vennen in natuurgebieden met zeer zachte wateren reeds voor 1940 verzuring is opgetreden. In de iets minder gevoelige zwak gebufferde wateren is vanaf ca. 1925 degeneratie van de vegetatie te constateren. Momenteel zijn deze vennen vrijwel allemaal verzuurd. Deze verzuring is overigens niet alleen veroorzaakt door atmosferische depositie, maar ook door het verdwijnen van een aantal extensieve antropogene beïnvloedingen, zoals het incidenteel wassen van schapen in de vennen.⁶²

§3.6 De Vitaliteit van Bossen

Bij de bepaling van gezondheidstoestand komt de term *vitaliteit* in beeld. Visser definieert deze term als volgt: 'een maat voor de conditie zoals die volgens een uitwendig visuele beoordeling bepaald wordt. ... Het begrip vitaliteit ofwel de combinatie van kroondichtheid ('defoliation') en kroonverkleuring, is hiervan het bekendste voorbeeld.'⁶³ Sverdrup en Warfvinge noemen in dit verband nog groei, verkleuring, naald (blad) ver-

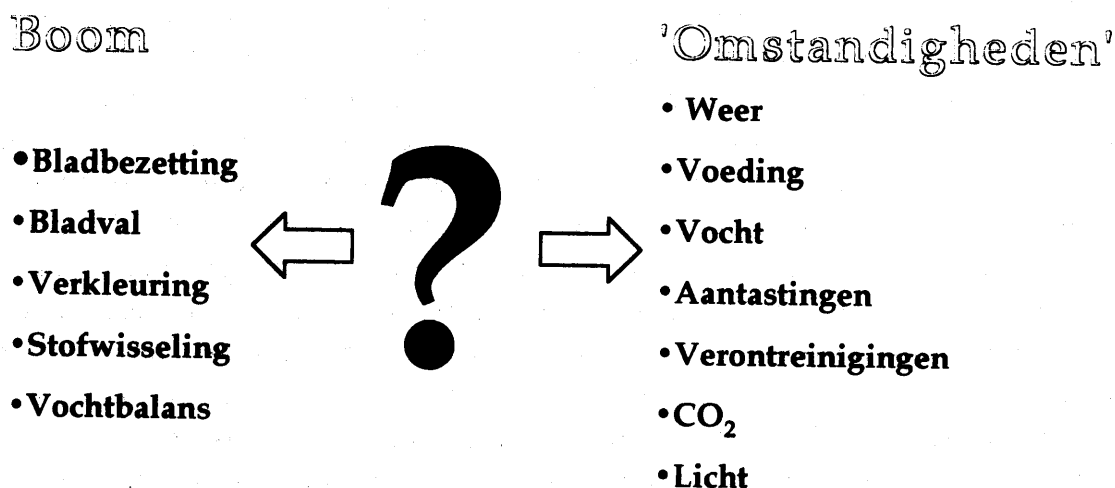
⁶⁰ APV-II, p. 128-129.

⁶¹ APV-II, p. 149-150

⁶² APV-I, p. 56-57.

⁶³ Visser, H. Energie Techniek 1995, 73, 326-333, en daarin genoemde referenties.

lies en stamschade ('sap bleeding').⁶⁴ Kroondichtheid en kroonverkleuring worden door de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties en door de Europese Unie gebruikt als belangrijkste maat voor bosconditie.⁶⁵ We willen bovenstaande samenvatten in een figuur waarin de relaties die in het vitaliteitsonderzoek een rol spelen met elkaar worden verbonden:⁶⁶



Figuur 3.6.1. Relaties in het vitaliteitsonderzoek.

Waar het op neer komt is dat uiterlijke kenmerken mogelijkterwijs zouden kunnen verwijzen naar kenmerken als verzuring, waar het in het APV onderzoek om gaat. De vraag is dan natuurlijk op welke wijze invloeden resulteren in visuele kenmerken in bossen. APV-II bespreekt het vitaliteitsonderzoek in termen van een signaalfunctie van het optreden van combinatiestress (de zogenaamde 'multiple stress' theorie).⁶⁷ APV-III wil geen gebruik maken van de term vitaliteit.⁶⁸

Hoewel in discussies over milieueffecten de term bosvitaliteit veelvuldig wordt gebruikt, is er nog geen adequate en algemeen geaccepteerde definitie voor. ... Daar waar toch over vitaliteit gesproken wordt, wordt daarmee

⁶⁴ Sverdrup, H.; Warfvinge, P. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, ISSN 1104-2877, p. 9.

⁶⁵ VN/ECE-EU. 'Forest Condition in Europe. Results of the 1993 Survey'. CEC-UN/ECE report, Brussels, 1994.

⁶⁶ Uit een lezing van Ir. L. Oldenkamp

⁶⁷ APV-II, p. 103-104.

⁶⁸ APV-III, p. 63.

een complex van eigenschappen bedoeld, In nationaal en internationaal verband wordt bladval en bladverkleuring van bomen gebruikt als indicatie voor de bosvitaliteit

AMMONIAK: DE FEITEN gaat eveneens in op het vitaliteitsonderzoek. Helaas bespreekt dit rapport het vitaliteitsonderzoek aanzienlijk minder genuanceerd. Een van de genoemde factoren die volgens AMMONIAK: DE FEITEN de vitaliteit zou beïnvloeden is luchtverontreiniging, naast factoren als het weer, aantasting door schimmels en insecten en dergelijke.

Wat luchtverontreiniging betreft zijn een groot aantal artikelen vernietigend ten aanzien van de veronderstelde relatie met de vitaliteit van het bos.⁶⁹ APV-III geeft zelf al aan dat 'het directe toxische effect van luchtverontreiniging op boomgroei' gering is 'ten opzichte van het effect van de jaarlijkse klimatologische variabiliteit'.⁷⁰ Bovendien wordt opgemerkt dat er 'geen mono-causaal verband tussen bosvitaliteit en één of meerdere luchtverontreinigingscomponenten' werd gevonden.⁷¹ Ook Kandler laat zien dat luchtverontreiniging geen aanwijsbaar effect heeft op de groei van bomen.⁷² Ook in het rapport 'Verdroging en verzuring van eikenbossen in Nederland' wordt gesteld dat 'er ... geen verband' is 'gevonden tussen het groei-patroon van negen eikenbossen en luchtverontreiniging'.⁷³ Visser zegt er het volgende over:⁷⁴

In de praktijk zijn hoofdzakelijk visuele kenmerken toegepast als maat voor conditie. ... Het belangrijkste probleem is dat men niet goed weet wat de juiste referentiewaarde is. Gegevens over visuele kenmerken blijken niet voldoende bekend voor bossen die op een natuurlijke bosbodem staan en in niet-vervuilde lucht groeien. ... In het Nederlandse vitaliteitsonderzoek gebruikt men referentiewaarden zoals gedefinieerd in 1983, het begin van het nationale vitaliteitsonderzoek. Voor- of achteruitgang van bomen wordt

⁶⁹ Bij dit en ander onderzoek komt de causaliteit aan de orde d.w.z. de oorzaak-gevolg relatie. De 'Committee on Biological Markers of Air Pollution Damage in Trees' heeft een aantal criteria opgesteld ter bepaling van oorzaak-gevolg relaties: sterke correlatie, een geloofwaardig mechanisme, experimentele herhaalbaarheid, synchroon optreden van relevante processen in de tijd en gewicht van het bewijsmateriaal. Visser, H. *Energie Techniek* 1995, 73, 326-333. Hij stelt: 'In de praktijk blijkt het zeer moeilijk om aan al deze criteria te voldoen.'

⁷⁰ APV-III, p. 77

⁷¹ APV-III, p. 63.

⁷² Kandler, O. *Unasylva* 1993, 44, 39-44, en daarin genoemde referenties.

⁷³ Visser, H.; Maessen, P. P. Th. M.; Bijl, de, C. R. F. *Verdroging en verzuring van eikenbossen in Nederland*, 63542-KES/MLU 93-3239.

⁷⁴ Visser, H. *Energie Techniek* 1995, 73, 326-333.

sindsdien geschat *relatief* ten opzichte van deze waarden. ... Geconcludeerd kan worden dat kroondichtheidsbepalingen zoals op grote schaal in Europa wordt toegepast, weinig zegt over de actuele conditie⁷⁵ van bossen.

Oldenkamp, in een door Smits en van Tooren bekritiseerd artikel in Spil, komt tot een min of meer gelijklopende conclusie ten aanzien van het vitaliteitsonderzoek:⁷⁶

... In eenvoudige bewoording komt dit neer op de vaststelling dat de resultaten iets zeggen over de methode van inventarisatie en over de eigenschap van bomen, een door de jaren heen nogal variërende bladstand te vertonen. De uitkomsten van de jaarlijkse inventarisaties zeggen echter niets over de veranderingen in de gezondheid of vitaliteit van het Nederlandse bos. ...

Kortom: willen we uitspraken doen die werkelijk iets zeggen over de conditie van het bos, moeten we andere kenmerken in ogenschouw nemen dan de visuele, zoals kroondichtheid en bladval. Het gebruik van *jaarringanalyse* (dendrochronologie) is een beproefde methode gebleken.⁷⁷ Brede jaarringen duiden op gunstige groeiomstandigheden, dunne jaarringen duiden op stress van welke aard dan ook. Het rapport 'Verdroging en verzuring van eikenbossen in Nederland' geeft o.a. de volgende conclusies op basis van een uitgebreid onderzoek in *weinig tot niet-vitaal* geclassificeerde eikenbossen:⁷⁸

-er is geen verband gevonden tussen het groeipatroon van negen eikenbossen en luchtverontreiniging. Uit analyse van zowel groeitrends als ook

⁷⁵ Ook Sverdrup en Warfvinge komen tot een dergelijke conclusie: '... The definite link has not been convincingly established, however, nor has tree vitality under field conditions been successfully defined in a unique way that allows it to be measured with any accuracy worth while. ...', Sverdrup, H.; Warfvinge, P. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, ISSN 1104-2877, p. 9. Cursivering van ons.

⁷⁶ Oldenkamp, L. Spil, Kritische tweemaandelijks tijdschrift over landbouw en platteland 1993, 1, 111-112, p. 5-11. Uit dit citaat blijkt dat Oldenkamp op begrip-analytische wijze het probleem van het vitaliteitsonderzoek benadert, terwijl zijn critici in hun artikel in Spil, naar onze mening, niet verder komen dan een veronderstellende benadering. Smits, T.; Tooren, van, B. Spil, Kritische tweemaandelijks tijdschrift over landbouw en platteland 1993, 1, 119-120, p. 21.

⁷⁷ Visser, H. Energie Techniek 1995, 73, 326-333.

⁷⁸ Visser, H.; Maessen, P. P. Th. M.; Bijl, de, C. R. F. Verdroging en verzuring van eikenbossen in Nederland, 63542-KES/MLU 93-3239.

correlaties met gasvormige luchtverontreiniging zijn geen groeistoornissen geconstateerd.

-... Voor de onderzochte bossen kon geen groeiafname door een daling van grondwater aangetoond worden. ... In tegenstelling tot de heersende mening hoeft grondwaterdaling geen negatief effect te hebben op de groei van bossen.

-bij zes van de negen eikenbossen speelt temperatuur een belangrijke rol. ...

-het blijkt dat de begrippen vitaliteit en diktegroei geen synonieme begrippen zijn. Acht van de negen bossen bevinden zich in de klassen weinig tot niet vitaal. De diktegroei van de meeste bossen is echter goed.⁷⁹

Uit alles blijkt dat bossen niet zo gevoelig zijn voor invloeden van buitenaf. Kandler verwoordt het zo:⁸⁰

... • the symptoms considered to be specific for the new complex disease⁸¹ have not evolved concurrently;

• periods of increasing damage and recovery alternate independently in different species and regions and even in trees of the same stand;

• year ring chronologies and forest inventories show no inroad in increment but rather improved growth in the 1980s;

• no spatial and temporal correlation between novel forest damage and air pollution could be shown.

• retrospective studies on forest conditions suggest that similar levels of crown transparency were found in Norway spruce at the beginning of this century as are today and that recurrent decline episodes take place in the main trees species.

Thus, the results of a decade of research are not compatible with the central dogma of the Waldsterben concept. They rather confirm the occurrence of non-synchronous fluctuations of forest conditions and recurrent episodes of clarified as well as unsettled species-specific declines.

Waldsterben may be understood as a problem of awareness: forest conditions that were believed to be "normal" in earlier times suddenly became the symbol of the growing fear of the destructive potential of human activities on the environment. ...

Concluderend kunnen we opmerken dat de angst voor stervende bossen ongegrond blijkt. Zoals elk evolutionair systeem kan 'het bos' zich aanpassen aan veranderende omstandigheden. Dat is niet zo verwonderlijk als men bedenkt dat bomen zich niet snel kunnen voortplanten en dus mechanismen hebben moeten ontwikkelen om min of meer extreme condities te overleven. Alleen rampen als langdurige droogte, brand, schimmels of insekten kunnen bossen op grote schaal aantasten of zelfs verwoesten.

⁷⁹ Een goede diktegroei duidt op gunstige groeiomstandigheden.

⁸⁰ Kandler, O. Unasylva 1993, 44, 39-44, en daarin genoemde referenties.

⁸¹ Kandler vat dit samen in de term 'Waldsterben'.

§3.7 De Interimwet

Tot slot willen we de wetenschappelijke gegevens zoals vermeld in de Interimwet bespreken in het licht van het voorgaande. In de Interimwet (dat wil zeggen, in de 'Toelichting voor de Staatscourant') wordt een onderscheid gemaakt tussen 'directe' en 'indirecte' effecten van ammoniak op het milieu. Ten aanzien van de directe effecten wordt in de Toelichting bij de Interimwet het volgende gesteld:⁸²

Directe effecten kunnen lokaal optreden bij blootstelling aan relatief hoge ammoniakconcentraties, waardoor de waslaag van bladeren wordt beschadigd en stikstof via de huidmondjes in de plant wordt opgenomen. Dit laatste leidt tot de uitscheiding van andere mineralen. Hierdoor kunnen planten gebreksverschijnselen gaan vertonen....

Wat ten eerste opvalt is de vage definiëring van de ammoniakconcentratie die schade zou veroorzaken aan de waslaag van het blad. Immers wat wordt bedoeld met 'relatief hoog'? Afgezien daarvan is bovenstaande omschrijving van de ammoniakproblematiek misleidend. Er is *geen* verband gevonden tussen luchtverontreiniging en eventuele groeistoornissen (schade aan bomen).⁸³ APV-III stelt dat het directe toxische effect van luchtverontreiniging gering is ten opzichte van het effect van de jaarlijkse klimatologische variabiliteit.⁸⁴ Daarbij dient te worden opgemerkt dat bij de begassingsexperimenten waarbij de directe effecten werden waargenomen de NH_3 -concentratie vergelijkbaar was met die van de meest vervuilde gebieden in Nederland ($40 \mu\text{g m}^{-3}$).⁸⁵ Dergelijke condities komen alleen voor op zeer kleine afstand tot de bron (tussen de 50 de 200 m).⁸⁶ Bovendien meldt APV III datozon (O_3 ; een belangrijke smogcomponent; zie vorige hoofdstuk), in begassingsexperimenten samen met NH_3 , sterk domineert. Het effect van NH_3 verdween zelfs grotendeels.⁸⁷

⁸² 634 Wet van 9 juni 1994, houdende tijdelijke regeling inzake de ammoniakdepositie veroorzaakt door veehouderijen (Interimwet ammoniak en veehouderij), p. 15-16.

⁸³ Kandler, O. Unasylva 1993, 44, 39-44; Visser, H.; Maessen, P. P. Th. M.; Bijl, de, C. R. F. Verdroging en verzuring van eikenbossen in Nederland, 63542-KES/MLU 93-3239;

⁸⁴ APV-III, p. 77.

⁸⁵ APV-III, p. 65. Jaargemiddelde NH_3 -concentraties liggen rond de $10 \mu\text{g m}^{-3}$, (APV III, p. 20). De gebruikte $40 \mu\text{g m}^{-3}$ lijkt ons dan ook een onrealistische concentratie.

⁸⁶ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 34.

⁸⁷ APV-III, p. 66.

Met andere woorden, de directe effecten van ammoniakdepositie zijn zonder meer marginaal. Dat deze worden genoemd in de Toelichting bij de Interimwet wekt dan ook bevreemding. Dat de waslaag van bladeren kan worden beschadigd, zoals in de Toelichting wordt gesteld, wordt tegengesproken in de APV-rapportage. Hoewel in APV-I wordt gesteld dat er 'steeds meer aanwijzingen komen uit binnen- en buitenlands onderzoek dat beschadiging van de waslagen op bladeren/naalden optreedt', wordt dit in APV-II ontkracht:⁸⁸

De wasstructuur en de hoeveelheid was op naalden van Douglasspar is onderzocht in het veld en in begassingsproeven met jonge boompjes. Gebleken is dat de morfologie van de was van naalden niet beschouwd kan worden als een indicator voor beschadiging door luchtverontreiniging.

De indirecte effecten worden in de Toelichting bij de Interimwet als volgt omschreven:

Indirecte effecten treden reeds bij lage ammoniakniveaus en op veel grotere schaal op. Deze effecten, in deze regeling aangeduid als verzuring, kunnen via de navolgende mechanismen optreden:

- a. Door bodemverzuring, als gevolg van omzetting van ammoniak tot nitraat (nitrificatie). Bodemverzuring uit zich in een verlaging van de zuurgraad (pH) van het bodemvocht en/of in een toename van de concentratie van aluminium. Met name gronden met kalkloos zand in de wortelzone zijn gevoelig voor bodemverzuring.
- b. Voorzover nitrificatie optreedt, hoopt ammonium zich op in de bodem, hetgeen tot gevolg heeft dat andere voedingsstoffen zoals calcium, magnesiumen en kalium minder door de plant kunnen worden opgenomen. Dit verschijnsel wordt aangeduid met de term kationenverdringing.
Gronden met kalkloos zand in de bovengrond, waarin door de lage pH de nitrificatie sterk wordt geremd, zijn gevoelig voor verdringing.
- c. Daarnaast kan als gevolg van een verhoogde beschikbaarheid van stikstof in de bodem eutrofiëring optreden. Ecosystemen die gebonden zijn aan een stikstofarm milieu zijn hiervoor gevoelig. Voor een belangrijk deel zijn deze gelegen op de arme, eveneens voor verzuring gevoelige bodems. Doch ook schraallanden, hoogvenen duinen en

⁸⁸ APV-II, p. 8.

bloemdijsen, die niet zijn gelegen op verzuring gevoelige bodems, zijn gevoelig voor eutrofiëring ten gevolge van atmosferische depositie van ammoniak.

Vaak is niet eenduidig aan te geven via welk mechanisme - of combinatie van mechanismen - een bepaald effect wordt veroorzaakt.

De effecten die worden geconstateerd zijn in eerste instantie de verstoring van de verhouding in voedingsstoffen in het bodemvocht, naalden en bladeren, verlaging van de zuurgraad (pH) van het bodemvocht en een verhoogde gevoeligheid voor verdroging, vorst, ziekten en insektenaantastingen. In een later stadium kan ook sprake zijn van verminderde vitaliteit van bomen, hetgeen uiteindelijk kan leiden tot afsterving, verhoogde uitspoeling van nitraat naar het grondwater en verdringing van de soorten die van nature tot een bepaald ecosysteem behoren door storingssoorten en soorten die stikstofminnend zijn. Door verdringing treedt nivellering van m.n. de plantengroei op met als gevolg dat soorten verdwijnen die karakteristiek zijn voor zwak gebufferde systemen.

De definitie van het begrip verzuring (zoals gebruikt in bovenstaand citaat) hebben we hierboven reeds besproken. Kijken we naar onderdeel *a.* van het bovenstaande citaat, dan blijkt dat de oorzaken van bodemverzuring op zeer onzorgvuldige wijze worden geformuleerd. Nitrificatie leidt namelijk *geenszins* tot bodemverzuring!⁸⁹ Slechts bij uitspoeling van NO_3^- naar het grondwater is er een netto H^+ productie, die echter *niet meteen* leidt tot verzuring. De *buffercapaciteit* van de bodem speelt daarbij een belangrijke rol.⁹⁰ In het proces van de bodemverzuring is er echter een andere component die een veel grotere rol speelt dan stikstof namelijk zwavel. APV-III stelt dat de actuele bodemverzuring wordt *gedomineerd* door S-depositie.⁹¹ AMMONIAK: DE FEITEN stelt bovendien dat de Nederlandse bosbodems verzadigd zijn met zwavel *en* dat zwavel *volledig* bijdraagt aan de bodem-

⁸⁹ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 38.

De Vries formuleert één en ander op nog scherpere wijze: ..., there is no net H transfer as long as the N compounds from the atmosphere (NH_x , NO_x , N_2) are taken up by the vegetation, irrespective of the pathway and the medium (air or soil). The only important thing to know is the form (NH_4 or NO_3) in which N enters and leaves the soil. ... Vries, de, W. Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. Thesis Wageningen. ISBN 90-327-0255-6, p. 38.

Zie verder Breemen, van, N.; Mulder, J.; Driscoll, C. T. Plant and Soil, 75, 283-308.

⁹⁰ AMMONIAK: DE FEITEN, p. 38.

⁹¹ APV-III, p. 94.

verzuring.⁹² De Interimwet lijkt op dit punt te suggereren dat bodemverzuring het gevolg is van stikstofdepositie. Dat is echter in strijd met de wetenschappelijke gegevens.

Punt *b.* in het bovenstaande citaat geeft aan dat bij afwezigheid van nitrificatie het ammonium zich ophoopt in de bodem met kationenverdringing als resultaat. Op dit ogenblik is het echter zo dat er geen sprake is van een ophoping van ammonium. APV-III stelt dat N grotendeels wordt vastgelegd in de Nederlandse bosbodems (80%).⁹³ Wat de kationenverdringing betreft is de Interimwet en het APV weinig expliciet. De verhoogde stikstofdepositie uit zich voornamelijk in een verhoogde groei.⁹⁴ Tekorten van P, Mg, Mg en Ca ten opzichte van N zijn gesignaleerd in naalden en bladeren. Daarbij dient te worden bedacht dat de nutriëntenstatus sterk wordt beïnvloed door klimatologische invloeden. De hoge N-gehaltes verhogen waarschijnlijk de gevoeligheid voor vorst en schimmelziekten.⁹⁵ APV-III stelt echter dat de nutriëntenstatus van bladmassa en bodem relatief onbelangrijk is ten aanzien van de verschillen in blad/naaldverlies, in vergelijking tot boomsoort en opstandsleeftijd.⁹⁶ In die zin is het onduidelijk waarom de Interimwet zoveel aandacht besteedt aan dit onderwerp.

Wat eutrofiëring betreft (besproken in *c.*) zijn bomen minder gevoelig dan de ondergroei.⁹⁷ De Interimwet bespreekt deze problematiek dan ook in termen van soortenverdringing met als resultaat 'nivellering' van de plantengroei, oftewel het voorkómen van vegetatieverandering door stikstofdepositie. De term 'biodiversiteit' komt hier in het vizier. Hier begeeft de Interimwet zich echter op glad ijs (zie §3.5). Het is de vraag of de door stikstofdepositie geïnduceerde vegetatieveranderingen te onderscheiden zijn van 'natuurlijke' vegetatieveranderingen.

Zoals uit het voorgaande blijkt schiet de Interimwet te kort in het aanreiken van een fundament waarop regelgeving behoort te rusten. Wetenschappelijke gegevens worden sterk vereenvoudigd. In een enkel geval grenst deze oversimplificatie aan misleiding (in het geval van de bespreking van nitrificatie in relatie tot bodemverzuring). De conclusie van deze beschouwing is dat de wetenschappelijke gegevens zich niet lenen voor de Interimwet ammoniak en veehouderij. Een solide wet op dit gebied

⁹² AMMONIAK: DE FEITEN, p. 41-42.

⁹³ APV-III, p. 81.

⁹⁴ Idem, p. 99.

⁹⁵ Idem, p. 83.

⁹⁶ Idem, p. 85.

⁹⁷ Idem, p. 99.

vereist hernieuwd onderzoek dat wel adequate antwoorden oplevert. Antwoorden die tot nu toe niet zijn gevonden. Ook het toonaangevende rapport van Sverdrup en Warfvinge komt tot een gelijklopende conclusie:⁹⁸

In the review of several European acidification research programmes, it has concluded during review discussions *that forest research has failed to provide a conclusive link between soil acidification and forest decline parameters.* And it must be concluded that it is indeed pretty obvious that trees cannot tolerate just any level of Al concentration in the soil solution or any BC/ Al ratio below those indicated by laboratory experiments. *The definite link has not be convincingly established, however, nor has tree vitality under field conditions been successfully defined in a unique way that allows it to be measured with any accuracy worth while.* It is obvious that most researchers do think links exists, but the links have not been found yet, probably because of inadequate methodology. ...

⁹⁸ Sverdrup, H.; Warfvinge, P. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/ Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering, Report 2:1993, ISSN 1104-2877, p. 13. Cursivering van ons.

Appendix I

Economische consequenties van het ammoniakbeleid voor de veehouderij

Bij een kosten-batenafweging van het ammoniakbeleid is het uiteraard noodzakelijk dat de economische consequenties van het ammoniakbeleid - zowel voor de veehouderij als voor de Nederlandse economie in zijn geheel - worden meegewogen. Hoewel dit onderwerp *nadrukkelijk* buiten het kader van deze studie valt, is het wellicht van belang om desalniettemin een *indicatie* te geven wat de economische effecten van het ammoniakbeleid zouden kunnen zijn. De depositiedoelstelling die de overheid heeft gesteld voor het jaar 2010 voor stikstof is 1000 mol/ha/jaar, waarvan 600 mol ammoniak. Volgens een studie van het IKC-Veehouderij wordt deze depositiedoelstelling zelfs bij 'maximaal haalbare maatregelen om de emissie uit stallen te reduceren ... in verschillende gebieden toch nog ruim overschreden. In deze gebieden zal de veestapel sterk moeten afnemen om aan deze doelstelling voor ammoniak te voldoen.' (M.E.G. Berghs, A. van den Ham (red.), Verkenning Veehouderij en Milieu: Beelden bij eisen, Informatie en Kennis Centrum Veehouderij, Ede, 1994, p. 80.) Voor dit 'afnemen van de veestapel' worden in de studie twee mogelijke toekomstscenario's geschetst. In het eerste scenario zou het aantal vleeskuikens in Nederland gelijk blijven. De overige diersoorten zouden t.o.v. 1990 met de volgende percentages moeten inkrimpen: fokzeugen 28%, vleesvarkens 26%, leghennen 19%, melkvee 59%, jongvee 65%, vleesvee en schapen 55%, vleesstieren 70% (p. 83).

In het tweede scenario behoudt de melkveestapel ongeveer dezelfde omvang als in 1990 en verdwijnen het vleesvee en de schapen uit het westen van het land en van de zandgronden in Brabant, Limburg en Gelderland. Om de depositiedoelstelling te halen, zou daarnaast het aantal vleesvarkens met 90% moeten worden gereduceerd, het aantal fokzeugen met 90%, het aantal leghennen met 80 à 90% en het aantal vleeskuikens met 75% (p. 85).

In beide scenario's wordt er overigens vanuit gegaan dat er ook op het gebied van fosfaat en nitraat bepaalde minimale ('basis'-) doelstellingen zijn gehaald. Bovendien geldt de doelstelling van 600 mol niet voor heel Nederland (alleen voor hoogbelaste en verzuringsgevoelige gebieden), ter-

wijl daar in de IKC-studie wel vanuit wordt gegaan. (Zie p. 104-105.) In de IKC-studie wordt er tevens vanuit gegaan dat de emissie van ammoniak vanuit het buitenland met 50% afneemt. (p. 107)

In een andere studie (van LEI/RIVM/TNO) zijn de gevolgen van het ammoniakbeleid voor de nationale economie berekend. Indien er vanuit wordt gegaan dat alle intensieve veehouderij uit Nederland moet verdwijnen (dit komt overeen met het tweede scenario van de IKC-studie) dan kost dit 69.000 arbeidsplaatsen en heeft dit een vermindering van 2,7% à 3,3% van het nationaal inkomen tot gevolg. Indien er vanuit wordt gegaan dat de gehele rundveehouderijsector moet verdwijnen (komt overeen met het eerste scenario van de IKC-studie), dan zijn de effecten nog iets groter. ('Voorstel Projectgroep inzake te voeren mest- en ammoniakbeleid derde fase'. Bijlage 2, ministerie van LNV, februari 1993.)

Appendix II

De stichting Heidelberg Appeal Nederland

De stichting Heidelberg Appeal Nederland (HAN) is in 1994 opgericht door drie hoogleraren en een ondernemer. Doel van de stichting is om het Nederlandse publiek wetenschappelijk verantwoorde informatie te verschaffen over met name zaken als het milieu, proefdiergebruik en biotechnologie.

De stichting ontleent haar naam aan de zogeheten Heidelberg Appeal, een verklaring van een internationale groep wetenschappers die in 1992 is aangeboden aan de regeringsleiders die aanwezig waren op de milieuconferentie in Rio de Janeiro en die inmiddels is ondertekend door 72 Nobelprijswinnaars en meer dan 3500 wetenschappers uit de hele wereld. In deze verklaring wordt gesteld dat beleidsmakers (vooral op terreinen als milieu, landbouw, biotechnologie en dergelijke) zich tegenwoordig te vaak laten beïnvloeden 'door pseudo-wetenschappelijke argumenten en onjuiste informatie'. Volgens de Heidelberg Appeal is het 'onvermijdelijk' dat 'belangrijke menselijke activiteiten worden uitgevoerd in de nabijheid van gevaarlijke stoffen'. Vooruitgang en ontwikkeling houden altijd risico's in, maar die risico's zijn beheersbaar en worden eerder kleiner dan groter, aldus de Heidelberg Appeal.

De stichting HAN is onafhankelijk en betreft haar inkomsten geheel uit de vrijwillige steun van donateurs. Financiering door derden wordt slechts aanvaard op projectmatige basis.

Bestuur:

prof. dr. A. Cornelissen (voorzitter)

prof. dr. R.H. Meloen (secretaris)

prof. dr. A. Bast

Coördinator:

Dr. J.C. Hanekamp

Adres:

Stichting HAN, Postbus 75311, 1070 AH Amsterdam