

Printing on demand specs:

<i>Rapport</i>	722108011
<i>Jaar</i>	1996
<i>Omvang</i>	64.
<i>Kleuren</i>	14, 19, 21, 22, 25, 27, 29 35, 36, 37, 38, 62, 63, 64
<i>Standaard omslag</i>	
<i>Dubbelzijdig printen</i>	

RIJKSINSTITUUT VOOR DE VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU

Report no. 722108011

**Indikatieve studie naar de ammoniakproblematiek
in het ROM gebied Zuid-Oost Friesland**

J. W. Erisman, A. Bleeker, R. van de Velde, A.H. Bakema
J.J.M. van Grinsven, J. Wiertz, N.J.P. Hoogervorst,

Januari 1996

Dit onderzoek is uitgevoerd ten behoeve van het Directoraat Generaal Milieu (DGM/LE) in het kader van het project no. 722108 "Depositieonderzoek" en het project no.711901 "Gebiedsgerichte integratie".

Verzendlijst

1. Directeur Lucht en Energie, ir. G.M. van der Slikke
2. Plv.Directeur-Generaal Milieubeheer, dr.ir. B.C.J. Zoeteman
3. Directeur-Generaal LNV, J. de Leeuw
4. Directeur-Generaal Milieubeheer, H.A.M.P. Pont
5. Plv.Directeur-Generaal Milieubeheer, mr. G. Wolters
6. Plv.Directeur-Generaal Milieubeheer, drs. P.E. de Jongh
7. Directeur Drinkwater, Water en Landbouw, drs. G.J.A. Al
8. Directeur Bestuurszaken, J.H. van den Heuvel
9. Drs. R.J.T. van Lint, DGM, hoofd afd. Luchtkwaliteit en Verzuring
10. College van Gedeputeerde Staten van Friesland, A.J. Mulder
11. Directeur LNV-Noord, D. Visser
12. Commissie NH₃:
13. drs. S. Akkerman
14. prof. ir. N.D. van Egmond
15. prof. dr. L. Koopmans
16. prof. dr. J.D. van de Ploeg
17. G. Beijen, Inspecteur RIMH
18. Ir. W. de Boer, Provincie Friesland
19. Dr. ing. J.H. Duyzer, TNO
20. Drs. P. Hofschreuder, LUW
21. Ir. M. Hootsmans, DGM
22. Drs. J. Joanknecht, DGM
23. Mr. V. Keizer, DGM
24. Drs. ing. C.J.P. Laarhoven, Provincie Noord-Brabant
25. R. Pasma, Provincie Limburg
26. drs. E.F. Pinksterboer, DHV
27. M.Post, DGM
28. Ing. S.G.B. Reijnsenbach, Provincie Limburg
29. Dr. S. Slanina, ECN
30. Ir. R. Smeenge, Provincie Gelderland
31. Ir. S.M. Smeulders, DGM
32. Drs. M.A.M. Stein, Provincie Friesland
33. Ir. P.J. Verkerk, Hoofdinspecteur RIMH
34. D. Visser, LNV-Noord
35. M.M. van Vliet, IGO
36. Mr. H. Woldendorp, DGM
37. Dr. G.P. Wyers, ECN
38. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
39. Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene
40. Dr. R.M. van Aalst
41. Drs. J.M.M. Aben
42. Ir. R. van den Berg
43. Ir. A.H.M. Bresser
44. Ir. H.S.M.A. Diederren
45. Ir. G. van Drecht
46. Ir. P.M. van Egmond

47.	Ir. B. Fraters
48.	Ir. G.J. Heij
49.	Dr. P.S.C. Heuberger
50.	Dr. ing. J.H. van Jaarsveld
51.	Dr. L.H.J.M. Janssen
52.	Drs. L.H.M. Kohsiek
53.	Ir. O.M. Knol
54.	Ing. A.A.M. Kusse
55.	Ir. F. Langeweg
56.	J. Latour
57.	Dr. F.A.A.M. de Leeuw
58.	Dr. ir. D. van Lith
59.	Drs. R.J.M. Maas
60.	Ing. G.B. Makaske
61.	Ir. C.R. Meinardi
62.	Dr. M.G. Mennen
63.	Dr. D. Onderdelinden
64.	Ir. I.G. Staritsky
65.	H. Veldkamp
66.	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
67.	Bureau Projekten- en Rapportenregistratie
68-75.	Auteurs
76	Bibliotheek LLO
76-77.	Bibliotheek RIVM
78-120	Reserve exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer
121-140	Reserve exemplaren t.b.v. LLO
141-175	Provincie Friesland

Dit rapport is tot stand gekomen met medewerking van: Dico Fraters, Gerard van Drecht, Kas Makaske, Cees Meinardi, Hans Veldkamp, Joris Latour, Igor Staritsky, Petra van Egmond, Onno Knol, Bart Kusse, Hans van Jaarsveld, Hub Diederer, Peter Heuberger.

Met dank aan Elsbeth Pinksterboer voor de taalkundige suggesties

Inhoud

Verzendlijst	3
Inhoud	6
Samenvatting	8
Abstract	10
2. Ammoniakproblematiek in Nederland	12
3. De huidige emissie en depositie	17
3.1 Emissie	17
3.2 Depositie	20
4 Kritische waarden	23
4.1 Natuurgebieden	23
4.2 Grond- en oppervlakte water	26
5 Overschrijding van kritische waarden in 1993	28
6. Emissievarianten	30
6.1 2000	31
6.2 2005	32
6.3 Maximaal haalbaar bij relatief lage kosten	32
6.4 Optimalisatie	32
6.5 Vergelijking van de varianten	34
7. Discussie en onzekerheden	39
7.1 Emissies	39
7.2 Depositie	40
7.3 Kritische waarden natuur	40
7.4 Kritische waarden grond- en oppervlaktewater	42
7.5 Optimalisatie	43
8. Conclusies	44
Referenties	46
Lijst met afkortingen	48
Bijlage 1. NH₃ emissies in het ROM gebied	49
1.1 De nationale context	49
1.2 Emissies in het ROM-gebied	50
1.3 Emissiebeperking in de nationale melkveehouderij	51
1.4 Enkele kengetallen voor Friesland	52
1.5 Specifieke situatie in de ROM-gemeenten	54

Bijlage 2. Bepaling van de depositie op natuurgebiedranden	55
2.1 Depositie	55
2.2 Kritische waarden	57
2.3 Schatting van de depositie op bosranden	57
Bijlage 3. Optimalisatie van emissies uitgaande van kritische waarden	59

Samenvatting

Door de Ministers van VROM en LNV, alsmede de milieugedeputeerde van Friesland is een zogenaamde 'Commissie NH₃' ingesteld met als opdracht een oplossing te vinden in het conflict dat gerezen is o.a. omtrent de ammoniakproblematiek in het ROM gebied Zuid-Oost Friesland. Ter ondersteuning van de commissie is door het RIVM een studie uitgevoerd waarin de situatie in het ROM gebied in kaart is gebracht en enkele emissievarianten zijn doorgerekend.

De projectleiding van het ROM project en de Provincie Friesland hebben databestanden beschikbaar gesteld waarmee de natuurtypen en de ligging ervan en in kaart gebracht zijn. Voor deze natuurgebieden zijn via de literatuur en via expertkennis kritische stikstof depositiewaarden bepaald. Deze waarden zijn komen overeen met waarden die recentelijk door de UN-ECE en de WHO in Geneve zijn vastgesteld. De resulterende kritische waardenkaart is omgewerkt naar een kritische waardenkaart voor de maximale eigen-bijdrage van het gebied aan de ammoniakdepositie. Hiervoor is er vanuit gegaan dat op dit moment 72% van de totale belasting van stikstof in het ROM gebied afkomstig is van NH₃, en dat de eigen emissiebijdrage van het gebied aan de depositie op de natuurgebieden binnen het gebied maximaal 70% bedraagt. De kritische waarden variëren van ongeveer 2,5 kg ha⁻¹ voor de meest kwetsbare gebieden (vennen, Fochteloërveen) en 8 kg ha⁻¹ voor de wat grotere bosgebieden tot > 15 kg ha⁻¹ voor de bloemrijke graslanden.

Op basis van landelijke grond- en oppervlaktewaternormen voor nitraat (respektievelijk 11,3 mg l⁻¹ en 2,2 mg l⁻¹ totaal-N), gedetailleerde landgebruikskarten (25 x 25 m) en de huidige stikstofbelasting van de bodem zijn kritische stikstofbelastingen bepaald voor de beide normen. In 1993 werd de grondwaternorm op veel plaatsen in landbouwgebieden licht overschreden. De oppervlaktewaternorm werd daarentegen in vrijwel alle landbouwgronden fors overschreden.

Voor het gebied is een gedetailleerde ammoniakemissiekaart op 1 x 1 km² basis gemaakt voor 1993, door de gemeentelijke gegevens over de emissie uit stallen, weide en aanwending van dierlijke mest en kunstmest te verdelen over het landbouwareaal. De stalemissie is verdeeld in een 'achtergrond' emissie (1 x 1 km²) en de emissie van ca. 300 bedrijven die liggen binnen een zone van 650 m rond voor verzuring gevoelige gebieden (de (zeer) kwetsbare gebieden). De totale (droge en natte) depositie voor ieder 1 x 1 km² roostervlak is berekend met het zogenaamde OPS model, uitgaande van de roostervlak- en de bedrijvenemissie. De depositie is gemiddeld voor ieder voor verzuring gevoelig gebied. Voor het jaar 2000 is een inschatting gemaakt van de emissie op 1 x 1 km² schaal, uitgaande van de inschatting van de Milieu Verkenning-3 en de gevolgen van de Integrale Notitie Mest en Ammoniak. Het LEI-DLO heeft twee varianten doorgerekend voor de gemeentelijke ammoniakemissie in 2005, voor een meest optimistische (IN 1) en een meest pessimistische (IN 6) inschatting van de doorwerking van de Integrale Notitie. Ten slotte is een inschatting gemaakt van de maximaal haalbare gemiddelde emissiereductie in het gebied uitgaande van technische maatregelen zonder dure stalaanpassingen, resulterend in een emissie van 47 kg NH₃ ha⁻¹ landbouwareaal. De gemiddelde emissies en de met het OPS model berekende deposities, gemiddeld voor het gebied en op de voor verzuring gevoelige gebieden, en de overschrijding van kritische

depositiewaarden voor natuurgebieden voor de verschillende varianten zijn in onderstaande tabel samengevat:

Variant	Emissie gemiddeld per ha landbouw areaal (kg NH ₃ ha ⁻¹) ^a	Totale NHx depositie in het ROM gebied (mol ha ⁻¹ j ⁻¹)	Eigen bijdrage aan de NHx depositie gemiddeld in het ROM gebied (mol ha ⁻¹ j ⁻¹)	Totale NHx depositie op natuur-gebieden (rood en oranje) (mol ha ⁻¹ j ⁻¹)	Overschrijding van eigen bijdrage NH ₃ kritische waarden (%) voor grote VVGG ^c
1980	104	2160	niet berekend	niet berekend	overal
1993	95	1840	1340	1500-2500	overal
1994	74	1710	niet berekend	niet berekend	bijna overal
2000	52	1130	750	1000-1500	matig
IN variant 1 ^b	38	870	490	600-1100	enkele gebieden
IN variant 6 ^b	66	1230	850	1000-1600	bijna overal
Technisch haalbaar bij relatief lage kosten	47	990	610	750-1200	licht
Optimalisatie vanuit generieke doelstelling (1000 mol ha ⁻¹ j ⁻¹)	45	970	590	< 1000	alleen zeer ge- voelige gebieden
Optimalisatie vanuit kritische waarden voor natuurgebieden	< 41	1860	1580	< 1000	nergens

^a de emissie is gemiddeld over het werkelijk (gemeten) landbouwareaal: 395 ha; totaal ROM gebied 605 km²;

^b exclusief kunstmest;

^c voor verzuring gevoelige gebieden

Conclusies

Uit deze tabel blijkt dat in 1993 een emissiereductie van ongeveer 10% ten opzichte van 1980 is gerealiseerd. Voorlopige cijfers voor 1994 laten zien dat, voornamelijk door de onderwerkverplichting, de emissie verder gedaald is tot ongeveer 70% van de emissie in 1980. Emissiereductie door implementatie van technische maatregelen geeft een emissieniveau dat in de buurt komt van het emissieplafond (41 kg NH₃ ha⁻¹) noodzakelijk voor het bereiken van deposities op de grote voor verzuring gevoelige gebieden, die overal onder de kritische waarden blijven. Uit de optimalisatiestudie is verder gebleken dat wanneer de generieke doelstelling voor totaal-stikstof aangehouden wordt, 1000 mol ha⁻¹ j⁻¹ voor alle grote natuurgebieden, een emissieplafond van ongeveer 45 kg NH₃ ha⁻¹ in het gebied zou volstaan. Deze bevinding is door de Commissie NH₃ opgenomen in haar advies en zou in 2005 gerealiseerd moeten worden..

Benadrukt moet worden dat *i)* hier alleen naar ammoniak gekeken is, *ii)* alleen eutrofiëring in beschouwing is genomen, *iii)* de kritische waarden alleen getoetst zijn aan de eigen bijdrage, *iv)* alleen de grote (rode en oranje) gebieden in beschouwing zijn genomen, *v)* de oppervlaktewaternorm niet gehaald wordt, en *vi)* de pilotstudie met grote onzekerheden omgeven is.

Abstract

This report describes the results of a pilot study describing the ammonia emission, deposition and critical load exceedances in the ROM area Zuid-oost Friesland in The Netherlands. For this area an emission inventory was made describing the emission on a 1x1 km grid scale. A distinction was made between the emissions from stables and storage, application of manure and meadows. The stable emission of 300 (of a total of 1200) farms situated near to areas sensitive for acidification were distinguished from the total stable emissions in the area. Deposition for the current situation (1993) averaged over the whole area, and for each nature area sensitive to acidification (> 5 ha) was calculated using the OPS model. A distinction was made between the deposition resulting from emissions from foreign sources, the Dutch sources outside the ROM area, the sources within the area, and the 300 farms. Critical loads maps for nature areas and for groundwater and surface water pollution were derived from land use data, species composition maps, the NLOAD model and critical load values for different ecosystems. Exceedances of the critical loads were estimated to determine the current environmental risk. Several scenarios were developed for the ammonia emissions in the area. For these scenarios the deposition and critical load exceedances were also determined. A pilot study on the optimization of emissions, given the critical deposition loads for nature areas was also executed. The results of this pilot showed that the optimization is a good tool for determining future emission levels and spatial distributions to prevent exceedances of critical loads for all sensitive areas.

1. Inleiding

Probleemstelling

In het ROM gebied Zuidoost Friesland is een conflict ontstaan tussen de betrokken partijen over de aanpak van de ammoniakproblematiek. De Ministers van VROM en LNV en de milieugedeputeerde van Friesland hebben een onafhankelijke commissie in het leven geroepen met als opdracht een voorstel te doen voor een oplossing, in eerste instantie binnen het kader van de Interimwet Ammoniak en Veehouderij, zodanig dat het ROM project Zuidoost Friesland een kans van slagen heeft. Aan het RIVM is gevraagd om binnen zeer korte termijn een indicatieve studie uit te voeren naar de ammoniakbelasting en de kritische belasting van landbouwgronden en natuurgebieden in het gebied, en op grond hiervan een aantal varianten met betrekking tot de emissie van ammoniak in het gebied door te rekenen. Eerder zijn bij het RIVM rekenmodellen en geografische informatie systemen rond dit thema ontwikkeld die tot dusver vrijwel uitsluitend toegepast zijn voor landsdekkende analyses. Er is daarom besloten een pilotproject uit te voeren, om te bezien in hoeverre de beschikbare rekenmethoden toegepast kunnen worden op een lokale schaal en/of inhoudelijke aangrijpingspunten gevonden kunnen worden voor de vormgeving van het toekomstige (mest) en ammoniakbeleid.

Doel van de studie

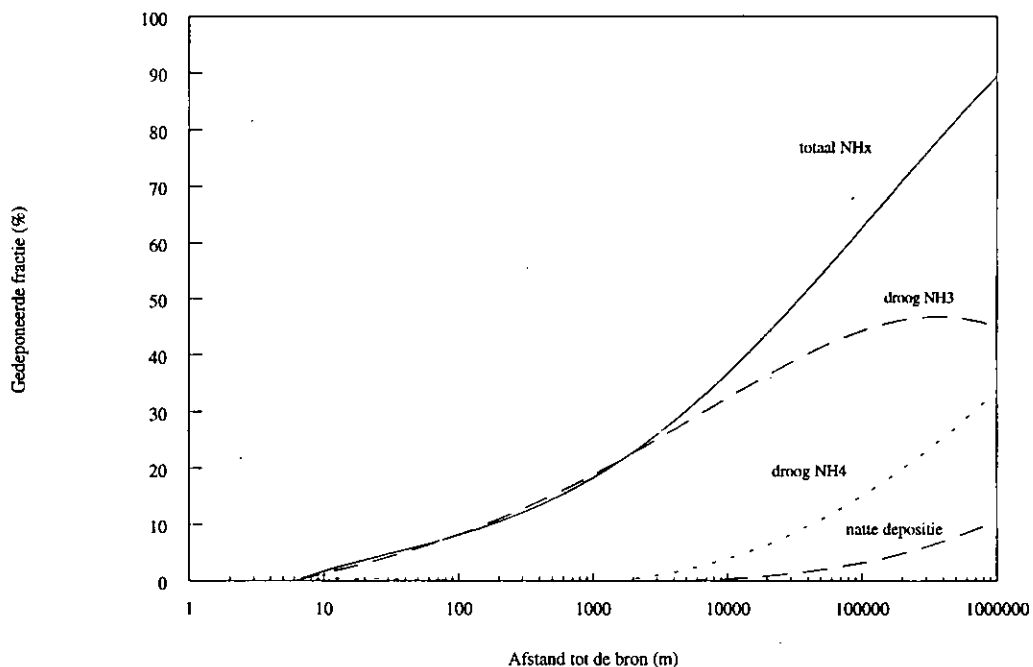
Het doel van deze studie is:

- i) het inventariseren van de huidige belasting en de kritische waarden van landbouwgronden en natuurgebieden in ROM project Zuidoost Friesland,
- ii) het ontwikkelen en testen van een aantal alternatieven voor het huidige NH₃ beleid in de vorm van een emissiegerichte aanpak (emissieplafonds),
- iii) het doorrekenen van de implicaties van de Integrale Notitie in termen van NH₃ emissie en depositie in het gebied.
- iv) het onderling afstemmen van modellen en rekenmethoden binnen RIVM voor het in kaart brengen van de stikstofproblematiek en voor het doorrekenen van beleidsopties op de lokale schaal.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt ingegaan op de achtergrond van de ammoniakproblematiek en het huidige beleid. In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van de huidige situatie in het ROM gebied voor wat betreft de emissies, depositie en kritische waarden. Een korte toelichting op de gehanteerde (reken)methoden wordt hier ook gegeven. In hoofdstuk 4 wordt specifiek ingegaan op de depositie op randen van natuurgebieden. Hoofdstuk 5 laat de resultaten zien van het doorrekenen van verschillende emissievarianten voor het ROM gebied. Tevens worden de resultaten van een optimalisatiemethode gegeven, waarbij teruggerekend is van kritische waarden voor natuurgebieden naar een 'optimale' emissieverdeling binnen het gebied. De uitkomsten van de verschillende onderdelen uit deze studie worden kritisch beschouwd in hoofdstuk 6, waar de onzekerheden aan de orde komen. In hoofdstuk 7 tenslotte worden enkele aanbevelingen gedaan die voortvloeien uit het pilotproject en die wellicht van belang kunnen zijn bij de ontwikkeling van toekomstig Ammoniak (en mest) beleid.

2. Ammoniakproblematiek in Nederland

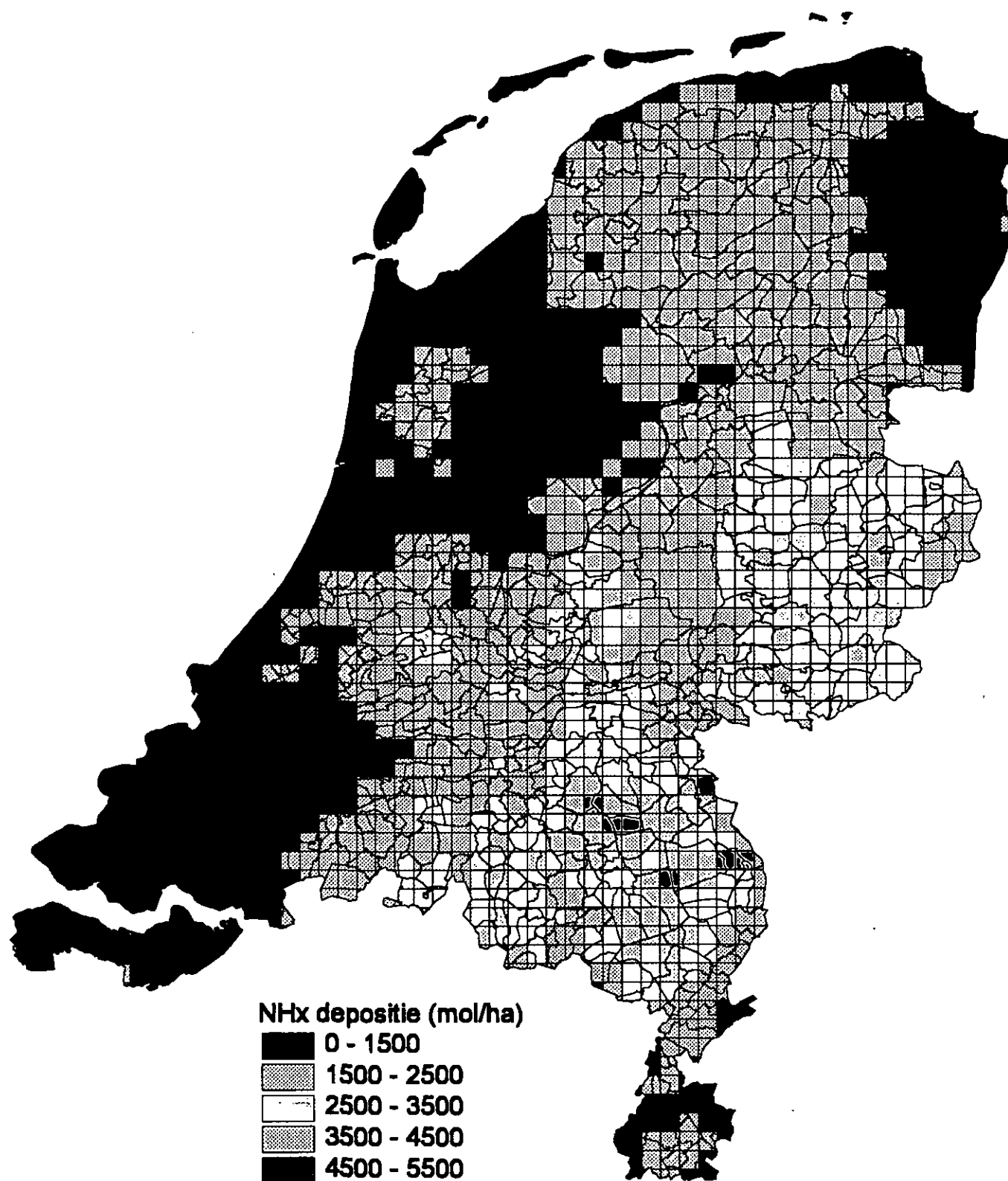
De emissie van NH_3 uit mest vindt plaats op grondniveau (bij uitrijden en beweiding) of op geringe hoogte boven de grond (vanuit veestallen en opslagplaatsen). Deze lage emissiehoogte veroorzaakt, in combinatie met een hoge droge depositiesnelheid, het relatief grote aandeel van Nederlandse NH_3 emissies aan de totale NH_x depositie in Nederland. De transportafstand van NH_3 bedraagt veelal minder dan 100 km. De horizontale en verticale concentratiegradiënten zijn groot, waardoor concentraties en deposities sterk kunnen variëren over korte afstand. Ongeveer de helft van de ammoniak wordt in de atmosfeer omgezet in ammonium (NH_4^+), voornamelijk ammoniumsulfaat en ammoniumnitraat. Eenmaal omgezet in NH_4^+ , dat een veel lagere depositiesnelheid heeft, kunnen de transportafstanden veel groter zijn (>1000 km). In Figuur 1 is aangegeven welk deel van de NH_3 emissie in welke vorm gedeponeerd wordt als functie van de afstand tot de bron met een hoogte van 1 m (Asman en Van Jaarsveld, 1990). Uit deze figuur blijkt duidelijk dat NH_3 zowel tot lokale depositie (droge depositie van NH_3) als tot depositie op grotere afstand van de bron (droge en natte depositie van NH_x) aanleiding geeft. Circa 20% van de geëmitteerde NH_3 deponereert binnen een afstand van 1 km van de bron en circa 30% binnen een afstand van 5 km. Van het geëmitteerde NH_3 wordt in totaal ongeveer 60% droog gedeponeerd en 40% nat.



Figuur 1. Fractie van de emissie gedeponeerd als functie van de afstand tot de bron.

De regionale verdeling van de totale NH_x depositie over Nederland is weergegeven in Figuur 2. De depositie is gekarteerd met behulp van het lange afstand transportmodel OPS (Van Jaarsveld, 1995) en het depositiemodel DEADM (Erisman, 1993). Aan de hand van tellingen van dieraantallen, verricht door het Centraal Bureau voor de Statistiek, en emissiefactoren per

diercategorie, vastgesteld door de Interdepartementale Werkgroep Emissiefactoren, wordt per gemeente de totale NH_3 emissie bepaald. Deze wordt verdeeld over 5×5 km roostervlakken waarin de betreffende gemeente valt, afhankelijk van het type landgebruik (landbouwgrond of niet). De op deze wijze gevormde emissiekaart van Nederland, samen met emissiegegevens uit het buitenland en meteorologische statistieken, dient als invoer voor het lange afstands transportmodel OPS, waarmee de concentraties en droge depositie van NH_3 en NH_4^+ op een 5×5 km rooster worden berekend. De uitkomsten van dit transportmodel worden getoetst aan de resultaten van luchtconcentratie metingen welke o.a. uitgevoerd worden in het kader van het Interim Meetnet Ammoniak bestaande uit 8 meetlocaties verspreid over Nederland (Van Elzakker *et al.*, 1995). Berekende droge deposities worden getoetst aan droge depositie- en doorvalmetingen welke op diverse locaties verricht zijn (Erisman *et al.*, 1996b). De natte depositie wordt afgeleid uit de samenstelling en hoeveelheden neerslag zoals deze gemeten wordt in het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling op 14 meetlocaties verspreid over Nederland. Natte depositiegegevens van ieder meetstation worden geïnterpoleerd over Nederland op een 5×5 km grid. Sommatie van droge en natte depositie levert de totale NH_x depositie per 5×5 km (Figuur 2). De gemiddelde onzekerheid in de totale depositieflux van NH_x bedraagt 30% ($1-\sigma$) op nationale schaal en 40% op 5×5 km schaal (Erisman, 1995). Wanneer volledige correlatie wordt verondersteld tussen concentratie en depositiesnelheden en tussen droge en natte depositiefluxen ('worst case') is de onzekerheid echter groter dan 40% (Erisman, 1992; 1995). De grootste onzekerheden in de depositiefluxen van NH_x worden veroorzaakt door de onzekerheden in de grootte en de ruimtelijke en temporele spreiding van de ammoniakemissies. De onzekerheid in depositieschattingen is groter naarmate de schaal waarop gerekend wordt kleiner is, doordat de onzekerheid in de (exakte bepaling van) statistische gegevens groter is op kleinere schaal, en omdat op kleinere schaal processen belangrijk worden waarvan het effect op grotere schaal uitmiddelt, zoals ruwheidsovergangen, verzadiging van het oppervlak met ammoniak, etc. Andere bronnen van onzekerheid zijn de omzettingssnelheid van NH_3 naar NH_4^+ -aerosol en de depositieparameters van NH_3 en NH_4^+ -aerosol.



Figuur 2. Totale depositie van NH_x in 1993 in Nederland (mol ha⁻¹ j⁻¹).

De lokale variatie in depositie wordt voornamelijk bepaald door variatie in de concentratie en door verschillen in landgebruik. Beide aspecten zijn van invloed op de droge depositie van NH_3 . De depositie neemt sterk af met de afstand van de bron (of brongebied). Aangezien de afstand tussen de bronnen in Nederland sterk varieert en de bronnen verspreid liggen, leidt dit tot een sterke variatie in depositie. De lokale depositie wordt eveneens beïnvloed door de karakteristieken van de receptor zelf. Bij de berekeningen van de regionale depositie is rekening gehouden met verschillen in landgebruik, die leiden tot verschillen in windverstoring als gevolg van ruwheidsverschillen (bos, steden). Grotere ruwheden leiden tot hogere droge depositiesnelheden. Op grond hiervan is, in combinatie met gegevens over de lokatie van de bossen ten opzichte van de brongebieden, geschat dat gemiddeld in Nederland de droge depositie op bos ca. 20% hoger is dan op een gemiddeld Nederlands landschap. Op lokale schaal, bijvoorbeeld bij houtwallen, ruwheidsovergangen en bosranden, kan extra windverstoring en advectie leiden tot een nog grotere depositie. Naast beïnvloeding door randeffecten wordt de depositie op lokale schaal ook sterk beïnvloed door de structuur van het betreffende bos. Met name de boomhoogte, de LAI ('leaf area index'), de kroondichtheid en de boomsoort zijn bepalend voor de hoogte van de depositie. Uitgestrekte en qua structuur homogene bossen zijn in Nederland eerder uitzondering dan regel. Op basis van gegevens vermeld in de Vierde Bosstatistiek (CBS, 1985) kan het Nederlandse bos gekarakteriseerd worden als zijnde zeer versnipperd en heterogeen: circa 80% van alle bosgebieden in Nederland is kleiner dan 5 ha en meer dan 70% van alle individuele bospercelen is kleiner dan 1,5 ha. Draaijers *et al.* (1994) schatte voor bosranden een gemiddeld twee maal zo hoge droge depositie van verzurende componenten in vergelijking met die in het achterliggende bos. De toename van de depositie bleek daarbij sterk afhankelijk van de dichtheid van de bosrand en haar expositie ten opzichte van de overheersende windrichting. De breedte van de zone met verhoogde deposities bedraagt altijd ongeveer 5 maal de bosrandhoogte (voor een 'gemiddeld' Nederlands bos overeenkomend met circa 60 m, Draaijers *et al.*, 1994). Uitgaande van deze breedte, kan berekend worden dat minstens 50% van het totale oppervlak van het Nederlandse bos beïnvloed wordt door randeffecten. De invloed van de structuur van een bos op de depositie blijkt uit doorvalmetingen uitgevoerd op de Utrechtse Heuvelrug. De droge depositie van NH_x bleek over dertig verschillende bosopstanden met een factor 5 te kunnen variëren ondanks dat genoemde opstanden gelegen waren binnen een relatief klein gebied (1,5 x 1,5 km). Verschillen in NH_x depositie kunnen voor een groot deel toegeschreven worden aan verschillen in aerodynamische ruwheid van het kronendak, welke op haar beurt sterk afhankelijk is van de gemiddelde boomhoogte en de LAI van de bosopstand (Draaijers, 1993).

Beleid

Een van de doelstellingen van het NMP2 is het terugdringen van de zure depositie op bos tot $1400 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Om dit doel te bereiken is met betrekking tot de verschillende verzurende componenten beleid ontwikkeld. De rijksoverheid heeft het ammoniakbeleid vastgesteld in de Notitie derde fase mest en ammoniakbeleid (NDF; TK 1992-1993). Beoogd wordt voor 2005 de landelijke emissie te verminderen met 70% en voor 2015 met 80% ten opzichte van de emissie in 1980. Voor het jaar 2000 was reeds een emissiereductie van 50%, met een inspanningsverplichting van 70%, ten opzichte van 1980 beoogd in het Bestrijdingsplan Verzuring en in het Plan van Aanpak ammoniakemissies. In de NDF worden een AMVB huisvesting voor intensieve veehouderijen en een doelvoorschrift in de vorm van een ammoniakemissienorm per hectare voor de grondgebonden veehouderij aangekondigd. Daarvoor waren reeds een onderwerkplicht en afdekken van mestsilos verplicht gesteld.

Naast het bovengenoemde 'generieke' beleid wordt er nog aanvullend beleid gevoerd, verwoord in de Interimwet Ammoniak en Veehouderij (IAV). Doelstellingen van deze wet zijn ervoor te zorgen dat veehouderijbedrijven over een milieuvergunning beschikken, en het bereiken van een standstill situatie voor wat betreft de ammoniakemissie. Daarnaast biedt de wet de mogelijkheid om middels een Ammoniakreductieplan (ARP) lokaal emissie en depositiereductie te bewerkstelligen.

In december 1995 is de Integrale Notitie mest en ammoniak behandeld in de Tweede Kamer. In deze notitie worden normen vastgelegd voor totale stikstofverliezen van bedrijven. De doelstelling voor een ammoniakemissiereductie in de IN is 70% in de periode 2000-2005 ten opzichte van 1980. Tot het verschijnen van voorliggend rapport was nog niet bekend wat het effect van de afgekondigde maatregelen in de IN op de uiteindelijke ammoniakemissie zal zijn.

3. De huidige emissie en depositie

De contouren van het ROM gebied zijn gegeven in Figuur 3. Tevens zijn in deze figuur de natuurgebieden gegeven in verschillende klassen, en de kern- en natuurontwikkelingsgebieden van de EHS. De klassen 2 en 7 zijn binnen het ROM project aangewezen als respectievelijk zeer kwetsbaar- en kwetsbaar gebied. Deze voor verzuring gevoelige gebieden vallen binnen de Interimwet IAV als te beschermen gebieden. De kleinere natuurelementen zijn binnen het ROM project niet als voor verzuring gevoelig aangegeven. Dit houdt in dat de bedrijven rondom deze gebieden niet automatisch onder de IAV vallen. De bescherming van deze gebieden kan alleen worden gerealiseerd door generieke maatregelen. In Figuur 4 zijn een driehonderdtal bedrijven gegeven welke binnen een afstand van 650 m van een voor verzuring gevoelig gebied liggen. Al deze bedrijven hebben volgens de in de wet aangegeven afstandstabel een bijdrage van meer dan $15 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ op de rand van het gebied. Dit zijn de zogenaamde knelpuntbedrijven. Het bedrijvenbestand is beschikbaar gesteld vanuit het ROM-project.

3.1 Emissie

In het ROM project zijn via de hinderwetvergunningen en lokaal beschikbare gegevens de stal- en opslagemissies van de knelpunt bedrijven geschat, gebruik makend van de emissiefactoren zoals gegeven in de IAV. Deze bestanden gelden voor de situatie in 1992.

Voor een vierkant van $55 \times 55 \text{ km}$ rond het ROM gebied is een emissiebestand op $1 \times 1 \text{ km}$ basis gemaakt voor het jaar 1993. Uitgangspunt hiervoor vormden de gemeentelijke emissies voor weide, stallen, opslag, aanwending van mest, kunstmest en overige categorieën (industrie en huishoudens) (Van der Hoek *et al.*, 1995). Deze gemeentelijke totalen zijn per categorie verdeeld over landbouwgronden en/of bebouwing, met behulp van het landgebruikbestand afgeleid van satellietwaarnemingen (LGN bestand) van het RIVM ($25 \times 25 \text{ m}^2$ resolutie). Hiermee wordt een overschatting van het landbouwareaal gemaakt, want veel natuurgebieden of onbemeste graslanden worden als potentieel landbouwareaal aangemerkt. Volgens CBS is de gemeten landbouwareaal in het gebied 395 km^2 , terwijl via de LGN bestanden 543 km^2 aangemerkt wordt als landbouwareaal. Voor de emissieverdeling is echter toch het LGN bestand aangehouden, omdat dit de enige landgebruikskaart is die beschikbaar was. Voor de bepaling van de gemiddelde emissies in het ROM gebied is echter het werkelijke landbouwareaal aangehouden. Voor de emissiebestanden is uitgegaan van landelijke factoren en statistieken over het onderwerken van mest en dergelijke (zie ook discussie in Bijlage 1). Verdere ruimtelijke verfijning is op dit moment niet mogelijk. Grote fouten worden gemaakt wanneer in een gemeente de emissies niet homogeen over de landbouwgebieden verdeeld zijn, of wanneer er sterke verschillen bestaan tussen de landelijke en regionale omstandigheden voor wat betreft bv staltypen, gebruik onderwerktechnieken, etc. Aangezien het ROM gebied meerdere gemeenten bestrijkt, die niet geheel in het gebied liggen en omdat de gemeentelijke emissies per ha nogal verschilt tussen de gemeenten, is er een groot verschil tussen de gemiddelde ROM gebied emissie en de gemiddelde gemeentelijke emissie. In Bijlage 1 worden emissies voor de ROM gebied gemeenten gegeven. Deze zijn afgezet tegen nationale emissies. De in deze studie gepresenteerde emissies zijn de gemiddelden van de emissies binnen het ROM gebied.

Om een soort 'achtergrond ROM emissiebestand' te maken zijn per gemeente de stalemissies van de knelpuntbedrijven van de totale stalemissies afgetrokken alvorens de resterende stalemissies te verdelen over de gridcellen met landbouwgrond. Om de bijdrage van de rest van Nederland aan het ROM gebied te kunnen bepalen is uitgegaan van de bestaande 5 x 5 km emissiebestanden die bij het RIVM beschikbaar waren (Van der Hoek *et al.*, 1995; Erisman, 1995). Voor de buitenlandse emissies is uitgegaan van door de verschillende landen officieel gerapporteerde gegevens (zie Erisman, 1995).

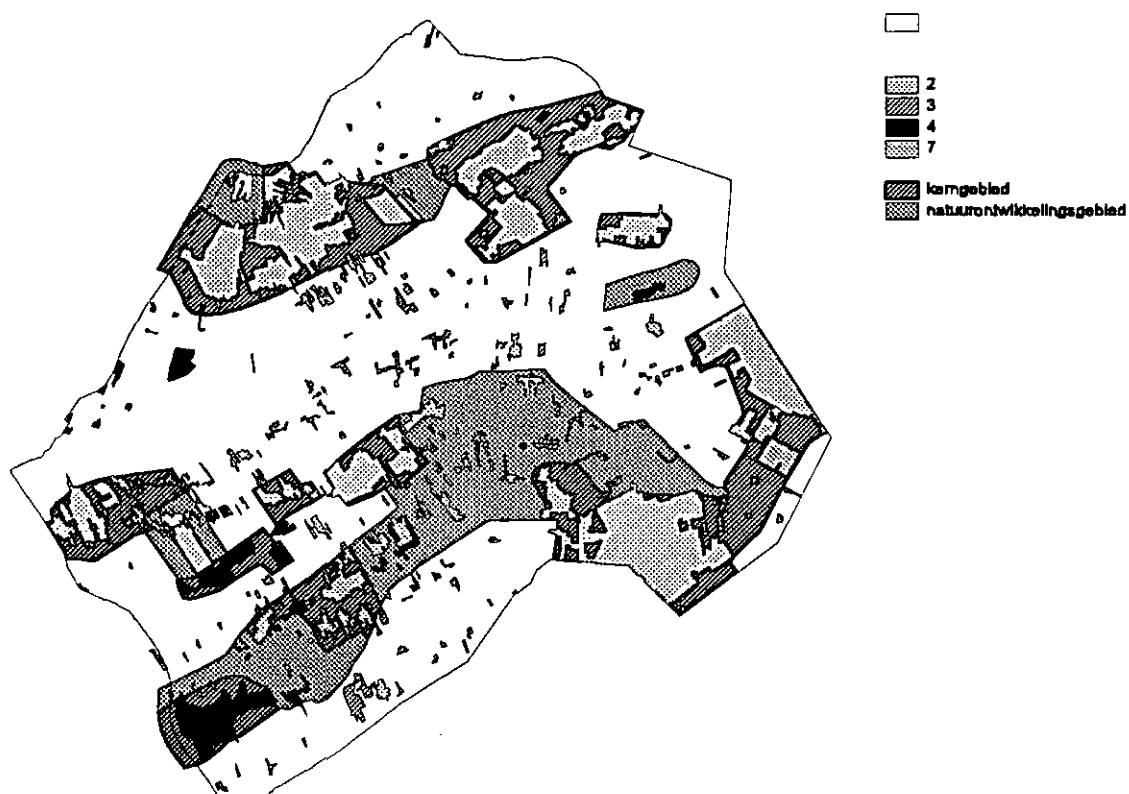
De gemiddelde totale emissie vanuit het landbouwareaal in het ROM gebied bedroeg 104 kg NH₃ ha⁻¹ in 1980 en 95 kg NH₃ ha⁻¹ in 1993. Een uitsplitsing van emissies in 1993 is gegeven in Tabel 1. Stalemissies en emissies na aanwending vormen de grootste bijdrage aan de totale emissie. Voor 1994 zijn nog geen definitieve gegevens beschikbaar. Voorlopige resultaten geven 74 kg NH₃ ha⁻¹ landbouwgebied. Tussen 1980 en 1994 is, volgens deze gegevens, de emissie in het ROM gebied met ongeveer 30% gedaald. Deze daling is voornamelijk toe te schrijven aan het verplicht onderwerken van mest.

De emissies zijn vergelijkbaar met die uit de TNO studie, die in 1993 is uitgevoerd voor het ROM gebied (Aulbers *et al.*, 1993). Voor het jaar 1980 wordt in de TNO studie een emissie van 68,9 kg ha⁻¹ gemiddeld voor het gehele gebied geschat, terwijl door het RIVM 68 kg ha⁻¹ (= 104 kg ha⁻¹ landbouw areaal) geschat wordt voor het gebied. Door het Landbouwschap is voor het jaar 1980 een emissie van 105 kg ha⁻¹ cultuurgrond geschat. Dit komt zeer goed overeen met de door TNO en RIVM geschatte emissies.

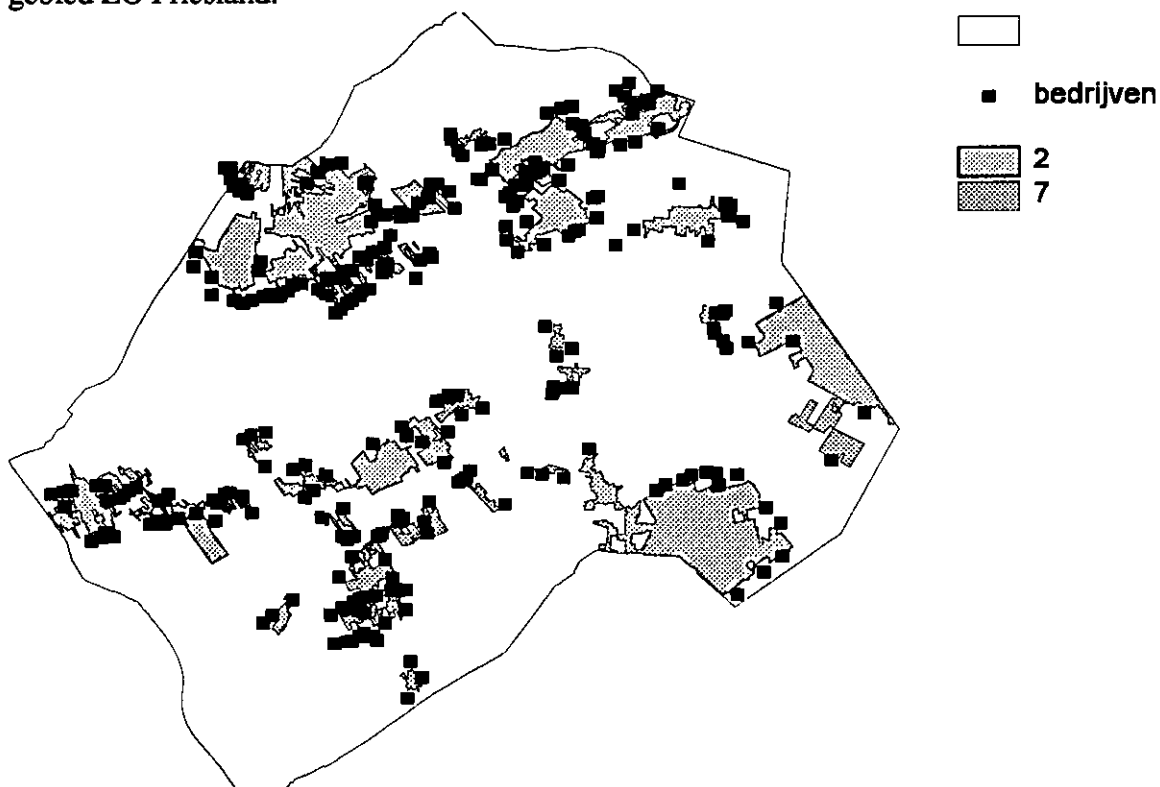
Tabel 1. Totale (ton j⁻¹) en gemiddelde (kg ha⁻¹) emissies voor landbouwgrond¹ in 1993 uitgesplitst naar broncategorie.

Emissiecategorie	1993
Stallen	38
Weide	11
Aanwending	38
Kunstmest	6
Overig	2
kg per ha landbouwgrond ¹	95

¹landbouwgrond: 395 km²; totaal ROM gebied: 605 km².



Figuur 3. De voor verzuring gevoelige gebieden en de EHS binnen de contouren van het ROM gebied ZO Friesland.



Figuur 4. Ligging van de 'knelpuntbedrijven' binnen het ROM gebied.

3.2 Depositie

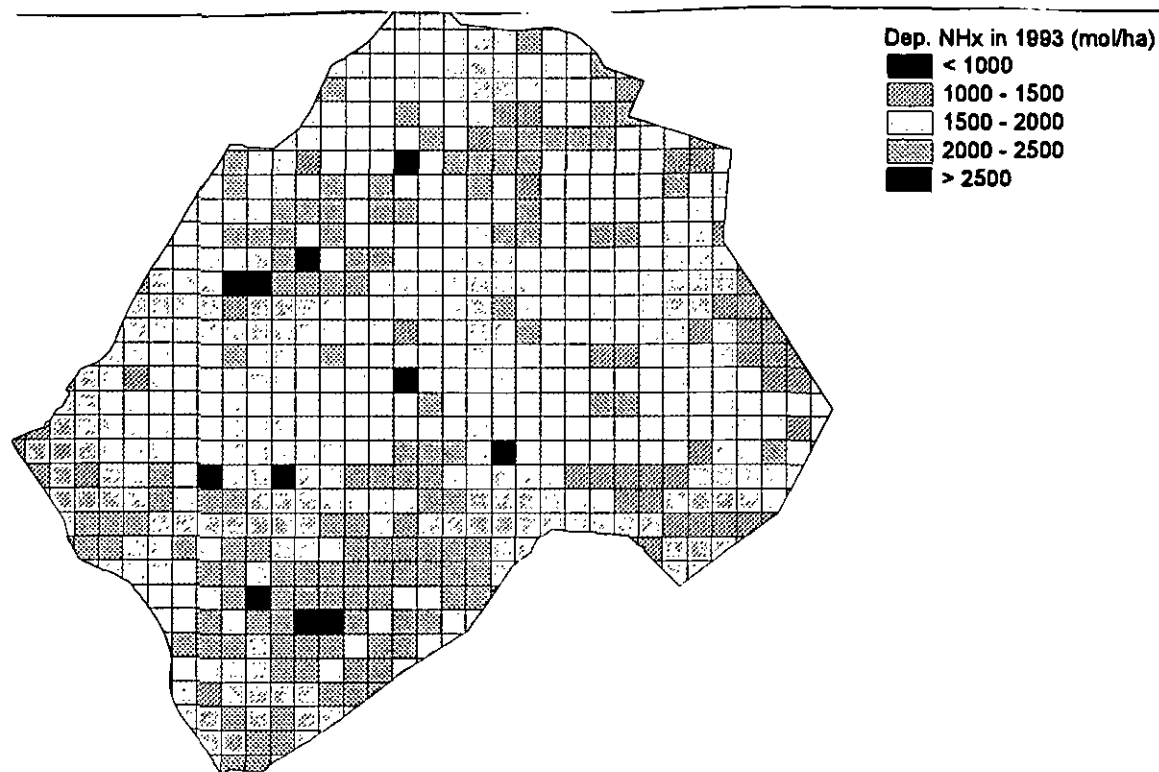
De depositieberekeningen zijn uitgevoerd met het Operationeel Prioritaire Stoffen model (OPS, Van Jaarsveld, 1995). Dit model wordt gebruikt om de depositie van ammoniak en ammoniumverbindingen in Nederland op 5 x 5 km basis in kaart te brengen (Erisman, 1995). Met het model is steeds de totale depositie berekend, dat wil zeggen de som van de droge en natte depositie van NH_3 en NH_4^+ . Voor 1993 zijn de deposities berekend met de actuele meteorologie voor dat jaar, terwijl voor 2000 gerekend is met lang-jarig gemiddelde (10 jaar) meteorologie. Het model is ook door TNO gebruikt voor de berekening van de depositie in het gebied. Het betrof hier echter een eerdere versie van het model waarin de invloed van grootschalige ruwheden en receptorkarakteristieken op de depositie niet worden meegenomen.

Voor de afzonderlijke bijdrage van de buitenlandse en overige Nederlandse emissies aan de depositie in het ROM gebied zijn depositieberekeningen uitgevoerd op 1 x 1 km, gebruikmakend van de 5 x 5 km emissiebestanden voor Nederland en een grovere verdeling voor het buitenland. Dit kan worden beschouwd als achtergrondbelasting (Tabel 2). De depositie in 1980 is berekend op $2160 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De depositie in het ROM gebied bedroeg in 1993 gemiddeld $1840 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Tabel 2) en in 1994 $1710 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De bijdrage van buitenlandse bronnen aan de depositie bedroeg $170 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, die van de Nederlandse bronnen buiten het ROM gebied bedroeg $330 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ en de bijdrage uit het gebied zelf bedroeg $1340 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De ruimtelijke verdeling van de totale depositie in 1993 op 1 x 1 km is gegeven in Figuur 5. Er is ook berekend wat de gemiddelde depositie op de zogenaamde *rode* (zeer kwetsbare) en *oranje* (kwetsbare) voor verzuring gevoelige gebieden (VVGG) was in 1993. Figuur 6 geeft de totale depositie in 1993 op de rode en oranje voor verzuring gevoelige gebieden. De gemiddelden per VVGG zijn berekend door een 'overlay' te maken van de 1 x 1 km depositiebestanden met de oppervlakken van de rode en oranje VVGG. De depositie varieert tussen de 1500 en $2500 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ voor de verschillende gebieden.

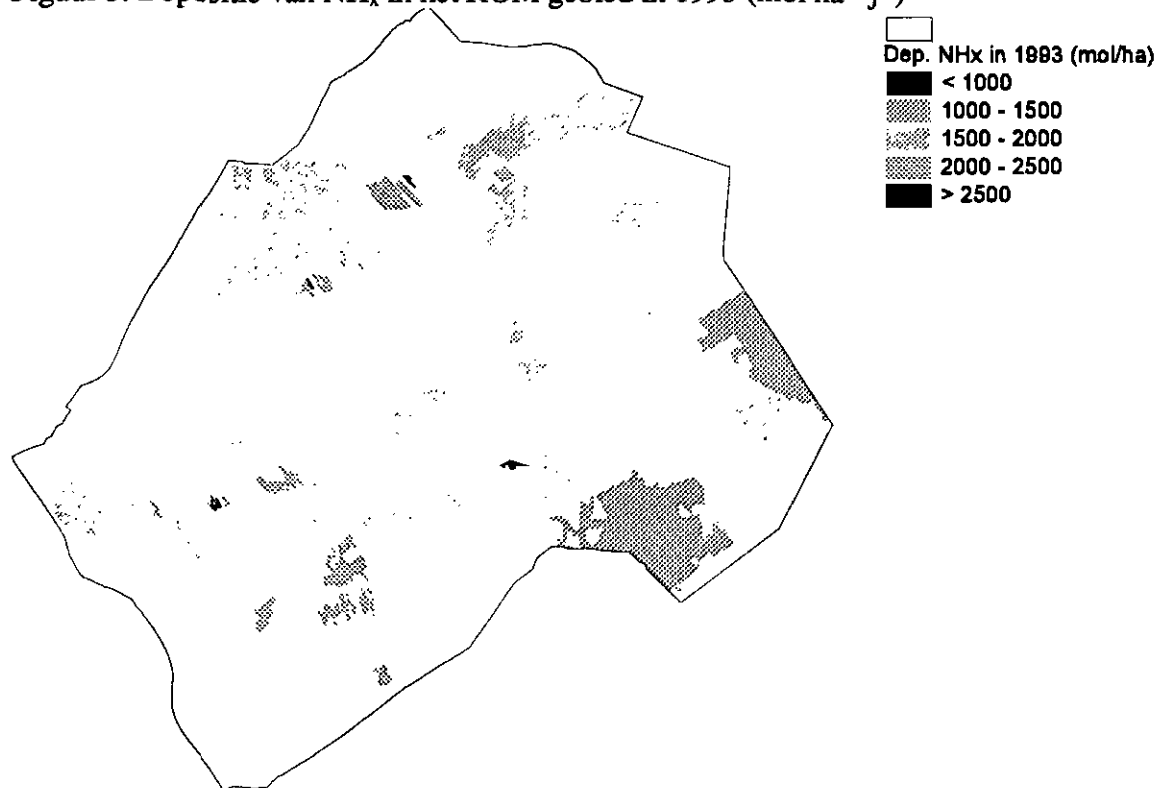
De totale depositie van alle knelpuntbedrijven (alleen t.g.v. stalemissies!) op de rode en oranje VVGG is gegeven in Figuur 7. Over het algemeen is de depositie ten gevolge van deze stalemissies veel kleiner dan de bijdrage van het ROM gebied, behalve voor enkele gebieden waar zeer dicht bij het VVGG grote bedrijven liggen. De noord-oostelijke gebieden hebben een depositie van ongeveer $200 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Enkele (kleinere) gebieden hebben een depositie boven de $250 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$, met als hoogste waarde $5580 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

Tabel 2. Gemiddelde (droge en natte) depositie van NH_x in 1993 uitgesplitst naar de buitenlandse-, Nederlandse- en eigen bijdrage aan de depositie in het ROM gebied ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$).

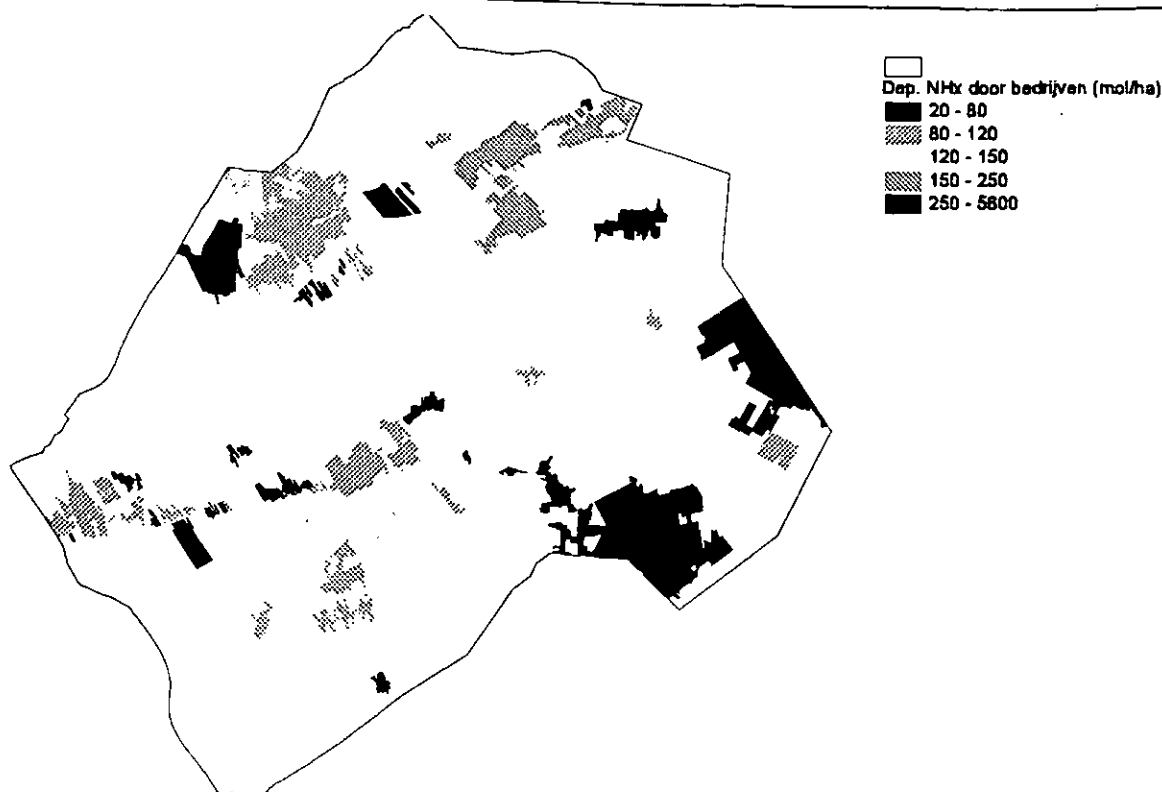
	1993
Depositie: totaal	1840
Bijdrage van: buitenland	170
Nederland	330
gebied zelf	1340
Totale depositie op Rode en oranje gebieden:	1500-2500
Knelpuntbedrijven	25 - 5580



Figuur 5. Depositie van NH_x in het ROM gebied in 1993 (mol ha⁻¹ j⁻¹)



Figuur 6. Depositie van NH_x op rode en oranje VVGG in het ROM gebied in 1993 (mol ha⁻¹ j⁻¹).



Figuur 7. Depositie van NH_x op rode en oranje VVGG ten gevolge van de emissie van alle 'knelpunt bedrijven' ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$).

Depositie op natuurgebiedranden

In het voorgaande is alleen de *gemiddelde* depositie op de rode en oranje VVGG beschouwd. De depositie op natuurgebiedranden is over het algemeen hoger dan de depositie gemiddeld op het gebied (Draaijers, 1993). De invloed van het inwaaien van gassen en deeltjes en de verhoogde turbulentie als gevolg van de rand strekt zich uit over een lengte van maximaal 5 maal de hoogte van de vegetatie, gemiddeld over ongeveer 50 m. Wanneer er bronnen in de buurt van een natuurgebied liggen speelt ook de verdunning door verticale diffusie een rol. Door de verdunning neemt de concentratie snel af met de afstand tot de bron en daarmee ook de depositie. Hoe dichter de bronnen bij het gebied liggen, des te groter dit effect is. In Bijlage 2 is getracht het randeffect als gevolg van dit laatste proces te kwantificeren. In de bijlage is een rekenmethode afgeleid om de maximale depositie op (bos)randen te bepalen. Deze methode kan gebruikt worden om te bepalen of er nabij een voor verzuring gevoelig gebied sprake is van een knelpuntsituatie. Er is sprake van een knelpuntsituatie wanneer er ten gevolge van de emissie en de ligging van een bedrijf ten opzichte van het VVGG een dermate hoge depositie op de rand plaatsvindt, dat de kritische waarden ver overschreden worden, ondanks dat gemiddeld op het gebied de kritische waarden niet overschreden worden. Uit deze oriënterende studie blijkt echter dat de methode nadere uitwerking behoeft, en dat er eerst duidelijkere criteria afgeleid moeten worden voor het bepalen of een bedrijf al dan niet een knelpunt is.

4 Kritische waarden

Er zijn twee soorten kritische waarden in relatie tot de ammoniakproblematiek: kritische depositiewaarden voor natuurgebieden en kritische stikstofbelastingswaarden voor de nitraat concentratie in het grond- en oppervlakte water. Deze twee zullen afzonderlijk worden behandeld in de navolgende secties. Kritische waarden voor natuurgebieden in relatie tot verzuring spelen ook een rol, maar zijn niet meegenomen in deze studie. De kritische waarden voor stikstof worden afgezet tegen de depositiedoelstellingen (NMP) van de overheid.

4.1 Natuurgebieden

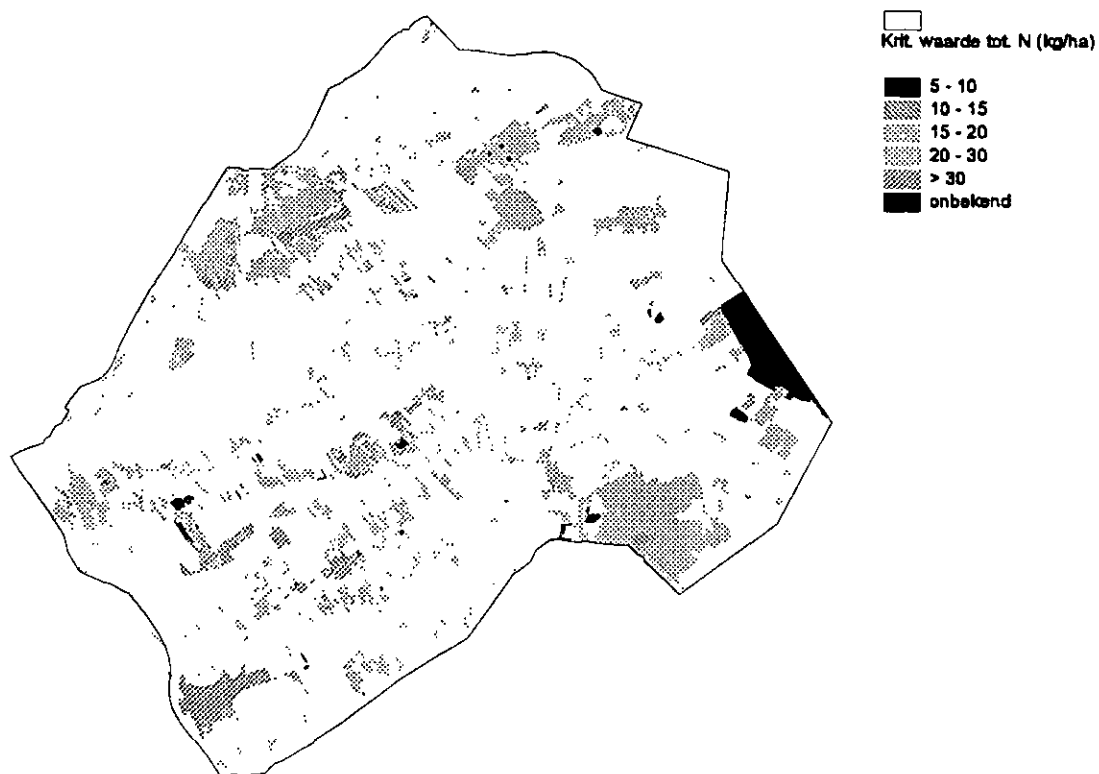
De Provincie Friesland heeft een vegetatiekaart beschikbaar gesteld voor het ROM gebied, met daarop de bedekking door de volgende landschapstypen: bos, rietland en ruigte, hoogveen, hooiland, heide, grasland, water, duin, akker, diversen en onbekend. Deze typen zijn samengesteld uit een gedetailleerd kaartbeeld van Interprovinciale Inventarisatie eenheden, zogenaamde IPI code's. Dit gaf de meest gedetailleerde ruimtelijke informatie die op korte termijn beschikbaar was. Voor elk van deze IPI's zijn kritische depositiewaarden voor stikstof geschat, op basis van de empirische 'critical loads' zoals vastgesteld door Bobbink *et al.*, (1992; 1995). Deze waarden komen overeen met die recentelijk goedgekeurd door de UN-ECE voor de internationale onderhandelingen ten behoeve van het NO_x protocol dat in 1997 moet leiden tot afspraken over stikstofemissiereducties binnen Europa. De waarden vallen ook binnen de ranges gegeven in het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek, 3e fase (Heij and Schneider, 1995). De klassificatie van IPI code's en kritische waarden is gegeven in Tabel 3. Een kaart met kritische stikstofwaarden voor de voor verzuring gevoelige gebieden (alle VVGG) is gegeven in Figuur 8.

De gegeven kritische waarden gelden voor totaal stikstof, de som van geoxydeerd en gereduceerd stikstof. Om deze waarden te vertalen naar die voor alleen ammoniak, is inzicht gewenst in het verschil in plantenfysiologische reacties, het gedrag van de stoffen in het bodemkompartiment en het verschil in opname door vegetatie. Deze kennis is op dit moment nog niet volledig beschikbaar (Erisman *et al.*, 1996a). Er vanuitgaande dat het bij de kritische belasting gaat om stikstof, en niet om de vorm of de herkomst, kan de verdeling tussen de depositie van NO_y en NH_x toegepast worden op de kritische waarden. De totale NO_y depositie in Friesland bedroeg in 1993 660 mol ha⁻¹ j⁻¹ (28%), terwijl die voor NH_x geschat is op 1710 mol ha⁻¹ j⁻¹ (72%) (Heij en Schneider, 1995). De kritische waarden zijn daarom met 0,72 (= de verhouding tussen de ammoniak- en totaal stikstofdepositie) vermenigvuldigd om waarden voor ammoniak af te leiden, de zgn. kritische NH₃ deelwaarden. Er wordt dus vanuit gegaan dat 72% van de kritische depositie van N van NH₃ mag komen. De kritische NH₃ deelwaarden zijn verdeeld over het gebied gegeven in Figuur 9. De waarden variëren van 3,5 tot 22 kg N ha⁻¹ (250 - 1570 mol ha⁻¹ j⁻¹), de grootste VVGG hebben een kritische NH₃ deelwaarde van ongeveer 11 kg N ha⁻¹ (800 mol ha⁻¹ j⁻¹). Het gevoeligste gebied, het Fochteloërveen, heeft een kritische NH₃ deelwaarde van ongeveer 300 mol ha⁻¹ j⁻¹. De kritische NH₃ deelwaarde is hier indikatief gebruikt. Los van de ammoniakdepositie levert ook stikstofoxyde een forse bijdrage aan de depositie op de VVGG, ditzelfde geldt ook voor de depositie van ammoniak vanuit de rest van Nederland en het buitenland. Wanneer de NH₃ depositie beneden de kritische NH₃ deelwaarde blijft betekent dit nog niet dat ook het gehele beschermingsniveau gehaald wordt.

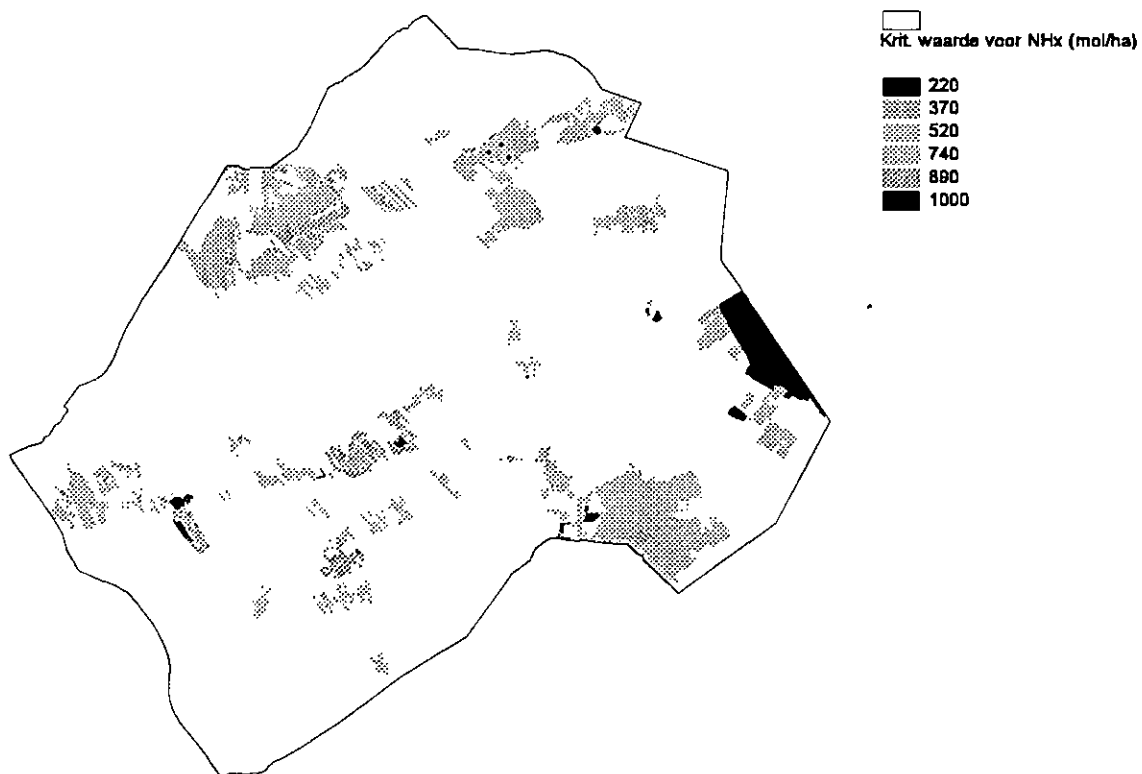
Tabel 3. Klassificatie van kritische waarden voor totaal stikstof naar IPI code.

Stikstofbelasting ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	IPI codes
5 - 10	312, 412
10 - 15	112, 216, 313, 333
15 - 20	113, 121, 122, 126, 131, 132, 140, 142, 152, 322, 332, 420, 432, 512
20 - 30	141, 324, 325, 413, 436
> 30	116, 120, 127, 135, 210, 213, 217, 218, 220, 223, 231, 327, 330, 337, 415, 416, 427, 530, 532
Onbekend	146, 160, 9

Het beleid heeft verzuringsdoelstellingen geformuleerd in het NMP-1 en het Bestrijdingsplan Verzuring, te weten $2400 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ zuur in 2000, waarvan maximaal $1600 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (22 kg ha^{-1}) stikstof, en $1400 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ zuur in 2010, waarvan maximaal $1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (14 kg ha^{-1}) stikstof op *gemiddeld Nederlands bos*. Deze waarden zijn afgeleid uit een reeks van kritische waarden ter voorkoming van bepaalde effecten (Heij en Schneider, 1991; 1995). De emissiereductie-doelstellingen van het generieke beleid zijn afgestemd op deze waarden. In de doelstellingen zijn de verzurings- en eutrofiëringsaspecten meegenomen. Aangezien de effecten van verzuring en eutrofiëring aan elkaar gekoppeld zijn, doordat zij beide leiden tot verstoring van de voedingstoffenbalans, zullen, ook wanneer alleen de ammoniakproblematiek beschouwd wordt, ook de doelstellingen voor verzuring meegenomen moeten worden. Er is geen aparte verzuringsdoelstelling voor ammoniak geformuleerd, alleen voor totaal stikstof. Wanneer de kritische waarde voor totaal-N uit Figuur 8 vergeleken worden met de NMP doelstellingen blijkt dat er een grote spreiding is ($5 - > 30 \text{ kg ha}^{-1}$), maar dat de kritische waarden voor de meeste gebieden boven de NMP doelstellingen voor het jaar 2010 liggen. Dat betekent dat de NMP doelstellingen voor 2010 stringenter zijn dan de hier gebruikte kritische waarden. De doelstelling voor 2000 daarentegen is over het algemeen hoger dan de hier gegeven waarden. Bedacht moet worden dat de doelstellingen uit het NMP voor een gemiddeld Nederlands bos gelden, terwijl de hier gegeven kritische waarden specifiek voor verschillende typen natuurgebieden gelden.



Figuur 8. Kritische waarden voor totaal stikstof voor alle VVGG (kg ha^{-1}).

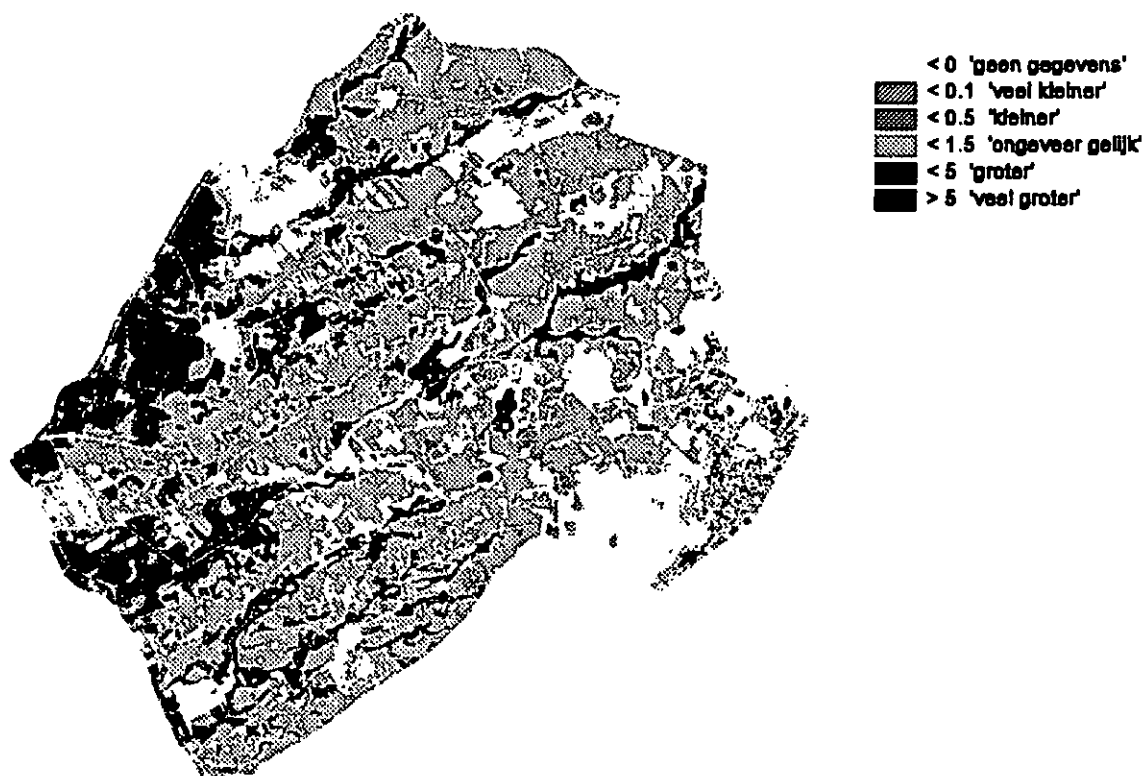


Figuur 9. Kritische waarden voor NH_x (eigen ROM gebied bijdrage) voor VVGG ($\text{mol ha}^{-1} \text{j}^{-1}$).

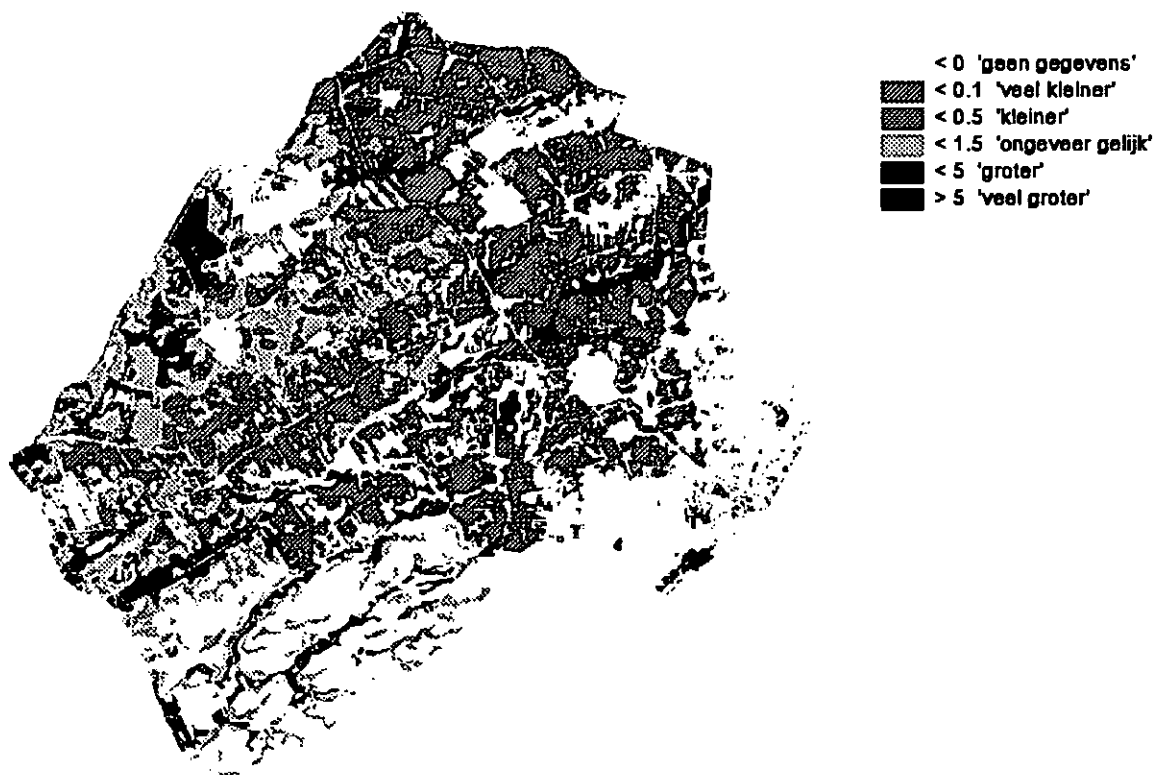
4.2 Grond- en oppervlakte water

De kritische stikstofbelasting van de bodem is berekend door iteratief met het NLOAD-model (Van Drecht, 1994) de belasting te berekenen die nog net niet leidt tot overschrijding van de norm voor grondwater en oppervlaktewater. Als normen zijn hierbij aangehouden $11,3 \text{ mg l}^{-1}$ nitraat-N voor grondwater en $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-N voor oppervlaktewater. Gebruik is gemaakt van een Bodemkaart, een GT-kaart en een landgebruikkaart op $50 \times 50 \text{ m}$ binnen het ROM gebied. Uitgaande van een arbitraire startwaarde voor de totale N-belasting (de schattingen voor 1993 uit de Milieubalans 95, RIVM, 1995) is met NLOAD per gridcel de NO_3^- concentratie in het uit- en afspoelend water berekent. Per gridcel is vervolgens de benodigde reductiefactor berekend voor de totale N-belasting door het quotiënt te nemen van de norm-concentratie en de berekende concentratie. Dit iteratief proces is herhaald tot de berekende concentratie en norm-concentratie per gridcel gelijk waren, hetgeen de maximaal toelaatbare N-belasting opleverde. In deze procedure is NLOAD buiten het formele toepassingsgebied gebruikt. Mede hierom worden de berekende kritische belastingen alleen kwalitatief weergegeven. De kritische N belasting is apart berekend voor de bescherming van het grondwater en het oppervlaktewater, en is weergegeven in respektievelijk Figuur 10 en 11. In deze figuren is de belasting in zes klassen onderverdeeld. De eerste (wit) betreft die gebieden waarvoor geen berekeningen zijn uitgevoerd (stedelijk gebied, natuurterreinen). De overige klassen geven aan in welke mate de berekende kritische stikstofbelasting voor de betreffende bodem-landgebruik combinaties afwijkt van de door het LEI berekende stikstofbelasting in 1993. Deze berekeningen zijn per gemeente uitgevoerd en worden in een $50 \times 50 \text{ m}$ grid gepresenteerd. Voor elke gemeente is voor de relevante bodem-landgebruik combinaties de GT verdeling (relatief aandeel van elke grondwatertrap) en het gemiddeld netto-neerslagoverschot bepaald. Bij de in de kaarten gepresenteerde resultaten dienen de nodige kanttekeningen te worden geplaatst, zie hiervoor de discussie (hoofdstuk 6.)

De vergelijking tussen de twee kaarten laat zien dat de oppervlaktewaternorm meer beperkingen oplegt dan de grondwaternorm.



Figuur 10. Kritische bodembelasting voor stikstof in het grondwater in vergelijking met de bodembelasting in 1993.



Figuur 11. Kritische bodembelasting voor stikstof in het oppervlaktewater in vergelijking met de bodembelasting in 1993.

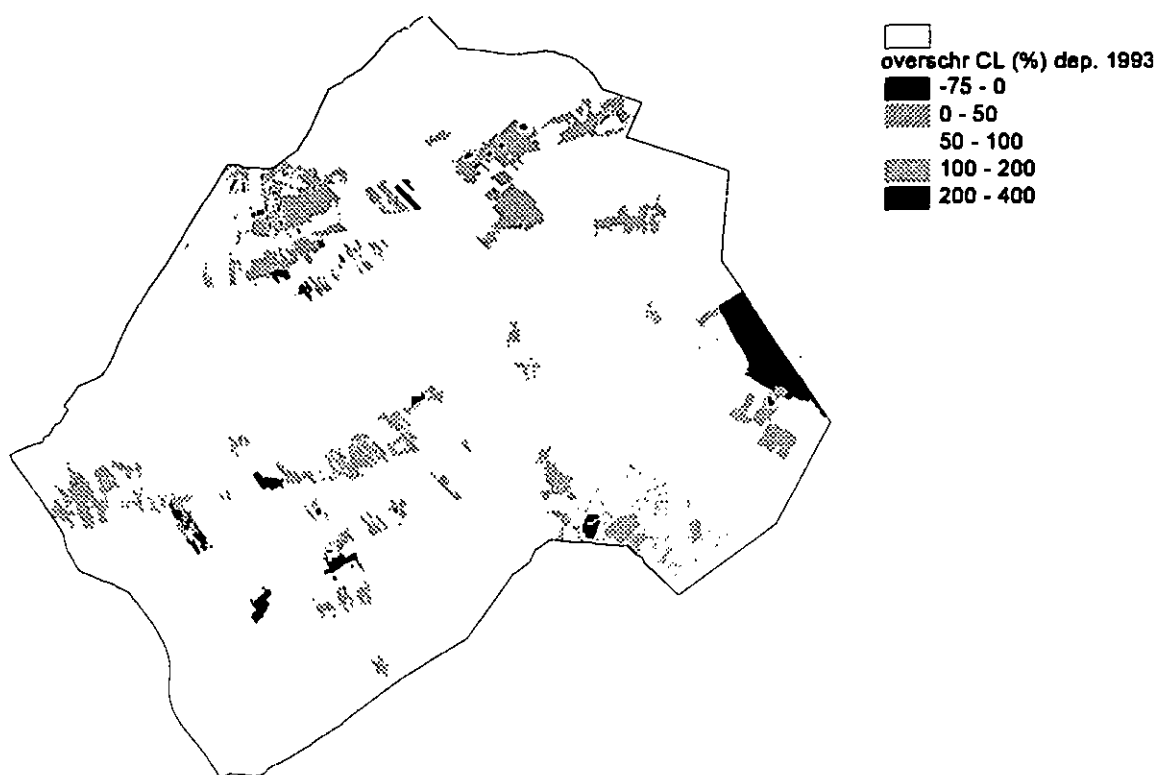
5 Overschrijding van kritische waarden in 1993

Natuur

De berekening van de overschrijding van kritische waarden voor natuurgebieden is alleen uitgevoerd voor de zogenaamde rode en oranje gebieden. Dit zijn de binnen het ROM project aangemerkte voor verzuring gevoelige gebieden. Deze zijn aangemerkt als (zeer) kwetsbaar en er geldt, binnen de IAV, een depositiegrens voor aanliggende bedrijven. Wanneer de depositie tot beneden de kritische waarden voor deze gebieden zal dalen, wil dit nog niet zeggen dat ook de depositie op de overige gebieden beneden de kritische waarden komen. De overschrijding van kritische waarden is bepaald met de deposities berekend met het OPS model, waarvoor de diverse emissiebestanden als invoer zijn gebruikt. Figuur 12 laat de overschrijding van de kritische waarden voor de natuurgebieden (alleen de rode en oranje gebieden) in 1993 zien. Het betreft hier de totale (droge en natte) NH_x depositie en de kritische waarden afgeleid voor NH_x . De overschrijding is uitgedrukt in procenten boven de kritische waarden: 100% betekent dat de depositie twee maal hoger is dan de kritische waarde. In 1993 zijn de kritische waarden voor NH_3 voor de meeste natuurgebieden met een factor 1,5 tot 3 overschreden. Er zijn geen natuurgebieden met een depositie beneden de betreffende kritische waarde.

Grond en oppervlaktewater

De overschrijdingen van de grond- en oppervlaktewaternormen zijn gegeven in hoofdstuk 3.3.2, figuren 11 en 12. De kritische N belastingen zijn afgeleid uit grond- en oppervlaktewaternormen en zijn geformuleerd in termen van 'hoger of lager dan de N belasting in 1993'. Een verwachting voor 2000 is niet gemaakt. Er wordt tussen 1993 en 2000 een daling van het stikstofgehalte in de mest voorzien van ongeveer 30% in dierlijke mest en 15% in kunstmest. Na 1993 geldt er echter ook een onderwerkingsplicht, waardoor meer stikstof in de bodem beschikbaar komt. Het algehele beeld zoals gegeven in de figuren 11 en 12 zal daarom weinig veranderen. Zie verder hoofdstuk 7 voor kritische noten omtrent de waarden.



Figuur 12. Overschrijding van de voor NH_3 afgeleide kritische waarden voor natuurgebieden (oranje- en rode gebieden) in 1993 (%).

6. Emissievarianten

Op dit moment (1994) worden in het gehele gebied de kritische waarden ruimschoots overschreden. Het algemene belastingsniveau dient dus teruggebracht te worden. Ook wanneer de eigen bijdrage van het gebied aan de depositie op natuurterreinen bekeken wordt, ligt deze nog boven de kritische waarden. In dit hoofdstuk worden de resultaten van het doorrekenen van enkele varianten gegeven. Het gaat om de volgende varianten:

- i) 2000, MV-3 inschatting en doorwerking Integrale Notitie (IN);
- ii) 2005, doorwerking IN in een optimistische- en een pessimistische emissie variant;
- iii) maximaal haalbaar emissieplafond bij relatief lage kosten t.g.v. emissiereductie;
- iv) norm gebaseerd op draagkracht natuur.

ad i) Voor het jaar 2000 zijn emissiebestanden gegenereerd voor het ROM gebied op 1 x 1 km, voor Nederland op 5 x 5 km en voor het buitenland als landtotalen. Deze bestanden zijn tot stand gekomen door een inschatting te maken van de gevolgen van de Integrale Notitie Mest en Ammoniak (IN), als aanvulling op de schattingen gemaakt voor de Nationale Milieuverkenningen 3 (RIVM, 1993). Een inschatting van de emissie van de knelpunt-bedrijven is niet gemaakt. De emissies voor 2000 wijken af van die gehanteerd in MV-3 vanwege nieuwe inzichten over implementatie en effectiviteit van maatregelen en vanwege de inschatting van de uitwerking van de IN. De gemiddelde emissie is berekend op 52 kg ha⁻¹ landbouwgrond, overeenkomend met 50% van de emissie in 1980.

ad ii) Door LEI-DLO zijn in eerste instantie de twee extreme varianten op de uitwerking van de IN in termen van NH₃ emissie in 2005 doorerekend: een optimistische variant (IN 1) en een pessimistische variant (IN 6). De gemiddelde emissie in het ROM gebied voor de twee varianten is gegeven in Tabel 4, de pessimistische variant resulteert in een bijna twee maal hogere emissie dan de optimistische variant.

ad iii) De gemiddelde minimale emissie over het landbouwgebied die haalbaar is met inzet van technische middelen zonder dure stalaanpassingen, dwz onderwerken van mest met meest effectieve methode (bv zodebemester), aanpassing voer, vermindering kunstmestgebruik en onbeperkt weiden, bedraagt 47 kg ha⁻¹. Bijlage 1 geeft de uitgangspunten voor het tot stand komen van deze waarden: het blijkt dat na de reductie die in 2000 gerealiseerd kan worden nog 10% extra reductie gerealiseerd kan worden met relatief goedkope maatregelen. Bij deze berekening is uitgegaan van landelijke kengetallen. In bijlage 1 worden de landelijke kengetallen vergeleken met die uit het ROM gebied, voor zover beschikbaar. Van den Ham *et al.* (1995) komen tot vergelijkbare conclusies. Zij hebben enkele varianten doorerekend voor 64 bedrijven uit het ROM gebied. Door verbetering van het management (inklusief verbetering toedieningstechniek, verlagen stikstofniveau van grasland, uitbreiding van teelt van snijmais en kleine verbetering in de veevoeding) is een reductie van 50% ten opzichte van de basisvariant (1991) mogelijk. Dit komt ook neer op ongeveer 55% reductie ten opzichte van 1980.

ad iv) Door 'terug-rekening' van kritische waarden naar ammoniakemissies is het mogelijk emissieplafonds af te leiden. Deze optie vergt ontwikkeling van een instrumentarium voor terugrekening van depositie naar emissie. Een eerste opzet en resultaten zijn beschreven in bijlage 3. De resultaten staan in Tabel 4.

Bij de berekeningen hier is alleen getoetst op kritische waarden voor NH_x depositie op natuur. Er is nog geen koppeling gemaakt tussen een aangenomen of berekende ammoniakemissie en de daarbij behorende stikstof- of mestproductie. Ook de vertaling van de kritische waarden voor grondwater en oppervlaktewater naar maximale stikstofbelasting zijn dermate onzeker dat nog niet gerekend kan worden met deze normen (zie ook hoofdstuk 6). Over het algemeen is het zo dat de oppervlaktewaternorm het meest kritisch is, en dat als aan die norm voldaan zou worden tevens de normen voor grondwater en natuurgebieden ruimschoots gehaald zouden worden. De grondwaternorm en norm voor natuurgebieden lijken in dezelfde lijn te liggen: beide zijn te halen met een evenredige stikstofreductie in mest. De overschrijding van de kritische waarden is bepaald voor de grotere VVGG (de rode en oranje gebieden), omdat deze door het ROM project zijn aangewezen. Ter illustratie is bij de derde variant de overschrijding voor alle gebieden gegeven.

De depositie is met het OPS model berekend met een lang-jarig gemiddelde meteorologie. De emissie is overal binnen het ROM gebied en in een schil daaromheen gelijkgesteld aan het emissieplafond, wanneer het landbouwgrond betrof. Alleen de eigen bijdrage van het ROM gebied aan de depositie op de natuurgebieden is berekend, de invloed van de emissie in de rest van Nederland en het buitenland zijn niet in beschouwing genomen. De overschrijdingen voor de verschillende opties zijn dan ook bepaald door de eigen bijdrage in de kritische waarden te nemen (70% van de kritische waarde voor NH_3). Dit is gedaan omdat alleen op dat deel van de depositie direct door het gebied zelf invloed uit te oefenen is. De NO_y depositie is niet meegenomen. Dit betekent dat, wanneer de kritische NH_3 deelwaarden niet overschreden worden, de totaal stikstof kritische waarden nog wel overschreden kunnen worden bij een te hoge NO_y depositie. In de navolgende secties zullen de resultaten van de verschillende varianten worden beschreven.

6.1 2000

De verwachte situatie voor het jaar 2000 is, dat de gemiddelde depositie in het gebied met ongeveer 50% ten opzichte van 1980 zal dalen naar gemiddeld $1130 \text{ mol NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Tabel 4). De bijdrage van het buitenland aan de depositie binnen het ROM gebied zal stijgen t.o.v die in 1993 tot $220 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in 2000. De bijdrage vanuit Nederland zal door de maatregelen (bijlage 1) halveren tot $160 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. De bijdrage van de emissies uit het ROM gebied zal dalen met 44% tot $750 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ in 2000. Figuur 13 geeft de berekende depositie (A) en overschrijding van kritische waarden (B) in 2000. Op de meeste gebieden zal 1000 tot 1500 $\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ deponeren, slechts een paar gebieden blijven beneden de $1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$.

In 2000 zullen er naar verwachting enkele gebieden zijn waar de depositie lager is dan de kritische waarde (Figuur 14). Het betreft de (vogelrijke en bloemrijke) graslanden. Op de meeste bosgebieden worden de kritische waarden nog met een factor 1,5 tot 2,5 overschreden. De depositiewaarden op het Fochteloërveen en een drietal natuurwateren zullen echter zodanig zijn dat de kritische waarde met een factor 2,5 of meer wordt overschreden. Dit zijn verreweg de gevoeligste natuurgebieden, met een kritische stikstofbelasting beneden de 5 kg ha^{-1} .

6.2 2005

Figuur 14 geeft de depositie (A) en overschrijding van kritische waarden (B) voor de optimistische variant (IN 1) bij een gemiddelde emissie over het landbouwgebied van 38 kg ha^{-1} . Figuur 15 geeft de depositie (A) en overschrijding van kritische waarden (B) voor de pessimistische variant (IN 6) bij een gemiddelde emissie over het landbouwgebied van 66 kg ha^{-1} . De pessimistische variant levert deposities ver boven de kritische waarden. De optimistische variant levert deposities over het algemeen beneden de kritische waarden. Er heeft alleen overschrijding van de eigen bijdrage van de kritische waarden plaats op de meest gevoelige gebieden.

6.3 Maximaal haalbaar bij relatief lage kosten

Wanneer de mest geheel emissiearm aangewend wordt met de meest optimale technieken, de kunstmestgift en de voersamenstelling wordt aangepast (relatief lage kosten voor emissiereductie) is 10% extra emissiereductie mogelijk ten opzichte van 2000 (zie bijlage 1). De emissie in het gebied zou dan 47 kg ha^{-1} bedragen. Bij de berekening van de depositie en overschrijding van kritische waarden is deze emissie voor iedere gridcel met landbouwgrond volgens de LGN bestanden als invoer voor het OPS model gehanteerd. De berekende depositie en overschrijding voor de eigen bijdrage is gegeven in Figuur 16. In deze figuur is de overschrijding berekend voor alle natuurgebieden uit het ROM gebied. Bij toepassing van deze technische middelen, zonder kostbare stalaanpassingen, blijft de depositie op rode en oranje gebieden bijna overal onder de $700 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Ten opzichte van de schattingen voor 2000 zijn er meer natuurgebieden waar de depositie beneden de kritische waarden ligt. De meest gevoelige gebieden hebben echter nog een veel te hoge depositie te verwerken. De depositie op kleine, niet als voor verzuring gevoelig aangemerkte gebieden geven bij deze optie slechts een lichte overschrijding te zien. Dit wordt veroorzaakt doordat de emissie homogeen verdeeld is over het landbouwgebied, dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld 2000, waar de meeste emissie in het centrum van de gebieden plaatsheeft. Tevens is impliciet verondersteld dat er geen bedrijven in de directe omgeving liggen van de kleinere gebieden. In 2000 zullen de deposities op kleinere gebieden daardoor meer overschrijdingen vertonen dan de hier gegeven variant.

6.4 Optimalisatie

Door 'terug-rekening' van kritische waarden naar ammoniakemissie is het mogelijk emissieplafonds af te leiden. In bijlage 3 is deze zgn. optimalisatiemethode uitvoerig besproken. Ook zijn daar de figuren van de geoptimaliseerde emissie en resulterende depositie in het gebied gegeven. Er is gerekend op $5 \times 5 \text{ km}$ basis, omdat de optimalisatiemethode nog niet de veel grotere $1 \times 1 \text{ km}$ bestanden aankonden en omdat er nog geen bron-receptor matrices op dat niveau voorhanden waren. De berekeningen zijn uitgevoerd met de bron-receptor matrices berekend met een oudere versie van het OPS model (Van Jaarsveld, 1990), waardoor geen rekening is gehouden met grootschalige verschillen in ruwheid en in depositieparameters binnen het gebied. De uitkomsten kunnen dus slechts als indicatief beschouwd worden. Er is alleen geoptimaliseerd voor het bereiken van een depositieniveau beneden de kritische waarden voor VVGG (rood en oranje), grond- en oppervlakte-

waternormen zijn buiten beschouwing gelaten. Vanwege de grove resolutie zijn twee varianten doorgerekend: 5% en 10% bedekking van het gridoppervlak met (rode of oranje) natuurgebieden.

Uit de berekeningen in bijlage 3 blijkt dat een emissieplafond van 41 kg ha^{-1} voldoende is om *overall* beneden de kritische waarden te blijven bij een 10% bedekking van de gridcellen met natuurgebieden. De emissies hebben dan wel voornamelijk plaats in die grids die geen natuurgebieden bevatten. Wanneer het strengere criterium van 5% bedekking wordt aangehouden, wordt een lager emissieplafond berekend. Er is ook berekend wat de optimale emissie zou zijn uitgaande van de generieke doelstelling van $1600 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ stikstof op natuurgebieden in 2000 uit het NMP-2, hier gedifferentieerd in $1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ ammoniak, of $700 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ eigen bijdrage uit het gebied. Het emissieplafond bij 10% bedekking van de gridcellen met natuurgebieden zou dan 45 kg ha^{-1} moeten bedragen. Belangrijke conclusie uit bijlage 3 is dat een betere verdeling van de emissies in het gebied kan leiden tot kleinere benodigde reducties dan wanneer de emissie homogeen over de landbouwgronden verdeeld zijn, terwijl *overall* aan de kritische waarden wordt voldaan. Indien de door optimalisatie afgeleide emissieplafonds gelijk verdeeld zouden worden over de landbouwgronden, zou er nog steeds overschrijding plaatsvinden van de kritische waarden voor de meest gevoelige gebieden (vergelijk bijvoorbeeld de resultaten voor de 47 kg ha^{-1} in hoofdstuk 6.3). Geschat wordt dat een gelijke emissie van $< 40 \text{ kg ha}^{-1}$ in het gebied nodig is om *overall* beneden de (eigen bijdrage van de) kritische waarden te blijven.

Tabel 4. Samenvatting van de resultaten van de berekeningen voor de verschillende varianten.

Variant	Emissie gemiddeld per ha landbouw areaal ($\text{kg NH}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) ^a	Totale NHx depositie in het gebied ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Eigen bijdrage aan de NHx depositie gemiddeld in het ROM gebied ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Totale NHx depositie op natuur-gebieden (rood en oranje) ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Overschrijding van eigen bijdrage NH ₃ kritische waarden (%) voor grote VVGG ^c
1980	104	2160	niet berekend	niet berekend	overall
1993	95	1840	1340	1500-2500	overall
1994	74	1710	niet berekend	niet berekend	bijna overall
2000	52	1130	750	1000-1500	matig
IN variant 1 ^b	38	870	490	600-1100	enkele gebieden
IN variant 6 ^b	66	1230	850	1000-1600	bijna overall
Technisch haalbaar bij relatief lage kosten	47	990	610	750-1200	licht
Optimalisatie vanuit generieke doelstelling ($1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	45	970	590	< 1000	alleen zeer gevoelige gebieden
Optimalisatie vanuit kritische waarden voor natuurgebieden	< 41	1860	1580	< 1000	nergens

^a de emissie is gemiddeld over het werkelijk (gemeten) landbouwareaal: 395 ha; totaal ROM gebied 605 km^2

^b exclusief kunstmest

^c voor verzuring gevoelige gebieden

6.5 Vergelijking van de varianten

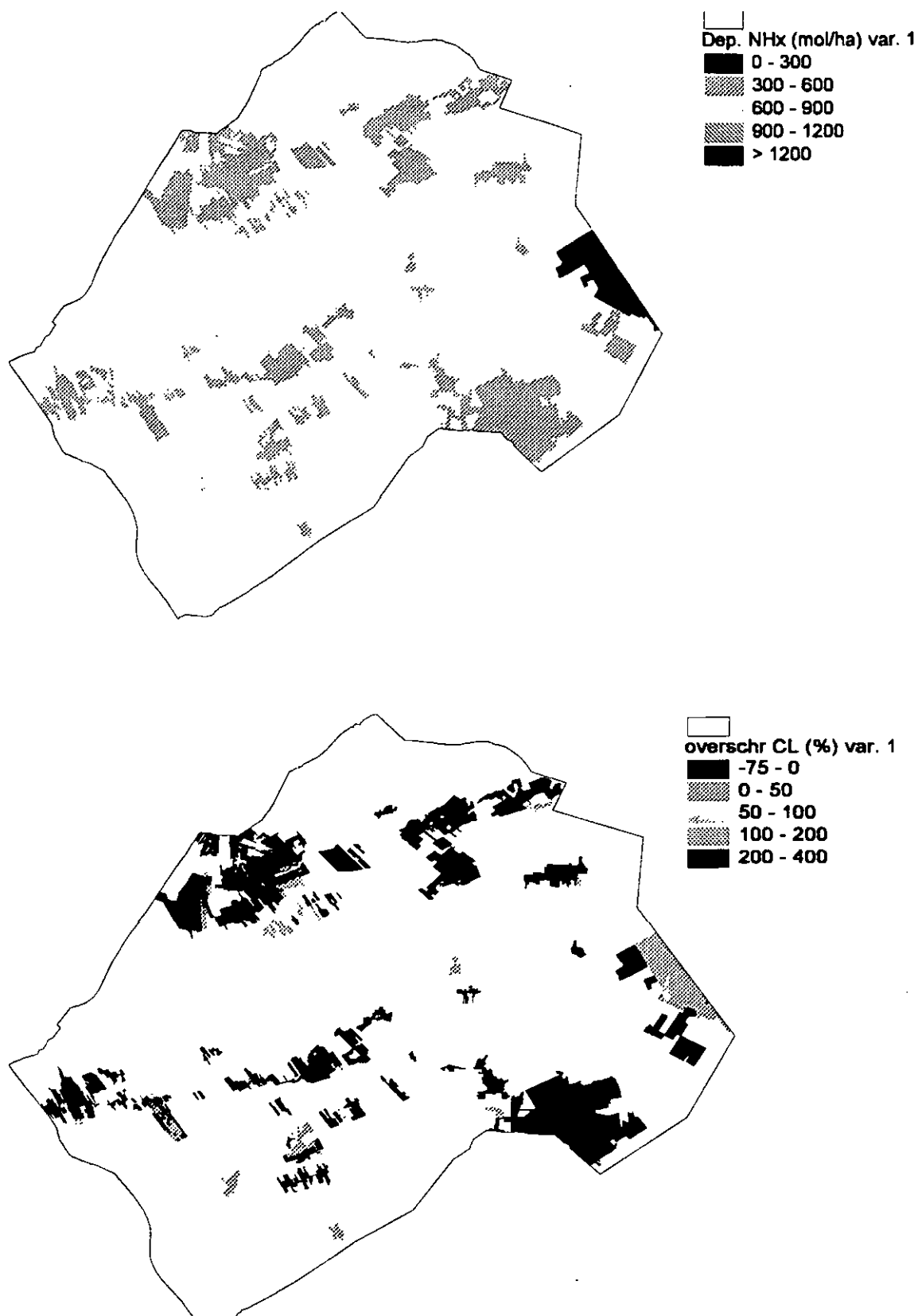
De resultaten van de berekeningen voor alle varianten zijn in Tabel 4 samengevat. De totale depositie voor de varianten in de tabel, waarvoor alleen de eigen bijdrage is berekend, is bepaald door de invloed van de emissie in de rest van Nederland en het buitenland berekend voor 2000 op te tellen bij de eigen bijdrage.

Het blijkt uit de berekeningen dat meer milieuwinst te halen is door de emissie zo optimaal mogelijk te verdelen over het landbouwareaal, in tegenstelling tot een emissienorm die overal in het landbouwgebied gelijk is. Een gelijke emissie verdeling is echter doorgerekend omdat dit het uitgangspunt vormt van de boeren uit het gebied: bij maatregelen moet iedereen op dezelfde wijze behandeld worden, ofwel dezelfde emissie per ha landbouwgrond moeten nastreven. In 2000 zal, ook niet na het inzetten van alle technische maatregelen die relatief weinig kosten, de depositie niet overal beneden de (eigen bijdrage aan de NH_3) kritische waarden komen. De meeste grote (rode en oranje) VVGG zullen lichte tot matige overschrijding van de kritische waarde hebben. Alleen bij de optimistische inschatting van de uitwerking van de IN zullen nog alleen op de meest gevoelige gebieden (het Fochteloërveen en een drietal natuurwateren) de kritische waarde overschreden worden.

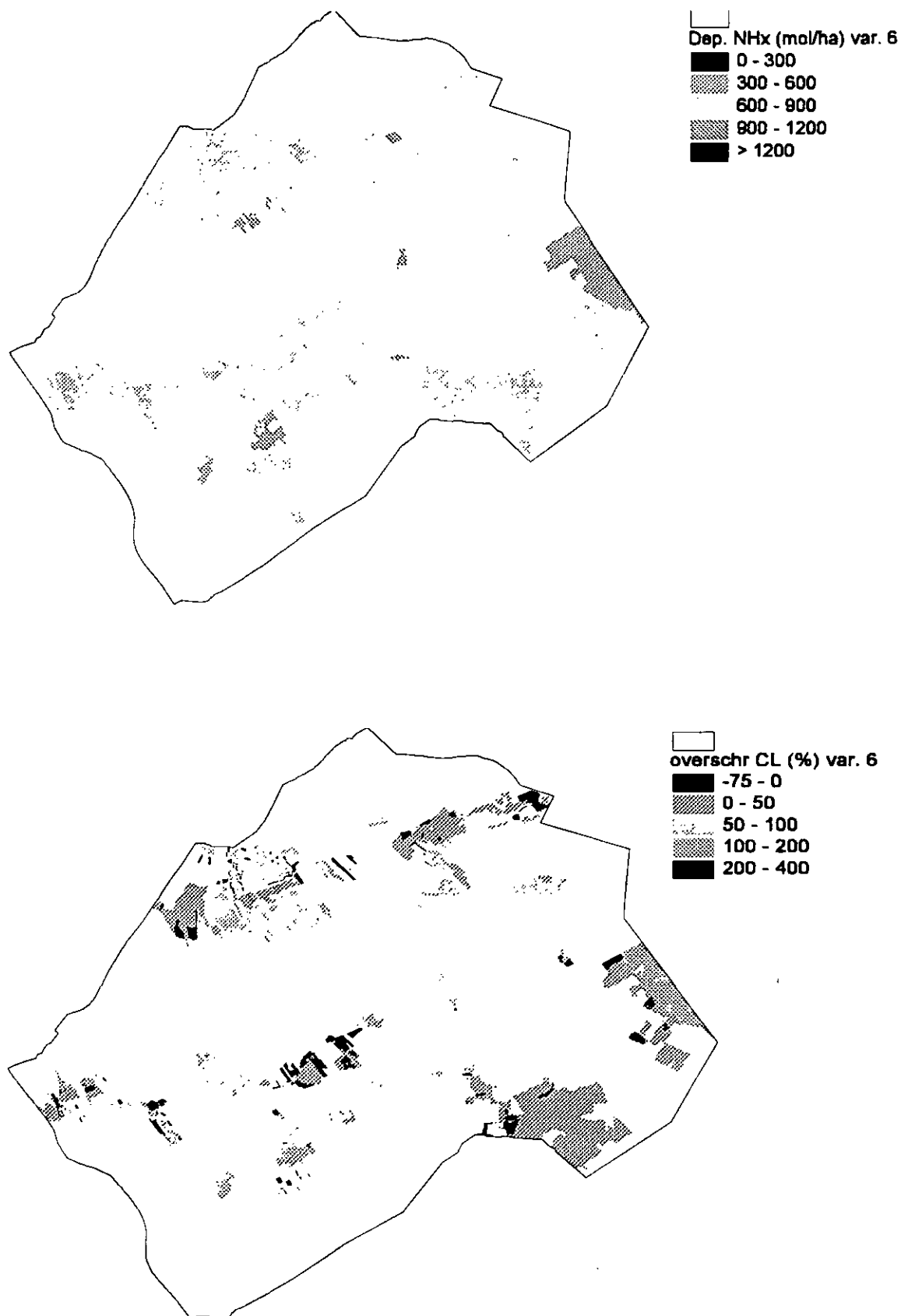
Geconcludeerd kan worden dat vanuit de natuur bekeken de 41 kg ha^{-1} de beste optie is, wanneer de emissie optimaal verdeeld is over het totale landbouwareaal (zie ook bijlage 3). Om de generieke verzuringsdoelstelling te halen is een emissie van 45 kg ha^{-1} , optimaal verdeeld, voldoende. Er is hierbij alleen uitgegaan van de (zeer) kwetsbare gebieden (rood en oranje gebieden), wanneer van alle VVGG uitgegaan zou worden, ook de kleinere, dan zal de emissienorm nog lager komen te liggen dan 38 kg ha^{-1} (de optimistische inschatting van de IN). De emissie zal dan echter anders verdeeld moeten worden over het gebied: ook nabij kleine VVGG, en dan voornamelijk de meest gevoelige, zal de emissiedichtheid laag moeten zijn ('randzone'), terwijl de emissiedichtheid hoger mag zijn in landbouwgebieden verder weg van VVGG. De kritische waarden voor N belasting op landbouwgronden in relatie tot de overschrijding van grond- en oppervlaktewaternormen voor nitraat zijn niet in beschouwing genomen. Wanneer de NH_3 emissiereducties in het gebied gepaard gaan met een reductie van de hoeveelheid stikstof in de mest, zal de grondwaternorm niet meer overschreden worden. De oppervlaktewaternorm is echter zodanig, dat de stikstof in de mest met zeker 80 a 90% gereduceerd zou moeten worden om hier in de toekomst aan te kunnen voldoen. Bij geen van de varianten zal dit worden gerealiseerd. Tot slot is alleen (de eigen bijdrage van het gebied aan) ammoniak beschouwd in relatie tot kritische waarden voor natuurgebieden, en niet de stikstofoxiden.



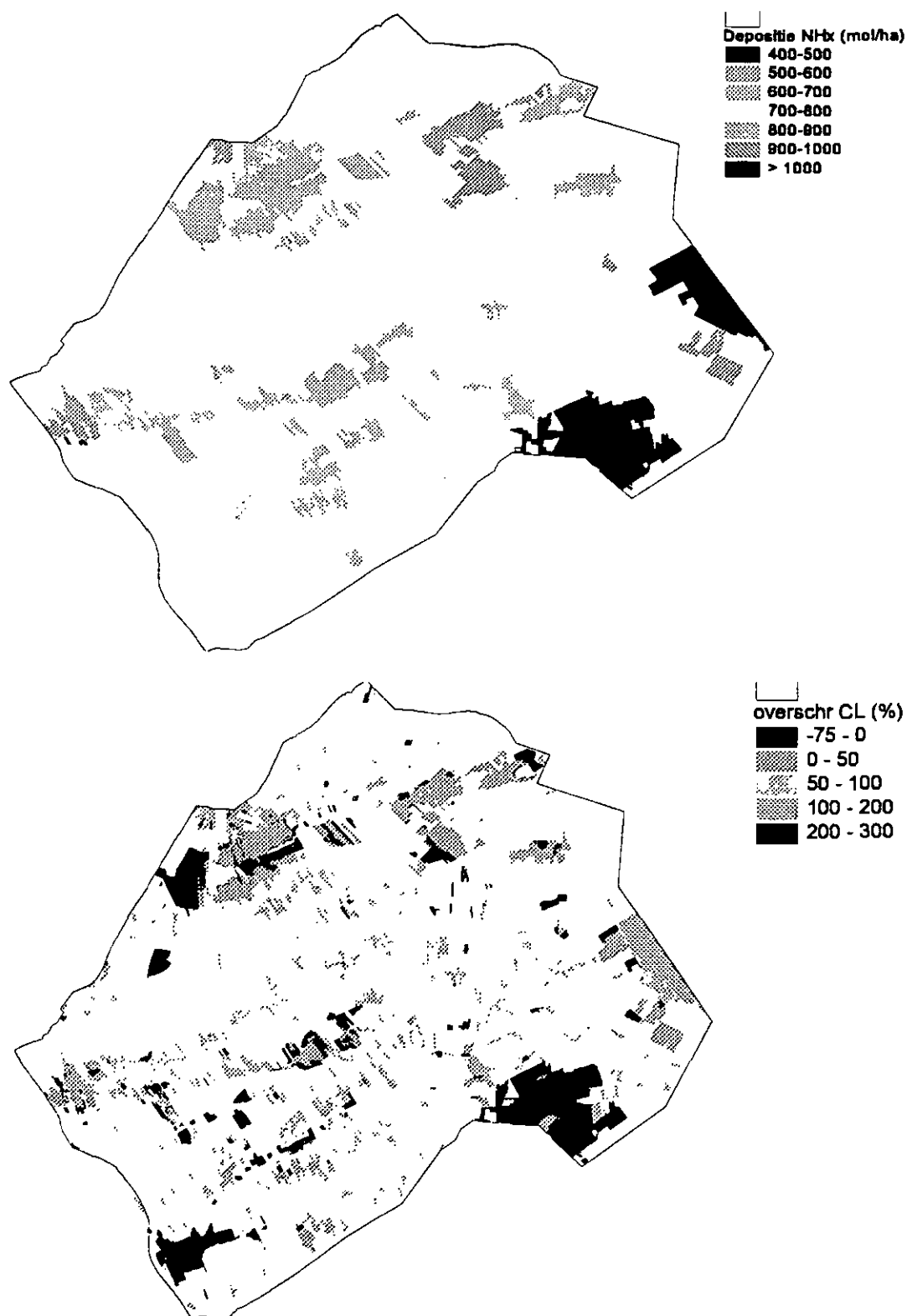
Figuur 13. Depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en overschrijding van de voor NH_3 afgeleide kritische waarden (%) voor natuurgebieden (oranje- en rode gebieden) in 2000: alleen de eigen bijdrage.



Figuur 14. Depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en overschrijding van de voor NH_3 afgeleide kritische waarden (%) voor natuurgebieden (oranje- en rode gebieden) in 2005, IN 1: alleen eigen bijdrage.



Figuur 15. Depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en overschrijding van de voor NH_3 afgeleide kritische waarden (%) voor natuurgebieden (oranje- en rode gebieden) in 2005, IN 6: alleen eigen bijdrage.



Figuur 16. Depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) en overschrijding van de voor NH_3 afgeleide kritische waarden (%) voor natuurgebieden (oranje- en rode gebieden) bij een emissie van 47 kg ha^{-1} : alleen eigen bijdrage.

7. Discussie en onzekerheden

Een belangrijk aspect van het rekenwerk voor het proefproject Zuid Oost Friesland is de onzekerheid in de gebruikte data en de methoden. Er is begin 1996 een haalbaarheidsstudie gerapporteerd met daarin een overzicht van de stand der kennis op het gebied van de causale stikstof relaties, en een aanbeveling van onderzoek om de belangrijkste leemten in kennis op te vullen, zodanig dat in de toekomst beoordeeld kan worden waar en hoe, uitgaande van realisatie van de EHS, de nadruk van maatregelen noodzakelijk zijn: lokaal, regionaal of landelijk; gericht op gereduceerd of geoxydeerd stikstof, etc. (Erisman *et al.*, 1996a). De conclusie van het rapport is dat er veel kennis is op het gebied van de lokale stikstofproblematiek, maar dat de causale relaties zoals die nu voorhanden zijn niet voldoende zijn gedifferentieerd, en, wanneer lokaal toegepast voor de bepaling van emissiereducties, dat bepaalde onderdelen van de causale keten nadere studie vergen om de onzekerheden te verkleinen. Voor een uitgebreide beschrijving van de (on)mogelijkheden voor een studie zoals uitgevoerd voor ZO Friesland wordt verwezen naar de haalbaarheidsstudie. In dit hoofdstuk zal kort specifiek ingegaan worden op de hier toegepaste instrumenten.

7.1 Emissies

Voor de berekening van de emissies wordt uitgegaan van landelijke factoren (Van der Hoek, 1994; Van der Hoek *et al.*, 1995; bijlage 1). Er kunnen sterke regionale verschillen optreden in emissiefactoren als gevolg van verschillen in de 'doorsnee' rantsoenen, mestbehandeling, landgebruik en meteorologische omstandigheden. De emissiefactoren zijn weliswaar berekend voor het merendeel van de combinaties van staltype en diersoort, maar enkele zijn nog niet geëvalueerd met metingen onder praktijkomstandigheden. De NH₃ emissies en stikstofgiften zijn door het LEI berekend op gemeenteschaal. De emissies zijn verdeeld over de 1 x 1 km vakken door gebruik te maken van gedetailleerde kennis over het landgebruik. Echter, de ligging van de stallen, de staltypes, de hoeveelheid aangewende mest per perceel, etc. zijn niet bekend. De emissies van de diverse categorieën zijn dus homogeen verdeeld, er is alleen onderscheid gemaakt tussen de verdeling van de hoeveelheid stikstof uit kunstmest of dierlijke mest over de diverse gewastypen (grasland, mais of overig bouwland). Lokaal kunnen dus emissiecijfers sterk afwijken van de werkelijke situatie. De grootte van het oppervlak landbouwgrond, zoals met de landgebruikskaart bepaald, is 35% groter dan het werkelijke landbouwareaal zoals gemeten en gerapporteerd door CBS (CBS, 1995). Hierdoor is er emissie 'geplaatst' in grids, waar waarschijnlijk geen emissie plaatsheeft. Dit is een van de belangrijkste onzekerheden in de gehele doorerekende keten van emissie tot overschrijding. Ook de gemiddelde emissie in het ROM gebied, dat gedeelten van 5 gemeenten bestrijkt, is sterk afhankelijk van de bepaling van de grootte van het landbouwareaal, maar ook van de verdeling van de gemeentelijke emissies over de (veronderstelde) landbouwgebieden. Dit is de reden waarom de gemeentelijke gemiddelde emissies (bijlage 1) afwijken van de ROM gebied gemiddelden.

Andere bronnen van onzekerheid zijn het ontbreken van inzicht in de emissievariatie in de tijd (nodig voor depositieberekening), de nauwkeurigheid van de metingen en de mesttransporten in of uit het gebied. Lokaal ligt de onzekerheid in emissies in de orde grootte van 40% (Erisman, 1992; Janssen *et al.*, 1995).

7.2 Depositie

Het OPS model is in principe geschikt voor berekening van de deposities op 1 x 1 km schaal, er heeft echter nog geen validatie van modelresultaten plaatsgehad. De onzekerheid van depositieberekeningen op 5 x 5 km niveau wordt geschat op 40% met in het ergste geval zelfs 90% (Erisman, 1995). De onzekerheden worden voornamelijk bepaald door die in de emissies en door depositieparameters. Hoe kleiner de schaal, hoe groter de onzekerheid, omdat de onzekerheid in emissiegetallen groter wordt (exakte ligging van specifieke bronnen wordt steeds belangrijker), en omdat lokale depositie/re-emissie processen van belang gaan worden, die op een grotere schaal uitmiddelen. Recentelijk zijn OPS berekeningen voor specifieke lokaties vergeleken met metingen van concentraties in lucht, droge en natte depositie en doorval (Erisman *et al.*, 1996b). Daaruit kan geconcludeerd worden, dat wanneer gegevens over emissie en receptorkarakteristieken voorhanden zijn, de jaargemiddelde depositie binnen een nauwkeurigheid van 30% te bepalen is.

7.3 Kritische waarden natuur

De uitgevoerde studie had primair het karakter van een pilot study. Het doel was om te zien in hoeverre op regionale schaal, met behulp van het beschikbare rekeninstrumentarium van het RIVM, de gehele effectenketen doorgerekend kan worden, van emissie tot en met effecten op natuurgebieden. Dit moest bovendien in een kort tijdsbestek gebeuren. Het was dus niet mogelijk om maximaal gebruik te maken van alle, ook elders beschikbare gegevens, modellen en expertise, zoals b.v. aanwezig bij ter plaatse ervaren veldbiologen.

Ruimtelijke gegevens

Er is geen gebruik gemaakt van kaartgegevens van (actuele) natuurwaarden. Deze kunnen wel een rol spelen bij de inschatting waar vermindering van de NH_3 -emissie het meest rendeeft. Het gaat immers niet alleen om gevoeligheid maar ook om de (natuur)waarde: heide is wellicht even gevoelig als een soortenrijk (blauw-)grasland, maar de natuurwaarde van het blauwgrasland zal in het algemeen hoger zijn dan van heide. Natuurgebieden <2 ha zijn buiten beschouwing gebleven, omdat de berekeningen beperkt zijn tot de gebieden die door de provincie als gevoelig of zeer gevoelig zijn aangemerkt (Fig. 3 en 4), en de Provincie dergelijke kleine gebieden reeds uitgesloten had. Voor de beschrijving van de receptoren wordt gebruik gemaakt van IPT's. Deze IPT's zijn echter vrij grove landschappelijke eenheden zonder verdere floristische of bodemkundige kenmerken. Tussen twee kaartvlakken van één IPI, of binnen een kaartvlak kan de gevoeligheid of natuurwaarde dus nog aanmerkelijk verschillen. Gezien de geringe grootte van sommige, soms zelfs zeer waardevolle, natuurgebieden is een resolutie van van 5 x 5 of 1 x 1 km grof te noemen. De gemiddelde grootte van IPT's is niet bekend, maar als voorbeeld kunnen enkele IPT's genoemd worden met een gering oppervlak van ca. 50 x 50 m: opslagbosje in hoogveen, natte duinvallei, blauwgrasland, ven.

Critical loads voor N-depositie

De maximale N-depositie niveaus zijn gebaseerd op de empirische critical load voor N-depositie van Bobbink *et al.* (1992, 1996). Deze zijn momenteel binnen o.a. de WHO en UN-ECE aangenomen als beste schattingen en zullen ondermeer gebruikt gaan worden in de onderhandelingen over het NO_x protocol. Bobbink *et al.* hebben de kritische waarde vastgesteld op basis van nationale en internationale experimentele en empirische onderzoeken. Daarbij is bepaald bij welke depositieniveaus er veranderingen in soortensamenstelling van de vegetatie

optreden. De IPI's zijn hiertoe vertaald naar de eenheden die bij kritische waarden worden onderscheiden; voorzover de IPI's of vergelijkbare eenheden niet genoemd zijn door Bobbink *et al.* is een interpolatie gegeven. Deze gevoeligheidsindeling van IPI's is bekomentarieerd door een tweetal specialisten op dit gebied: van Dobben (IBN-DLO) en de Vries (SC-DLO). In grote lijnen onderschreven zij de indeling. Een nader gevoeligheidsonderzoek zou moeten uitwijzen in hoeverre hun commentaar van invloed is op de eindresultaten.

Bobbink *et al.* (1996) geven een aantal kanttekeningen bij hun kritische waarden:

- de lange termijn effecten van verhoogde stikstofdepositie, in voor het natuurbehoud waardevolle graslanden en heiden onder verschillende beheersregimes, zijn nog onvoldoende bekend en kunnen van invloed zijn op de kritische waarden;
- er is meer onderzoek gewenst naar de kruidvegetatie in bossen, omdat het meeste onderzoek zich gericht heeft op de boomsoorten;
- er is weinig kennis van de stikstofeffecten in neutraal/basische bossen, die niet gevoelig zijn voor verzuring;
- de mogelijk verschillende effecten van NO_y en NH_x zijn in kwalitatieve termen wel bekend, maar kunnen nog onvoldoende gekwantificeerd worden om eventueel onderscheid te kunnen maken tussen beide stoffen;
- de lange termijn effecten in aquatische ecosystemen vragen meer onderzoek;
- kwantitatief effectenonderzoek met betrekking tot de fauna is uitermate schaars.

In een haalbaarheidsstudie voor een stikstofonderzoeksprogramma wordt aangegeven wat nodig is om in de toekomst een betere differentiatie in kritische waarden te maken, of deze te vervangen door een risicoschatting gebaseerd op causale relaties.

De kritische waarde waarde is een gemiddelde voor één IPI en houdt geen rekening met interne heterogeniteit. Binnen een kaartvlak kunnen echter verschillen optreden bijvoorbeeld door verschillen in grondwaterstand en bodemtype, waardoor b.v. de denitrificatie aanmerkelijk kan verschillen. De kritische waarde is door Bobbink *et al.* bepaald voor totaal-N, zonder rekening te houden met de vorm van N of de herkomst. In deze pilot study is de kritische waarde voor N gewijzigd en gespecificeerd voor alleen NH_3 door uit te gaan van de nu geldende aandeel van NH_3 in het totaal van $\text{NO}_y + \text{NH}_x$ (72% van de totale kritische waarde, zie hoofdstuk 4). Hierbij moet bedacht worden dat de mate van bescherming niet alleen afhangt van het halen van de kritische NH_3 deelwaarden voor de bijdrage van het gebied zelf! Ook de invloed van de emissies in de rest van Nederland, het buitenland en de totale NO_y depositie zal gereduceerd moeten worden om de kritische stikstof waarden te kunnen realiseren.

Multistress; invloed verdroging, verzuring en beheer

Bij de gevolgde benadering met empirische kritische waarden wordt geen rekening gehouden met reeds aanwezige andere stressfactoren, zoals b.v. verdroging, waardoor de vegetatie reeds aanmerkelijk verarmd kan zijn. Zo geldt voor hoogveen een kritische waarde van $5\text{--}10 \text{ kg N ha}^{-1}$. Als dit hoogveen op sommige lokaties sterk verdroogd is, zal een strenge N-norm nog niet leiden tot hogere natuurwaarden. In een landelijke inventarisatie die is gebaseerd op gegevens vanuit de provincies (Arnold en Pakes, 1995) worden inderdaad natuurelementen in Zuid-oost Friesland als verdroogd aangemerkt. Aan dit probleem zou tegemoet gekomen kunnen worden door gebruik te maken van de veldkennis van biologen uit het gebied, of door een meer uitgebreide multiple stress analyse bijvoorbeeld uitgevoerd met het SMART/MOVE instrumentarium (Latour *et al.*, 1993). Naar verwachting zal dit kunnen gebeuren in 1996 bij de Proefprojecten Gebiedsgerichte Doelstellingen die door het SC-DLO en deels ook het RIVM volgend jaar uitgevoerd gaan worden (in opdracht van VROM-DGM).

7.4 Kritische waarden grond- en oppervlaktewater

De norm die gehanteerd is bij de berekeningen ($2,2 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-N voor oppervlaktewater) is de grenswaarde voor totaal stikstof voor eutrofiëringsgevoelig stagnant oppervlaktewater, het betreft de zomergemiddelde waarde (VROM, 1992). Deze norm is lager dan die voor oppervlaktewater, bestemd om te worden gebruikt voor de bereiding van drinkwater. De hoogte van deze norm is afhankelijk van de toe te passen behandelingsmethode: bij weinig behandeling is deze $5,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ en bij intensieve behandeling $11,3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ (Staatsblad 1984, 220). Er is geen nitraatnorm voor watertypen die geen drinkwaterbestemming hebben en er is geen totaal-N norm voor wateren die niet door de waterbeheerder zijn aangewezen als zijnde stagnant eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewater. De toetsingsnormen voor totaal-stikstof in oppervlaktewater in de Provincie Friesland variëren tussen de onderscheiden watertypen van $2,0$ tot $7,5 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-N voor zoet oppervlaktewater. Dit onderscheid is gemaakt op basis van de verschillen in levensgemeenschappen en is gebaseerd op onderzoek in ruim 100 wateren (Provincie Friesland, 1990). Deze normen zijn niet gebruikt om dat niet snel nagegaan kon worden welke type wateren in het ROM gebied voorkomen. Er is hier daarom de $2,2 \text{ mg l}^{-1}$ totaal-N voor oppervlaktewater aangehouden, waarbij aangenomen is dat het grootste deel van Nederland afwatert op stagnante eutrofiëringsgevoelig oppervlaktewateren (Van Eck en Meijs, 1995). De norm is toegepast in de sloot, in plaats van na de sloot (denitrificatie wordt dan als extra meegenomen), waardoor een hogere stikstofbelasting mogelijk zou zijn.

Bij de berekening van de kritische waarden is geen rekening gehouden met de lokale hydrologische situaties. Dit betekent dat aangenomen is dat de nitraatconcentratie zoals berekent voor het grondwater, ook de nitraatconcentratie is van het water dat zorgt voor slootwateraanvulling. Processen als verdunning van de concentratie door aanvulling met nitraatarmer water van grotere diepte en denitrificatie in de slootbodem en -wand tijdens het transport vanuit de bodem naar het oppervlaktewater zijn verwaarloosd (Fraters, pers. com.). Het huidige instrumentarium en de beschikbare gegevens zijn niet geschikt om op dit schaalniveau betrouwbare uitspraken te doen over de hoogte van de kritische stikstofbelasting van de bodem.

7.5 Optimalisatie

De optimalisatietechniek lijkt een veel belovende methode om te bepalen wat de milieugebruiksruimte kan zijn en hoe deze zo optimaal mogelijk, in termen van kosten, effectiviteit etc., te realiseren (Bakema, 1995). Belangrijk hierbij is een goede definitie van de uitgangspunten, doelstellingen en randvoorwaarden, daar het resultaat van de optimalisatie hier direkt van afhankelijk is. Daarnaast is de nauwkeurigheid van de rekenmethode en de resolutie waarmee gerekend wordt van belang. In het geval van ammoniak, zoals gegeven in Bijlage 3, zijn de bron-receptor matrices die gebruikt zijn voor de relatie emissie-depositie, bepalend voor de uitkomst. Deze zijn berekend met een oude versie van het OPS model (Van Jaarsveld, 1990), waardoor nog geen rekening is gehouden met de invloed van grootschalige ruwheid en lokale verschillen in depositieparameters. Ook de resolutie van de matrices blijkt niet voldoende; 1 x 1 km resolutie zou gewenst zijn.

Bij de berekeningen in Bijlage 3 is niet uitgegaan van een maximale emissie per gridcel. Dit heeft tot gevolg dat de gridcellen die geen natuurgebied bevatten zeer hoge emissies (en deposities) kunnen krijgen. De export van ammoniak uit het gebied wordt daarmee erg groot. Wanneer de optimalisatiestudie uitgevoerd zou worden voor geheel Nederland zullen dergelijke emissies niet berekend worden omdat dan de algemene achtergrondbelasting bepalend zal worden voor de emissies uit deze gridcellen.

8. Conclusies

Het doel van deze pilotstudie was te bezien in hoeverre op regionale schaal met behulp van het beschikbare rekeninstrumentarium van het RIVM de gehele effectketen van emissie tot en met effecten op natuur doorgerekend kan worden op de gewenste schaal. Dit moest in een kort tijdsbestek gebeuren. Het was dus niet mogelijk om maximaal gebruik te maken van alle, ook elders beschikbare gegevens, modellen en expertise.

De grootste onzekerheid in de berekening van de keten emissie tot overschrijding van kritische waarden wordt gevormd door het gebrek aan gegevens over de ligging van de emissiebronnen. Er is hier gerekend met gemeentelijke waarden, wanneer waarden op 1 x 1 km basis, of beter nog per bedrijf en perceel, voorhanden zouden zijn, zou de grootste bron van onzekerheid zijn weggenomen. Een ander punt van aandacht is de differentiatie die nu aangebracht is in kritische waarden. Er wordt in de haalbaarheidsstudie voor het stikstofonderzoeksprogramma (Erisman *et al.*, 1996a) aanbevolen om de kritische waarden gebiedsgedifferentieerd en per natuurdoeltypen af te leiden, of te bezien in hoeverre risico schattingen mogelijk zijn op basis van causale relaties. Gezien de resultaten van de haalbaarheidsstudie is er nog onderzoek noodzakelijk om een dergelijke uitsplitsing te maken.

De in dit rapport beschreven resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Er is alleen gekeken naar de ammoniakemissies van de landbouw in het gebied zelf in relatie tot kritische waarden. De kritische waarden zijn voor totaal stikstof afgeleid, en de belasting bestaat naast de eigen bijdrage uit een deel buitenland en de rest van Nederland. Deze zijn niet in beschouwing genomen, waardoor ook niet gesteld kan worden dat de depositie van totaal stikstof beneden de kritische waarden zal komen bij de varianten. De studie heeft zich ook beperkt tot de grotere voor verzuring gevoelige gebieden (rode en oranje gebieden), daar vanuit het ROM project deze gebieden aangewezen waren als minimaal te beschermen. De kritische waarden voor de kleinere gebieden zullen overschreden worden en blijven bij de meeste varianten.

Algemeen kan geconcludeerd worden dat de RIVM modellen in principe de potentie hebben om dit soort studies uit te voeren, er is echter een groot gebrek aan (landelijke) lokale statistische gegevens, zoals de exacte lokatie van bronnen en de bijbehorende emissie, lokatie en hoeveelheid aangewende mest (inklusief stikstofgehalte, aanwendingstechniek en -tijdstip), gedetailleerde vegetatiekaarten en structuurkenmerken, etc. Er is ook behoefte aan betere afstemming van modellen, qua resolutie, etc.

Voor aanbevelingen voor nader onderzoek wordt verwezen naar de haalbaarheidsstudie voor het stikstofonderzoeksprogramma, daar dit zeer nauw aansluit bij de wensen voor onderzoek die uit deze pilotstudie voortkomen. Het verdient verder aanbeveling een studie naar de bosranden uit te voeren, om in de toekomst enige mate van bescherming te kunnen bewerkstelligen. Ten aanzien van de optimalisatie studie en de bepaling van de 'milieugebruiksruimte' is het zinvol vervolg te geven aan de hier gepresenteerde eerste resultaten. Dit type onderzoek zal in de toekomst mogelijk een grote rol spelen bij beleidsontwikkeling, daar het rekening houdend met verschillende belangen een optimale configuratie van bronnen en draagkracht van natuur kan bewerkstelligen. Voorwaarde is wel dat er een uitbreiding plaatsheeft naar meerdere milieuthema's en multiple stress om te voorkomen dat onvoldoende afstemming tussen de verschillende eisen plaatsheeft.

Het verdient aanbeveling om het emissieplafond in het gebied in kg ha^{-1} niet per bedrijf te beschouwen, maar als gemiddeld gebiedsplafond. Wanneer het plafond per bedrijf zou gelden, is een grotere reductie nodig in de emissie dan wanneer het een gebiedsgemiddeld plafond zou zijn. Zo'n strengere norm, zo blijkt uit de berekeningen, is uit milieuoverwegingen niet noodzakelijk. Voorwaarde voor een gemiddeld emissieplafond is wel dat de emissie plaats moet vinden zo ver mogelijk uit de buurt van natuurgebieden, zo blijkt uit de berekeningen. Middels optimalisatieberekeningen is de emissieverdeling te bepalen.

Referenties

- Arnold, G.E. en Pakes U (1995) Landelijke inventarisatie van verdroogde gebieden 1994; achtergronddocument. Rapport nr. , RIZA i.s.m. IPO, Lelystad.
- Asman, W.A.H. and Jaarsveld, J.A. van (1990) A variable-resolution statistical transport model applied for ammonia and ammonium. Report No. 228471007, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Aulbers, J.A.W., Beers, R.J. van, Tirion, H.B. (1993) Verzuuring en vermessing in Zuidoost-Friesland in 1991, 2000 en 2010. TNO rapportno. R93/152, SCMO-TNO, Delft.
- Bakema, A.H. (1995) Definitiestudie: Optimalisatie milieurendement, EXPECT Research rapport 13, RIVM, Bilthoven.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. and Roelofs, J., 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Grennfelt, P. and Thörnelöf, E. (eds.), Critical loads for nitrogen. Nord (Miljörapport) 41, 111-159.
- Bobbink, R. and Roelofs, J.G.M., 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems, the empirical approach. Water Air Soil Poll. xx, xx-xx (in press).
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. 1996. The effects of air-borne nitrogen pollutants on vegetation - critical loads. In: Updating and revision of the air quality guidelines for Europe. WHO-Europe, Copenhagen, Denmark (in press).
- CBS (1985) Dutch Forest Statistics ('Vierde bosstatistiek'). Central Bureau of Statistics, Voorburg, The Netherlands.
- CBS (1987) Soil Statistics ('Bodemstatistiek'). Central Bureau of Statistics, Voorburg, The Netherlands.
- Draaijers, G.P.J. (1993) The variability of atmospheric deposition to forests. Ph.D.thesis, University of Utrecht, The Netherlands.
- Draaijers, G.P.J. and Erisman, J.W. (1994) De bijdrage van ammoniak aan de verzuringsproblematiek in Nederland, Vraagstelling, tijdschrift voor de gammawetenschappen, 3:71-88.
- Draaijers, G.P.J., van Ek, R. and Bleuten, W (1994) Atmospheric deposition in complex forest landscapes. Boundary-Layer Met., 69:343-366.
- Eck, G. en Meijs, J.A.C. (1995) Stikstofverliezen en stikstofoverschotten in de Nederlandse landbouw. Rapport van de technische werkgroep toelaatbaar stikstofoverschot. Den Haag, LNV project verliesnormen, deelrapport 3.
- Elzakker B.G. van, Aben J., Erisman J.W., Mennen M.G. (1995) Het interim meetnet ammoniak. Report in prep. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Erisman, J.W. (1992) Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Ph.D. Thesis, Utrecht University, The Netherlands.
- Erisman, J.W. (1993) Acid deposition onto nature areas in the Netherlands; Part I. Methods and results. Water Soil Air Pollut., 71:51-80.
- Erisman, J.W. and Draaijers, G.P.J. (1995) Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication. Studies in Environmental Research 63, Elsevier, the Netherlands.
- Erisman, J.W. (1995) Atmospheric Input: Thematic report no. VI, Dutch Priority Programme on Acidification, phase 3. RIVM report no. 722108007, RIVM Bilthoven, the Netherlands.
- Erisman, J.W., Bleeker, A., van Jaarsveld, J.A. (1996a) Atmospheric deposition of ammonia to semi-natural vegetation in The Netherlands; methods for mapping and evaluation.

- Atmospheric ammonia: emission, deposition and environmental impacts, 2-4 October 1995, Culham, Oxford, UK.
- Erisman, J.W., Bobbink, R., Eerden L.J. van der (1996b) Nitrogen pollution on the local and regional scale: the present state of knowledge and research needs. RIVM reportno. 7722108010, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Heij, G.J. and Schneider, T. (1991) Final report, Dutch Priority Programme on Acidification, Second Phase. Report No. 200-09, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Heij, G.J. and Schneider, T. (1995) Final report, Dutch Priority Programme on Acidification, Third Phase. Report in prep. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Hoek, K.W. van der (1994) Berekeningsmethodiek ammoniakemissies in Nederland voor de jaren 1990, 1991 en 1992. Report No. 773004003, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands.
- Jaarsveld, H.J.A. van (1990) A quantitative model analysis of year to year changes in concentration and deposition. Presented at the NATO CCMS meeting, Vancouver, Canada.
- Jaarsveld, H.J.A. van (1995), modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales. Ph.D. thesis, University of Utrecht, the Netherlands.
- Janssen, P.H.M., Kusse, A.A.M., van Beurden, A.U.C.J., van der Hoek, K.W., van Egmond, P.M., Hoogervorst, N.J.P. Betrouwbaarheidsanalyse van de NH_3 -emissieberekeningen voor Nederland in 1992. RIVM report no. 714701012, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Latour, J., Reiling, R. en Wiertz, J. (1993) MOVE: a multiple stress model for vegetation. CHO/TNO Technical meeting, Ede, pp. 53-66.
- Press, W.H., Flannery, S.A., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T. (1986) Numerical Recipes. The art of scientific computing. Cambridge University Press.
- Provincie Friesland (1990) Waterkwaliteitsplan 1989-1995. Beleid en Beheer.
- RIVM (1993) Milieurendement van het NMP-2; Aanvulling op de Nationale Milieuverkenning 3.. ISBN 90 6092 744 4, Samson, The Netherlands.
- RIVM (1995) Milieubalans 95; Het Nederlandse milieu verklaard. ISBN 90 6092 881 4, Samson, The Netherlands.
- Van den Ham, A., Wien, J.J.F., Lekkerkerk, L.J.A. (1995) Berekeningen voor het ROM-gebied Zuid-oost Friesland: verliezen aan mineralen en ammoniak, LEI-DLO.

Lijst met afkortingen

EHS	Ecologische Hoofd Stuctuur
GT	Grondwatertrap
IAV	Interimwet Ammoniak en Veehouderij
IBN-DLO	Instituut voor bodem en natuur-DLO
IN	Integrale Notitie Mest en Ammoniak
IPI	Inter-provinciale index
LNG	Landgebruikkaart
NLOAD	Stikstof uitspoelingsmodel
OPS	Operationeel Prioritaire Stoffen model
RIVM	Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieu
SC-DLO	Winand Staringscentrum-DLO
VVGG	Voor verzuring gevoelig gebied

Bijlage 1. NH₃ emissies in het ROM gebied

1.1 De nationale context

Het nationale NH₃-beleid richt zich op een reductie van de NH₃-emissies met respectievelijk 30% in 1994, 50% in 2000, 70% in 2005 en 80-90% in 2010-15 ten opzichte van 1980. Voor MB-95 zijn de nationale NH₃-emissies uit dierlijke mest opnieuw berekend voor de periode 1980-1994 (RIVM, 1995). De berekeningen leiden tot een NH₃-emissie in 1980 die lager is dan tot dan toe in het beleid werd verondersteld. Tabel 1.1 geeft een overzicht. Dit betekent dat de reductiepercentages die nodig zijn om de emissiedoelen te halen enkele procentpunten lager komen te liggen. Het algemene beeld wordt er echter niet door veranderd, zeker niet vanaf 2005.

Tabel 1.1 NH₃-emissies uit dierlijke mest in Nederland.

	1980	1990	1994	2000	2005	2010
	(mln kg)					
Emissie oud (APV3)	224	222	-			
Emissie nieuw (MB95)	204	209	159			
Emissie doel (NMP)			157	112	67	45-22
Reductie% oud (NMP)			30%	50%	70%	80-90%
Reductie% nieuw			23%	45%	67%	78-89%
Prognose MV3 (NDF)				75	-	57
Prognose MP95 (NDF)				125	-	-
Prognose IN					134-84	

Er zijn nog geen gedetailleerde berekeningen uitgevoerd van de gevolgen van het mest- en ammoniakbeleid uit de Integrale Notitie (IN) voor de NH₃-emissies. Globale berekeningen van het RIVM voor 2000 geven aan dat de doelstelling van 112 mln kg in 2000 (50% reductie) niet wordt gehaald maar dat de emissies slechts 44% zullen afnemen t.o.v. (het oude nivo in) 1980.

Globale berekeningen van LEI-DLO voor 2005 geven aan dat ook de doelstelling voor 2005 (70% reductie) ook niet wordt gehaald. In het meest optimistische geval zou er 62% reductie kunnen optreden (t.o.v. het oude niveau van 224 mln kg in 1980); in het pessimistische geval wordt in 2005 slechts 40% reductie bereikt.

Tabel 1.2 Nationaal gemiddelde NH₃-emissies uit de landbouw.

	1980	1990	1993	2000	2005	2010
NH ₃ -emissie mest (mln kg)	204	209	175	125	134-84	
NH ₃ -emissie kunstmest	12	10	9	8	7	7
Totale NH ₃ -emissie	216	219	184	133	141-91	
Areaal cultuurground (kha)	2020	2005	1988	1935	1872	1826
NH ₃ -emissie/ha (kg/ha)	107	109	93	69	75-49	

De berekende emissie-reducties zijn het gevolg van (mest- en) ammoniakbeleid dat boeren aanzet tot het toepassen van emissie-beperkende maatregelen. Voor een uiteenzetting over de

aard en omvang van die maatregelen wordt verwezen naar de documentatie bij de desbetreffende studies (RIVM, 1995; LEI-DLO, 1996). Voor een analyse van de emissiereductie in het ROM-gebied Z.O.Friesland is het relevant om een overzicht te geven van de emissie-beperkende maatregelen in de melkveehouderij.

1.2 Emissies in het ROM-gebied

Voor deze studie zijn geen nieuwe berekeningen gemaakt van de NH_3 -emissies uit dierlijke mest en kunstmest in het ROM-gebied Z.O.Friesland. Er is gebruik gemaakt van bovengenoemde landelijke berekeningen, die tot doel hadden om een landelijk beeld te geven van de gevolgen van het generieke nationale mest- en ammoniakbeleid. De uitkomsten van die studie zijn beschikbaar per gemeente. Hoewel die studies niet ingericht zijn op het geven van een accuraat gemeentelijk beeld, kunnen ze wel een indicatie geven van de te verwachten ontwikkelingen. In Tabel 1.3 wordt een overzicht geboden van de berekende NH_3 -emissies in de 5 gemeenten die gedeeltelijk in het ROM-gebied liggen. Een vergelijking tussen de ROM-gemeenten en nationale cijfers leert dat de gemiddelde emissie per hectare cultuurgrond in alle jaren ongeveer even hoog is. Alleen in 1980 was de emissie/ha in de ROM-gemeenten ruim 6% hoger.

Tabel 1.3 NH_3 -emissie per hectare cultuurgrond (gemeten maat) in de 5 ROM-gemeenten.
Bron: MB95, MV3 en GINA.

	1980	1990	1993	2000	2005 var.6	2005 var.1
	(kg/ha)					
Heerenveen	107	101	88	66	72	43
Ooststellingwerf	114	102	87	62	74	43
Opsterland	117	113	96	73	76	47
Smallingerland	111	105	91	68	72	43
Weststellingwerf	116	109	115	72	80	53
TOTAAL ROM-gemeenten	114	107	97	68	75	47
Index	100	94	85	60	66	41

Een verklaring voor de emissiereductie in de ROM-gemeenten moet ontleend worden aan de veronderstellingen die in de nationale studies zijn gehanteerd. Omdat de landbouw in de ROM-gemeenten voor meer dan 80% bestaat uit melkveehouderij, is het zinvol om met name de veronderstellingen ten aanzien van emissies door melkvee nader te beschouwen:

1.3 Emissiebeperking in de nationale melkveehouderij

Tabel 1.4 geeft een overzicht van de uitgangspunten die (t.a.v. melkvee) in diverse studies zijn gehanteerd bij het berekenen van de NH₃-emissies uit dierlijke mest. Dit overzicht biedt tevens inzicht in de oorzaken van de emissie-reductie die in de ROM-gemeenten is opgetreden en verwacht wordt op te gaan treden. Zo zorgt een fikse reductie in het aantal melkkoeien voor een substantiële reductie van de NH₃-emissie. Door voeraanpassingen blijft de N-excretie per melkkoe tussen 1990 en 2000 namelijk nagenoeg gelijk. Een verdere emissiereductie wordt veroorzaakt door het onderwerken van uitgereden mest. De geringe penetratie van emissie-arme stallen (5% in 2000) levert een te verwaarlozen bijdrage aan de emissiereductie. Omdat in alle studies is verondersteld dat het areaal grasland afneemt, daalt de emissie per hectare minder snel dan de totale emissies.

Tabel 1.4 Uitgangspunten m.b.t. melkvee bij de berekening NH₃-emissies uit dierlijke mest.

	Eenheid	1980	1990	1993	2000	2005 max	2005 min
Nationale melkproductie	mln kg	11.851	11.273	11.030	11.343		
Melkgift per koe	kg/jaar	5080	6069	6325	7380		
Aantal melkkoeien	'000 gad	2356	1878	1747	1537		
Aantal melkkoeien	index	125	100	93	82		
Aantal stuks jongvee	index	113	100	93	77		
N-excretie melkkoeien	kg N/gad	110,6	135,6	143,2	135,1		
wv. in de stal (incl.30% zomermest)		73,0	81,2	86,3	82,6		
wv. in de weide		37,6	54,4	56,9	52,5		
STALSYSTEMEN							
Gangbare stal (ef=12,6%N-excr.)	% dieren	100	100	100	95		
Emissie-arme stal (50% em.red.)	% dieren	0	0	0	5		
Gem.emissie-factor (ef)	% Nexcr.	12,6	12,6	12,6	12,3		
MESTOPSLAG buiten de stal							
Capaciteit	maanden	0	1,4	2,2	4		
Penetratie afdekking (90% em.red.)	% opslag	0	52	67	100		
Gem.emissie-factor (ef)	% stalmestN	0	1,0	1,2	1,0		
MEST UITRIJDEN							
Oppervlakkig (ef=50% Nmin)	% mest	100	100	46			
Sleepvoeten (ef=20% Nmin)		0			44		
Zodebemesting (ef=10% Nmin)		0		54	56		
Mestinjectie (ef=5% Nmin)		0					
Gem.emissie-factor (ef)	% mestN	25%	25%	14,2%	7,2%		

Op basis van een zeer globale analyse (op nationaal niveau) lijkt het mogelijk dat de NH₃-emissies uit melkvee per hectare grasland tussen 1980 en 2000 met 50% afnemen (zie Tabel 1.5, laatste kolom). Daarvoor is het noodzakelijk dat een aantal relatief goedkope emissie-beperkende maatregelen worden genomen, zoals het afdekken van mestsilos en het onderwerken van mest met een zodebemester. Vijf procent van de koeien zou dan in een emissie-arme stal zijn gehuisvest. Dit effect zou kunnen optreden als gevolg van stimulansen uit de VAMIL-regeling en van dwang uit de Interimwet Ammoniak en Veehouderij. De nationale melkproductie zou zich dan moeten stabiliseren op het huidige niveau van 11 mln ton melk per jaar. Een eventuele quotumkorting zou tot een overeenkomstig lagere NH₃-emissie kunnen leiden.

Ten opzichte van de situatie in 2000 onder de Integrale Notitie (zoals voor deze studie ingeschat) kan de emissie per hectare dalen van 56 indexpunten naar 50 indexpunten (zie tabel 1.5, laatste kolom). Dit komt overeen met een reductie van ruim 10%.

Tabel 1.5 Schatting ontwikkeling NH₃-emissies uit melkvee per hectare grasland bij alternatieve ontwikkelingen.

	NH ₃ -emissie per melkkoe		aantal melkkoeien	areaal grasland	NH ₃ -emissie per hectare grasland
	(kg/koe)	(index)	(index)	(index)	(index)
1980	28,16	100	100	100	100
2000 bij 11,3 mln ton melk					
- cf Integrale Notitie (IN)	20,24	72	65	83	56
- IN excl. 5% em. arme stallen	20,47	73	65	83	57
- IN bij 100% zodebemesters	18,67	66	65	83	52
2000 bij 11 mln ton melk					
- cf Integrale Notitie (IN)	20,24	72	63	83	55
- IN excl. 5% em. arme stallen	20,47	73	63	83	55
- IN bij 100% zodebemesters	18,67	66	63	83	50

Het is de vraag of deze reducties ook in het ROM-gebied kunnen optreden. Het antwoord is afhankelijk van de ontwikkelingen in het ROM-gebied van elk van de in Tabel 1.5 genoemde variabelen. Veranderingen in de NH₃-emissie per koe sinds 1980 kunnen we niet analyseren omdat we onvoldoende gegevens hebben over de voeding, melkproductie en huisvesting van melkkoeien in 1980. Veranderingen in het aantal koeien sinds 1980 kunnen we ook niet berekenen omdat we (op korte termijn) geen toegang hebben tot dieraantallen per gemeente in 1980. Voor de provincie Friesland hebben we die data wel.

1.4 Enkele kengetallen voor Friesland

Uit CBS-cijfers blijkt dat in Friesland het aantal melkkoeien tussen 1980 en 1993 met 18% is afgenomen en in heel Nederland met 16% (zie Tabel 1.6). Het areaal voedergewassen is in beide gebieden 2-3% afgenomen sinds 1980. Dit betekent dat het aantal melkkoeien en het areaal voedergewassen (tot nu toe) in Friesland dus min of meer in het zelfde tempo dalen als in heel Nederland. Dat betekent natuurlijk niet dat dit tot 2000 zo zal blijven. Een vergelijking van de veebezetting in Friesland en Nederland leert, dat er in Friesland per hectare voedergewassen (gras plus mais) meer melkkoeien rondlopen. In 1980 was dat verschil overigens groter dan in 1990 en in 1993, namelijk respectievelijk 188/176, 148/144 en 138/134. Een hogere veebezetting betekent (ceteris paribus) dat de NH₃-emissie per hectare ook hoger is.

Tabel 1.6 Ontwikkeling van het aantal melkkoeien en het areaal voedergewassen in Friesland tussen 1980 en 1993, vergeleken met nationale ontwikkelingen. Bron: CBS.

	1980	1990	1993
Veebezetting (melkkoeien/ha voedergewas)	1,88	1,48	1,38
Areaal voedergewas ('000 ha)	206	205,5	202,5
- vv grasland	204	200,7	195,2
- vv snijmais	2	3,8	7,3
Berekend aantal melkkoeien ('000 dieren)	387	304	279
Index melkkoeien Friesland	100	79	72
- vgl index melkkoeien Nederland	100	80	74
Index areaal voedergewassen Friesland	100	100	98
- vgl index Nederland	100	97	97

De verandering in NH_3 -emissie per melkkoe in Friesland sinds 1980 kan niet worden gegeven wegens gebrek aan data. Wel zijn er data beschikbaar over 1990, die een globale vergelijking mogelijk maken tussen absolute emissieniveau's. In een studie van IKC-Landbouw worden NH_3 -emissies berekend voor een aantal Friese bedrijven die representatief zijn voor enkele bedrijfsstijlen in die provincie. Met behulp van enkele grove aannames kunnen die data vergeleken worden met de emissies die (in MB-95) landelijk zijn berekend. De vergelijking in noodgedwongen grof omdat de landelijke berekeningen zijn opgebouwd vanuit dieraantallen per diercategorie, terwijl de IKC-berekeningen de uitsplitsing naar diercategorieën niet mogelijk maakt. De samenstelling van de veestapel op de onderzochte Friese bedrijven kan dus afwijken van het landelijke gemiddelde en dat zal de vergelijking van de NH_3 -emissies beïnvloeden. De IKC-berekeningen komen op een gemiddelde emissie van 95 kg NH_3 /koe terwijl het landelijk gemiddelde op 65 kg/koe ligt (zie Tabel 1.7). De Friese bedrijven emitteren per (aangeklede) melkkoe dus 40% meer NH_3 dan het nationaal gemiddelde bedrijf. Oorzaken voor dit verschil moeten worden gezocht in de melkgifte per koe, het voergebruik per koe (samenstelling en hoeveelheden) en in de veebezetting. Daarnaast blijft het de vraag in hoeverre de onderzochte bedrijven representatief zijn voor de Friese situatie.

Tabel 1.7 Enkele kengetallen van onderzochte melkveebedrijven in Friesland in 1990/91. Bron: berekend uit IKC-L, 1994.

	NH_3 -emissie per aangeklede melkkoe	Melkgift per koe	Veebezetting	Verhouding gras/mais in rantsoen
	(kg NH_3 /"koe")	(kg melk/koe)	(melkkoeien/ha)	(factor)
Yntinsive boer	97	7445	1,85	29
Sunige boer	84	6857	1,62	39
Fokker	104	6816	1,40	28
Gemiddeld Friese bedrijven	95	7039	1,62	32
- vergelijking gemiddeld Friesland	-	-	1,38	-
- vergelijking gemiddeld Nederland	65	6069	1,44	2-11

Op de door het IKC onderzochte bedrijven is de melkgift per koe 16% hoger dan landelijk gemiddeld. Dit verschil zou circa 10% van het verschil in emissies kunnen verklaren. De

veebezetting op die bedrijven is 12,5% hoger, wat tevens 12,5% van het emissie-verschil verklaart. Ten slotte is het aandeel gras in de Friese rantsoenen minstens 3 keer hoger dan het landelijk gemiddelde. Omdat gras 2,5 tot 3 keer zoveel stikstof bevat als mais, leidt dit hoge percentage gras tot een hoge N-excretie per koe en daarmee tot hoge NH₃-emissies per koe. Het exacte effect kan op korte termijn niet worden berekend maar het lijkt aannemelijk dat hiermee het restende 20% emissieverschil kan worden verklaard. De door het IKC bestudeerde bedrijven zijn dus niet representatief voor de Nederlandse situatie. We kunnen momenteel niet vaststellen in welke mate ze (niet) representatief zijn voor de situatie in Friesland of in het ROM-gebied. Alleen van de veebezetting kan worden gezegd dat de onderzochte bedrijven ver boven het Friese gemiddelde zitten.

1.5 Specifieke situatie in de ROM-gemeenten

De situatie in de ROM-gemeenten kan afwijken van het landelijke of provinciale gemiddelde, op dezelfde gronden als hierboven is geïllustreerd bij de vergelijking tussen Nederland, Friesland en enkele Friese bedrijven. Er zijn echter onvoldoende gegevens voor hande van het ROM-gebied zelf om zo'n vergelijking (binnen de gestelde termijn) te kunnen maken. Op enkele punten kunnen kengetallen worden vergeleken, zie Tabel 1.8. Het blijkt dat de veebezetting in het ROM-gebied mogelijk bijna 4% hoger is dan in de IKC-studie van de Friese bedrijven. De melkgift is echter ruim 5% lager. Bijde verschillen neutraliseren elkaar in hun doorwerking op de NH₃-emissie per hectare. Uit de schaarse informatie die we over het ROM-gebied hebben, kunnen we concluderen dat de verschillen met de bedrijven uit de IKC-studie kleiner zijn dan de verschillen met het landelijk gemiddelde. Dit zou er op duiden dat de NH₃-emissies per hectare in het ROM-gebied op het zelfde niveau liggen van de emissies in de IKC-studie, dus ruim 40% boven het niveau dat voor de ROM-gemeenten in de nationale studies is berekend. Het cijfer materiaal is echter dermate grof, dat deze conclusie niet hard kan worden getrokken.

Tabel 1.8 Enkele kengetallen voor het ROM-gebied in 1990, vergeleken met Friese en Nederlandse gemiddelden.

	Bron	Melkgift per koe (kg/koe)	Veebezetting (koeien/ha voedergewas)	NH ₃ -emissie rundvee per ha voedergewas (kg NH ₃ /ha)	NH ₃ -emissie per aangeklede melkkoe (kg/"koe")
Heerenveen	MB95			101	65
Ooststellingwerf	MB95			102	71
Opsterland	MB95			113	69
Smallingerland	MB95			105	66
Weststellingwerf	MB95			109	65
Gem. ROM-gemeenten				107	67
Gem. ROM-gebied (68 bedr.)	LUW	6647	1,68	-	-
Gem. Friese bedrijven	IKC-L	7039	1,62	154	95
Gemiddeld Friesland	CBS	-	1,38	-	-
Gemiddeld Nederland	MB95	6069	1,44	94	65

Bijlage 2. Bepaling van de depositie op natuurgebiedranden

In voorgaande hoofdstukken is de depositie gemiddeld over VVGG's beschouwd. Wanneer deze gemiddelden gerelateerd worden aan kritische waarden wordt alleen het beschermingsniveau van het gehele gebied beschouwd. De depositie op randen van natuurgebieden is over het algemeen hoger dan de gebied gemiddelde depositie. Wanneer dus het beschermingsniveau voor het gehele gebied gehaald wordt, worden echter nog niet automatisch de randen voldoende beschermd. In dit hoofdstuk zal worden bekeken wat de relatie is tussen de depositie op natuurgebiedranden en de gebiedsgemiddelde depositie. Daarnaast zullen de kritische waarden voor natuurgebiedranden worden beschouwd.

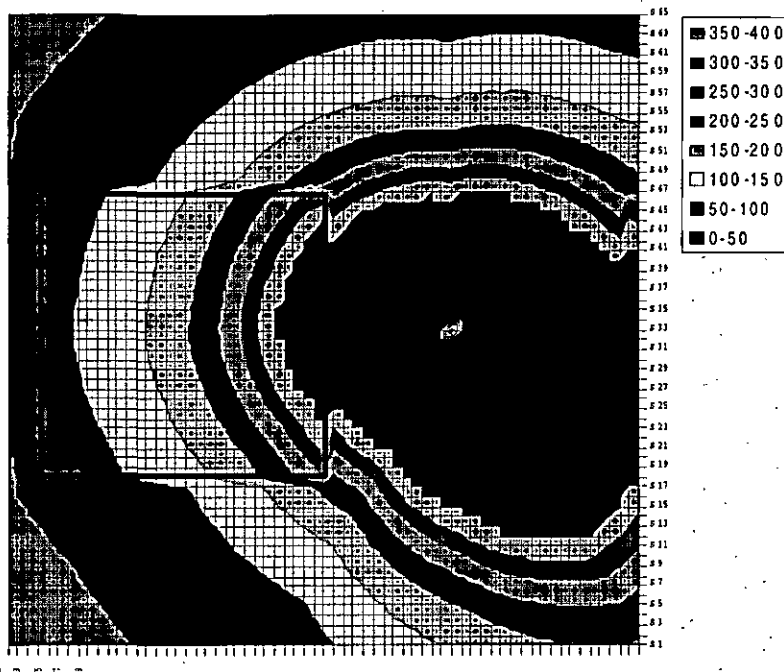
2.1 Depositie

De depositie op randen van natuurgebieden is hoger dan die gemiddeld op het hele natuurgebied. Wanneer er geen bronnen van luchtverontreiniging in de buurt van natuurgebieden liggen, en de belasting van het gebied geheel bepaald wordt door een grootschalige achtergrond, geldt dat de depositie op de rand ongeveer twee maal zo hoog is als het gemiddelde niveau (Draaijers, 1993; Van Pul *et al.* 1993). De invloed van de rand strekt zich uit tot over een afstand van maximaal 5 maal de hoogte van de vegetatie, over de eerste 10 tot 100 m, gemiddeld ongeveer 50 m. Het randeffect wordt veroorzaakt door het 'inwaaien' van luchtverontreiniging en door de verhoogde turbulentie als gevolg van de ruwheidsovergang. Wanneer er bronnen in de buurt van een natuurgebied liggen is de situatie anders. Naast het inwaai-effekt en de verhoogde turbulentie speelt de verspreiding van de geëmitteerde hoeveelheid door verticale diffusie een rol. Door de verticale verspreiding neemt de concentratie snel af met de afstand tot de bron en daarmee ook de depositie. Hoe dichter de bronnen bij het gebied liggen, des te groter dit verdunningseffect. Er is in deze studie aandacht besteed aan de depositie op de randen, met de nadruk op dit laatste aspect. Er is gekeken naar de verhouding tussen de depositie op de rand en het gemiddelde van een 'vierkant natuurgebied', dat op verschillende afstanden (20, 30, 100, 200 en 300 m) van een bron is 'geplaatst', voor twee situaties: ten westen en ten oosten van de bron. Hiermee zijn de belangrijkste variabelen meegenomen in het bepalen van de verhouding: afstand tot de bron, overheersende windrichting, randgrootte en gebiedsgrootte. De berekeningen zijn gedaan met het OPS model met een resolutie van 10 m voor een willekeurig grid van 650 x 650 m, met daarin één bron en een bosgebied van 300 x 300 m. Voor verschillende berekeningen is de afstand van het natuurgebied tot de bron gevarieert. Voor de rest van het gebied is aangenomen dat het landbouwgrond is.

Het moet hier benadrukt worden dat de gekozen resolutie van het model ver beneden de minimale resolutie ligt waarop het model nog met voldoende betrouwbaarheid kan worden toegepast (Van Jaarsveld, 1995). De modeluitkomsten moeten dus als indicatief beschouwd worden. Figuur 17 laat een voorbeeld berekening zien voor het bos op 100 m afstand van de bron. Het figuur laat duidelijk de invloed van het bos zien: de depositie op het bos is hoger dan het gebied daaromheen, maar de depositie neemt ook sneller af naarmate de afstand tot de bron groter is, in vergelijking tot de afname over het landbouwgebied. Dit is het ruwheidseffect van het bosgebied ten opzichte van dat van het landbouwgebied: hogere depositie op het gebied en sterkere verdunning door verhoogde turbulentie. De depositie op de

rand van het gebied (50 m) is in deze situatie ongeveer een factor 2,3 hoger dan de gemiddelde depositie op het gebied.

Onderzocht is of het randeffekt te kwantificeren is om bij het toepassen van emissie en depositiescenario's, waarbij het algehele beschermingsniveau van de natuurgebieden in het ROM gebied gegarandeerd wordt, tevens te bepalen of een acceptabele belasting van de randen kan worden gewaarborgd.



Uit de studie werd een vergelijking afgeleid om de orde van grootte van het effect van randen te bepalen:

$$\text{LOG(verhouding)} = 0.62 - 0.0022 \text{ rand} - 0.25 \text{ LOG(afstand)} + 0.0012 \sqrt{\text{grootte}} \quad [1]$$

Hierin is 'verhouding' de verhouding van de depositie op de rand met breedte 'rand' in meter t.o.v. de depositie op het gehele gebied met oppervlak 'grootte' in m². De 'afstand' is de afstand van de bron tot het gebied. Deze relatie is afgeleid voor bos in een landbouwgebied en kan alleen toegepast worden voor randen met een groter oppervlak dan het natuurgebied. De rand is een zijde van het vierkante gebied met een bepaalde breedte ('rand'). Deze factoren veroorzaken dat de berekende verhouding gemiddeld een overschatting is, doorgaans zijn de randen veel kleiner en natuurgebieden bestaan niet altijd geheel uit bos, waarvoor het randeffekt het grootst is. De verhouding blijkt windrichting onafhankelijk te zijn, de absolute depositie niet. In Tabel 2.1 staan enkele factoren vermeld.

Uit Tabel 2.1 blijkt dat hoe kleiner de afstand van de bron tot het gebied, hoe hoger de verhouding en dus hoe groter het randeffekt. Wanneer de oppervlakte van het gebied groter is, wordt de factor ook hoger, de gemiddelde depositie op het gehele gebied neemt af. Hoe smaller de rand, des te groter de verhoudingen, omdat de depositie afneemt over het bos. De

verhouding kan behoorlijk groot worden, dit zegt echter nog niets over de absolute depositie op de rand, omdat deze ook afhankelijk is van de bronsterkte.

Tabel 2.1 Enkele voorbeeld factoren voor de bepaling van de depositie op randen. Vermeld staat de verhouding tussen de depositie op de rand van x m t.o.v. de depositie op het gehele gebied.

Grootte (m ²)	Afstand (m)	Rand (m)	Verhouding
10000	10	25	2.7
10000	10	50	2.4
10000	100	50	1.3
10000	400	25	1.1
10000	400	50	1.0
40000	10	50	3.1
40000	10	100	2.4
40000	100	25	2.0
40000	100	50	1.8
40000	100	100	1.4
40000	400	25	1.4
40000	400	100	1.0
1000000	10	25	30.3
1000000	10	50	26.7
1000000	100	25	17.1
1000000	100	100	11.7
1000000	400	25	12.1
1000000	400	50	10.6
1000000	400	100	8.3

Met deze relatie kan bepaald worden of de depositie op de rand onder de kritische depositie waarden voor randen komt. Hiervoor is een keuze nodig van de randbreedte en van kritische waarden voor randen. Wat betreft de randbreedte, wordt 50 m aangehouden (Draaijers, 1993). De kritische waarden voor randen van natuurgebieden worden in navolgende sectie besproken.

2.2 Kritische waarden

De randen van natuurgebieden hebben een verschillend depositieregime, maar doorgaans ook een verschillende bodemsamenstelling en vochtvoorziening, en onderscheiden zich ook in vegetatie type en structuur. Randen van natuurgebieden hebben niet alleen een verhoogde depositie van luchtverontreiniging, maar ook van basische kationen. De kritische waarden voor randen wijken hierdoor af van die voor het gehele gebied (Draaijers, 1993). Er is echter geen kwantitatieve informatie over het verschil tussen kritische waarden voor randen en gebieden.

2.3 Schatting van de depositie op bosranden

Met de in 4.1 gegeven formule is het mogelijk om per bedrijf te bezien wat de maximale bijdrage van het bedrijf op de rand van het nabij gelegen VVGG is. Berekening van de randdepositie vergt per bedrijf de depositie op het nabij gelegen VVGG te berekenen (via overlays) en daar dan de formule op los te laten. Het betreft hier een driehondertal bedrijven,

te veel om snel door te kunnen rekenen. Hier worden daarom enkele voorbeeld berekeningen gegeven, zonder in detail te gaan over welke bedrijven of VVGG's het zijn (privaatrecht). In Tabel 2.2 zijn de resultaten voor een vijftal situaties gegeven.

Tabel 2.2 De NH_x depositie van enkele bedrijven op de randen van VVGG's

Afstand bron tot VVGG (m)	Oppervlakte VVGG (m^2)	Depositie bedrijf op VVGG ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Verhouding depositie op rand tov VVGG	Depositie op rand ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	Totale depositie op VVGG (1993) ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)
114	4724839	7	335.7	2350	1700
275	3189232	9	95.3	857	1700
296	2340139	7	47.1	330	1500
366	2340139	4	44.6	179	1500
212	2340139	8	51.2	409	1500

Uit de tabel blijkt dat de depositie op de rand als gevolg van de emissie van een bedrijf aanzienlijk kan zijn. Het eerste bedrijf heeft al een hogere bijdrage op de rand dan alle overige bijdrage. Hierbij moet worden bedacht dat het *maximum* schattingen zijn, dat het alleen de rand betreft van de zijde van het gebied gericht naar het bedrijf, en dat het 'loodrechte' randen betreft, die amper voorkomen. De onzekerheid in dit soort schattingen is nog veel te groot om te bepalen wat nu de werkelijke depositie op de randen is. Deze berekeningen geven slechts een indicatie.

Bijlage 3. Optimalisatie van emissies uitgaande van kritische waarden

Bij de verschillende varianten uit hoofdstuk 6 zijn diverse gemiddelde emissies per ha over het hele gebied genomen, er wordt dan geen rekening gehouden met de huidige ligging van emissiebronnen. Door terugrekenen van de kritische waarden in het gebied kan via optimalisatie bepaald worden wat de meest optimale verdeling van de emissie in het gebied zou zijn, om toch nergens de kritische waarden te overschrijden. Daarnaast kan gezien worden hoe de huidige of verwachte emissieverdeling geoptimaliseerd kan worden om overschrijding van kritische waarden te voorkomen. Het nut van optimalisatie is de bepaling van de zgn. *milieugebruiksruimte*. Deze techniek is voor ieder milieuprobleem waar kritische waarden of doelstellingen voor afgeleid zijn toepasbaar.

Bij het RIVM is een voorstudie gedaan naar de mogelijkheid om vanuit depositie doelstellingen voor verzuringsgebieden, gebruikmakend van kostencurves, de economisch meest optimale emissieverdeling van verzurende componenten te bepalen via optimalisatie (Bakema, 1995). De methodiek is hier (versneld) ontwikkeld om te zien in hoeverre het mogelijk is emissieplafonds af te leiden, zodanig dat de kritische depositiewaarden voor natuurgebieden gehaald worden. Voor toepassing van de optimalisatie zijn snelle rekenmethoden nodig die iteratief toegepast kunnen worden, of die niet *heen*, maar *terug* rekenen van deposities naar emissies. Voor de toepassing hier zijn met behulp van OPS (oude versie 1.21) zogenaamde bron-receptor relaties afgeleid, zodat gegeven een emissieverdeling over 5 x 5 km gridcellen de depositie op deze schaal berekend kan worden. De nieuwe versie van het OPS kon nog niet gebruikt worden voor het bepalen van bron-receptor relaties. Er is van een schaal niveau van 5 x 5 km uitgegaan omdat wanneer een grotere resolutie gekozen zou worden de omvang te groot wordt voor de nu beschikbare software.

Met behulp van optimalisatiemethoden kan gezocht worden naar de optimale verdeling van emissies over een gebied. De methoden zijn er op gericht de emissieplafonds te berekenen op grond van huidige emissieniveaus en een doelfunctie. De doelfunctie is in dit geval een zo hoog mogelijke totale emissie waarmee nog aan de depositiedoelstellingen wordt voldaan. Daarnaast kan als randvoorwaarde worden gesteld dat geen enkel 5 x 5 km-grid verder dan een bepaald percentage terug hoeft ten opzichte van de verwachte emissies voor het jaar 2000. Het laagst mogelijke reductiepercentage waarvoor nog een geldige oplossing gevonden kan worden wordt berekend door de optimalisatie voor steeds lagere percentages uit te voeren. Op dit moment wordt gebruik gemaakt van een implementatie van de simplex-methode, geschikt voor een lineaire doelfunctie (Press *et al.*, 1986):

maximaliseer $\sum F_i \cdot X_i$

onder de randvoorwaarden:

$$X \cdot A \leq Y$$

en:

$$X \geq X_{min}$$

waarbij:

- X de vector met emissiewaarden
- Y de vector met depositiedoelstellingen
- A de transportmatrix
- X_{min} de vector met minimale emissie-waarden
- F de vector met wegingsfactoren

De wegingsfactoren F zijn in dit geval niet gebruikt, maar kunnen gebruikt worden om bijvoorbeeld prijsverschillen tussen verschillende emissiebeperkende maatregelen uit te drukken. De emissiewaarden voor het jaar 2000 die gebruikt zijn als startwaarde bij de berekening zijn die gegeven in hoofdstuk 6.1, als bovengrens voor de emissiereducties is in alle berekeningen 70% gebruikt (X_{min} is 30% van de 2000 emissies). De berekeningen zijn uitgevoerd op 5×5 km grid wat het ROM gebied en een schil daaromheen bestrijkt. De schil rond het gebied is in de berekeningen meegenomen, om ongewenste randeffekten te voorkomen. Voor deze rand is steeds als depositiedoelstelling $1000 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ meegenomen. De kritische waarden voor natuurgebieden binnen het ROM gebied zijn beschreven in hoofdstuk 4. Per 5×5 km grid is bekeken of er natuurgebieden in liggen en hoeveel procent van het oppervlak ze bestrijken. Er zijn twee varianten doorgerekend: wanneer het percentage natuurgebied meer dan respectievelijk 5 en 10% bedraagt. In eerste instantie is gekozen om te optimaliseren voor de *minst* kritische waarde voor de natuurgebieden in een 5×5 km grid. De kritische waarden zijn weer bepaald voor de eigen bijdrage van het gebied aan de NH_3 kritische waarden. Deze variëren van 580 tot $1080 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$. Later zou bekeken kunnen worden wat de emissieverdeling zou kunnen zijn bij het hanteren van lagere kritische waarden. Algemeen kan gesteld worden dat de uitkomsten voor de bovenwaarde een overschatting geven van de maximale emissie in het gebied.

Figuur 18 laat de emissieverdeling binnen het ROM gebied zien, berekend vanuit minimaal 10% bedekking van het oppervlak met natuurgebieden. Voor de gridcellen met daarin natuurgebieden met de laagste kritische waarden worden de laagste emissies berekend. Gridcellen met alleen landbouwgebied hebben de hoogste emissies. Gemiddeld over het gebied bedraagt de emissie 32 kg ha^{-1} (49 kg per ha landbouwgebied). De bijbehorende depositieverdeling is gegeven in Figuur 19. De depositie varieert van $< 750 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ tot boven de $2500 \text{ mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ op landbouwgebieden. Het hanteren van 5% als bedekking van het oppervlak met natuurgebieden levert meer 5×5 km gridcellen op die een kritische waarde krijgen en dus tot een lagere emissie na optimalisatie (Figuur 20). Voor het grootste deel van het gebied wordt een emissie van ongeveer 21 kg ha^{-1} berekend, met uitzondering van een paar gridcellen waar de emissie hoger kan zijn (geen natuurgebieden). De gemiddelde emissie bedraagt nu 21 kg ha^{-1} (32 kg per ha landbouwgebied). De bijbehorende depositieverdeling is gegeven in Figuur 21. De vergelijking met Figuur 19 laat zien dat de depositie wat lager is, en minder grote variatie vertoont.

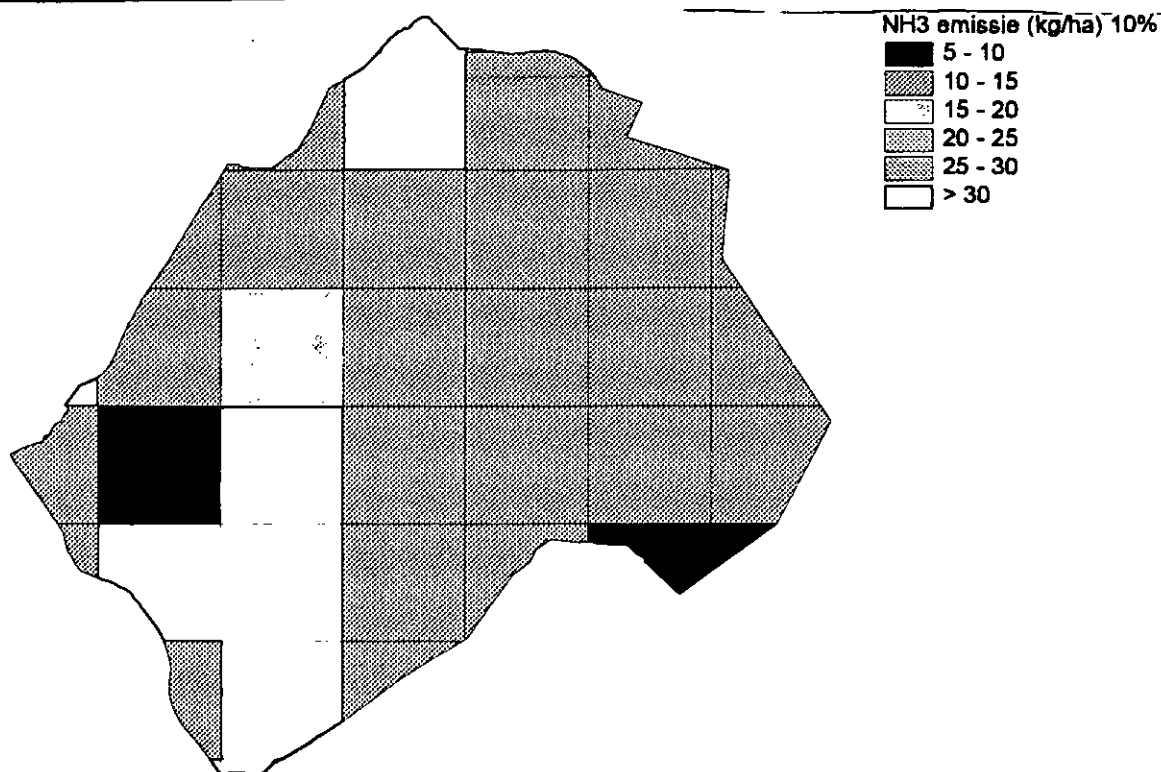
Een emissieplafond van 40 kg ha^{-1} lijkt voldoende om de eigen bijdrage van het gebied aan de NH_3 depositie op natuurgebieden de *hoogste* kritische waarde (70% van totaal) op 5×5 km basis nergens te overschrijden, uitgaande van een middeling tussen de 5% en 10% dekking van de gridcellen met natuurgebieden. Bij de berekening met een plafond van 47 kg ha^{-1} bleek al dat niet overal de depositie onder de kritische waarden zal komen (zie hoofdstuk 6.3). Er is ook berekend wat de gemiddelde emissie zou zijn wanneer uitgegaan zou worden van een doelstelling van $1000 \text{ mol stikstof ha}^{-1}$, de doelstelling voor 2010 uit NMP-2. Bij 10%

oppervlakte natuurgebied binnen een 5 x 5 km gridcel zou de gemiddelde emissie per oppervlakte landbouwareaal 45 kg ha⁻¹ zijn (70% ammoniak bijdrage aan de totaal stikstof kritische waarde).

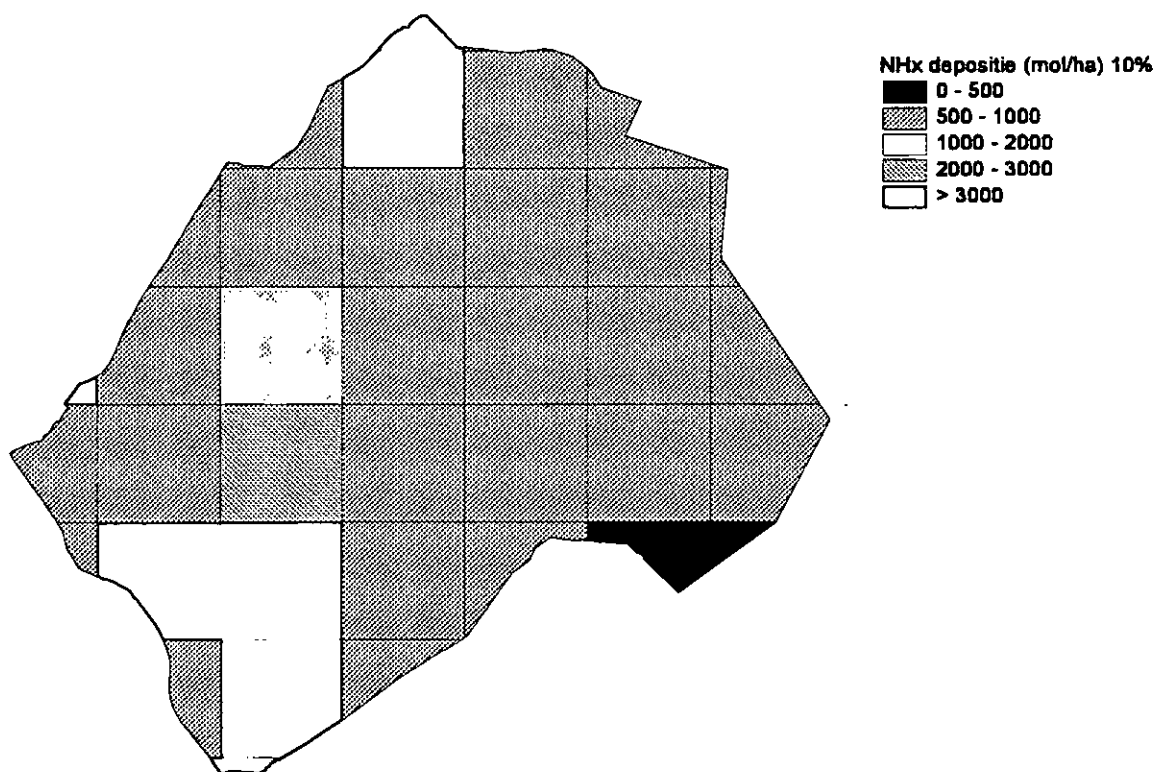
Wanneer een lagere kritische waarde wordt gehanteerd, zal ook het emissieplafond verlagen. Wanneer op een betere resolutie geoptimaliseerd zou worden, bv. 1 x 1 km, zal er een hoger emissieplafond berekend worden. Dit heeft te maken met de versnippering en de grootte van de natuurgebieden. Hoe meer gridcellen (relatief tov het totaal aantal grids) een kritische waarde krijgen, hoe lager het plafond. Door uit te gaan van een relatief strenge norm voor oppervlakte bedekking van natuurgebieden (5 of 10%), blijven er weinig grids over waar de emissie 'vrij' is, en dus is het emissieplafond reeltief laag.

De vraag is nu op welke schaal emissieplafonds afgeleid moeten worden. Vanwege bestuurlijke voordelen lijkt de keuze voor gemeentelijke plafonds voor de hand te liggen. Er is daarom gekeken of de kritische waarden overschreden worden wanneer de depositie berekend wordt met gemeentelijke emissieplafonds (Figuur 22). Hiervoor zijn de berekende emissies per 5 x 5 km grid voor iedere gemeente gemiddeld en vervolgens is de depositie behorende bij deze gemiddelde emissiewaarden weer berekend. Door het uitsmeren van de pieken en dalen in de emissie over een gemeente, wordt nu ook de depositie meer uitgesmeerd. Dit betekent dat in de gridcellen waar nog juist aan de doelstellingen werden voldaan nu (lichte) overschrijdingen plaatsvinden. Er moet vermeld worden dat het hier slechts om een paar gemeenten gaat, die niet geheel in het ROM gebied liggen, waardoor er geen harde conclusies getrokken kunnen worden op basis van deze berekeningen.

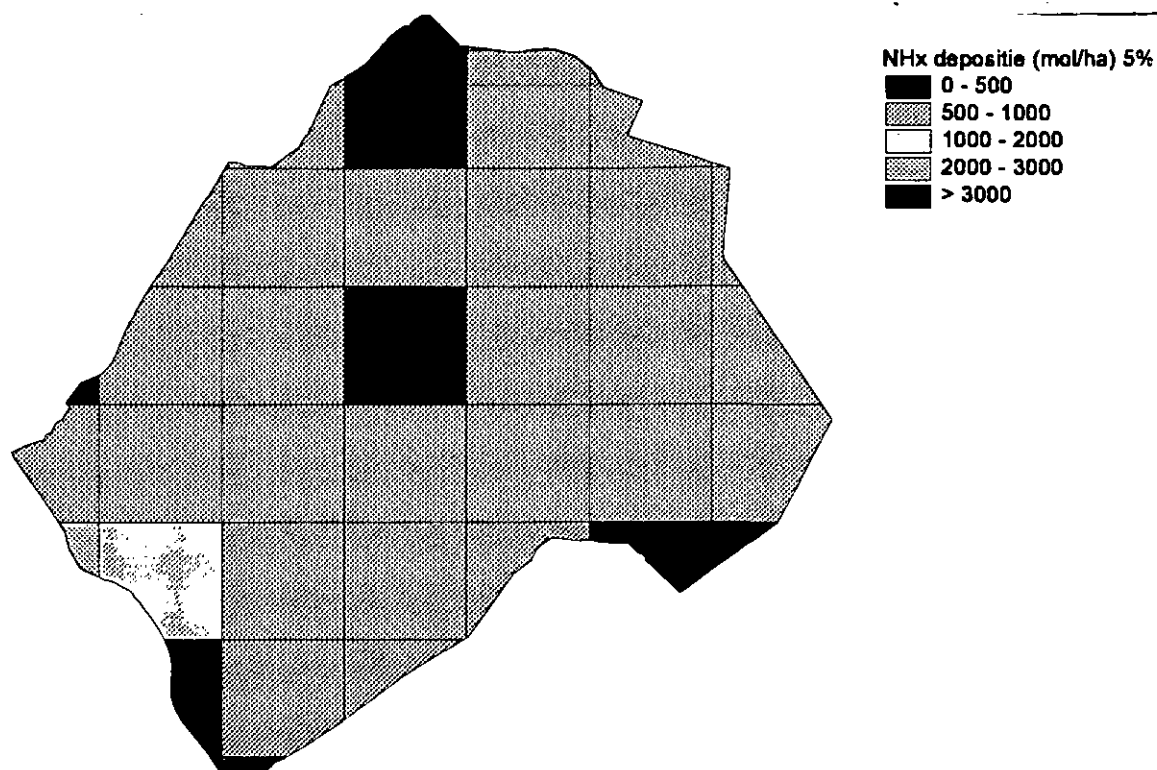
Geconcludeerd kan worden dat het afleiden van emissieplafonds moet worden gebaseerd op de resolutie van de natuurgebied grootte. Over het algemeen lijkt in Nederland een 1 x 1 km resolutie het meest optimaal en haalbaar, uitgaande van de EHS. Emissieplafonds op 1 x 1 km laten niet veel ruimte voor sturing. Het is daarom bestuurlijk gezien aan te bevelen emissieplafonds te aggregeren van 1 x 1 km naar gemeente totalen met een relatieve emissieverdeling op 5 x 5 km.



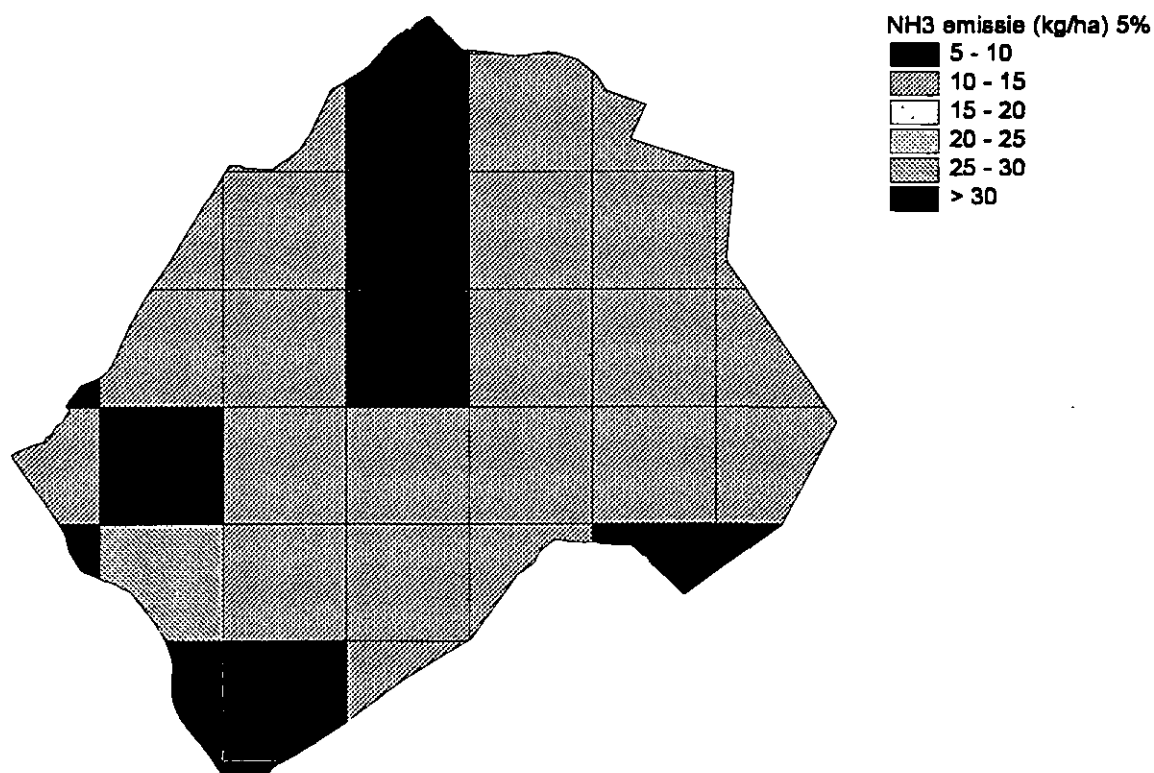
Figuur 18. De geoptimaliseerde emissie ($5 \times 5 \text{ km}$, kg ha^{-1}) uitgaande van een 10% bedekking van gridcellen met natuurgebied en een bovengrens aan kritische waarden.



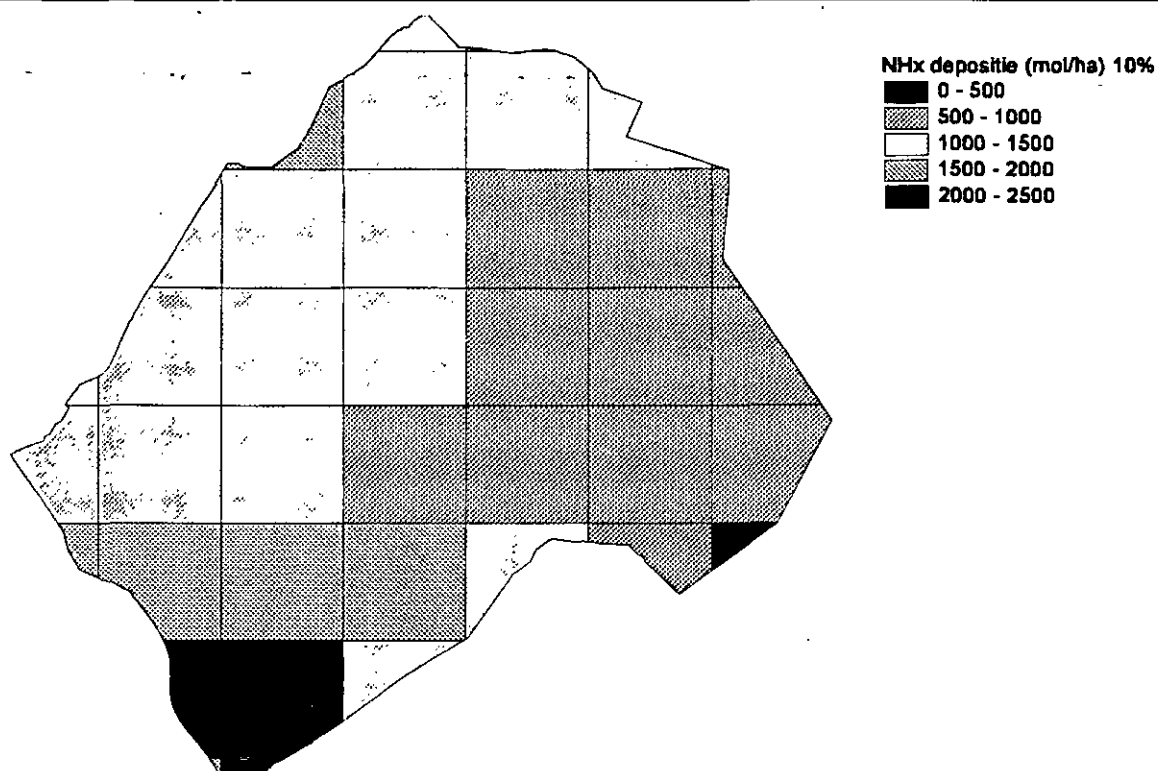
Figuur 19. De geoptimaliseerde depositie ($5 \times 5 \text{ km}$, $\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) uitgaande van een 10% bedekking van gridcellen met natuurgebied en een bovengrens aan kritische waarden.



Figuur 20. De geoptimaliseerde emissie (5×5 km, kg ha^{-1}) uitgaande van een 5% bedekking van gridcellen met natuurgebied en een bovengrens aan kritische waarden.



Figuur 21. De geoptimaliseerde depositie (5×5 km, $\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$) uitgaande van een 5% bedekking van gridcellen met natuurgebied en een bovengrens aan kritische waarden.



Figuur 22. De depositie als gevolg van gemeentelijke emissieplafonds ($\text{mol ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$).