

Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: kwantificering van de effecten van emissievarianten op half-natuurlijke terrestrische ecosystemen

J.P. Mol-Dijkstra (Alterra)

J. Kros (Alterra)

A. van Hinsberg (RIVM)

Alterra-rapport 342

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2001

REFERAAT

J.P. Mol-Dijkstra, J. Kros en A. van Hinsberg, 2001. *Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: kwantificering van de effecten van emissievarianten op half-natuurlijke terrestrische ecosystemen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 342. 64 blz. 13. fig.; 12 tab.; 19 ref.

In het kader van de evaluatie verzuringsdoelstellingen zijn depositiescenario's geëvalueerd met de dynamische modellen SMART2/MOVE. Het blijkt dat door naijleffecten overschrijdingen van normen kunnen optreden, terwijl kritische depositieniveaus niet meer overschreden worden. De vertraging is ongeveer tien jaar. Voor adequate bescherming van bossen en natuurgebieden is het van belang dat naast Nederlandse ook buitenlandse emissies gereduceerd worden.

Trefwoorden: evaluatie verzuringsdoelstellingen, dynamische modellering, kritische depositie

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 49,00 (€22) over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 342. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	15
2 Methodiek	17
2.1 Gebruikte modellen	17
2.1.1 SMART2	17
2.1.2 Vegetatie-effecten	18
2.1.3 Ruimtelijke informatie Bodem, Grondwater en Vegetatie	18
2.1.4 De dynamische in vergelijking tot de statische methode	19
2.2 Criteria	21
2.3 Emissievarianten	23
2.4 Berekeningen	25
2.5 Optimalisatie	25
3 Resultaten	29
3.1 Effecten van de scenario's	29
3.1.1 Op nationale schaal	29
3.1.1.1 Overall beeld	29
3.1.1.2 Ruimtelijke beelden	32
3.1.2 Per provincie	43
3.2 Effecten van ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies	47
3.3 Optimalisatie	48
4 Discussie en Conclusies	51
4.1 Discussie	51
4.2 Conclusies	54
4.3 Aanbevelingen	57
Referenties	59
Aanhangsels	
1 Toelaatbare ranges van GVG, N-beschikbaarheid en pH per natuurdoeltype zoals gebruikt voor het criterium natuurwaarde	61
2 Percentages beschermd areaal per natuurdoeltype	63

Woord vooraf

Dit rapport is een deel uit een serie rapporten over de evaluatie van de verzuringsdoelstellingen. In de eerste fase van deze evaluatie is de huidige kennis op het terrein van verzuring bijeengebracht en wordt aangegeven hoe deze gewijzigd is ten opzichte van de periode dat de huidige verzuringsdoelstellingen zijn vastgesteld (1989). Op basis van de eerste fase zijn emissievarianten doorgerekend met als doel inzicht te verkrijgen in de onderlinge samenhang van emissies, milieukwaliteit en gezondheidsrisico's voor nieuw te formuleren milieukwaliteits- en emissiedoelstellingen in het NMP-4. De emissievarianten resulteerden in een aantal depositie-scenario's waarvan de effecten op grondwater- en bodemkwaliteit en natuur werden onderzocht met behulp van dynamische modellering. De resultaten van dit laatste onderzoek zijn beschreven in dit rapport.

Dit onderzoek is in nauwe samenwerking met het RIVM uitgevoerd in 2000 en 2001 en is gefinancierd door het ministerie van VROM. De depositiekaarten zijn geleverd door het RIVM en enkele berekeningen die in dit rapport beschreven staan zijn in samenwerking met het RIVM uitgevoerd.

Naast de auteurs hebben bij Alterra H.P. Oosterom en J.C.H. Voogd meegewerkt aan dit onderzoek.

Samenvatting

Inleiding

Te hoge atmosferische depositie van zuur en stikstof kan resulteren in nadelige gevolgen voor milieu en natuur. In het kader van de voorbereiding van het NMP4 is gewerkt aan de formulering van doelstellingen voor reductie van depositieniveaus van potentieel verzurende stoffen. Bij de verkenning van wat wenselijk zou zijn voor de bescherming van milieu en natuur wordt ondermeer gebruik gemaakt van kritische depositieniveaus voor grondwaterbescherming, bescherming van vitaliteit van ecosystemen in relatie tot wortelschade, bodembescherming en bescherming van de soortenrijkdom van natuurlijke vegetaties (natuurwaarde). Hiertoe is onder andere een aantal emissievarianten doorgerekend in relatie tot kritische depositieniveaus. Het kritische depositieniveau is daarbij gedefinieerd als dat niveau waarbij overschrijding resulteert in ongewenst of onaanvaardbaar geachte negatieve effecten op o.a. natuur of milieu. De kritische depositieniveaus zijn derhalve veelal gebaseerd op modelstudies uitgaande van een statische situatie en zeggen dus iets over effecten op lange termijn. Om uitspraken te doen voor de kortere termijn, is het mogelijk wel relevant om gebruik te maken van een methodiek waarbij rekening wordt gehouden met de dynamische en korte termijn aspecten welke een rol spelen bij de effecten van atmosferische depositie op milieu en natuur.

Depositiescenario's

Bij de vaststelling van de depositiedoelstellingen is gebruik gemaakt van verschillende emissievarianten, die gebaseerd zijn op internationale afspraken (Gotenburg-protocol en de door de EC voorgestelde National Emission Ceiling (NEC)) voor 2010 en op gewenste beschermingsniveaus voor de tijdstippen 2020 en 2030.

Voor 2010 zijn door VROM 5 varianten vastgesteld:

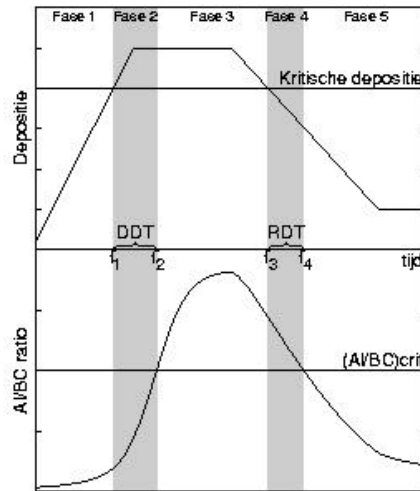
- A: Nederland: NEC
Buitenland: Gotenburg-protocol
- B: Als A, maar met per provincie ruimtelijk herverdeelde ammoniakemissies
- C: Nederland en EU-landen: NEC
Rest buitenland: Gotenburg-protocol
- D: Nederland en buitenland: Gotenburg-protocol
- E: Nederland: extra maatregelen
Buitenland: Gotenburg-protocol

Voor 2020 zijn de NMP-3 emissiedoelstellingen van 2010 verschoven naar 2020. Voor 2030 is vanuit een gewenst kwaliteitsbeeld, 90% van het areaal natuur beschermd, teruggerekend naar een maximaal toelaatbare emissie.

Evaluatie

Voor alle scenario's is voor 2010, 2020 en 2030 bepaald hoe groot het areaal met half-natuurlijke terrestrische ecosystemen (bos en natuur) in Nederland is waarin de grondwaterkwaliteit, vitaliteit van ecosystemen, bodemkwaliteit en de natuurwaarde beschermd worden. Het resultaat is uitgedrukt in percentage van het totaal areaal met bos en natuur in Nederland. De evaluatie van de depositiescenario's is uitgevoerd

met een statische en een dynamische methode. In tegenstelling tot een statische benadering kan met behulp van dynamische modellering inzicht verschaft worden in de gevolgen van de duur van te hoge depositieniveaus voor milieu en natuur en van de hersteltijd bij depositiereductie (Figuur 1).



Figuur 1 Verloop in de tijd van depositieverandering en Al/BC-ratio in het bodemvocht. In fase 2 is er overschrijding van de kritische depositie, terwijl de Al/BC-ratio nog onder de kritische waarde ligt. De lengte van deze fase in tijd wordt de "damage delay time" (DDT) genoemd. De "recovery delay time" (RDT) is de tijd die het duurt dat de Al/BC-ratio weer onder de kritische waarde komt nadat de depositie al onder het kritische niveau is (Posch, et al, 2001).

Bij de statische methode, zijn de deposities van de corresponderende emissie-scenario's vergeleken met de kritische depositieniveaus gerelateerd aan de criteria grondwaterkwaliteit, vitaliteit, bodemkwaliteit en natuurwaarde. Overschrijding van de kritische depositie betekent dus geen bescherming voor het betreffende criterium. Bij de dynamische methode is gebruik gemaakt van het dynamische bodemmodel SMART2 en het vegetatie-effectmodel MOVE. Hierbij zijn de depositiescenario's als input voor deze modellen gebruikt. Vervolgens zijn de grootheden berekend waarmee de grondwaterkwaliteit, vitaliteit, bodemkwaliteit en de natuurwaarde getypeerd worden. De kwaliteit van het grondwater is getoetst aan de nitraatconcentratie (50 mg l^{-1} en 25 mg l^{-1}) en de aluminiumconcentratie (0.02 mol. m^{-3}) in het grondwater. Wanneer het model SMART2 hogere concentraties berekent, is het grondwater niet beschermd beschouwd. De vitaliteit van half-natuurlijke ecosystemen is getoetst aan de maximaal toelaatbare verhouding van de aluminiumconcentratie en concentratie van basische kationen in het bodemvocht (Al/BC-ratio). De bodemkwaliteit is als beschermd beschouwd als de basenverzadiging niet achteruit is gegaan ten opzichte van de beginsituatie en als er geen uitloging is van amorfe aluminium hydroxiden. De natuurwaarde is gebaseerd op de kans van voorkomen van plantensoorten per natuurdoeltype. Met behulp van het model MOVE zijn hiervoor per natuurdoeltype grenzen bepaald voor stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad (pH). Met het model SMART2 is de stikstofbeschikbaarheid en pH berekend die vervolgens is getoetst aan de maximaal toelaatbare stikstof-

beschikbaarheid en de minimaal toelaatbare pH. De resultaten van de dynamische methode zijn zowel op het landelijke niveau als op provincie niveau uitgewerkt.

Resultaten

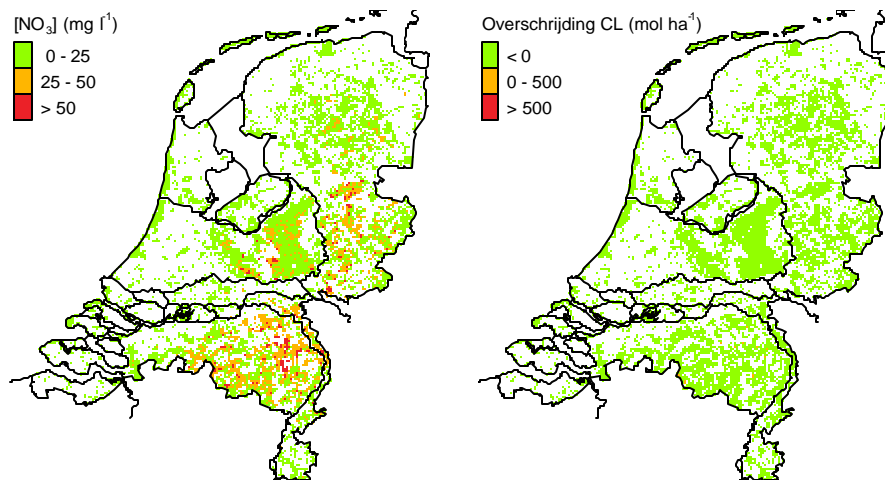
Uit de evaluatie van de depositiescenario's, met zowel de statische als de dynamische methode, blijkt voor alle criteria dat in 2010 het grootste areaal beschermd wordt onder het E-scenario. Hierbij neemt Nederland extra maatregelen, terwijl het buitenland voldoet aan het Gotenburg-protocol (E). Het C-scenario, waarbij zowel Nederland als de EU-landen voldoen aan de voorgestelde NEC, levert een iets geringer percentage beschermd areaal op. Het scenario waarbij Nederland en het buitenland zich houden aan het Gotenburg-protocol (D) levert het laagste percentage beschermd areaal op. De resultaten van het basisscenario (A) liggen tussen die van het D en E-scenario in. Vanaf 2020 zijn er nagenoeg geen verschillen meer tussen de resultaten van de verschillende scenario's.

Tabel 1 Tijdstippen waarop 95% van het areaal beschermd wordt volgens de statische en de dynamische methode en of er herstel optreedt.

Criterium	95 % beschermd areaal		Herstelbaarheid ¹⁾	
	Statisch	Dynamisch		
[NO ₃] grondwater	25 mg.l ⁻¹	2020	2030	Ja
	50 mg.l ⁻¹	2010	2010	Ja
[Al] grondwater	2020	1997 ³⁾	Ja	
Wortelschade	2020	2020	Ja	
Bodemkwaliteit	2020	2030	onvolledig ²⁾	
Natuurwaarde	-	-	onvolledig ¹⁾	

- 1) Herstelbaarheid is hierbij beschouwd als de mogelijkheid van abiotisch/chemisch herstel. Buiten beschouwing is gelaten of vegetatie in termen van al opgetreden schade in wortelschade en/of verdwijnen van soorten daadwerkelijk hersteld.
- 2) De mogelijkheden tot herstel zijn bodemtype (en in geval van natuurwaarde, natuurdoeltype) afhankelijk. Bodemkwaliteit van kalkarme kleigronden en veengronden blijken, volgens de dynamische modelberekeningen, niet volledig te herstellen. Voor verschillende natuurdoeltypen kunnen vereiste bodemcondities (N-beschikbaarheid en pH) niet altijd gelijktijdig gerealiseerd worden. Naast deze aspecten, veroorzaken ook methodische verschillen in berekeningswijze verschillen in percentages beschermd areaal.
- 3) Bij de dynamische berekening is er rekening mee gehouden dat door verwerking gedurende het transport naar dieper gelegen grondwaterreservoirs de Al-concentraties sterk afnemen.

Onder andere door naijleffecten treden er verschillen op tussen de resultaten van de dynamische en de statische methode. Bij de statische methode wordt alleen gekeken of de kritische depositie overschreden wordt. Wanneer er met de statische methode geen overschrijding is, wordt een gebied als beschermd beschouwd. In de praktijk hoeft dit niet zo te zijn. Door naijling kunnen normen nog tijdelijk worden overschreden. Dit effect wordt met de dynamische methode gekwantificeerd. Over het algemeen treedt bij de onderzochte scenario's een vertraging op van ca. 10 jaar als gevolg van deze naijling. Bij nitraatcriterium voor grondwater (nitraatconcentratie < 25 mg l⁻¹) is dit effect duidelijk te zien (Figuur 2). In 2020 is er nagenoeg geen overschrijding meer van de kritische depositie (statische variant), terwijl in de droge zandgebieden de nitraatconcentraties nog hoger zijn dan 25 mg l⁻¹ (dynamische variant). Dit is het effect van nalevering van stikstof uit de bodem door mineralisatie.



Figuur 2 Nitraatconcentraties voor 2020 berekend met SMART2 (links) en overschrijding van de kritische N-depositie (CL) voor nitraatconcentraties = 25 mg l⁻¹ in 2020.

Bij het criterium voor wortelschade wordt met de dynamische methode voor 2010 ook een lager percentage beschermd areaal berekend dan met de statische methode. Dit wordt ook veroorzaakt doordat er een vertraging zit tussen depositieverandering en het effect op wortelgroei (via Al/BC-ratio in het bodemvocht). Bij de bodemkwaliteit treedt dit verschijnsel ook op bij de kalkloze kleigronden en veengronden. Het is zelfs de vraag of deze gronden herstellen bij de huidige definitie van bodemkwaliteit. Ook bij het criterium van de natuurwaarde wordt met de dynamische methode een trager herstel berekend dan op basis van de statische methode. Naast naijling speelt hierbij een ander aspect een rol. Bij de dynamische methode zijn de N-beschikbaarheid en de pH afhankelijk van elkaar, terwijl dat bij de statische methode niet het geval is. Hierdoor worden bij de dynamische methode lagere percentages beschermd areaal berekend.

Het effect van uitplaatsing van landbouwemissies uit 1 × 1 km² cellen met natuur op de NH₃-depositie is door het RIVM onderzocht (B-scenario). Hierbij zijn ammoniakemissies per provincie dusdanig ruimtelijk verdeeld, zodat er sprake is van een minimale overschrijding. De berekeningswijze van de depositie wijkt af van die van de overige scenario's, waardoor dit scenario niet direct te vergelijken is met de andere scenario's. De overige scenario's zijn namelijk met een resolutie van 5 × 5 km² bepaald, terwijl het B-scenario met een resolutie van 1 × 1 km² is bepaald. Daarnaast heeft dit scenario alleen betrekking op 1 × 1 km² cellen waarin meer dan een kwart van de onderliggende 250 × 250 m² cellen de dominante landbedekking natuur heeft. Uit deze studie blijkt dat de ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies een toename van het beschermd areaal tot gevolg heeft voor alle beschouwde criteria. Uitgaande van de door het RIVM gebruikte kaart wordt met de statische methode een toename van ruim 10% berekend. Wanneer alle cellen met natuur in beschouwing worden genomen is de toename ongeveer 5%. Met de dynamische methode wordt door naijling een geringere toename berekend in 2010.

Naast de evaluatie van de scenario's is vastgesteld wat op nationale schaal de maximale depositieniveaus op bepaalde tijdstippen zouden moeten zijn, om te voorkomen dat diverse criteria worden overschreden. Voor dit aspect is eveneens gebruik gemaakt van zowel SMART2 alleen als de combinatie van SMART2 en MOVE. Om in 2010 95% van het areaal te beschermen tegen nitraatconcentraties van meer dan 25 mg l⁻¹, zou de depositie van het basisscenario van 2010 (2010A) tot 37% gereduceerd moeten worden. Om ook in 2020 te voldoen aan deze norm is een reductie van 55% nodig. Voor 95% bescherming van de wortelschade in 2010 is een reductie nodig van 60%. Voor het criterium natuurwaarde is het zelfs met 100% reductie niet mogelijk om op 95% bescherming uit te komen. Om in 2020 een beschermd areaal van 75% te realiseren zou de N-depositie gereduceerd moeten worden tot 30% van het A-scenario in 2010.

Conclusies

De belangrijkste conclusies uit dit onderzoek zijn:

- Voor adequate bescherming van bossen en natuurgebieden is het van belang dat naast Nederlandse ook buitenlandse emissies gereduceerd worden.
- Het natuurwaardecriterium is het meest kritisch. Zowel met de statische als de dynamische methode worden voor dit criterium de laagste percentages beschermd areaal berekend.
- Bij de dynamische methode neemt het percentage beschermd areaal toe in de volgorde: nitraatconcentratie in het grondwater < 25 mg l⁻¹, wortelschade, bodemkwaliteit, nitraatconcentratie < 50 mg l⁻¹, aluminiumconcentratie. Bij de statische methode is de volgorde: bodemkwaliteit, aluminiumconcentratie in het grondwater, wortelschade, nitraatconcentratie < 25 mg l⁻¹, nitraatconcentratie < 50 mg l⁻¹.
- De ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies heeft voor alle criteria een verbetering tot gevolg. Met name de grotere natuurgebieden hebben baat bij uitplaatsing van landbouwemissies.
- Door najilingseffecten kunnen bij een N-depositie lager dan de kritische nog overschrijdingen van normen voor nitraatconcentraties in het grondwater. De vertraging is ongeveer 10 jaar.
- De kritische Al/BC-ratio voor wortelschade herstelt zich goed bij depositie-reductie. Er kan echter geen uitspraak gedaan worden in hoeverre reeds aangerichte schade aan de vegetatie teniet kan worden gedaan.
- De bescherming van de bodemkwaliteit is sterk afhankelijk van de definitie. Uit de dynamische berekeningen blijkt dat de zandgronden zich goed kunnen herstellen, maar dat voor de kalkloze klei- en veengronden veel tijd nodig is (> 50 jaar).
- De bosgemeenschappen op arme zandgronden kunnen zich vrij goed herstellen als de depositie sterk gereduceerd wordt, in tegenstelling tot de natte schraal-graslanden.
- Om in 2010 tot beschermingsniveaus van 95% te komen zijn sterke reducties van depositie nodig (> 50%), met uitzondering van het criterium nitraatconcentratie < 50 mg l⁻¹.
- Het verdient aanbeveling om de effecten van aanvullende beheersmaatregelen zoals verschraling te onderzoeken.

1 Inleiding

Te hoge atmosferische depositie van zuur en stikstof kan resulteren in nadelige gevolgen voor milieu en natuur (Bobbink et al., 1996; Albers et al., 2001). In het kader van de normstelling ten behoeve van natuur- en milieubeleid wordt gewerkt met kritische deposities voor bescherming van natuur en milieu. Het kritische depositieniveau is daarbij gedefinieerd als “een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan één of meer verontreinigende stoffen, waar beneden geen significant schadelijke effecten optreden aan gespecificeerde gevoelige elementen in het milieu, volgens de huidige stand van kennis” (Nilsson en Grennfelt, 1988). De kritische depositie gaat veelal uit van het voorkomen van effecten na langdurige blootstelling. De kritische depositieniveaus zijn veelal gebaseerd op modelstudies uitgaande van een statische situatie en zijn gericht op effecten op de lange termijn (> 50 jaar). Om uitspraken te doen voor de kortere termijn, is het beter om gebruik te maken van een methodiek waarbij wel rekening wordt gehouden met de dynamische en korte termijn aspecten die een rol spelen bij de effecten van te hoge atmosferische depositie op milieu en natuur.

In het kader van de voorbereiding van het NMP4 is gewerkt aan de formulering van doelstellingen voor reductie van depositieniveaus van potentieel verzurende stoffen. Bij de verkenning van wat wenselijk zou zijn voor de bescherming van milieu en natuur wordt ondermeer gebruik gemaakt van kritische depositieniveaus voor bodembescherming, grondwaterbescherming, bescherming van bosgroei en bescherming van de soortenrijkdom van natuurlijke vegetaties. Deze kritische depositieniveaus, die grotendeels gebaseerd zijn op een statisch concept, zijn beschreven in het rapport ‘Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing’ (Albers et al., 2001). De kritische depositieniveaus hebben betrekking op depositieniveaus, waarbij lange termijn blootstelling (> 50 jaar) geen schadelijke effecten tot gevolg heeft en zijn dus minder geschikt om korte termijn effecten van scenario’s te evalueren.

Bij de vaststelling van de depositiedoelstellingen wordt gebruik gemaakt van verschillende depositiescenario’s, die gebaseerd zijn op internationale afspraken en op de eerder genoemde kritische depositieniveaus met het behalen van diverse beschermingsniveaus voor de tijdstippen 2010, 2020 en 2030. Deze scenario’s worden tevens gebruikt in Beck et al. (2001) waar vele gezondheids- en milieu-indicatoren voor die scenario’s worden doorgerekend.

In dit onderzoek is nagegaan wat de effecten zijn van deze scenario’s op de mate van overschrijding van beschermingscriteria zoals o.a. beschreven in het rapport ‘Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing’. Tevens is een vergelijking gemaakt met de kritische depositieniveaus uit Albers et al. (2001), wat in dit rapport de statische methode genoemd wordt. Met behulp van dynamische modellering kan inzicht verschaft worden in de gevolgen van de duur van te hoge depositieniveaus voor milieu en natuur en van de hersteltijd bij depositiereductie. Dit

is zowel op het landelijke niveau als op provincie niveau gedaan. Daarnaast is vastgesteld wat op nationale schaal de maximale depositieniveaus op bepaalde tijdstippen zouden moeten zijn, om te voorkomen dat diverse criteria worden overschreden. In deze studie is gebruik gemaakt van het dynamische effectmodel SMART2 in combinatie met MOVE.

Het resultaat van dit project zal worden ingezet bij de evaluatie van het verzuringsbeleid. Door het vergelijken van de resultaten van de dynamisch en de statische methodiek, wordt inzicht gegeven in de dynamiek van effecten van overschrijding van kritische depositieniveaus. Dit is met name relevant, omdat het vaststellen van depositiedoelstellingen altijd gebaseerd is op statische concepten.

In dit rapport is gericht op vier beschermingscriteria zoals beschreven in het rapport 'Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing' (Albers et al., 2001):

- 1 Bescherming van grondwaterkwaliteit voor te hoge niveaus van stikstof- en zuurdepositie
- 2 Bescherming van vitaliteit van ecosystemen in relatie tot wortelschade voor te hoge niveaus van zuurdepositie
- 3 Bescherming van de bodemkwaliteit voor te hoge niveaus van zuurdepositie
- 4 Bescherming van de soortensamenstelling van natuurlijke vegetaties voor te hoge depositieniveaus van stikstof en zuur.

Voor verschillende emissiescenario's is nagegaan welk percentage van het areaal op bepaalde tijdstippen wordt beschermd. Anders dan in Albers et al. (2001) wordt geen aandacht geschonken aan bescherming van vennen en bescherming van houtgroei.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de methodiek en de verschillen met de methodiek voor het bepalen van de kritische depositieniveaus, beschreven. Daarbij wordt aandacht geschonken aan zowel de gebruikte modellen als hun benodigde invoer. Vervolgens wordt een beschrijving gegeven van de criteria en de scenario's. De resultaten worden beschreven in hoofdstuk 3; eerst op nationale schaal en daarna per provincie. In hoofdstuk 4 volgen de discussie en conclusies.

2 Methodiek

2.1 Gebruikte modellen

Voor het vaststellen van een kritische depositieniveau wordt veelal gebruik gemaakt van modellen, mede omdat gegevens over lange termijn blootstelling zeer beperkt zijn (Bobbink et al., 1996). In Albers et al. (2001) is ondermeer gebruik gemaakt van het 'Simple Mass Balance'-model, ofwel het SMB (De Vries, 1994). Bij de berekening van kritische depositieniveaus wordt uitgegaan van een beschermingscriterium op basis waarvan kritische depositieniveaus worden afgeleid én van een statisch model zie linker deel van Figuur 4).

De in deze studie gebruikte methoden wijken op beide aspecten af. Ten eerste is er geen beschermingsniveau opgelegd om kritische depositieniveaus te berekenen, maar is uitgaande van de depositieniveaus berekend wat de effecten op milieu en natuur zijn, waarna bekeken is of bescherming gerealiseerd wordt. Ten tweede is gebruik gemaakt van het dynamische model SMART2/MOVE (Kros, 1998; Latour et al., 1993) met depositie als invoer (zie rechter deel van Figuur 4). Anders dan het SMB houdt het bodem model SMART2 rekening met dynamische bodemprocessen zoals (tijdelijke) mobilisatie en immobilisatie van stikstof, kationenomwisseling, dynamiek van de zuurgraad en de effecten hiervan op processen zoals mineralisatie en (de)nitrificatie. Daarnaast houdt SMART2/MOVE rekening met de ontwikkelingen in depositieniveaus door de tijd.

Voor het berekenen van veranderingen in de bodem, bodemoplossing en grondwater is gebruik gemaakt van het model SMART2 (Kros, 1998). Voor het vaststellen van vegetatie-effecten kan gebruik gemaakt worden van het model MOVE (Latour et al., 1993). In deze studie is een van MOVE afgeleide tabel met optimale ranges gebruikt (Van Hinsberg en Kros, 1999). Zowel MOVE als de daarvan afgeleide tabel zijn te gebruiken met als voorschakelmodule het model SMART2, dat op basis van de opgelegde scenario's de pH en de N-beschikbaarheid berekent.

2.1.1 SMART2

SMART2 (Kros et al., 1995; Kros, 1998) bestaat uit een set van massabalans-vergelijkingen, welke de input-output-relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. De processen worden op een eenvoudige manier beschreven. De netto elementinput bestaat uit atmosferische depositie, waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie en kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutriëntencyclusprocessen en de geochemische interacties in de bodem en bodemoplossing (CO₂-evenwichten, carbonaatverwerking, silicaatverwerking, oplossing van Al-hydroxides en kationenomwisseling). Het model SMART2 is alleen geschikt voor

(half) natuurlijke terrestrische ecosystemen. Bemeste systemen kunnen door het model niet worden geëvalueerd. Uitkomsten van SMART2 kunnen direct of middels een eenvoudige nabewerking worden geconfronteerd met diverse beschermingscriteria (zie 2.2), of, in geval van de natuurwaarde, als ingang worden gebruikt van het model MOVE.

2.1.2 Vegetatie-effecten

MOVE

Het model MOVE bestaat uit responsiecurven van ca. 950 afzonderlijke plantensoorten voor de factoren zuurgraad, trofiegraad en vochttoestand (Latour et al., 1993), gebaseerd op 30.000 vegetatieopnamen uit het bestand van het project “de vegetatie van Nederland” (Schaminée et al. 1995). De responsiecurven beschrijven het voorkomen van plantensoorten als functie van Ellenberg-indicatorwaarden voor zuurgraad (pH), nutriëntenrijkdom en vochttoestand. Hiertoe zijn per vegetatieopname gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden berekend als gemiddelde van de individuele Ellenberg-indicatorwaarden van de aanwezige soorten (zonder weging naar abundantie). Er zijn responsiecurven opgenomen die zijn afgeleid met enkelvoudige regressie-analyse en curven die zijn afgeleid met meervoudige regressie-analyse. In deze laatste worden interacties meegenomen tussen de drie factoren. Voor de methode en nadere uitwerking wordt verwezen naar Wiertz et al. (1992). Voor de toepassing van MOVE in combinatie met SMART2 moet een vertaling worden gegeven van gesimuleerde bodemfactoren, zoals pH, N-beschikbaarheid (als maat voor de nutriëntenrijkdom) naar Ellenberg-indicatorwaarden. Deze tussenstap wordt gedaan met behulp van regressiemodellen die gebaseerd zijn op empirische data waarin gemeten bodemfactoren zoals pH, N-beschikbaarheid en gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG, als maat voor vochttoestand) gerelateerd zijn aan Ellenberg-indicatorwaarden van de bijbehorende vegetatie (Alkemade et al. 1996).

Op basis van het model MOVE is een tabel geconstrueerd waarin per natuurdoeltype milieugrenzen, in termen van pH, N-beschikbaarheid en GVG, zijn vastgesteld (zie Aanhangsel 1). Binnen deze milieugrenzen wordt voldaan aan de eisen van 80% van de doelsoorten van een natuurdoeltype, die tezamen in één en hetzelfde locale milieutype kunnen voorkomen (Hinsberg en Kros, 1999). Het voorkomen van 80% van de doelsoorten wordt beschouwd als een afdoende bescherming van het natuurdoeltype.

2.1.3 Ruimtelijke informatie Bodem, Grondwater en Vegetatie

Voor de schematisatie van bodem, grondwatertrap en vegetatie is uitgegaan van de in Kros et al. (1995) beschreven indeling. Deze indeling sluit volledig aan bij de in Albers et al. (2001) gebruikte indeling. Als basisresolutie is gebruik gemaakt van gridbestanden met een gridgrootte van $250 \times 250 \text{ m}^2$. Alle gebruikte basisbestanden zijn identiek aan die in het rapport ‘Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing’ (Albers et al., 2001).

Voor de schematisatie van de bodem is de bodemkaart van Nederland 1 : 50 000 in polygoonformaat gegeneraliseerd naar de zeven bodemtypen arm zand, rijk zand, kalkrijk zand, kalkloze klei, kalkrijke klei, löss en veen en vervolgens verrasterd naar $250 \times 250 \text{ m}^2$.

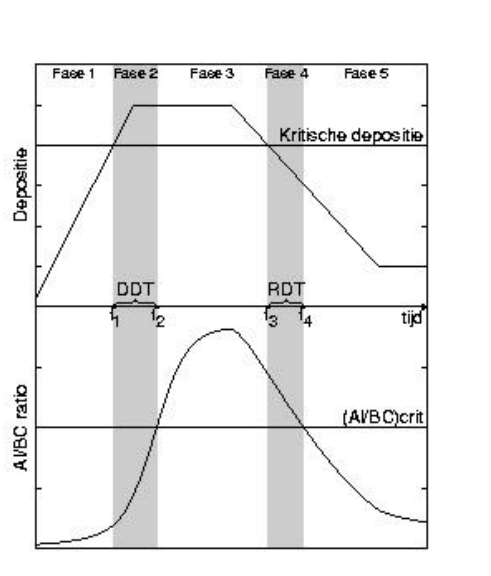
De grondwatertap (Gt) informatie, eveneens afkomstig van de bodemkaart van Nederland 1 : 50 000, is gegeneraliseerd naar de vijf klassen zeer ondiep grondwater, ondiep grondwater, matig diep grondwater, diep grondwater en zeer diep grondwater en vervolgens verrasterd naar $250 \times 250 \text{ m}^2$.

Ruimtelijke bestanden zoals het Landelijk Grondgebruiksbestand Nederland (LGN2) (Noordman et al., 1997) en de Bosstatistiek (CBS, 1985) zijn gecombineerd en gegeneraliseerd naar vijf vegetatieklassen klassen loofbos, sparrenbos, dennenbos, heide en onbemest grasland en vervolgens verrasterd naar $250 \times 250 \text{ m}^2$.

De in de deze studie gebruikte natuurdoeltypenkaart is direct afgeleid uit een combinatie van de in SMART2 gehanteerd bodemtypen, Gt-klassen en vegetatiestructuurtypen tezamen met de indeling in fysisch geografische regio's.

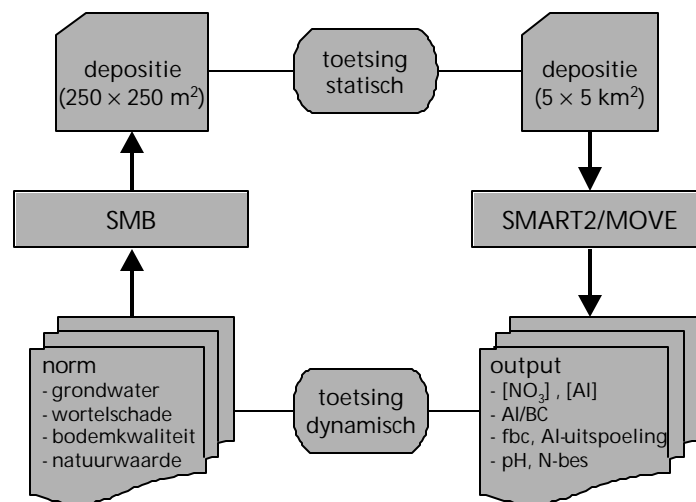
2.1.4 De dynamische in vergelijking tot de statische methode

Het belangrijkste verschil tussen de dynamische methode en de statische methode is dat bij de dynamische methode alle beschouwde bodemprocessen dynamisch in de tijd zijn, terwijl de statische methode bestaat uit balansberekeningen met termen die constant zijn in de tijd. Bij de statische methode wordt voorbijgegaan aan dynamische aspecten zoals (im)mobilisatie van stikstof (N), dynamiek van kationen omwisseling, met name van belang voor de klei-, löss- en veengronden, en terugkoppelingseffecten ten gevolge van veranderingen in de pH. Zo zal een hogere pH ten gevolge van reductie in depositie de mineralisatie van N bevorderen, waardoor de effecten van depositiereductie (tijdelijk) teniet worden gedaan door een verhoging van de interne N-productie. Dergelijke naijleffecten kunnen bij de dynamische methode meegenomen worden. Hierdoor is het bijvoorbeeld mogelijk om het effect van hoge depositiesniveaus in het verleden vast te stellen. Bovendien is het mogelijk om na te gaan hoelang overschrijdingen van normen duren, ofwel hoelang de hersteltijd is. Dit wordt geïllustreerd in Figuur 3, waarin het verloop in de tijd wordt getoond van de depositie en Al/BC-ratio. In fase 1 is er geen overschrijding van de kritische depositie en ook geen overschrijding van de kritische Al/BC-ratio. In fase 2 is er overschrijding van de kritische depositie, terwijl de Al/BC-ratio nog onder de kritische waarde ligt. De lengte van deze fase in tijd wordt de "damage delay time" (DDT) genoemd. In de derde fase wordt zowel de kritische depositie als de kritische Al/BC-ratio overschreden. De "recovery delay time" (RDT) is de tijd die het duurt dat de Al/BC-ratio weer onder de kritische waarde komt nadat de depositie al onder het kritische niveau is (fase 4). In fase 5 is er geen overschrijding meer van de kritische depositie en de kritische Al/BC-ratio.



Figuur 3 Verloop in de tijd van depositieverandering en Al/BC-ratio in het bodemvocht.

Naast deze dynamische aspecten zijn er nog andere verschillen tussen de wijze waarop kritische depositieniveaus zijn afgeleid en de hier gebruikte dynamische methode.



Figuur 4 Scenario-evaluatie met statische en dynamische methode

Bij de dynamische methode worden de resultaten van het dynamische model SMART2/MOVE geconfronteerd met de criteria (onderste deel Figuur 4). Bij de statische methodiek wordt de depositie vergeleken met de kritische depositie (bovenste deel Figuur 4). Met dynamische methode mogelijk om ook een uitspraak te doen over de mate waarin afgeweken wordt van een criterium. Zo kan bijvoorbeeld berekend worden in hoeverre de nitraatconcentratie (nog) afwijkt van de beoogde concentratie. Met het model MOVE kan ook berekend worden welke en hoeveel plantensoorten binnen het gestelde natuurdoeltype kunnen voorkomen. Analoog aan bovenstaand criterium, zou een natuurdoeltype als beschermd kunnen worden

beschouwd als 80% van de soorten voor kan komen. Deze optie geeft het percentage soorten per natuurdoeltype aan, waarmee er een uitspraak wordt gedaan over de mate van bescherming.

2.2 Criteria

De scenario's zijn beoordeeld aan de hand van vier criteria. Het betreft dezelfde criteria zoals beschreven in het rapport "Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing" (Albers et al, 2001):

- 1 Grondwaterkwaliteit. Het criterium is dat de NO_3 -concentratie op 1 m diepte lager is dan de EU-drinkwaternorm van $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ of de streefwaarde van $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en dat de pH hoger is dan 6. Bij deze pH is de Al-concentratie lager dan de streefwaarde voor drinkwater ($0.02 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-3}$). De normen zijn gerelateerd aan een maximaal toelaatbaar geacht risico voor de ziekte van Alzheimer (Al) en ademhalingsproblemen door nitrietvergiftiging (nitraat).
- 2 Wortelschade. De vitaliteit van bossen en natuurgebieden wordt aangetast als de verhouding tussen toxische bestanddelen en de basische kationen in het bodemvocht hoog is. Het criterium is dat de Al/(Ca+Mg+K)-verhouding, ofwel de Al/BC-ratio, in het bodemvocht lager moet zijn dan een bepaalde kritische waarde. Door een te hoge Al/BC-ratio wordt de wortelgroei aangetast en kan de concentratie van het toxische Al te hoog worden. De beschouwde ratio's zijn afhankelijk van het vegetatietype (Albers et al., 2001).
- 3 Bodemkwaliteit. De bodemkwaliteit wordt aangetast als de uitspoeling van Al hoger is dan de hoeveelheid Al die vrijkomt uit de verwerking van mineralen en als de basenverzadiging afneemt. Door de bodemkwaliteit te beschermen wordt voorkomen dat nadelige effecten op grondwaterkwaliteit, bosvitaliteit en biodiversiteit optreden en dat de bodemstructuur in stand blijft. Dit wordt toegelicht door Albers et al. (2001).
- 4 Soortensamenstelling. Een natuurdoeltype wordt beschermd als de daartoe behorende (planten)soorten in voldoende mate voorkomen. Dit kan alleen gebeuren als de milieucondities van voldoende kwaliteit zijn. In Albers et al., 2001 zijn op basis van de milieueisen van plantensoorten milieucondities bepaald die geschikt zijn voor het voorkomen van natuurdoeltypen (niveaus waarbinnen 80% van de kenmerkende soorten van dat natuurdoeltype kunnen voorkomen). Per natuurdoeltype is door Hinsberg en Kros (1999) een range van bodem-pH en N-beschikbaarheid in de wortelzone gegeven, waarbij 80% van de kenmerkende plantensoorten kunnen voorkomen. Per $250 \times 250 \text{ m}^2$ cel is getoetst of de met SMART2 berekende pH en N-beschikbaarheid in de wortelzone binnen de range valt. Dezelfde lijst is gebruikt in Albers et al. (2001). Deze optie geeft alleen aan of een natuurdoeltype wel of niet beschermd is en doet dus geen uitspraak over de mate van bescherming. Voordeel van deze methode is dat knelpunten in overschrijding van pH-range en N-range afzonderlijk van elkaar beoordeeld kunnen worden. Daarnaast is deze methode geheel analoog aan Albers et al., 2001. Analoog aan de kritische depositiekaart in Albers et al. (2001) richten we ons hier alleen op de pH en N-beschikbaarheid. De GVG, de standplaatsfactor vocht, wordt bij deze analyse buiten beschouwing gelaten. Dit betekent dus dat

gefocusd wordt op het niet te zuur (te lage pH) en te stikstofrijk laten worden van de bodem. Of de bodem te basisch en/of de stikstofarm wordt krijgt minder aandacht.

Anders dan in Albers et al. (2001) wordt geen aandacht geschonken aan bescherming van vennen en bosgroei. Anders is ook dat bij de dynamische methodiek effecten beschouwd worden op een schaal van $250 \times 250 \text{ m}^2$, in Albers et al. (2001) was dat $1 \times 1 \text{ km}^2$. In Beck et al. (2001) is bescherming bekeken ten opzichte van de laagste mediane kritische depositie op een schaal van $1 \times 1 \text{ km}^2$ van alle beschermingscriteria tegelijk. Een ander groot verschil is dat in Beck et al (2001) steeds de effecten van totaal stikstof en potentieel zuur apart zijn beschouwd, in de huidige studie is dat meer geïntegreerd. Een uitvoerige bespreking van de consequenties van deze verschillen is te vinden in hoofdstuk 4.

Natuurwaarde nader bekeken

De achteruitgang van waardevolle natuurlijke systemen wordt deels toegeschreven aan vermisting en verzuring door atmosferische depositie. Veranderingen van zuurgraad en stikstofbeschikbaarheid hebben grote invloed op de samenstelling en biodiversiteit van de vegetaties. Voor heel Nederland is voor elke combinatie van bodem, vegetatie, grondwatertrap en fysisch geografische eenheid een natuurdoeltype bepaald. Elk natuurdoeltype wordt gekenmerkt door een combinatie van verschillende plantensoorten (zie Bal et al., 1995). Een natuurdoeltype wordt dus beschermd als (een groot deel van) deze combinatie van soorten voorkomt binnen een bepaald gebied of cel. Er worden kritische depositieniveaus berekend waarbij de natuurdoeltypen van de natuurdoeltypenkaart beschermd worden.

Er kan op 2 manieren getoetst worden of een natuurdoeltype beschermd wordt.

1. Per natuurdoeltype is door Hinsberg en Kros (1999) een range van pH en N-beschikbaarheid in de wortelzone gegeven, waarbij bijvoorbeeld 80% (of een ander nader te bepalen percentage) van de kenmerkende plantensoorten kunnen voorkomen (Aanhangsel 1). Per rekeneenheid (dominante receptor in een $250 \times 250 \text{ m}^2$ cel) kan getoetst worden of de met SMART2 berekende pH en N-beschikbaarheid in de wortelzone binnen de range valt. Dezelfde lijst is gebruikt in Albers et al. (2001). Deze optie geeft alleen aan of een natuurdoeltype wel of niet beschermd is en doet dus geen uitspraak over de mate van bescherming.
2. Met, het achterliggende model, MOVE2 kan ook berekend worden welke en hoeveel plantensoorten binnen het gestelde natuurdoeltype kunnen voorkomen. Analoog aan bovenstaand criterium, zou een natuurdoeltype als beschermd kunnen worden beschouwd als 80% van de soorten voor kan komen. Deze optie geeft het percentage soorten per natuurdoeltype aan, waarmee er een uitspraak wordt gedaan over de mate van bescherming.

Het verschil tussen beide methoden is dat bij de eerste methode alleen bepaald kan worden of een natuurdoeltype wel of niet wordt beschermd terwijl met de tweede methode (MOVE) ook een uitspraak kan worden gedaan over de mate van bescherming in termen van het aantal of het percentage van de voorkomende soorten. Voordeel van de eerste methode is dat knelpunten in overschrijding van pH-

range en N-range afzonderlijk van elkaar beoordeeld kunnen worden. Bij een MOVE toepassing, daarentegen, moet voor elke plantensoort zowel de pH als de N-beschikbaarheid als de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) binnen een soortspecifieke range vallen.

Van beide methodieken sluit de eerste het beste aan bij de kritische depositieniveaus uit Albers et al. (2001) en deze is daarom gebruikt in deze studie. Bij Albers et al. (2001) is gebruik gemaakt van resultaten van hetzelfde bodemmodel (SMART2), dezelfde lijst met gewenste bodemcondities en dezelfde basiskaarten. Hierbij is de kritische depositie voor zuur gekoppeld aan de minimale waarde van de geschikte pH-range en de kritische depositie voor N is gekoppeld aan de maximale waarde van de geschikte N-beschikbaarheidsrange. Dit betekent dus dat voor de receptor moet gelden dat deze niet te zuur (te lage pH) én te stikstofrijk is. Of de bodem te basisch en/of te stikstofarm wordt blijft bij optie 1 buiten beschouwing.

2.3 Emissievarianten

In aanloop naar het NMP4 hebben VROM en het RIVM een aantal emissievarianten samengesteld. Voor 2010 zijn vijf emissievarianten doorgerekend die gebaseerd zijn op bestaande emissiereductieplannen, zoals het Gotenburg-protocol en de door de EC voorgestelde National Emission Ceiling (NEC) (Tabel 2).

De eerste variant (A) in 2010 is de basisvariant, met Nederlandse emissies volgens het NEC-voorstel en het buitenland volgens het Gotenburg-protocol. De tweede variant (B) heeft dezelfde emissies als de eerste, maar de ammoniakemissies zijn per provincie ruimtelijk herverdeeld. Met deze variant worden de effecten van uitplaatsing van landbouwemissies uit en rondom natuurgebieden bestudeerd. Er moet worden opgemerkt dat er in deze variant wel restemissie door landbouw blijft. In tegenstelling tot alle andere varianten waar de depositiekaarten een resolutie hebben van $5 \times 5 \text{ km}^2$, hebben de depositiekaarten bij deze variant een resolutie van $1 \times 1 \text{ km}^2$. Mede vanwege een andere berekeningswijze worden de resultaten van deze variant apart besproken (paragraaf 3.2). In de derde variant (C) hebben alle EU-landen emissie volgens NEC en de rest van het buitenland volgens het Gotenburg-protocol. Bij de vierde variant (D) zijn alle emissies volgens het Gotenburg-protocol. Bij de vijfde variant (E) is in Nederland een extra inzet van maatregelen verondersteld: de zwavel- en stikstofoxidenemissies zijn vastgesteld in een interdepartementale werkgroep van VROM, EZ en V&W, de ammoniakemissies zijn vastgesteld door DGM. In deze variant zijn de buitenlandse emissies volgens het Gotenburg-protocol.

Bij de 2020-variant is verondersteld dat de NMP-3 emissiedoelstellingen van 2010 worden verschoven naar 2020. Voor het buitenland is aangenomen dat de landen de "maximum feasible reductions" (MFR) hebben bereikt. Bij de variant voor 2030 is uitgegaan van een gewenst beschermingsniveau van 90%, de depositie afgelezen uit de cumulatieve frequentieverdelingen uit Albers et al. (2001). Voor het buitenland is aangenomen dat de emissies naar rato gereduceerd worden. Deze schatting van de

beoogde depositie is vervolgens doorvertaald naar corresponderende emissies. Tenslotte zijn bij deze emissieschattingen met behulp van het OPS-model (Van Jaarsveld, 1995) depositieberekeningen uitgevoerd (zie Beck et al., 2001).

Tabel 2 Overzicht van gebruikte emissievarianten.

Richt- jaar	Variant	Achtergrond	Gemiddelde depositie (mol·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)			Gemiddelde Nederlandse emissie (kton·a ⁻¹)		
			NO _x	NH ₃	SO _x	NO _x	NH ₃	SO _x
1997		Referentie	642	1499	394	453	187	118
2010	A ¹⁾	Basisvariant NL = NEC ²⁾ ; Overig buitenland = Gotenburg protocol	366	938	193	238	104	50
	C	EU = NEC, Overig buitenland = Gotenburg protocol	347	890	160	238	104	50
	D	Alles = Gotenburg protocol	381	1091	193	266	128	50
	E	NL = maximale inzet; Rest = Gotenburg protocol	355	840	185	215	88	40
2020		Verschuiving van NMP3-doelen van 2010 naar 2020; buitenland: MFR ³⁾	171	538	105	120	54	40
2030		ca. 90% areaal natuur beschermd ⁴⁾	99	300	66	70	30	25

¹⁾ Variant B heeft landelijk gezien gemiddeld dezelfde emissies en deposities, maar de verdeling van de ammoniakemissie is geoptimaliseerd per provincie

²⁾ National Emission Ceiling

³⁾ Maximum feasible reductions

⁴⁾ Betreffen schattingen op basis van cumulatieve frequentieverdelingen t.b.v. de "evaluatie van de verzuringdoelstelling: de onderbouwing"

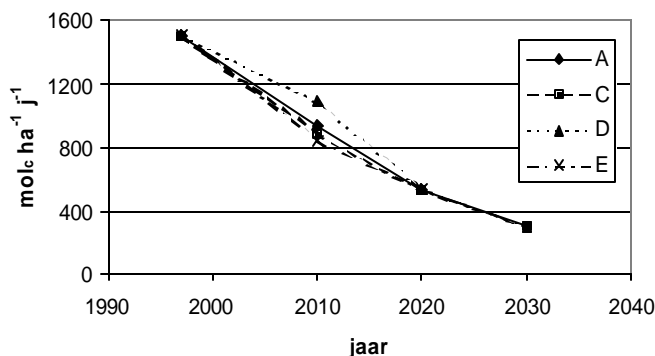
Uit Tabel 2 blijkt dat verschillen tussen de varianten A, C en E voor 2010 vrij gering zijn. De Nederlandse emissies zijn voor 2010A en 2010C gelijk. In beide gevallen betreft het emissies volgens het voorstel van de EC in de National Emission Ceiling (NEC) richtlijn. Bij deze varianten verschillen alleen de buitenlandse emissies. De Nederlandse emissies voor 2010D zijn de emissie plafonds die op Europees niveau zijn afgesproken in het Gotenburg protocol. Over de variant 2030 valt op te merken dat het hierbij om forse reducties gaat.

Op basis van deze depositiedoelen zijn voor deze studie vijf tijdreeksen van depositiereducties (scenario's) vastgesteld:

1. 1997-2010A-2020-2030
2. 1997-2010B
3. 1997-2010C-2020-2030
4. 1997-2010D-2020-2030
5. 1997-2010E-2020-2030

Het scenario met 2010B loopt van 1997 tot en met 2010, omdat de varianten vanaf 2020 geen rekening houden met uitplaatsing van landbouw uit natuurgebieden. Omdat het model SMART2 jaarlijkse depositiewaarden nodig heeft, zijn de

tussenliggende waarden lineair geïnterpoleerd. Met de aldus opgebouwde scenario's zijn simulaties uitgevoerd met het model SMART2 of de combinatie SMART2/MOVE, afhankelijk van het criterium (zie Figuur 5).



Figuur 5 NH₃-depositie voor 4 scenario's

2.4 Berekeningen

Voor alle hierboven genoemde scenario's en beschermingscriteria is nagegaan wat op bepaalde tijdstippen de beschermingsarealen zijn. Hiertoe is voor heel Nederland voor elke 250 × 250 m² cel met natuur het model SMART2 gedraaid. Vervolgens zijn de relevante SMART2 uitkomsten vergeleken met de normen.

De resultaten worden gepresenteerd in de vorm van:

- tabellen, uitgesplitst naar provincie en natuurdoeltype en/of bodemtype en Gt
- overschrijdingskaartjes voor Nederland als geheel, waarbij de resultaten op het niveau van 250 × 250 m² zijn opgeschaald naar een 1 × 1 km² grid. Hierbij is de mediaan van de onderliggende 250 × 250 m² cellen als uitgangspunt genomen.

2.5 Optimalisatie

Er zijn enkele optimalisaties uitgevoerd, om vast te stellen wat de aanvullende eisen zijn aan de depositie van het A-scenario om vanaf 2010 95% van het areaal te beschermen. Hiertoe is een generieke factor voor heel Nederland geoptimaliseerd, waarmee de depositie vermenigvuldigd zou moeten worden om het gewenste resultaat te bereiken. De berekening is alleen uitgevoerd voor die jaren waarin nog geen 95% van het areaal aan de norm voldoet. Aangegeven moet worden dat het hier gaat om een generieke reductiefactor, zodat het geen ruimtelijke optimalisatie betreft.

Optimalisatie criterium

Het optimalisatie probleem ziet er als volgt uit:

- per stof (N of S; samengevat als M)
 - per tijdstip (t)
- wordt voor een bepaald criterium (zie paragraaf 2.2) (k)

vastgesteld met welke factor ($f_{M,t}$) de oplegde depositie ($D_{M,t}$) van het A-scenario moet worden vermenigvuldigd om een bepaald percentage beschermd areaal (A_t) van te realiseren.

De te optimaliseren functie, G voor criterium, k op tijdstip, t , stof M in gridcel i kan als volgt worden weergegeven:

$$G_{k,t,M,i}(f_{M,t}) = 0 \quad \text{als} \quad x_{k,i}(f_{M,t}) < x_{crit,k}$$

$$G_{k,t,M,i}(f_{M,t}) = 1 \quad \text{als} \quad x_{k,i}(f_{M,t}) \geq x_{crit,k}$$

waarin x de met SMART2/MOVE berekende waarde van criterium k op tijdstip t is en $x_{crit,k}$ de kritische waarde van criterium k .

Het optimalisatie criterium kan dan als volgt gedefinieerd worden:

$$\min_{f_{M,t}} \left| A_t - \frac{\sum_{i=1}^N G_{k,t,M,i}(f_{M,t})}{N} \right|$$

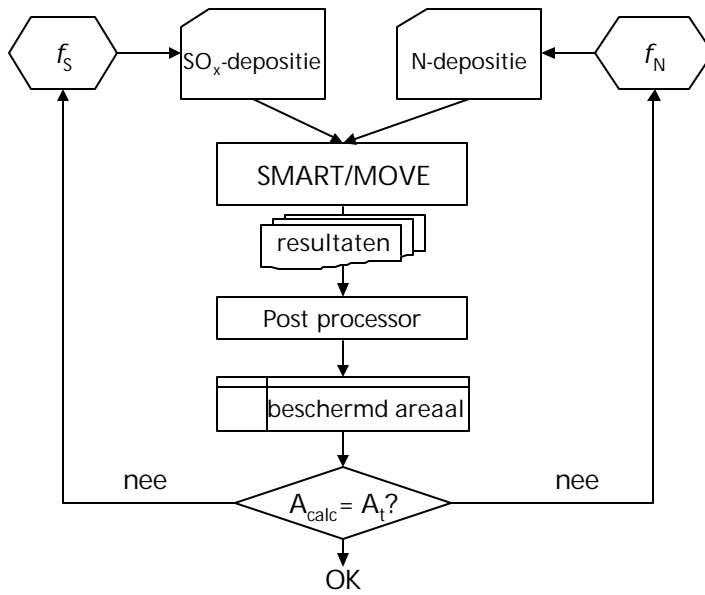
waarin N het aantal gridcellen betreft waarvoor berekeningen zijn uitgevoerd.

De te optimaliseren factor is dus een landelijke factor, waarmee in iedere depositie cel ($5 \times 5 \text{ km}^2$) de depositie van de betreffende stof in het betreffende jaar generiek wordt bijgesteld om aan het opgelegde beschermingsareaal te voldoen. Dit betekent dat de factor in gebieden met een relatief hoge depositie sterker doorwerkt dan in gebieden met een lage depositie.

Doordat de NO_x en NH_3 depositie tijdens de optimalisatie niet van elkaar zijn te onderscheiden, is er alleen voor de totale N-depositie geoptimaliseerd.

Optimalisatieprocedure

In Figuur 6 wordt de optimalisatieprocedure schematisch weergegeven. Uit de modelberekeningen van SMART2/MOVE komen per cel uitkomsten die wel of niet aan de gestelde criteria 1 t/m 4 uit paragraaf 2.2 (k) voldoen. Een post-processor berekent welk percentage van de cellen aan de norm voldoet. Vervolgens wordt de uitkomst hiervan getoetst aan het percentage areaal dat beschermd moet worden (A_t). Dit percentage is dus het criterium waaraan uiteindelijk getoetst wordt. De depositie wordt na iedere optimalisatiestap aangepast middels een factor per stof (M) en per zichtjaar ($f_{M,t}$). Dit is een geautomatiseerde procedure gebaseerd op het Levenberg-Marquardt algoritme (Marquardt, 1963). De depositieschaalfactor kan automatisch dusdanig aangepast worden, dat de uitkomsten van het model SMART2/MOVE aan de gewenste criteria voldoen.



Figuur 6 Schematische weergave van de optimalisatieprocedure.

3 Resultaten

3.1 Effecten van de scenario's

De effecten van de scenario's zijn zowel op nationale schaal gepresenteerd (paragraaf 3.1.1) als geclusterd naar provincie, waarbij tevens wordt ingegaan op verschillen per Gt en bodemtype (paragraaf 3.1.2). Op nationale schaal wordt eerst een *overall* beeld gegeven in een samenvattende tabel (Tabel 3) en daarna wordt met behulp van kaartjes ingegaan op ruimtelijke verschillen. De percentages zoals in de tabellen weergegeven zijn afgerond op gehele percentages, zonder daarbij te willen suggereren dat de betrouwbaarheidsmarges zo klein zijn. De getallen zijn eerder bedoeld om scenario's, methoden en jaren onderling goed te kunnen vergelijken. Een verschil van circa 5% wordt daarbij klein geacht.

3.1.1 Op nationale schaal

In Tabel 3 worden per criterium de beschermingspercentages weergegeven, berekend met de dynamische methode en met de statische methode. Bij de berekening van het beschermingsareaal met de dynamische methode, zijn de modeluitkomsten direct getoetst aan de criteria, zoals beschreven in paragraaf 2.2. Vergelijkbaar met Beck et al (2001) zijn ook de resultaten van de statische methode berekend door de kritische depositieniveaus te vergelijken met de depositie waarden volgens de depositie scenario's. Bij Beck et al (2001) betrof het echter alleen de overschrijding van de "overall kritische depositiekaart", welke is gebaseerd op het minimum van alle criteria (Albers et al., 2001). De ruimtelijke beelden zijn te vinden in Figuur 7 t/m Figuur 14.

3.1.1.1 Overall beeld

Dynamische methode

De verschillen in beschermingspercentages tussen de scenario's op een bepaald tijdstip zijn logischerwijs het grootst in het jaar 2010 (zie paragraaf 2.3). Scenario D resulteert voor het jaar 2010 voor alle criteria in de laagste percentages beschermd areaal, terwijl de scenario's C en E, die elkaar weinig ontlopen, de hoogste percentages beschermd areaal opleveren. Scenario A ligt hier tussen in. Dit is overeenkomstig de afname in totale depositie niveaus van de scenario voor 2010, die afloopt in de richting D, A, C, E (zie Tabel 2).

Het verschil tussen scenario D ($1472 \text{ mol}_c \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) en E (ca. $1200 \text{ mol}_c \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) heeft een duidelijk effect op de nitraatconcentratie in het grondwater. Met het D-scenario, met ca. $250 \text{ mol}_c \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ meer dan in het E-scenario, neemt het areaal met een overschrijding van de streefwaarde van 25 mg l^{-1} met bijna 10% toe bij de dynamische methode en zelfs 14% bij de statische methode.

Wanneer naar het verloop van de percentages beschermd areaal van het 50 mg l¹ criterium wordt gekeken, dan valt op dat het 25 mg l¹ criterium in 2020 in ca. 10% nog niet wordt bereikt, terwijl de gemiddelde N depositie voor dit jaar slechts 709 mol_c N ha⁻¹ a⁻¹ bedraagt. Dit is het gevolg van naijling. De verschillen tussen de scenario's in 2010 zijn in 2030 volledig weggeëbd. De abiotische herstelbaarheid kan dus als volledig worden gezien. In zijn algemeenheid is het N depositieniveau van 709 mol_c N ha⁻¹ a⁻¹ dus laag genoeg voor het behalen van het 25 mg l¹ criterium.

In tegenstelling tot de statische methode wordt met de dynamische methode berekend dat het gehele areaal beschermd wordt tegen te hoge Al-concentraties. Bij deze berekening is er rekening mee gehouden dat er verwerking optreedt gedurende het transport naar de dieper gelegen (vaak dieper dan 30 m) grondwater reservoirs. Hierdoor zullen de Al-concentraties sterk afnemen.

Het D scenario geeft in 2010 voor het wortelschade criterium een duidelijk lager percentage beschermd areaal (4 tot 7%) dan de overige scenario's. Bij verdergaande reductie gaat het percentage beschermd areaal naar 100%, ongeacht de scenario's voor 2010. Het model geeft dus aan dat er geen onherstelbare abiotische effecten in de bodem optreden. Dit neemt niet weg dat er gedurende de periode van overschrijding wel degelijk schade kan worden aangericht aan de vegetatie.

De bodemkwaliteit wordt in 2010 voor alle scenario's in ca. 85% van het areaal beschermd. Bij verdere reductie loopt dit op tot vrijwel 100%. Bij dit criterium is wel sprake van problemen rondom de herstelbaarheid. Met name voor de klei- en veengronden is het de vraag of het oude niveau van basenverzadiging weer wordt gehaald (zie paragraaf 3.1.2).

De percentages voor het natuurwaarde criterium hebben alleen betrekking op cellen betreft waarvoor normstellingsmodule een uitkomst had. De cijfers in de laatste kolom van Tabel 3 betreffen dus ook alleen die cellen. De natuurwaarde heeft een lage bescherming in 2010 van ongeveer 25% bij scenario D tot 30% bij scenario E. In 2020, waar de depositie slechts een kwart is van de huidige depositie, neemt het percentage beschermd areaal toe tot circa 50%. Bij zeer sterke reductie van de depositie loopt dit op tot zo'n 75% in 2030. Er is dus nog steeds sprake van een substantiële overschrijding. Een modelrun met een N-depositie gelijk aan de achtergronddepositie (100 mol_c ha⁻¹ a⁻¹) levert maximaal 86% bescherming op, hetgeen voor dit criterium als maximaal haalbaar moet worden beschouwd. De relatief lage percentages zijn deels het gevolg van een artefact van het natuurwaardecriterium (zie paragraaf 4.1).

Tabel 3 Landelijke percentages beschermd areaal bij diverse scenario's en criteria zoals bepaald met dynamische modellering (dyn) en de percentages beschermd areaal wanneer uitgegaan wordt van de kritische depositieniveaus vergelijkbaar met Albers et al. (2001) (stat). Percentages zijn indicatief en zijn bedoeld als hulpmiddel voor vergelijking tussen jaren, scenario's en methoden.

Jaar	Scenario	Grondwater						Wortel-schade		Bodem-kwaliteit		Natuur-waarde	
		Stikstof				Zuur		Zuur		Zuur		Zuur ¹⁾	
		NO ₃ < 25 mg·l ⁻¹		NO ₃ < 50 mg·l ⁻¹		Al < 0.02 mol·m ⁻³							
		dyn	stat ²⁾	dyn	stat	dyn	stat	dyn	stat	dyn	stat	dyn	stat
1997		54	52	91	86	100	44	54	61	80	18	20	19
2010	A	68	83	97	100	100	67	74	82	84	42	26	32
	C	70	86	97	100	100	72	77	84	84	47	28	35
	D	63	75	95	98	100	58	70	77	83	35	24	27
	E	72	89	98	100	100	75	77	85	85	49	29	37
2020	A	88	100	100	100	100	99	96	98	93	86	50	80
	C	89	"	100	"	100	"	97	"	94	"	49	"
	D	88	"	100	"	100	"	95	"	93	"	49	"
	E	89	"	100	"	100	"	97	"	94	"	51	"
2030	A	98	100	100	100	100	100	100	100	95	99	74	91
	C	98	"	100	"	100	"	100	"	96	"	74	"
	D	97	"	100	"	100	"	100	"	95	"	73	"
	E	98	"	100	"	100	"	100	"	96	"	75	"

¹⁾ Hierbij wordt zowel aan het N-criterium voldaan als het zuurcriterium. Bij de dynamische methode blijft de N-beschikbaarheid onder de maximale N-beschikbaarheid en de pH komt niet onder de minimale pH. Bij de statische methode blijft zowel de N-depositie als de zuurdepositie onder de kritische depositie, hierin wijkt de methode af van Beck et al. (2001).

²⁾ De beschermingsarealen voor gebaseerd op de kritische depositieniveaus zijn alleen voor 2010 differentiërend tussen A t/m E. Voor de jaren 2020, 2030 en 2050 is maar één depositievariant gebruikt, er is daarom ook maar een beschermingsareaal vast te stellen. De getallen voor de A t/m E zijn daarom voor deze jaren altijd gelijk.

Verskil dynamische en statische variant

De dynamische variant levert over het algemeen lagere beschermingsarealen op dan de statische variant voor de criteria grondwater (NO₃), wortelschade en natuurwaarde. Overschrijding van de kritische depositie blijkt negatieve effecten te veroorzaken. Daarnaast is er in de toekomstige situatie veelal sprake van een najleffect: hoewel de kritische depositie niet meer wordt overschreden is er soms toch nog sprake van een effect. De lagere beschermingspercentages zijn veelal het gevolg van najling van stikstofmobilisatie, die vaak ook nog eens wordt versterkt door een verhoging van de pH. In het model SMART2 zit namelijk een terugkoppeling tussen stikstofmobilisatie (mineralisatie) en de pH. Een hogere pH resulteert in een hogere mineralisatiesnelheid. In de statische variant is het proces van stikstofmobilisatie niet meegenomen.

Voor het grondwater criterium Al in 1997 en 2010 en het criterium bodemkwaliteit in 1997, 2010 en 2020 geeft de dynamische variant een hogere bescherming. De hogere berekende percentages beschermd areaal met de dynamische methode ten opzichte van de statische methode bij het bodemkwaliteitscriterium wordt veroorzaakt door de afnemende depositie vanaf 1997. Hierdoor neemt de basenverzadiging niet af, waardoor de bodemkwaliteit als beschermd wordt

beschouwd. Bij het criterium Al-concentratie in het grondwater is bij de dynamische methode rekening gehouden met verwerking gedurende het transport naar de dieper gelegen (vaak dieper dan 30 m) grondwater reservoirs. Hierdoor zullen de Al-concentraties sterk afnemen.

Voor bescherming van de natuurwaarde blijken zeer lage depositieniveaus noodzakelijk. De beschermingspercentages van de statische variant en de dynamische variant (net als bij veel andere beschermingscriteria) met een verschil van ca 10 jaar aan elkaar gelijk. Klaarblijkelijk is het najleffect na ca. 10 jaar verwaarloosbaar klein geworden.

In het algemeen blijken in de jaren na 2010 zowel de verschillen tussen de dynamische en statische variant als die tussen scenario's onderling steeds kleiner te worden. Voor het jaar 2030 zijn deze vrijwel allemaal verwaarloosbaar klein geworden. Hieruit kan geconcludeerd worden dat voor de lange termijn de kritische depositie benadering goed voldoet, maar dat voor het analyseren van effecten cq. verschillen op de korte termijn een dynamische methodiek nodig is.

In Beck et al. (2001) werden dezelfde emissievarianten vergeleken met de minimale kritische depositieniveaus ter gelijktijdige voorkoming van *alle* beschouwde effecten, d.w.z. inclusief de effecten op vennen en houtgroei (Albers et al., 2001), waarbij ook percentages beschermd areaal werden berekend. De resultaten van die berekeningen kunnen vergeleken worden met de minimale waarden van de statische berekeningen in Tabel 3, met de kanttekening daarbij dat er methodische verschillen bestaan tussen de kritische depositiekaarten (zie hoofdstuk 4). Net als in Beck et al. (2001) werden dezelfde verschillen tussen de scenario's geconstateerd. Eveneens kan als in Albers et al. (2001) geconstateerd worden dat het criterium natuurwaarde de laagste depositie behoeft. Wel moet worden opgemerkt dat de beschermingspercentages uit deze studie lager zijn dan die in Beck et al. (2001). Dit heeft twee redenen. Ten eerste worden in Beck et al. (2001) de percentages beschermd areaal apart berekend voor stikstof en zuur, terwijl in deze studie de natuurwaarde alleen beschermd wordt als zowel stikstof als zuur aan het criterium voldoen. De tweede reden van het verschil met Beck et al. (2001) is dat in deze studie niet alle cellen met natuur zijn meegenomen, maar alleen die cellen waarvoor de normstellingsmodule een uitkomst had. Wanneer met alle methodische verschillen rekening gehouden wordt komen naar verwachting de resultaten goed overeen met die van Beck et al. (2001).

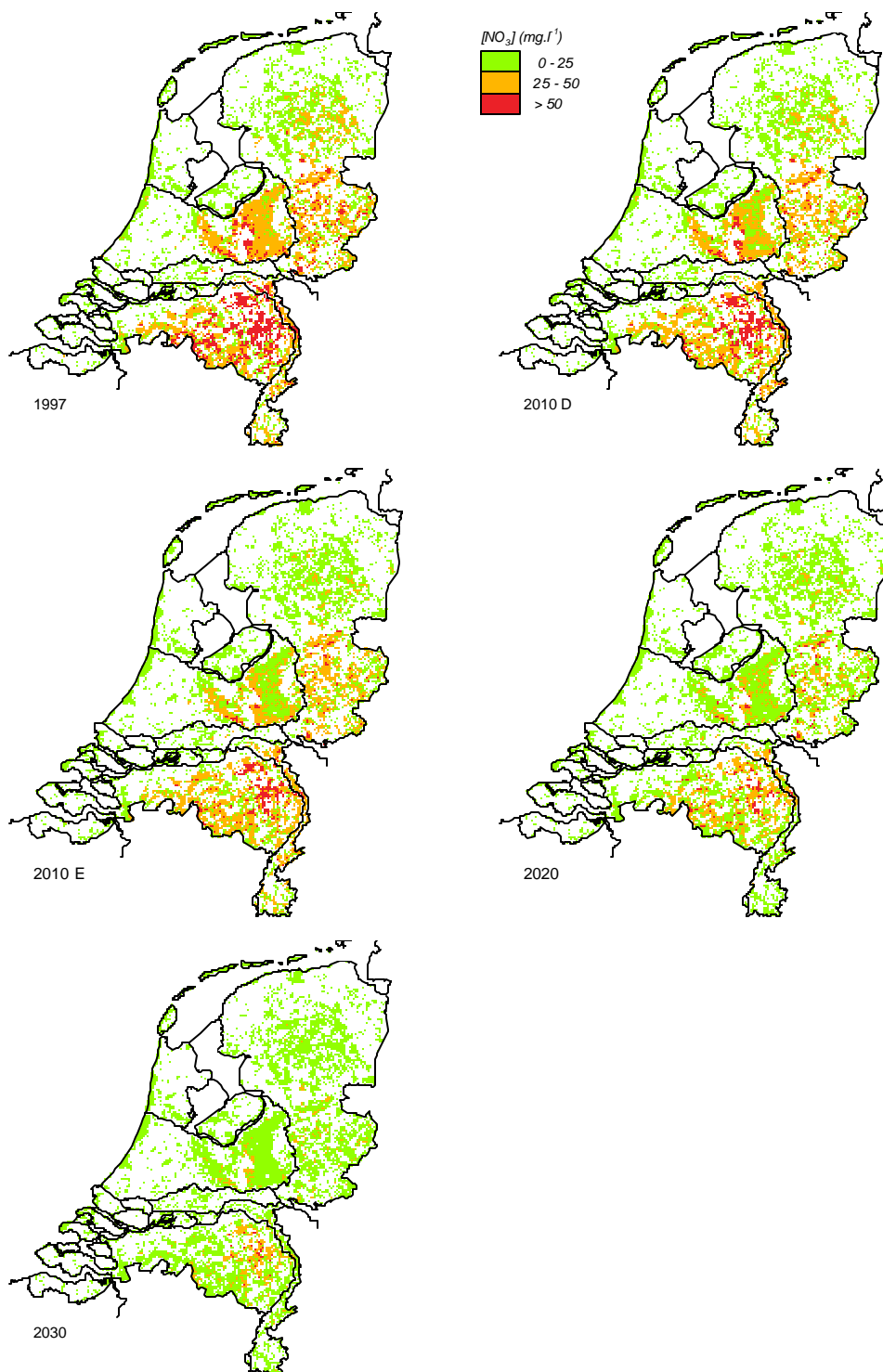
3.1.1.2 Ruimtelijke beelden

In Figuur 7 t/m Figuur 14 wordt een ruimtelijk beeld gegeven van:

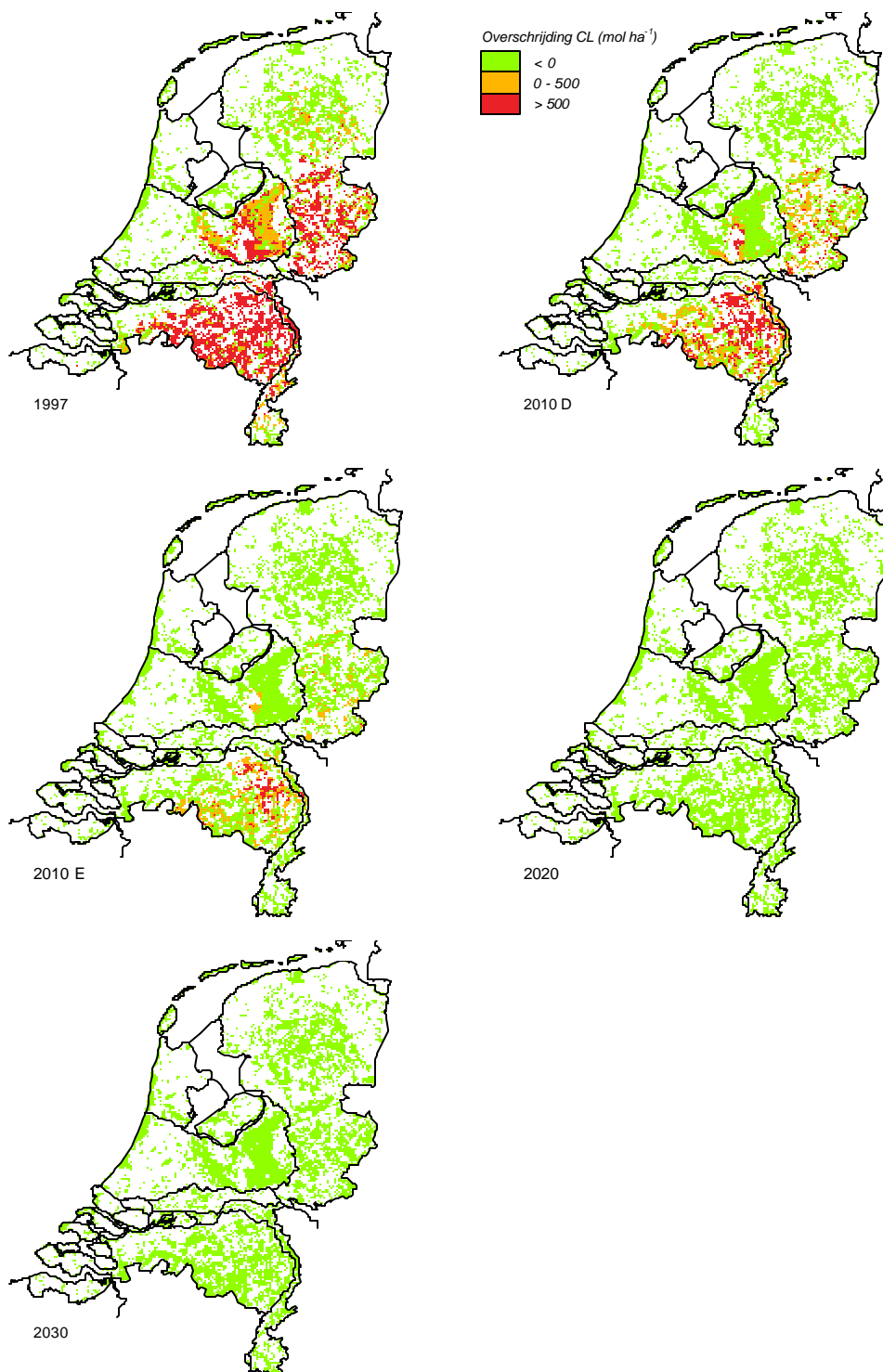
1. de nitraatconcentraties
2. de beschermde arealen voor wortelschade
3. bodemkwaliteit
4. natuurwaarde

De getoonde resultaten hebben betrekking op het uitgangsjaar 1997, scenario D (heel Europa Gotenburg) en E (Nederland maximale inspanning) in 2010, omdat deze scenario's onderling het meest verschillen, en de jaren 2020 en 2030 (Figuur 7, Figuur 9, Figuur 11 en Figuur 13). De resultaten van het C-scenario (NL en Europa: NEC) leveren ongeveer dezelfde ruimtelijke beelden op als het E-scenario. De beelden van het A-scenario liggen tussen die van D en E in.

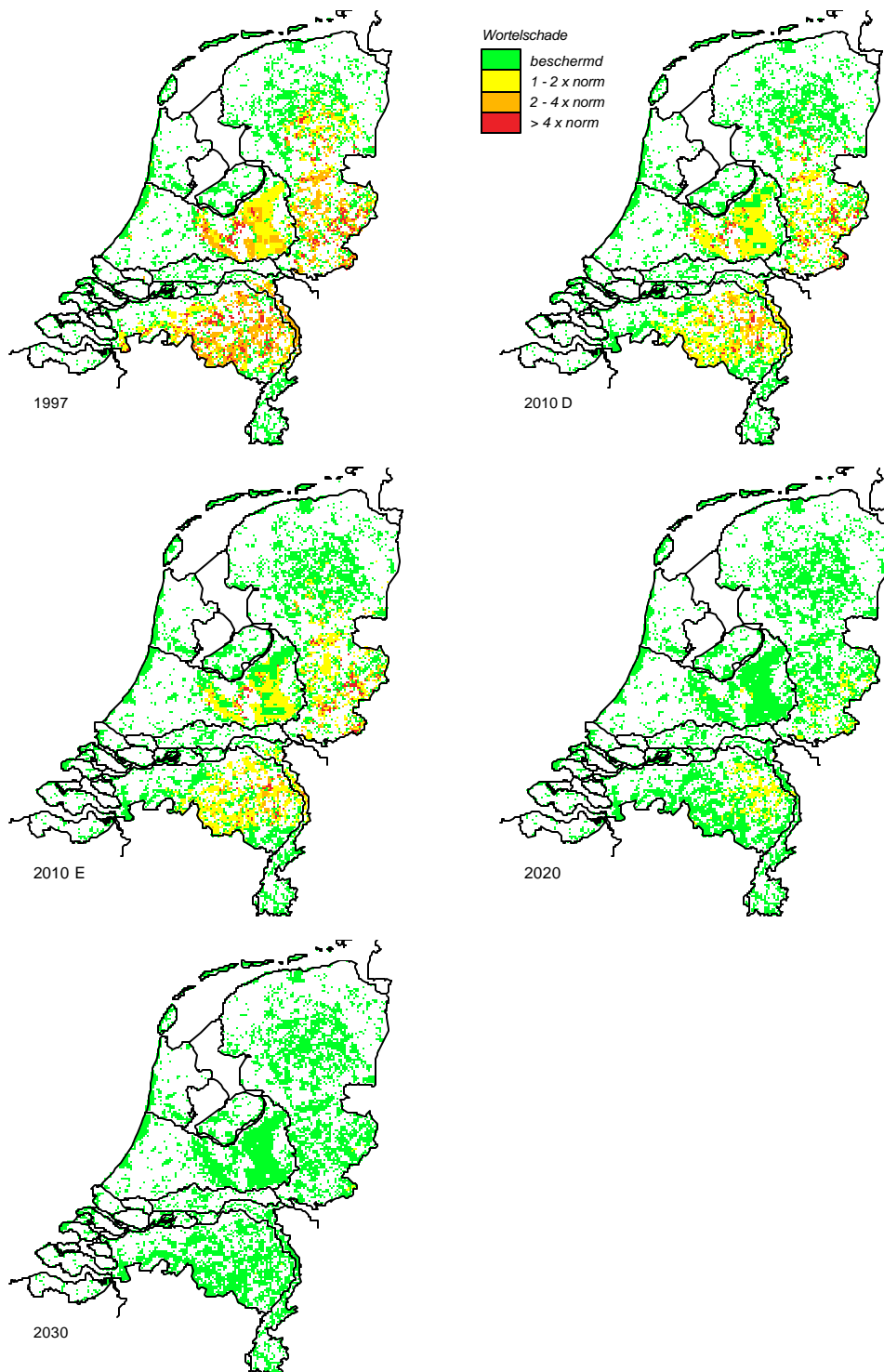
Tevens is ook steeds een ruimtelijk beeld gegeven van de depositie-overschrijding ten opzichte van de kritische depositie voor het betreffende criterium (Figuur 8, Figuur 10, Figuur 12 en Figuur 14). Deze ruimtelijke beelden corresponderen met de rechter ('stat.') kolommen in Tabel 3.



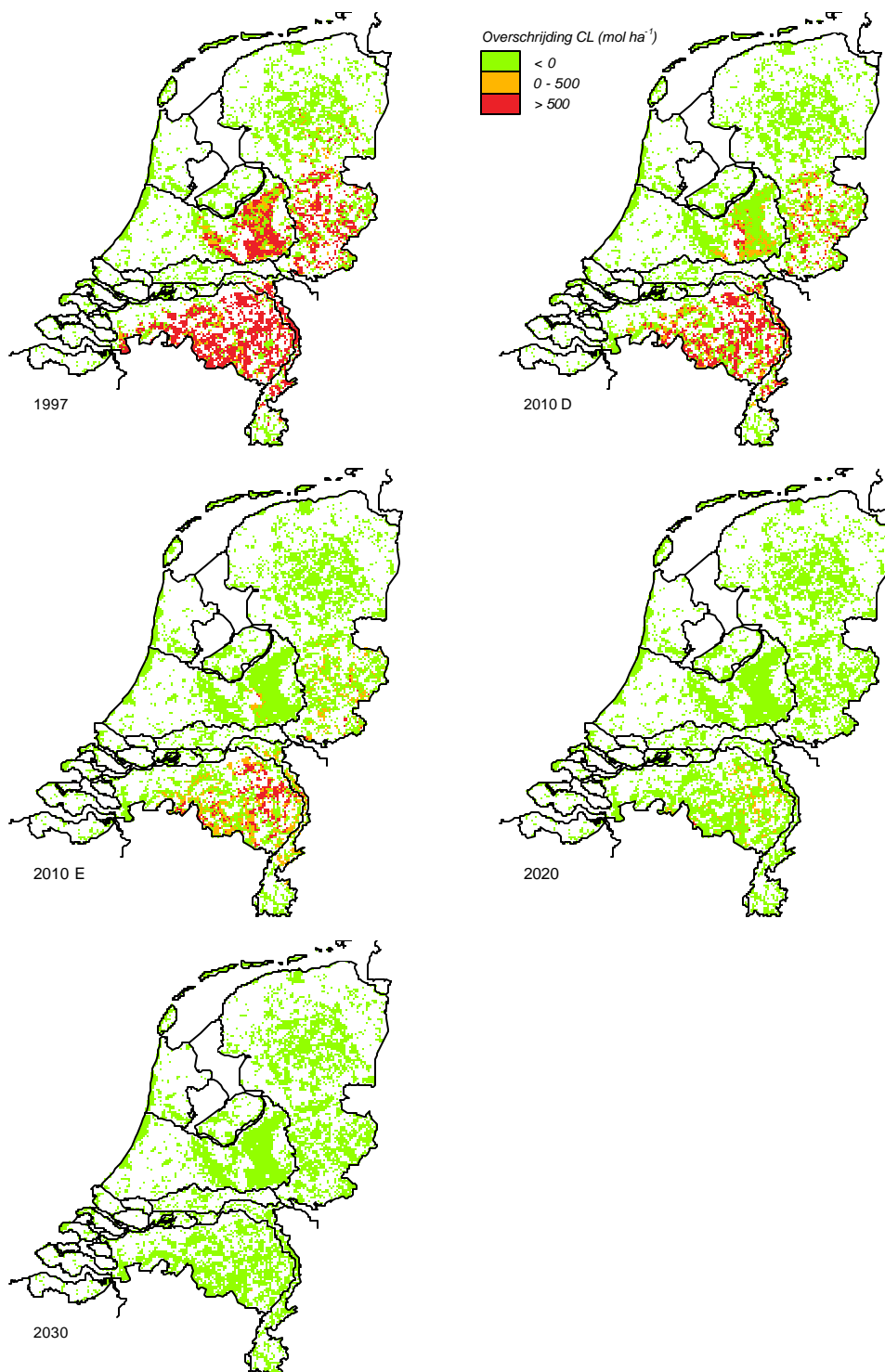
Figuur 7 Nitraatconcentratie in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden), 2030 (linksonder) en 2050 (rechtsonder), berekend met SMART2 (dynamisch).



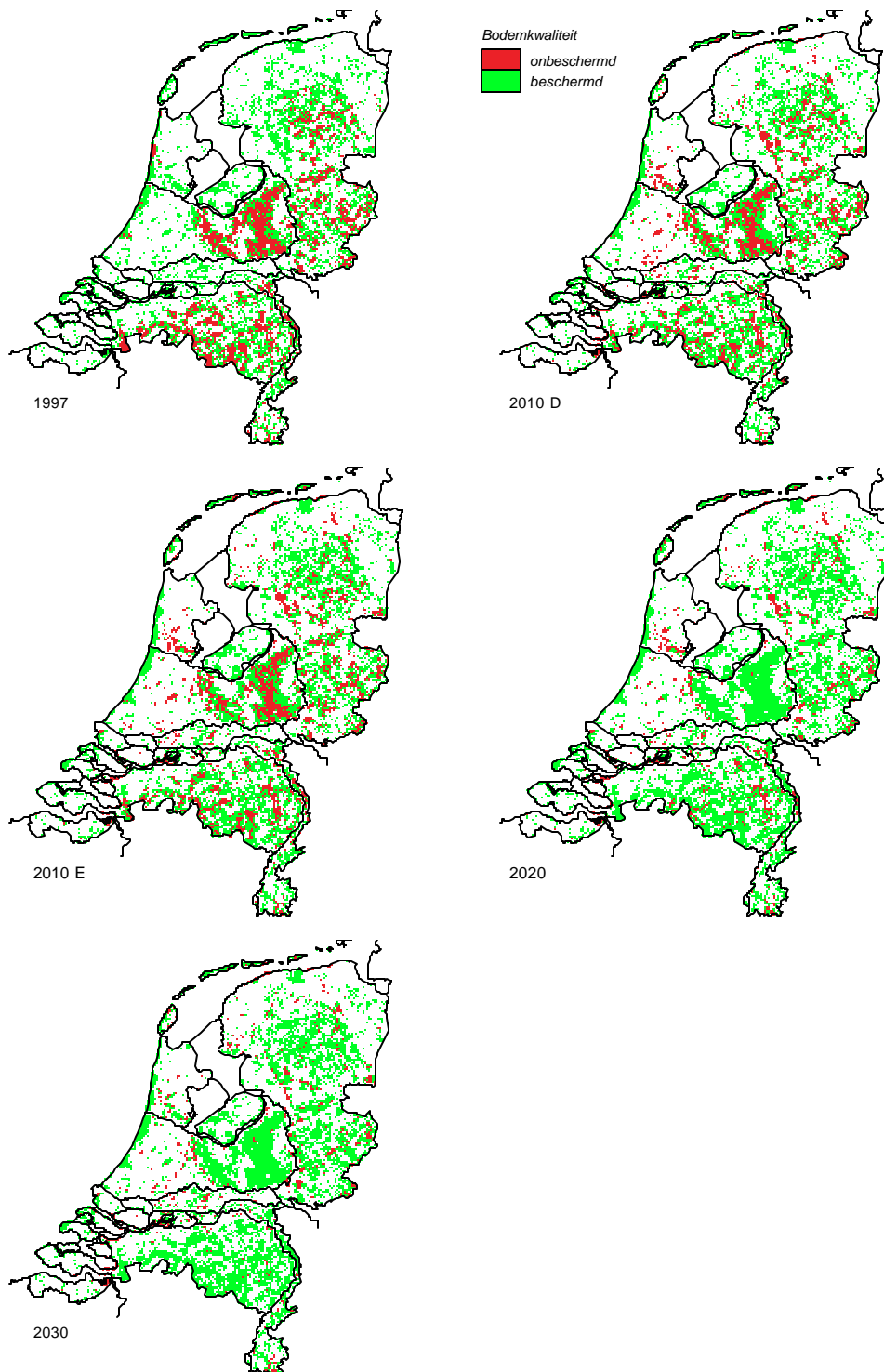
Figuur 8 Overschrijding van de kritische N-depositie voor nitraatconcentratie < 25 mg·l⁻¹ in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), volgens de statische methode.



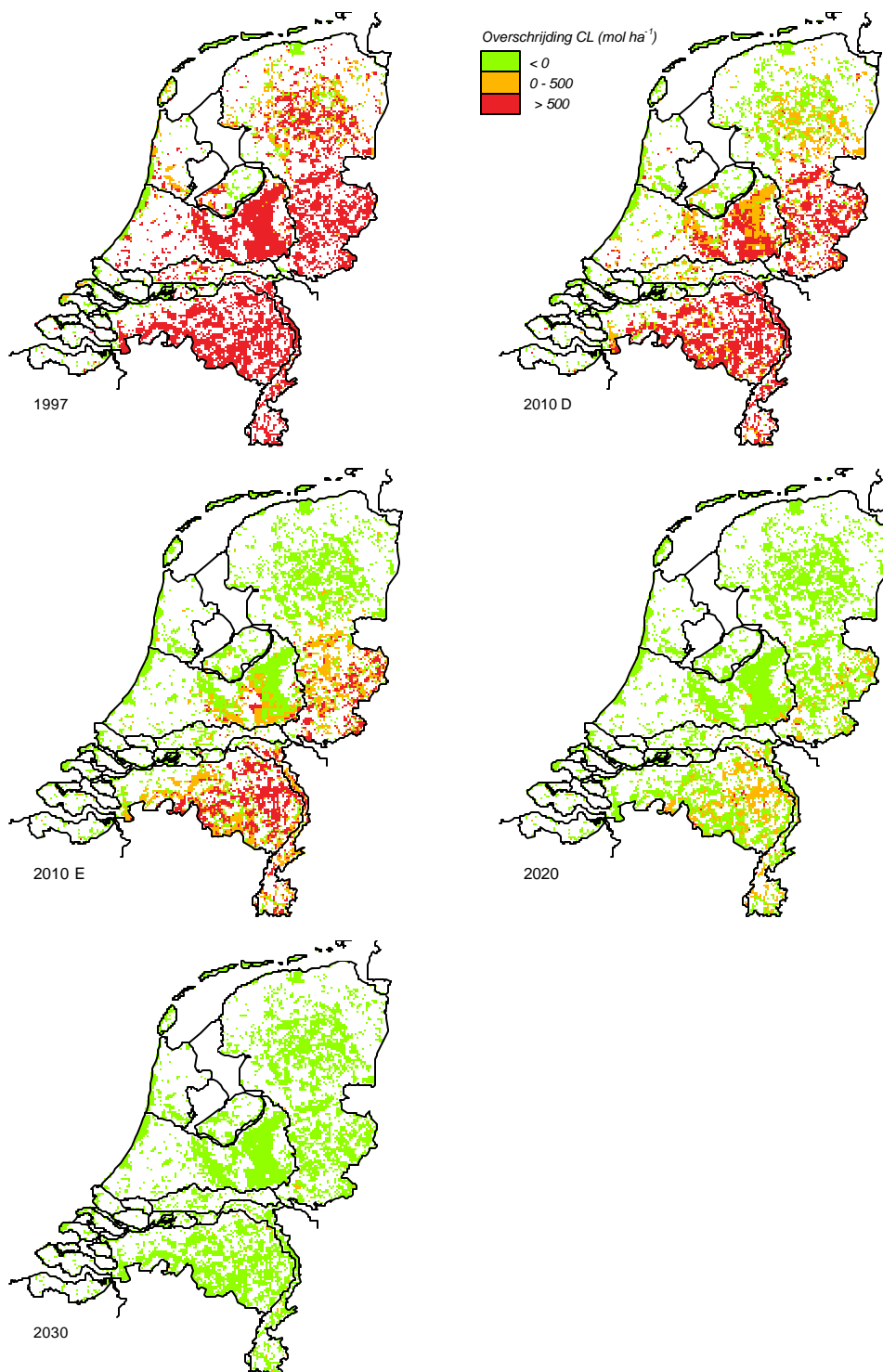
Figuur 9 Wortelschade in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), berekend met SMART2 (dynamisch).



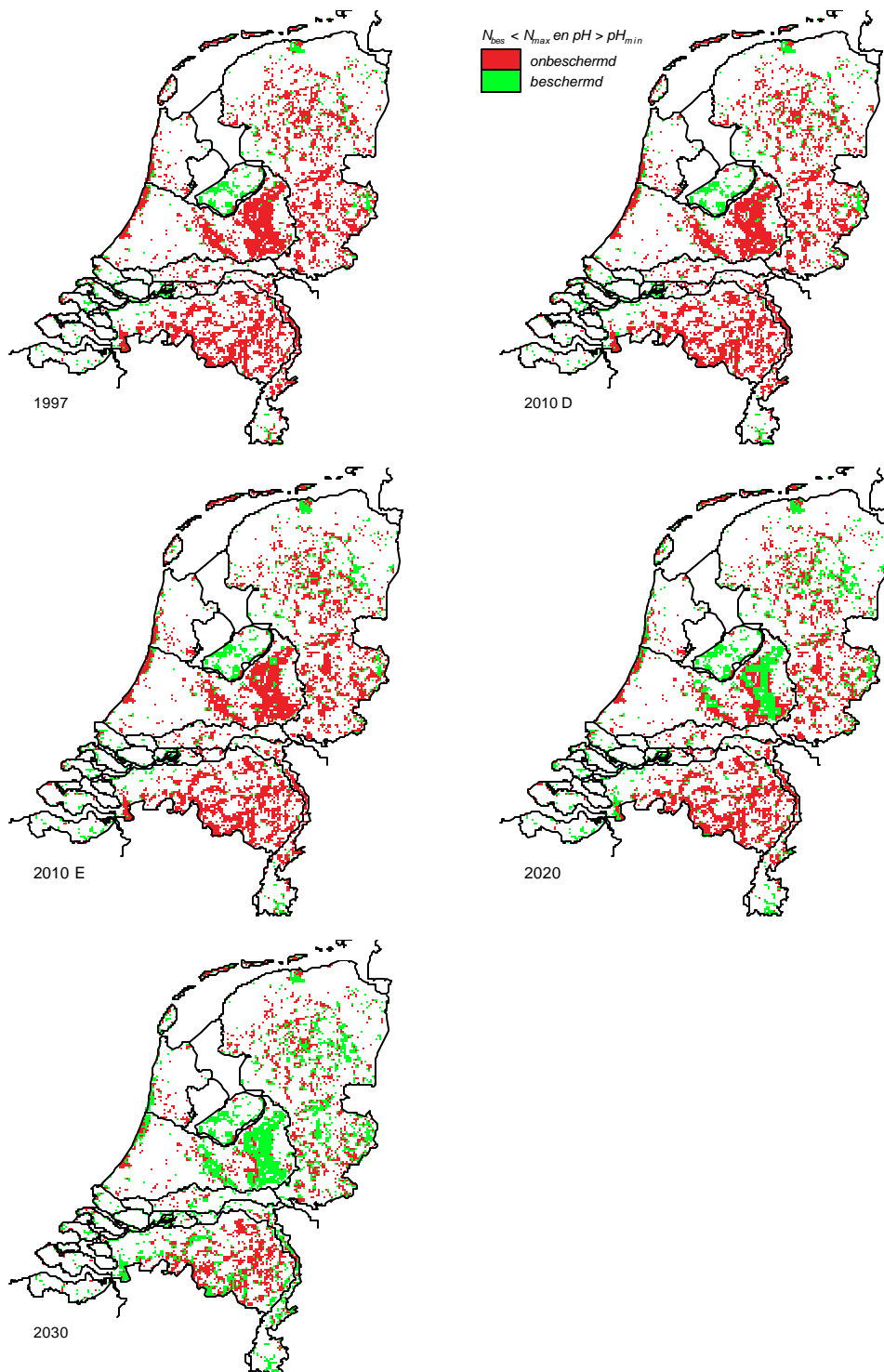
Figuur 10 Overschrijding van de kritische zuurdepositie voor wortelschade in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), volgens de statische methode.



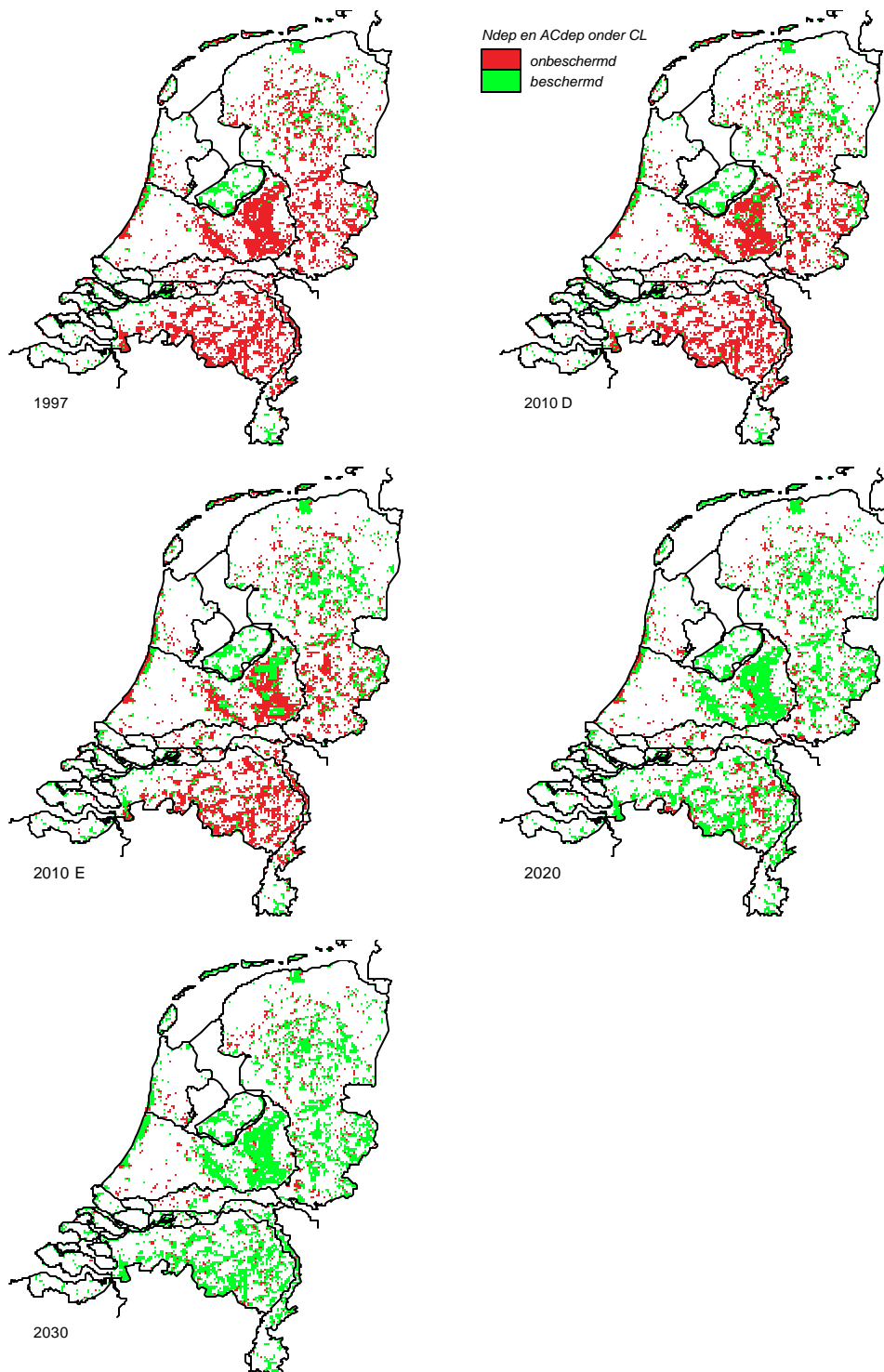
Figuur 11 Bescherming van de bodemkwaliteit in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), berekend met SMART2 (dynamisch).



Figuur 12 Overschrijding van de kritische zuurdepositie voor bodemkwaliteit in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), volgens de statische methode.



Figuur 13 Bescherming van de natuurwaarde in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), berekend met SMART2 (dynamisch).



Figuur 14 Bescherming van de natuurwaarde voor zowel stikstof als zuur in 1997 (linksboven), in 2010 bij scenario D (rechtsboven) en scenario C (linksmidden), en in de jaren 2020 (rechtsmidden) en 2030 (linksonder), volgens de statische methode.

Nitrat concentratie criterium

Opmerkelijk is dat bij het E scenario in 2010 op sommige plaatsen (bijv. in de nabijheid van De Peel) de 50 mg l⁻¹ niet wordt gehaald (Figuur 7). Voor de statische variant daarentegen (Figuur 8) is de bescherming veel groter. Het ruimtelijk beeld met de overschrijdingen (Figuur 8) laat tot 2010 nog een substantiële overschrijding zien, met name op de hogere zandgronden (o.a. rond De Peel en sommige delen van Gelderland). De statische variant geeft duidelijk een gunstiger beeld (minder overschrijding) dan de dynamische variant (zie ook Tabel 3).

De streefwaarde van 25 mg l⁻¹ wordt nog zeer substantieel overschreden, zowel voor de dynamische als de statische variant, waarbij de overschrijding volgens de dynamische variant groter is.

Wortelschade criterium

Ook bij wortelschade (Figuur 9 en Figuur 10) resulteert de dynamische variant in een lager beschermd areaal dan de statische variant. De verschillen zijn met name zichtbaar in 2010 en 2020. In 2030 is het verschil nihil. De probleemgebieden zijn volgens beide methoden de klassieke probleemgebieden (hogere zandgronden). De belangrijkste verschillen tussen het D en E scenario voor de dynamische variant treden met name aan het voetlicht op de Veluwe en de Utrechtse heuvelrug.

Bodemkwaliteitscriterium

Voor de bodemkwaliteit in 2010 (Figuur 11 en Figuur 12) treden er duidelijk verschillen in de ruimtelijke beelden voor de statische en dynamische variant. Bij de dynamische variant blijken de probleemgebieden zich met name op de Veluwe te bevinden, terwijl deze zich voor de statische variant met name in zuidelijk Nederland bevinden. Tevens blijken er bij de dynamische variant ook probleemgebieden te liggen in laag Nederland, terwijl dit voor de statische variant niet het geval is. Het gaat hierbij met name om de kalkloze klei en veen gronden. Volgens het bodemkwaliteitscriterium dient de initiële basenverzadiging (dwz die van 1997) te worden gehandhaafd. Omdat bij de dynamische variant de dynamiek van kationenuitwisseling wordt meegenomen, worden de knelpunten voor klei- en veengronden anders, maar wel realistischer ingeschat. In wezen is dit aspect vergelijkbaar met de problematiek rondom de herstellen van natte graslanden in beekdalen. Uit onderzoek van Kemmers et. al. (2000) blijkt dat dit herstel een (zeer) langzaam proces is en dat naast depositiereductie ook hydrologische maatregelen nodig zijn.

Natuurwaarde criterium

Het ruimtelijk beeld van het beschermingsareaal voor het criterium natuurwaarde (Figuur 13 en Figuur 14) laat zien dat voor 2010E de statische en dynamische variant redelijk overeenkomen. Beide methoden laten zien dat in 2020, als de depositie slechts een kwart is van het huidige niveau, gevoelige zandgronden zoals op de Veluwe ook beschermd beginnen te worden tegen een te hoge zuur- en stikstofdepositie. De statische methode lijkt een grotere bescherming op te leveren in het oosten van Gelderland en Overijssel en in Noord-Brabant, maar gezien de

geringe verschillen in percentages beschermd areaal (Tabel 3) lijkt dit effect overdreven te worden door de opschaling in de kaartbeelden (zie paragraaf 2.4).

Ook bij lage depositieniveaus blijven er knelpunten bestaan o.a. bij hoogveen, duinvalleien, (natte) schraalgraslanden en voedselarme bosgemeenschappen (Aanhangsel 2).

3.1.2 Per provincie

Tabel 4 Percentage areaal met $[NO_3] < 25 \text{ mg l}^{-1}$ in 2010 per bodemtype en per provincie. Opgemerkt moet worden dat het aandeel van zandgronden niet in elke provincie even groot is. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's, provincies en bodemtypen.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
Zand													
A	97	96	91	40	97	63	46	96	100	100	35	28	60
C	97	96	92	43	97	68	50	98	100	100	37	34	63
D	96	94	86	34	96	51	35	95	100	100	31	27	53
E	98	97	94	48	98	72	53	98	100	100	38	30	65
Klei													
A	100	100	96	96	100	95	95	100	100	100	93	78	97
C	100	100	96	96	100	95	95	100	100	100	94	79	97
D	100	100	96	96	100	94	95	100	100	100	93	76	97
E	100	100	97	96	100	95	95	100	100	100	95	79	97
Veen													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
D	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Alle bodems													
A	99	98	92	56	99	66	55	97	100	100	41	38	68
C	99	98	94	59	99	70	58	99	100	100	43	42	70
D	98	97	89	52	99	54	46	96	100	100	38	37	63
E	99	98	95	62	99	74	61	99	100	100	44	40	72

Uit Tabel 4 blijkt dat scenario D resulteert in het laagste percentage beschermd gebied, terwijl bij scenario E het grootste gebied wordt beschermd. Een reductie van de landelijk gemiddelde stikstofdepositie van $1460 \text{ mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (D) naar $1200 \text{ mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (E) in 2010 levert 9% extra beschermd gebied op. De norm van 50 mg l^{-1} nitraat wordt alleen nog in de zandgronden in Limburg en Noord-Brabant overschreden (Tabel 5).

Tabel 5 Percentage areaal met $[NO_3] < 50 \text{ mg l}^{-1}$ in 2010 per bodemtype en per provincie. Opgemerkt moet worden dat het aandeel van zandgronden niet in elke provincie even groot is. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's, provincies en bodemtypen.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
Zand													
A	100	100	100	97	100	98	97	100	100	100	88	91	96
C	100	100	100	97	100	99	97	100	100	100	89	92	96
D	100	100	100	95	100	97	97	100	100	100	82	85	93
E	100	100	100	98	100	99	97	100	100	100	91	95	97
Klei													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	99	97	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	99	97	100
D	100	100	100	99	100	100	100	100	100	100	99	97	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	99	97	100
Veen													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
D	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Alle bodems													
A	100	100	100	98	100	98	98	100	100	100	89	92	97
C	100	100	100	98	100	99	98	100	100	100	90	93	97
D	100	100	100	97	100	97	97	100	100	100	84	87	95
E	100	100	100	98	100	99	98	100	100	100	92	96	98

Bij de veen- en kleigronden treedt minder dan 5% overschrijding van de streefwaarde van $25 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3$, uitgezonderd de kleigronden in Limburg. De overschrijding van de streefwaarde vindt voornamelijk plaats op de zandgronden, met name in de zgn. zandprovincies Overijssel, Gelderland, Utrecht, Noord-Brabant en Limburg. Binnen de zandgronden wordt de hoogste overschrijding van de streefwaarde gevonden in de droge zandgebieden (Tabel 6). Bij Gt-klasse 5 wordt in Noord-Brabant slechts 5 % van het areaal beschermd.

Tabel 6 Percentage areaal met $[NO_3] < 25 \text{ mg l}^{-1}$ in 2010 per Gt-klasse en per provincie. Opgemerkt moet worden dat het aandeel van Gt-klassen niet in elke provincie even groot is. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's, provincies en Gt-klassen.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
Zeer ondiep grondwater (Gt-klasse 1)													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
D	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Ondiep grondwater (Gt-klasse 2)													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
D	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Matig diep grondwater (Gt-klasse 3)													
A	100	100	100	96	100	99	100	100	100	100	91	96	97
C	100	100	100	97	100	99	100	100	100	100	92	97	97
D	100	100	100	93	100	96	99	100	100	100	87	94	95
E	100	100	100	97	100	99	100	100	100	100	94	97	98
Diep grondwater (Gt-klasse 4)													
A	100	97	93	39	99	56	78	100	100	100	37	30	67
C	100	98	93	45	99	57	78	100	100	100	41	36	69
D	98	95	88	24	99	51	66	100	100	100	31	26	62
E	100	98	96	54	99	59	80	100	100	100	46	35	72
Zeer diep grondwater (Gt-klasse 5)													
A	85	87	79	8	98	62	33	95	99	100	12	21	49
C	85	88	84	10	98	66	38	98	99	100	13	26	53
D	85	84	71	6	98	48	20	93	99	100	10	20	42
E	86	90	86	14	99	71	41	98	99	100	13	22	55

Het percentage areaal dat beschermd is tegen wortelschade is in 2010 70 tot 80% (Tabel 7). Bij de zandprovincies komen de grootste problemen voor. Het herstellend vermogen is echter goed te noemen, want in 2020 wordt gemiddeld al meer dan 90% beschermd en in 2030 is vrijwel heel Nederland beschermd tegen wortelschade bij het aangenomen verloop van de depositie.

Tabel 7 Percentage beschermd areaal tegen wortelschade per provincie. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's en provincies.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
2010													
A	99	100	98	64	100	62	64	99	100	100	56	68	74
C	99	100	98	67	100	68	65	99	100	100	60	69	77
D	99	100	97	61	100	54	57	98	100	100	52	65	70
E	99	100	98	67	100	68	65	99	100	100	59	69	77
2020													
A	100	100	100	97	100	97	99	100	100	100	88	90	96
C	100	100	100	98	100	98	99	100	100	100	90	91	97
D	100	100	100	96	100	96	98	100	100	100	87	90	95
E	100	100	100	98	100	97	99	100	100	100	90	91	97
2030													
A	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
C	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
D	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
E	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

De bodemkwaliteit wordt over het algemeen redelijk goed beschermd (Tabel 8). Opvallend is dat de minst beschermde arealen niet in de hoogbelaste gebieden voorkomen, maar in gebieden met veel kleigronden (Zeeland). Dit komt doordat de initiële basenverzadiging voor kleigronden relatief hoog is en afneemt bij de huidige depositieniveaus. Het herstellend vermogen van de kleigronden is lager dan die van de zandgronden (vergelijk bijv. Zeeland en Noord-Brabant in Tabel 9). Bij de zandgronden neemt de basenverzadiging namelijk wel af bij het verondersteld depositieverloop.

Tabel 8 Percentage beschermd areaal voor bodemkwaliteit per provincie. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's en provincies.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
2010													
A	84	90	90	77	100	78	85	82	80	73	86	89	84
C	84	90	92	78	100	79	85	82	80	73	87	90	84
D	83	89	88	76	100	77	84	81	80	73	86	89	83
E	84	91	93	79	100	79	85	82	80	73	87	90	85
2020													
A	85	92	96	89	100	97	94	87	83	73	96	95	93
C	85	92	96	90	100	97	94	87	88	73	96	95	94
D	85	92	96	89	100	96	94	87	83	73	96	94	93
E	85	92	96	90	100	97	94	87	86	73	96	95	94
2030													
A	85	93	96	93	100	98	95	94	88	73	98	98	95
C	85	93	97	94	100	98	95	94	88	73	98	98	96
D	85	93	96	93	100	98	95	93	88	73	98	98	95
E	85	93	97	94	100	98	95	94	88	73	98	98	96

Tabel 9 Percentage beschermd areaal voor bodemkwaliteit voor arm zand, kalkloze klei en veen, berekend met scenario A. Percentages moeten beschouwd worden als indicatief voor vergelijking tussen scenario's, provincies en bodemtypen.

	Provincie												
	GRO	FRS	DRE	OVE	FLE	GLD	UTR	N-H	Z-H	ZEE	N-B	LMB	NL
Arm zand													
2010	100	99	90	80	99	76	86	90	97	99	84	87	83
2020	100	100	100	99	100	99	100	100	100	100	96	95	98
2030	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Kalkloze klei													
2010	57	35	89	58	97	56	65	42	48	24	68	80	55
2020	57	36	89	59	97	58	67	43	49	24	68	80	56
2030	58	45	89	59	97	59	67	44	49	25	68	79	57
Veen													
2010	66	92	76	57	100	82	53	42	22	100	88	86	69
2020	71	97	76	65	100	82	54	52	43	100	95	91	75
2030	71	99	80	81	100	82	69	94	99	100	95	92	88

3.2 Effecten van ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies

De resultaten van de emissievariant waarbij de ammoniakemissie ruimtelijk herverdeeld zijn, zijn niet direct te vergelijken met de resultaten van de overige emissievarianten. Naast de ruimtelijke herverdeling van de ammoniakemissie is namelijk ook de depositiekaart op een andere wijze berekend. In tegenstelling tot de overige scenario's, waar de deposities met een resolutie van $5 \times 5 \text{ km}^2$ zijn bepaald, zijn bij het B-scenario de deposities met een resolutie van $1 \times 1 \text{ km}^2$ bepaald. De verschillen in berekeningsmethodiek zelf resulteren al in verschillen in deposities en percentages beschermd areaal. De berekeningswijze en de gevolgen daarvan zijn beschreven in Beck et al. (2001). Om de ammoniakemissies rekentechnisch ruimtelijk te kunnen herverdelen heeft het RIVM alleen die $1 \times 1 \text{ km}^2$ gridcellen beschouwd, waarin meer dan een kwart van de onderliggende $250 \times 250 \text{ m}^2$ cellen de dominante landbedekking natuur heeft. In Tabel 10 staan de percentages beschermd areaal, berekend volgens de statische methode voor alle cellen met natuur en voor de cellen met meer dan 25% natuur. De resultaten in de kolom 'minimale CL' zijn de resultaten wanneer alle criteria tegelijk worden meegenomen, net zoals Beck et al. (2001) gedaan hebben. Tevens is ook het effect van gridgrootte weergegeven in Tabel 10. De waarden achter 'A $5 \times 5 \text{ km}^2$ ', de basisvariant waarvan de resultaten zijn beschreven in de vorige paragraaf, en de waarden achter 'A $1 \times 1 \text{ km}^2$ ', de variant met de alternatieve depositieberekening zónder ruimtelijke herverdeling.

De uitplaatsing van landbouwemissies heeft alleen betrekking op gridcellen met minder dan 25% natuur. Net als in Beck et al (2001) is duidelijk dat ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies een verbetering van de bescherming ten aanzien van stikstofdepositie tot gevolg heeft. Gezien het bovengenoemde verschil in definitie van natuurareaal tussen beide studies wordt de toename in beschermingsareaal echter lager ingeschat, ruwweg een factor 2 (Tabel 10). Het natuurareaal in de $1 \times 1 \text{ km}^2$ berekeningen is ongeveer de helft van het natuurareaal zoals beschouwd in dit rapport en in de $5 \times 5 \text{ km}^2$ berekeningen zoals in Beck et al., (2001). Uit deze $1 \times 1 \text{ km}^2$ gridcellen is de ammoniakemissie verwijderd en per

provincie herverdeeld. In de overige gridcellen (dus ook de gridcellen met versnipperde natuur) blijft de emissie aanwezig en kan toenemen door het inplaatsen van emissie vanuit de leeg gemaakte natuurcellen. In die en de omliggende gridcellen kan de depositie dus toenemen, waardoor de bescherming aldaar afneemt.

Tabel 10 Landelijke percentages beschermd areaal bij het A-scenario op $5 \times 5 \text{ km}^2$ en $1 \times 1 \text{ km}^2$ en het B-scenario op $1 \times 1 \text{ km}^2$ voor alle criteria, bepaald met statische methode en het beschermd areaal wanneer alle criteria tezamen worden genomen.

Jaar	% natuur per cel	Stikstof				Zuur				
		Grondwater		Natuurwaarde	minimale CL ¹⁾	Grondwater	Wortel-schade	Bodem-kwaliteit	Natuur-waarde	Minimale CL
		$\text{NO}_3 < 25 \text{ mg l}^{-1}$	$\text{NO}_3 < 50 \text{ mg l}^{-1}$			$\text{Al} < 0.02 \text{ mol. m}^{-3}$				
A $5 \times 5 \text{ km}^2$	>0	83	100	34	29	67	83	42	47	30
	>25	83	100	31	27	61	80	36	46	26
A $1 \times 1 \text{ km}^2$	>0	90	100	24	28	75	88	44	36	32
	>25	90	100	32	27	71	84	38	57	28
B $1 \times 1 \text{ km}^2$	>0	93	100	26	33	79	91	47	40	35
	>25	96	100	43	37	80	87	44	69	35

¹⁾ Dit is de kritische depositie, waarbij rekening gehouden wordt met alle criteria, dus naast de in deze tabel genoemde criteria ook voor bosgroei en vegetatiesamenstelling in vennen (Albers et al., 2001).

De resultaten van de dynamische methode laten kleinere verschillen zien tussen beide scenario's (Tabel 11). Door naijling wordt met de dynamische methode in 2010 een geringer effect van uitplaatsing van landbouwemissies berekend. Het effect van herverdeling neemt toe in de tijd. Uit aanvullende berekeningen, waarbij de depositie van 2010 over een langere periode is doorgetrokken, blijkt dat na circa 50 jaar het effect van de herverdeling vergelijkbaar is met het effect zoals berekend met de statische methode. Dezelfde effecten van de dynamiek zijn besproken in de vorige paragraaf en leiden niet tot andere conclusies.

Tabel 11 Landelijke percentages beschermd areaal bij het A-scenario op $5 \times 5 \text{ km}^2$ en $1 \times 1 \text{ km}^2$ en het B-scenario op $1 \times 1 \text{ km}^2$ voor alle criteria, bepaald met dynamische methode.

Jaar	% natuur per cel	Grondwater		Wortel-schade	Bodem-kwaliteit	Natuur-waarde	
		Stikstof	Zuur	Zuur	Zuur	Zuur ¹⁾	
		$\text{NO}_3 < 25 \text{ mg l}^{-1}$	$\text{NO}_3 < 50 \text{ mg l}^{-1}$	$\text{Al} < 0.02 \text{ mol. m}^{-3}$			
A $5 \times 5 \text{ km}^2$	>25	67	97	100	72	83	26
A $1 \times 1 \text{ km}^2$	>25	71	98	100	76	84	27
B $1 \times 1 \text{ km}^2$	>25	74	99	100	78	85	28

¹⁾ Hierbij wordt zowel aan het N-criterium voldaan als het zuurcriterium. Bij de dynamische methode blijft de N-beschikbaarheid onder de maximale N-beschikbaarheid en de pH komt niet onder de minimale pH. Bij de statische methode blijft zowel de N-depositie als de zuurdepositie onder de kritische depositie.

3.3 Optimalisatie

Er is een generieke factor voor heel Nederland berekend, waarmee de depositie van het uitgangsscenario A vermenigvuldigd moet worden om een bepaald beschermingsniveau te halen voor verschillende criteria. De resultaten in Tabel 3 dienden hiervoor als

uitgangspunt. In eerste instantie is gekozen voor die jaren waarin nog geen 95% van het areaal beschermd wordt volgens de berekening met SMART2/MOVE (dynamische methode). Voor de criteria bodemkwaliteit en natuurwaarde is eerst nagegaan wat het maximaal haalbare beschermingsniveau was, omdat de bodemkwaliteit zich langzaam herstelt en omdat het percentage van 95% bij natuurwaarde lang niet gehaald werd bij de 'reguliere' berekeningen zoals beschreven in paragraaf 3.1. Hiertoe is alleen de achtergronddepositie opgelegd vanaf 2010. Uit de resultaten van deze berekeningen bleek dat optimalisatie op 95% beschermingsniveau voor deze 3 criteria geen zin had (Tabel 12). Voor de bodemkwaliteit is de zuurdepositie geoptimaliseerd in 2010 met een beschermingspercentage van 90%. Voor de natuurwaarde is alleen in 2020 geoptimaliseerd met een gewenst beschermingsareaal van 75%. Er is voor 2020 gekozen, omdat de reductie van 2030 zo hoog zou zijn, dat afgevraagd kan worden of dit wel reëel is.

Tabel 12 Depositie-schaalfactoren waarmee de depositie van scenario A vermenigvuldigd wordt met door SMART2/MOVE berekende percentages beschermd areaal per criterium en per jaar.

criterium	stof	depositie-schaalfactor			percentage beschermd areaal		
		2010	2020	2030	2010	2020	2030
NO ₃ < 25 mg·l ⁻¹	N	1.00	0.54 ¹	0.31 ¹	68	85	98
		0.37	0.45	-	95	95	-
Wortelschade	zuur	1.00	0.54 ¹	0.31 ¹	74	96	100
		0.39	-	-	95	-	-
Bodemkwaliteit	zuur	1.00	0.54 ¹	0.31 ¹	84	93	95
		0.00	0.00	-	94	96	-
		1.00	0.00	-	84	95	-
		0.65	0.54 ¹	-	90	95	-
Natuurwaarde	N	1.00	0.54 ¹	0.31 ¹	26	50	74
		0.00	0.00	0.00	89	89	90
		1.00	0.30	-	26	75	-

¹⁾ Dit zijn de deposities van 2020 en 2030 uit Tabel 2. De depositie van 2020 is dus 0.54 zo hoog als de depositie van 2010 in de A-variant.

Om in 2010 95% van het areaal te beschermen zijn forse generieke reducties van de depositie nodig (Tabel 12). De N-depositie zou tot 37% van de N-depositie van scenario A gereduceerd moeten worden om in 95% van het areaal een maximale nitraatconcentratie van 25 mg·l⁻¹ te bewerkstelligen in 2010. Om in 2020 hetzelfde areaal te beschermen tegen concentraties van meer dan 25 mg·l⁻¹, zou de N-depositie van het A-scenario 2010 tot 45% gereduceerd moeten worden. Om 95% van het areaal te beschermen tegen wortelschade zou de zuurdepositie tot 39% van de depositie van het A-scenario gereduceerd moeten worden. De bodemkwaliteit wordt in 2010 maximaal in 94% van het areaal beschermd, maar dan zou er alleen achtergronddepositie vallen. Een reductie van 35% levert in 2010 een beschermd areaal op van 90% en in 2020 van 95%. Het herstel van de bodemkwaliteit heeft dus enige tijd nodig, maar is wel te realiseren als de depositie geleidelijk terugloopt. De natuurwaarde heeft een langere tijd nodig om te herstellen. Het hypothetische geval met alleen achtergronddepositie vanaf 2010, resulteert in 2010 in een ruime verdrievoudiging van het beschermd areaal (van 26% naar 89%). Het is dus de vraag of alle natuur zich kan herstellen.

4 Discussie en Conclusies

Als onderdeel van de Evaluatie van de verzuringsdoelstellingen (zie o.a. Albers et al. (2001)) zijn enkele depositiescenario's doorgerekend met SMART2/MOVE om na te gaan wat op korte termijn de effecten van deze varianten zijn op de grondwater- en bodemkwaliteit, groeiremming door wortelschade en op de natuurwaarde (soortenrijkdom). De depositie, behorend bij verschillende emissievarianten, is door het RIVM berekend (Beck, et al., 2001) met behulp van bron-receptor relaties, afgeleid van het atmosferisch transport en depositiemodel OPS (Van Jaarsveld, 1995). De resultaten van SMART2/MOVE zijn vergeleken met criteria voor grondwater- en bodemkwaliteit, groeiremming door wortelschade en voor de natuurwaarde. Aanvullend zijn met SMART2 enkele berekeningen uitgevoerd, waarbij door middel van optimalisatie de benodigde depositiereducties zijn berekend.

In dit hoofdstuk worden eerst de belangrijkste resultaten bediscussieerd en vervolgens conclusies gepresenteerd.

4.1 Discussie

Effecten emissievarianten

In Beck et al. (2001) zijn dezelfde emissievarianten als gebruikt in deze studie vergeleken met de minimale kritische depositieniveaus ter gelijktijdige voorkoming van *alle* beschouwde effecten, d.w.z. inclusief de effecten op vennen en houtgroei (Albers et al., 2001), waarbij ook percentages beschermd areaal werden berekend. In de in dit rapport beschreven studie zijn de criteria elk apart in beschouwing genomen.

De emissievariant van 2030 is gerelateerd aan een beoogd beschermingsniveau van 90%. Deze is afgeleid van benodigde depositiereducties, welke zijn gebaseerd op de cumulatieve frequentieverdelingen uit "De evaluatie van de verzuringsdoelstellingen: de onderbouwing" (Albers et al., 2001). Los van het wel of niet meenemen van de dynamiek hoeven betreffende niveaus echter niet het beoogde beschermingsniveau op te leveren. De cumulatieve frequentieverdelingen uit Albers et al. (2001) zijn het resultaat van kritische depositieniveaus die voor elke $1 \times 1 \text{ km}^2$ cel apart berekend zijn. Hierbij is geen rekening gehouden met ruimtelijke patronen in depositie. Het uiteindelijke beschermingsniveau van een ruimtelijk scenario dat de depositie terugbrengt naar niveaus waarbij een bepaalde mate van bescherming verwacht zou kunnen worden kan vaak veel minder gunstig uitvallen, omdat de ruimtelijke verdeling van de depositie anders is dan de verdeling van de kritische depositie. Gevoelige en minder gevoelige systemen kunnen op kleine schaal naast elkaar voorkomen, terwijl de geëvalueerde depositiescenario's zijn vastgesteld voor $5 \times 5 \text{ km}^2$ gridcellen waarbij de verschillen in depositieniveau langzaam in elkaar overlopen.

De schaalkeuze van een $5 \times 5 \text{ km}^2$ gridcel, zoals gebruikt voor de depositiescenario's geldt dat ze slechts beperkt rekening houdt met de variatie in ruwheid en filtering. De met SMART2 verkregen resultaten daarentegen doen uitspraken op een fijner schaalniveau ($250 \times 250 \text{ m}^2$) en houden daardoor in sterkere mate rekening met filtering. De depositie op een vegetatie binnen deze $5 \times 5 \text{ km}^2$ is afhankelijk van gemiddelde depositie in de omgeving maar ook van de ruwheid en filteringeigenschappen van de vegetatie. De depositie voor een bos- en natuurgebied in een verder open agrarisch landschap, met een relatief hoge ruwheidlengte ten opzichte van zijn omgeving, vangt een hogere depositie in dan de gridgemiddelde waarde. Aangezien de kritische deposities zijn afgeleid voor het dominante vegetatie type voor een $250 \times 250 \text{ m}^2$ grid cel correspondeert deze niet volledig met de depositiescenario's op een schaal van $5 \times 5 \text{ km}^2$. Om zoveel mogelijk aan te sluiten bij Beck et al. (2001) zijn de door het RIVM aangeleverde scenario's direct aan SMART2 aangeboden, dus zonder het toepassen van filteringfactoren. Omdat, vanwege de veelal hogere ruwheidlengte, de doorval op bosgebieden hoger is dan de gemiddelde depositie, zijn de aan de kritische depositie gerelateerde emissieschattingen ten behoeve van de scenario's voor 2020 en 2030 (resp. 75% en 90% bescherming) waarschijnlijk enigszins te hoog ingeschat.

Effecten van ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissie

Voor de 2010B variant heeft het RIVM depositie berekend waarbij de emissie van ammoniak ruimtelijk herverdeeld is. Hierbij zijn de emissies uit natuurgebieden herverdeeld over de gridcellen met alleenlandbouwgronden binnen dezelfde provincie van de betreffende natuurgebieden. Deze berekeningsmethodiek week dusdanig af van de methodiek bij de overige emissievarianten, dat de resultaten niet direct onderling te vergelijken zijn. Dit omdat bij de 2010B variant alleen gekeken is naar cellen met meer dan 25% natuur en omdat een resolutie van $1 \times 1 \text{ km}^2$ is gebruikt. Bij de overige varianten zijn alle cellen met natuur meegenomen en is een resolutie van $5 \times 5 \text{ km}^2$ gebruikt voor de depositie. Om desondanks een vergelijking mogelijk te maken zijn de resultaten vergeleken met een alternatief van de oorspronkelijke 2010A variant, maar nu met een resolutie van $1 \times 1 \text{ km}^2$. Uit deze vergelijking blijkt een gering effect van ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissie. Het beschermd areaal nam met enkele procenten toe ongeacht het criterium dat werd gehanteerd. Wanneer alleen de cellen met meer dan 25% natuur in beschouwing worden genomen, zoals in Beck et al. (2001), is het effect twee keer zo groot. Door naijling wordt met de dynamische methode een geringer effect berekend in 2010.

Verschillen tussen SMART2/MOVE en Normstellingmodule

De kritische depositieniveaus voor natuurwaarde, zoals beschreven in Albers et al. (2001), zijn berekend met de normstellingsmodule van SMART2/MOVE. De berekeningen in de normstellingsmodule wijken echter af van de SMART2/MOVE berekeningen doordat in de normstellingsmodule gebruik gemaakt is van regressie vergelijkingen, gebaseerd op de SMART2-opzoektabel. Deze tabel is bepaald met een landelijk gemiddelde neerslag, depositie van basische kationen, samenstelling van het grondwater en vaste N/S verhouding in de depositie (Albers, et al. 2001). In deze studie daarentegen is rekening gehouden met ruimtelijke patronen in de depositie van

de basische kationen, grondwatersamenstelling en neerslag (zie Kros, et al., 1995). Bovendien zijn er bij de SMART2 berekeningen geen vaste verhoudingen tussen deposities, omdat aparte ruimtelijke scenario's voor SO_x, NH_x en NO_x zijn gebruikt. In de depositiescenario's neemt de N-depositie sterker af dan de S-depositie, waardoor de N/S verhouding niet constant is in de tijd.

De SMART2-opzoektabel is benaderd middels regressievergelijkingen die afwijkingen kunnen vertonen ten opzichte van de SMART2-uitkomsten zelf (zie ook Hinsberg en Kros, 1999). Zo zit er bijvoorbeeld geen kruisterm in de regressievergelijkingen van N en pH, waardoor de interactie tussen deze twee termen niet direct wordt meegenomen. In de SMART2-berekeningen zijn pH en N-beschikbaarheid afhankelijk van elkaar en betreffen dus een werkelijk multistress criterium waarbij pH en N-beschikbaarheid gecombineerd zijn meegenomen. De effecten van pH, stikstof, grondwaterstand en hun interactie zijn gelijktijdig meegenomen. Met MOVE wordt zowel naar een ondergrens als naar een bovengrens voor de pH en N-beschikbaarheid gekeken, terwijl de methodiek waarmee de kritische depositieniveaus zijn berekend, met name is gericht op de laagst toelaatbare pH en hoogst toelaatbare N-beschikbaarheid. Bij MOVE worden daarnaast de interacties tussen effecten van pH en stikstofbeschikbaarheid (en grondwaterstand) op het voorkomen van plantensoorten in beschouwing genomen. De MOVE-methodiek kan ook een uitspraak doen over te basische of te voedselarme condities. Deze laatste aspecten zijn echter geen onderwerp van de discussie rond de kritische depositie.

In Albers et al. (2001) zijn kritische depositie niveaus niet alleen berekend met SMART2/MOVE. In 45% van de gevallen is gebruik gemaakt van empirische waarden. Dit is gedaan wanneer (i) de waarden van de normstellingsmodule groter bleken te zijn dan het hoogst genoemde empirische niveau en (ii) als er met de normstellingsmodule geen kritische depositie berekend kon worden (Hinsberg en Kros, 1999). Het eerste punt speelt met name een rol bij natuurdoeltypen met een hoge maximaal toelaatbare N-beschikbaarheid. Het tweede punt speelt met name een rol bij ecosystemen waarvoor de aansluiting tussen het bodemmodel SMART2 en het vegetatiemodel MOVE niet goed verloopt. In Hinsberg en Kros (1999) wordt bijvoorbeeld aangegeven dat voor deze systemen geen adequate uitkomst gegeven kan worden. Voor deze laatste systemen zal met de in deze studie gebruikte versie van SMART2/MOVE, ook niet bij extreem lage depositieniveaus, geen bescherming berekend kunnen worden. Om beide methoden goed met elkaar te kunnen vergelijken, zijn bij de dynamische berekening alleen die gridcellen meegenomen waarvoor met de normstellingsmodule een oplossing gevonden werd. Er is daarbij geen gebruik gemaakt van empirische informatie.

De mate van overschrijding in termen van percentage beschermde soorten is niet berekend. Er is alleen, in analoge wijze met Albers et al. (2001), vastgesteld of een natuurdoeltype wel of niet beschermd is. Door toepassing van het model MOVE zou dit in principe wel mogelijk moeten zijn, maar gezien de hierboven besproken beperkingen zijn nog wel modelaanpassingen nodig (zie ook Hinsberg en Kros (1999)).

Optimalisatie

Bij de optimalisatie is met een voor heel Nederland generieke factor gerekend. Met deze factor moet de depositie vermenigvuldigd worden om een bepaald beschermingsniveau te bereiken. Dit is voor verschillende criteria gedaan. Omdat het een generieke factor voor heel Nederland betreft, wordt de reductie overschat. Voor die gebieden die al beschermd zijn is een extra reductie niet nodig, terwijl die met de generieke factor wel wordt opgelegd. Toch kan de optimalisatie inzicht geven in aanvullende eisen die de beschermingscriteria stellen. Het is echter goed om te realiseren dat de depositiereducties bovenop de reductie van het emissiescenario A komen. Haalbaarheid en benodigde emissiereducties zijn buiten beschouwing gelaten.

Herstelbaarheid

In deze studie is gekeken naar de abiotische herstelbaarheid, waarbij dus alleen gekeken is naar de abiotische randvoorwaarden. Dit biedt echter geen garantie voor de biotische herstelbaarheid. Of er daadwerkelijk biotisch herstel optreedt is ook afhankelijk van andere aspecten die een rol spelen, zoals hydrologie, zaadbanken en gebiedsgrootte.

4.2 Conclusies

Verschillen tussen de scenario's

De effectiviteit van de scenario's voor 2010 neemt toe in de richting van D (EU: Gotenburg), A (NL: NEC, EU: Gotenburg), C (EU: NEC), E (NL: maximale inzet, EU: Gotenburg). Voor alle criteria geldt dat het grootste areaal beschermd wordt als Nederland zich maximaal inzet, terwijl de rest van Europa zich houdt aan het Gotenburg-protocol (E). Wanneer ook Nederland zich aan het Gotenburg-protocol zou houden, zou dit in vergelijking tot de andere varianten het kleinste areaal beschermd gebied opleveren. Als heel de EU zich houdt aan de voorgestelde National Emission Ceiling (C) dan levert dat bijna evenveel op als het E-scenario. Zowel maatregelen in Nederland als in het buitenland zijn dus beide effectief. Een combinatie van de scenario's C en E (NL: maximale inzet, EU: NEC) zou zeer waarschijnlijk nog een groter deel van het areaal beschermen. Deze variant is echter niet doorgerekend. Voor de bescherming van natuurgebieden is het daarom van belang dat ook in het buitenland de depositie gereduceerd wordt. Het is dan ook aan te bevelen het beleid te richten op zowel het binnenland als het buitenland.

Vanaf 2020 is de depositie voor alle scenario's gelijk. Dit betekent dat de verschillen tussen effecten steeds kleiner worden. In 2020 is er al bijna geen verschil meer tussen de effecten ten gevolge van de verschillende depositieniveaus in 2010. De criteria waarvoor in 2030 ook nog kleine verschillen optreden zijn: nitraatgehalte in het grondwater onder de streefwaarde van 25 mg l⁻¹, de natuurwaarde en de bodemkwaliteit. Dit wijst erop dat N-gerelateerde processen langer naijlen dan zuurgerelateerde processen, met uitzondering van de processen die bij de

bodemkwaliteit voor klei en veengronden een rol spelen. De effecten op de criteria afzonderlijk zullen hieronder besproken worden.

De ruimtelijke herverdeling van ammoniakemissies heeft voor alle criteria een verbetering tot gevolg. Met name de grotere natuurgebieden hebben baat bij uitplaatsing van landbouwemissies. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit ten koste gaat van cellen met minder dan 25% natuur. Deze cellen zijn namelijk beschouwd als cellen zonder natuur.

Verschillen per criterium

Nitraatconcentratie

Het D-scenario levert in 2010 duidelijk het laagste percentage beschermd areaal op, terwijl het hoogste percentage beschermd gebied wordt bereikt bij het E-scenario (maximale inzet Nederland). Het nitraatcriterium 25 mg l⁻¹ onder natuur wordt in 2010 nog ruim overschreden (> 30% van het areaal), terwijl het nitraatcriterium 50 mg l⁻¹ onder natuur in minder dan 5% van het areaal wordt overschreden. De mate van overschrijding is bij het D-scenario groter dan bij het E-scenario. De probleemgebieden liggen in het oosten van Noord-Brabant en Gelderland en op de rand van de Gelderse Vallei en de Veluwe. Dit zijn de droge zandgebieden. In 2020, als de N-depositie ruim gehalveerd is ten opzichte van 2010, wordt de norm van 50 mg l⁻¹ overal gehaald. Met de statische methode werd ook voor het criterium van 25 mg l⁻¹ in 2020 een bescherming van 100% berekend, maar met de dynamische methode werd de norm nog in zo'n 10% van het areaal overschreden, wat werd veroorzaakt door naijling. In 2030 wordt minimaal 95% van het areaal beschermd tegen te hoge nitraatconcentraties in het grondwater.

Aluminiumconcentratie

Door verwerking van basische kationen in de ondergrond wordt al vanaf 1997 met de dynamische methode het grondwater (d.w.z. drinkwaterreservoirs op meer dan 30 m diepte) goed beschermd tegen te hoge Al-concentraties.

Wortelschade

In 2010 wordt bij het D-scenario (70%) 5 tot 7% minder areaal beschermd dan bij de andere scenario's. De mate van overschrijding is bij het D-scenario groter dan bij het E-scenario, hetgeen een sterkere groeiremming zou kunnen betekenen bij het D-scenario. De herstelbaarheid is goed, gezien de hoge percentages in 2020 (> 95%). Vanaf 2030 is er geen verschil meer tussen de scenario's en wordt het gehele areaal beschermd.

Bodemkwaliteit

Het verschil tussen de scenario's is voor dit criterium klein. Het percentage beschermd areaal lag in 2010 tussen 83% (scenario D) en 85% (E). Een aanzienlijk deel van de niet beschermde gebieden zijn zandgebieden, welke zich goed blijken te kunnen herstellen. Vanaf 2020 blijft nog zo'n 5% van het areaal onbeschermd. Dit zijn de kalkloze kleigronden en de veengronden. Het herstellen van de basenverzadiging van deze gronden is veelal een traag lopend proces en het is de vraag of dit volledig reversibel is.

Natuurwaarde

Net als bij de andere criteria levert het D-scenario in 2010 het laagste percentage beschermd areaal op. Door de sterke depositiereductie vanaf 2020 neemt het percentage beschermd areaal sterk toe, maar het gewenste niveau van 95% in 2050 wordt niet gehaald. Waarschijnlijk speelt hier ook het naijlingseffect mee.

Verschillen tussen de statische en dynamische methode

De dynamische variant levert voor 2010 wat lagere percentages beschermd gebied op dan de statische variant voor de criteria grondwater (NO_3), wortelschade en natuurwaarde. Voor de criteria grondwater (Al) en bodemkwaliteit worden hogere percentages berekend. De lager berekende percentages met de dynamische methode worden voornamelijk veroorzaakt door naijling. De naijling lijkt na 10 jaar te zijn afgelopen. Bij het criterium bodemkwaliteit wordt de problematiek rondom kalkloze klei en veengronden met de dynamische variant anders ingeschat. Uit de dynamische variant blijkt dat de herstelbaarheid van deze bodemtypen problematisch is. Ook voor het criterium natuurwaarde blijken de mogelijkheden voor herstel niet altijd helemaal volledig.

Naar mate het beschouwde tijdshorizont verder ligt is het verschil tussen bescherming volgens de dynamische en statische methode logischer wijs kleiner. Voor het jaar 2030 zijn de verschillen tussen de dynamische en statische variant vrijwel allemaal verwaarloosbaar klein geworden, zeker gezien het aantal methodische verschillen. In geval van natuurwaarde en bodemkwaliteit blijft er echter een verschil bestaan van enkele procenten. Uit deze resultaten kan geconcludeerd worden dat voor de lange termijn de kritische depositie benadering goed voldoet, maar dat voor het analyseren van effecten cq. verschillen op de korte termijn een dynamische methodiek nodig is.

Verschillen tussen SMART2/MOVE en Normstellingmodule

Wanneer zoals bij SMART2/MOVE een werkelijk multistress criterium gehanteerd wordt waarbij pH en stikstofbeschikbaarheid gecombineerd worden meegenomen én waarbij met een N/S-ratio wordt gerekend zoals voorkomt in de depositiescenario's, worden lagere percentages beschermd areaal berekend dan wanneer deze criteria afzonderlijk worden meegenomen (zoals in de normstellingsmodule). Het gebruik van de normstellingsmodule levert dus een gunstiger beeld op dan SMART2/MOVE.

Optimalisatie

Uit de optimalisatie bleek dat het niet mogelijk was om volgens alle criteria in 2010 95% van het areaal te beschermen. Ten opzichte van de depositie van de A-variant in 2010 is in 2010 een generieke reductie nodig van ruim 60% om de natuurgebieden voor 95% te beschermen tegen te hoge nitraatconcentraties in het grondwater en tegen groeiremming ten gevolge van wortelschade. De bodemkwaliteit wordt pas voor 95% beschermd als de depositie gelijk is aan de achtergronddepositie. In dat geval wordt in circa 90% van het areaal de natuurwaarde beschermd.

Om in 2020 het 95% beschermingsniveau voor nitraatconcentratie in het grondwater te handhaven mag de N-depositie weer iets toenemen ten opzichte van het geoptimaliseerde niveau in 2010, tot 45% van het oorspronkelijke niveau van 2010A. De bodemkwaliteit wordt in 2020 voor 95% van het areaal beschermd als de zuurdepositie volledig teruggeschoefd wordt tot de achtergronddepositie, maar 95% bescherming kan ook bereikt worden als de depositie in 2010 gereduceerd wordt tot 65% van de depositie in 2010 van het A-scenario. Over het algemeen kan gezegd worden dat forse deposities nodig zijn om 95% van het areaal te beschermen tegen alle ongewenste effecten. Gerealiseerd moet worden dat echter niet gesproken kan worden van een ruimtelijke optimalisatie, omdat de depositie overal is verlaagd ook waar het niet nodig was. Verdere toepassingsmogelijkheden liggen op het vlak van gedifferentieerde normstelling, zowel wat betreft criterium als beschermd areaal.

4.3 Aanbevelingen

Bij de dynamische modellering is beperkt aandacht besteed aan dynamische aspecten van vegetatieveranderingen (zoals biomassa ontwikkeling en vershraling) en de invloed van beheer daarop. Door inpassing van de recent ontwikkelde successie module SUMO in SMART2/MOVE wordt het mogelijk om na te gaan in hoeverre (effectgericht) beheer kan worden toegepast als aanvulling op depositie reducties, bijvoorbeeld gedurende de periode van depositiereductie en de daarmee gepaard gaande naijlingsprocessen. Mogelijk kunnen ook andere recente modelontwikkelingen (MOVE 3.0 i.p.v. MOVE 2.0 en verbeteringen in natte systemen in SMART2) ingezet worden om tot meer gedetailleerde effectbeschrijving in termen van beschermde aantal soorten te komen.

Om de naijlingsprocessen goed in kaart te brengen is het nodig om de depositie voor langere tijd constant te houden. De scenario's die in deze studie zijn doorgerekend lopen snel terug in depositie. Het is mogelijk dat ook herstel optreedt als de depositie van 2020 langer aangehouden wordt.

Door artefacten in de normstellingsmodule is het resultaat van deze module niet helemaal vergelijkbaar met het resultaat van SMART2/MOVE. Het verdient aanbeveling om deze twee methodieken beter op elkaar te laten aansluiten.

De analyse met het ruimtelijk geoptimaliseerde scenario (2010B) werd bemoeilijkt door verschil in resolutie en door verschil in meegenomen areaal natuur. Het verdient aanbeveling om de effecten van deze variant te relateren aan de effecten van de andere varianten door de depositie behorende bij de andere varianten op dezelfde manier te berekenen als bij variant 2010B.

Referenties

- Albers, R., J.P. Beck, A. Bleeker, L. van Bree, J. van Dam, L. van der Eerden, J.I. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, C. van der Salm, F. Tonneijk, W. de Vries, B. Wesselink, R. Wortelboer, 2001. *Evaluatie van de verzuringdoelstellingen: de onderbouwing* Rapport 725501, RIVM, Bilthoven.
- Alkemade, J.R.M., J. Wiertz & J.B. Latour 1996. *Kalibratie van Ellenbergs milieuindicatiegetallen aan werkelijke gemeten bodemfactoren*. Rapport 711901016. RIVM, Bilthoven.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen en P.J. van Reest, 1995. *Handboek natuurdoeltypen in Nederland*. IKC-rapport nr 11, IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Beck, J.P, L. van Bree, M.L.P. van Esbroek, J.I. Freijer, A. van Hinsberg, M. Marra, K. van Velze, H.A. Vissenberg, en W.A.J. van Pul, 2001. *Evaluatie van de verzuringdoelstellingen: de emissievarianten*. Rapport 725501002. RIVM, Bilthoven.
- CBS, 1985. *De Nederlandse bosstatistiek. Deel 1: de oppervlakte bos 1980 tot 1983*. Centraal Bureau voor de Statistiek, Voorburg.
- Hinsberg, A. van en J. Kros, 1999. *Een normstellingsmethode voor de (stikstofdepositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de Natuurplanner voor natuurdoeltypen*. Rapport 722108024. RIVM, Bilthoven.
- Jaarsveld, J.A. van, 1995. *Modeling the long term atmospheric behavior of pollutants on various spatial scales*. Dissertation University Utrecht, pp 235.
- Kemmers, R.H., P.C. Jansen en S.P.J. van Delft, 2000. *De regulatie van de basentoestand in kwelafhankelijke schraalgraslanden en laagvenen*. Wageningen, Expertisecentrum LNV, OBN-rapport nr. 8.
- Kros, J., 1998. *Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2 – De modellering van de effecten van verzuring, vermisting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de Milieubalans, Milieuverkenning en Natuurverkenning*. Wageningen, SC-DLO MBP rapport 3.
- Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour en M.J.S. Bollen, 1995. *Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology*. Wageningen, SC-DLO Report 95.
- Latour, J.B., R. Reiling and J. Wietrz, 1993. 'MOVE: a multiple stress model for vegetation'. In: J.C. Hooghart and C.W.S. Posthumus (Eds.) *The use of hydro-ecological models in the Netherlands*. Delft, Proceedings and Information/TNO Committee on Hydrological Research: no.47: 53-64

- Marquardt, D.W., 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. *J. Soc. Ind. and Appl. Mathematics* 11: 431-441.
- Nilsson, J. en P. grennfelt (red), 1998. *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Report form a Workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988. Miljø rapport 1988: 15. Copenhagen, Denmark: Nordik Council of Ministers.
- Noordman, E., H.A.M. Thunnissen en H. Kramer, 1997. *Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN2-grondgebruiksbestand – Achtergrondinformatie bij het gebruik van het bestand*. Wageningen, SC-DLO Rapport 515.
- Posch M, De Smet P.A.M., Hettelingh J.P., Downing R.J. (eds), 2001. *Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe*. Status Report 2001, Coordination Center for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, iv+188 pp.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder en V. Westhoff, 1995. *De vegetatie van Nederland. Deel 1 t/m 5*. Opulus press, Upsala.
- Sollie, S. en A. van Hinsberg (in prep). Validatie van de normstellingsmodule van SMART/MOVE. RIVM-rapport. RIVM. Bilthoven.
- Wamelink, G.W.W., J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse, 2000. *Eerste fase van de ontwikkeling van het successie model SUMO 1; verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner*. Wageningen, Alterra, 2000. Alterra-rapport 045.
- Wiertz, J., J. van Dijk en J.B. Latour, 1992. *De MOVE-vegetatiemodule: De kans op voorkomen van 700 plantesoorten als functie van vocht, pH, nutriënten en zout*. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek rapport 92/24, Wageningen.

Aanhangsel 1 Toelaatbare ranges van GVG, N-beschikbaarheid en pH per natuurdoeltype zoals gebruikt voor het criterium natuurwaarde

NDT	NAAM	GVG (cm - mv)		N beschikbaarheid pH (kmol _c ·ha ⁻¹ ·j ⁻¹)				
		MAX	MIN	MIN	MAX	MIN	MAX	
4	HI-3.4	kalkgrasland	120.44	89.45	1.10	4.89	5.89	7.71
5	HI-3.5	droog loessgrasland	122.82	53.70	0.75	4.41	4.40	6.05
6	HI-3.6	bloemrijk grasland	106.14	39.40	1.99	7.80	5.47	7.45
10	HI-3.10	bosgemeenschappen van helling en plateau	84.69	53.70	2.96	10.22	4.95	6.99
11	HI-3.11	bosgemeenschappen van bron en beek	60.85	17.95	6.10	11.19	5.67	6.88
12	HI-3.12	middenbos	82.30	56.08	5.38	10.95	5.67	7.10
17	Hz-3.3	rietland en ruigte	20.33	-32.10	5.38	11.19	5.67	7.58
19	Hz-3.5	droog grasland	120.44	82.30	0.93	5.62	4.80	7.10
20	Hz-3.6	bloemrijk grasland	82.30	27.48	3.20	8.53	5.28	6.77
21	Hz-3.7	vochtig schraalgrasland	46.55	-5.88	1.10	4.65	4.95	6.30
23	Hz-3.9	droge heide	91.84	27.48	0.75	2.47	4.25	5.41
24	Hz-3.10	vochtige heide en levend hoogveen	22.72	-5.88	1.10	3.44	4.40	5.67
27	Hz-3.13	bosgemeenschappen van arme zandgrond	103.75	53.70	0.58	4.65	3.73	5.11
28	Hz-3.14	bosgemeenschappen van leemgrond	84.69	56.08	4.41	10.46	5.23	7.10
29	Hz-3.15	bosgemeenschappen van bron en beek	60.85	17.95	6.10	11.19	5.60	6.88
30	Hz-3.16	bosgemeenschappen van hoogveen	110.90	27.48	0.58	4.17	3.85	5.28
31	Hz-3.17	middenbos	84.69	53.70	5.14	11.19	5.47	7.21
38	Ri-3.3	rietland en ruigte	20.33	-32.10	5.62	11.19	5.67	7.58
39	Ri-3.4	nat schraalgrasland	39.40	-8.27	1.16	4.65	4.85	6.30
40	Ri-3.5	stroomdalgrasland	110.90	77.53	1.51	6.59	5.89	7.45
41	Ri-3.6	rivierduin en slik	125.20	94.22	0.93	5.38	4.95	6.21
43	Ri-3.8	hakhout en griend	82.30	48.93	6.35	10.95	5.97	7.33
44	Ri-3.9	bosgemeenschappen van zandgrond	87.07	48.93	5.38	11.43	5.47	7.33
45	Ri-3.10	bosgemeenschappen van rivierklei	53.70	37.02	9.98	15.79	6.58	8.00
46	Ri-3.11	middenbos	87.07	53.70	5.86	10.70	5.67	7.33
52	Lv-3.3	rietland en ruigte	20.33	-32.10	5.38	11.19	5.67	7.58
53	Lv-3.4	nat schraalgrasland	39.40	-8.27	1.16	4.65	4.85	6.30
54	Lv-3.5	bloemrijk grasland	103.75	51.32	2.71	8.28	5.60	7.33
58	Lv-3.9	bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	70.38	20.33	6.10	11.67	5.60	6.99
59	Lv-3.10	bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	110.90	27.48	0.58	4.17	3.85	5.28
64	Zk-3.3	zoute en brakke ruigte en grasland	63.23	8.42	3.68	8.77	6.58	8.63
65	Zk-3.4	rietland en ruigte	20.33	-32.10	5.38	11.19	5.67	7.58
66	Zk-3.5	nat schraalgrasland	51.32	-3.50	1.16	4.65	4.80	6.39
67	Zk-3.6	bloemrijk grasland	106.14	53.70	2.47	8.04	5.60	7.33
70	Zk-3.9	hakhout en griend	53.70	-20.18	5.14	14.82	5.54	6.88
71	Zk-3.10	bosgemeenschappen van zeeklei	53.70	37.02	9.98	15.79	6.58	8.00
72	Zk-3.11	bosgemeenschappen van veen-op-klei	70.38	20.33	6.10	11.67	5.60	6.99
73	Zk-3.12	middenbos	82.30	48.93	8.53	15.79	6.48	8.98
80	Du-3.4	duinrietland en -ruigte	20.33	-32.10	5.62	11.19	5.67	7.58
81	Du-3.5	nat schraalgrasland	53.70	3.65	1.16	4.65	4.75	6.21
82	Du-3.6	bloemrijk grasland	96.60	39.40	3.20	9.01	5.47	7.21
83	Du-3.7	droog duingrasland en open duin	122.82	91.84	1.04	5.14	5.06	6.77
84	Du-3.8	droge duinheide	127.59	17.95	0.46	1.99	3.73	5.54
85	Du-3.9	natte/vochtige voedselarme duinvallei	44.17	-10.65	1.04	4.65	4.66	6.67
88	Du-3.12	bosgemeenschappen van kalkarm duin	94.22	46.55	1.04	5.14	4.10	5.35
89	Du-3.13	bosgemeenschappen van kalkrijk duin	89.45	53.70	1.28	7.56	4.10	5.82
90	Du-3.14	bosgemeenschappen van de duinzoom	82.30	37.02	4.65	11.43	5.41	6.99
91	Du-3.15	middenbos	82.30	48.93	8.53	15.79	6.48	8.98
95	Az-3.1	open begroeiing van droge gronden	127.59	91.84	0.81	4.89	4.85	6.30
96	Az-3.2	open begroeiing van vochtige gronden	60.85	6.03	1.63	5.62	5.47	7.33
98	Az-3.4	rietland en ruigte	20.33	-32.10	5.62	11.19	5.67	7.58
99	Az-3.5	bloemrijk grasland	87.07	27.48	1.74	8.53	5.28	7.10
101	Az-3.7	bosgemeenschappen van zandgrond	89.45	53.70	1.45	5.86	4.32	5.54
102	Az-3.8	bosgemeenschappen van zeeklei	53.70	37.02	9.98	15.79	6.58	8.00
105	Gg-3.2	beheerde kwelder	60.85	15.57	4.65	9.25	6.39	8.14

Aanhangsel 2 Percentages beschermd areaal per natuurdoeltype

Natuurdoeltype			oppervlakte (ha)	percentage beschermd areaal								
				1997	2010				2020		2030	
				A	C	D	E	D	E	D	E	
4	HI-3.4	kalkgrasland	37.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	HI-3.5	droog loessgrasland	0.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*
6	HI-3.6	bloemrijk grasland	406.25	6	74	94	58	74	100	100	100	100
10	HI-3.10	bosgemeenschappen van helling en plateau	50.00	100	100	100	100	100	100	100	100	100
11	HI-3.11	bosgemeenschappen van bron en beek	0.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*
12	HI-3.12	middenbos	875.00	99	99	99	99	99	99	99	99	99
17	Hz-3.3	rietland en ruigte	31.25	40	40	40	40	40	40	40	40	40
19	Hz-3.5	droog grasland	937.50	0	0	0	0	0	20	21	61	61
20	Hz-3.6	bloemrijk grasland	5756.25	69	90	91	89	91	92	93	93	93
21	Hz-3.7	vochtig schraalgrasland	937.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	Hz-3.9	droge heide	0.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*
24	Hz-3.10	vochtige heide en levend hoogveen	1006.25	0	0	0	0	0	2	2	53	53
27	Hz-3.13	bosgemeenschappen van arme zandgrond	174356.25	5	12	14	9	15	42	44	73	75
28	Hz-3.14	bosgemeenschappen van leemgrond	0.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*
29	Hz-3.15	bosgemeenschappen van bron en beek	562.50	98	99	99	99	99	99	99	99	99
30	Hz-3.16	bosgemeenschappen van hoogveen	6056.25	0	8	9	4	11	29	30	47	47
31	Hz-3.17	middenbos	2312.50	95	99	99	99	99	99	99	99	99
38	Ri-3.3	rietland en ruigte	56.25	56	100	100	100	100	100	100	100	100
39	Ri-3.4	nat schraalgrasland	1131.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	Ri-3.5	stroomdalgrasland	162.50	12	50	50	42	77	96	96	96	96
41	Ri-3.6	rivierduin en slik	3775.00	0	0	0	0	0	1	1	87	88
43	Ri-3.8	hak hout en griend	800.00	68	84	84	84	84	88	88	91	91
44	Ri-3.9	bosgemeenschappen van zandgrond	200.00	34	47	47	47	47	50	50	50	50
45	Ri-3.10	bosgemeenschappen van rivierklei	356.25	100	100	100	100	100	100	100	100	100
46	Ri-3.11	middenbos	306.25	51	92	98	80	100	100	100	100	100
52	Lv-3.3	rietland en ruigte	662.50	72	75	93	81	80	95	95	95	95
53	Lv-3.4	nat schraalgrasland	5981.25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
54	Lv-3.5	bloemrijk grasland	775.00	78	87	87	84	87	94	94	97	97
58	Lv-3.9	bosgemeenschappen voedselrijk laagveen	406.25	78	89	89	89	89	92	92	92	92
59	Lv-3.10	bosgemeenschappen voedselarm hoogveen	50.00	0	0	0	0	13	13	13	13	38
64	Zk-3.3	zoute en brakke ruigte en grasland	350.00	64	77	77	77	77	79	79	79	79
65	Zk-3.4	rietland en ruigte	3243.75	96	97	99	99	98	100	100	100	100
66	Zk-3.5	nat schraalgrasland	2343.75	4	4	4	4	4	4	5	3	5
67	Zk-3.6	bloemrijk grasland	2856.25	94	97	97	97	97	98	98	99	99
70	Zk-3.9	hak hout en griend	37.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100
71	Zk-3.10	bosgemeenschappen van zeelei	4031.25	97	97	97	97	97	97	97	97	97
72	Zk-3.11	bosgemeenschappen van veen-op-klei	50.00	75	100	100	100	100	100	100	100	100
73	Zk-3.12	middenbos	8593.75	93	94	94	94	94	95	95	95	95
80	Du-3.4	duinrietland en -ruigte	893.75	98	98	98	98	98	99	99	99	99
81	Du-3.5	nat schraalgrasland	1806.25	14	15	15	15	15	19	20	19	22
82	Du-3.6	bloemrijk grasland	1856.25	100	100	100	100	100	100	100	100	100
83	Du-3.7	droog duingrasland en open duin	8968.75	0	2	2	1	2	54	54	98	98
84	Du-3.8	droge duinheide	0.00	*	*	*	*	*	*	*	*	*
85	Du-3.9	natte/vochtige voedselarme duinvallei	2293.75	16	16	16	16	16	16	16	16	16
88	Du-3.12	bosgemeenschappen van kalkarm duin	2206.25	25	44	44	44	44	51	51	51	51
89	Du-3.13	bosgemeenschappen van kalkrijk duin	5318.75	98	100	100	100	100	100	100	100	100
90	Du-3.14	bosgemeenschappen van de duinzoom	12.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100
91	Du-3.15	middenbos	12.50	100	100	100	100	100	100	100	100	100
95	Az-3.1	open begroeiing van droge gronden	437.50	0	0	0	0	0	0	0	0	0
96	Az-3.2	open begroeiing van vochtige gronden	1806.25	95	97	97	95	100	100	100	100	100
98	Az-3.4	rietland en ruigte	1550.00	100	100	100	100	100	100	100	100	100
99	Az-3.5	bloemrijk grasland	2331.25	100	100	100	100	100	100	100	100	100
101	Az-3.7	bosgemeenschappen van zandgrond	568.75	81	84	84	84	84	88	88	88	88
102	Az-3.8	bosgemeenschappen van zeelei	156.25	100	100	100	100	100	100	100	100	100
105	Gg-3.2	beheerde kwelder	1306.25	58	58	58	58	58	58	58	58	58
totaal			261018.75	20	26	28	24	29	49	51	73	75

