

Risico's voor schade aan planten door emissies uit waterzuiveringsinstallaties

C.J. van Dijk & L.J.M. van der Eerden

cabo-dlo

272 552

Verslag 189,
december 1993



Het DLO-Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek (CABO-DLO) is onderdeel van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

DLO heeft tot taak het genereren van kennis en het ontwikkelen van expertise ten behoeve van de uitvoering van de landbouwpolitiek van de Nederlandse regering, het versterken van de agrarische industrie, het plannen en beheren van het landelijk gebied en het beschermen van het milieu. CABO-DLO heeft tot taak het verrichten van fundamenteel-strategisch, zowel experimenteel als modelmatig, onderzoek aan planten. De resultaten hiervan dragen bij aan de realisatie van:

- optimale en duurzame plantaardige produktiesystemen;
- produktvernieuwing en produktkwaliteit;
- natuurwaarden en milieukwaliteit in het landelijk gebied.

Adres:

CABO-DLO

Postbus 14

6700 AA Wageningen

tel. 08370-75700

fax. 08370-23110

e-mail postkamer@cabo.agro.nl

Inhoudsopgave

	pagina
1. Inleiding	1
2. Luchtverontreinigingseffecten en effectgrenswaarden	3
2.1 Effecten	3
2.2 Effectgrenswaarden	3
3. Bepalingmethoden voor effectgrenswaarden	5
3.1 De envelop-benadering	5
3.2 De ecotoxicologische berekening	6
3.3 Combinatie-effecten	7
4. Literatuuronderzoek	8
5. Resultaten	9
5.1 Literatuurgegevens	9
5.2 Toxiciteit van H ₂ S	10
5.3 Toxiciteit van NO	12
5.4 Luchtverontreiniging in relatie tot varen	12
5.5 Luchtfiltratie	13
5.6 Overige gegevens uit (lopend) onderzoek	13
6. Conclusies en aanbevelingen	15
Referenties	17
Bijlage I: Additionele informatie over SO ₂ en NO ₂	2 pp.

1. Inleiding

Zuiveringsinstallaties voor huishoudelijk afvalwater emitteren mogelijk verontreinigingen naar de atmosfeer. Er zijn vermoedens dat deze verontreinigingen schade aan vegetaties kunnen veroorzaken. In dit rapport wordt deze kans op schade besproken.

Directe aanleiding voor deze evaluatie is een aantal bezwaren, die gemaakt zijn tegen de bouw van een waterzuiveringsinstallatie in de directe omgeving van een plantenkwekerij. Als specialiteit heeft deze kwekerij het kweken van varens. Aan dit specifieke geval wordt aandacht besteed.

In dit rapport wordt kort ingegaan op de luchtverontreinigingscomponenten die vrij kunnen komen bij het zuiveren van afvalwater. In relatie tot de risico's voor schade aan planten worden zwavelwaterstof (H_2S) en stikstofdioxide (NO) als belangrijkste componenten aangemerkt. Indien gegevens zijn gevonden over andere relevante componenten worden deze eveneens vermeld. Relevant wil in dit verband zeggen dat er aanleiding is te veronderstellen dat rondom waterzuiveringsinstallaties effectgrenswaarden overschreden kunnen worden. Op basis van deze informatie zal voor zover mogelijk een oordeel gegeven worden over de kans op schade aan planten rondom waterzuiveringsinstallaties.

In het voor-overleg met de opdrachtgever, het Hoogheemraadschap van Rijnland, is overwogen eerst emissie-metingen te doen, alvorens de kans op schade aan planten te evalueren. Bij een voorbereidende oriëntatie is namelijk gebleken dat daar kwantitatief weinig over bekend is. Dergelijke metingen zouden een degelijker basis verschaffen voor de selectie van in beschouwing te nemen componenten en concentratie-niveaus. Dit bleek echter technisch en organisatorisch niet haalbaar. Dit rapport richt zich daarom ook nog op de vraag of op grond van wat op dit moment aan kennis beschikbaar is, additionele metingen of verdere onderzoeken nuttig zijn.

2. Luchtverontreinigingseffecten en effectgrenswaarden

2.1 Effecten

Luchtverontreiniging kan schade veroorzaken nadat het opgenomen is door het blad (directe effecten), maar ook na eerst op de grond, in het gietwater of de voedingsoplossing terecht te zijn gekomen (indirecte effecten). Na in de plant te zijn opgenomen kan de verontreiniging direct schade veroorzaken, zoals bijvoorbeeld groeireductie of bladverbranding (primaire effecten), maar ook kan de gevoeligheid voor allerlei stress-factoren verhoogd worden (secundaire effecten). Slechts een klein gedeelte van de luchtverontreinigingsschade is specifiek en makkelijk als zodanig te herkennen. Dit gedeelte valt voornamelijk in de categorie 'directe, primaire effecten'. In dit rapport is de nadruk gelegd op directe (primaire + secundaire) effecten. Indirecte effecten (dus accumulatie via de bodem) is buiten beschouwing gelaten. Dit is geen groot bezwaar waar het gaat om de bescherming van planten in een agrarisch gebied, omdat daar indirecte effecten van luchtverontreiniging gering zijn ten opzichte van de invloeden van agrarische handelingen. Voor vegetaties van voedselarme natuurgebieden kan deze beperking niet toegepast worden.

2.2 Effectgrenswaarden

Voordat effectgrenswaarden gedefinieerd kunnen worden is het noodzakelijk aan te geven welk effect als negatief of ongewenst moet worden beschouwd. Over het algemeen blijkt er echter op dit moment nog te weinig bruikbare ecotoxicologische informatie beschikbaar te zijn om veel onderscheid te maken. Alleen algemene definities en grove schattingen van risico's zijn mogelijk. Dat blijkt ook uit het feit dat het internationaal geaccepteerd is om bij het vaststellen van effectgrenswaarden (zgn. 'critical levels') voor luchtverontreinigende componenten een nogal vage en in algemene termen gestelde definitie te gebruiken: *'critical levels are concentrations below which direct adverse effects on sensitive plants, plant communities and ecosystems do not occur, according to present knowledge'* (UN-ECE, 1988). Het bijvoegsel 'direct' verwijst naar het feit dat effecten die indirect (dus via de bodem) ontstaan, buiten beschouwing worden gelaten. De term 'adverse effects' (negatieve effecten) dekt in het algemeen de volgende effecten: beschadiging, sterfte, consumptiekwaliiteit, groei (remming, stimulering, verandering van drogestofverdeling, opbrengstreductie), stressgevoeligheid en genetische diversiteit. Bij agrarische gewassen worden alleen effecten in beschouwing genomen die de economische waarde van het gewas verminderen (UN-ECE, 1993). In dit rapport zijn de volgende 'negatieve effecten' in beschouwing genomen: zichtbare weefselbeschadiging, bloeivermindering, verandering van fotosynthese en biomassa-productie, afwijkingen in groeivorm. Biochemische veranderingen zijn voor de bepaling van effectgrenswaarden buiten beschouwing gelaten. Deze invulling van het begrip 'negatieve effecten' resulteert waarschijnlijk wel in een voldoende bescherming van agrarische gewassen en kasteelten, maar niet voor gevoelige natuurlijke vegetaties. Varens kunnen in dit specifieke geval tot de kasteelten worden gerekend. Door teeltmaatregelen worden de omstandigheden zo optimaal mogelijk gehouden waardoor negatieve effecten door lucht-

verontreinigingscomponenten gedeeltelijk worden gecompenseerd. Dit in tegenstelling tot natuurlijke vegetaties die onder minder optimale omstandigheden moeten overleven.

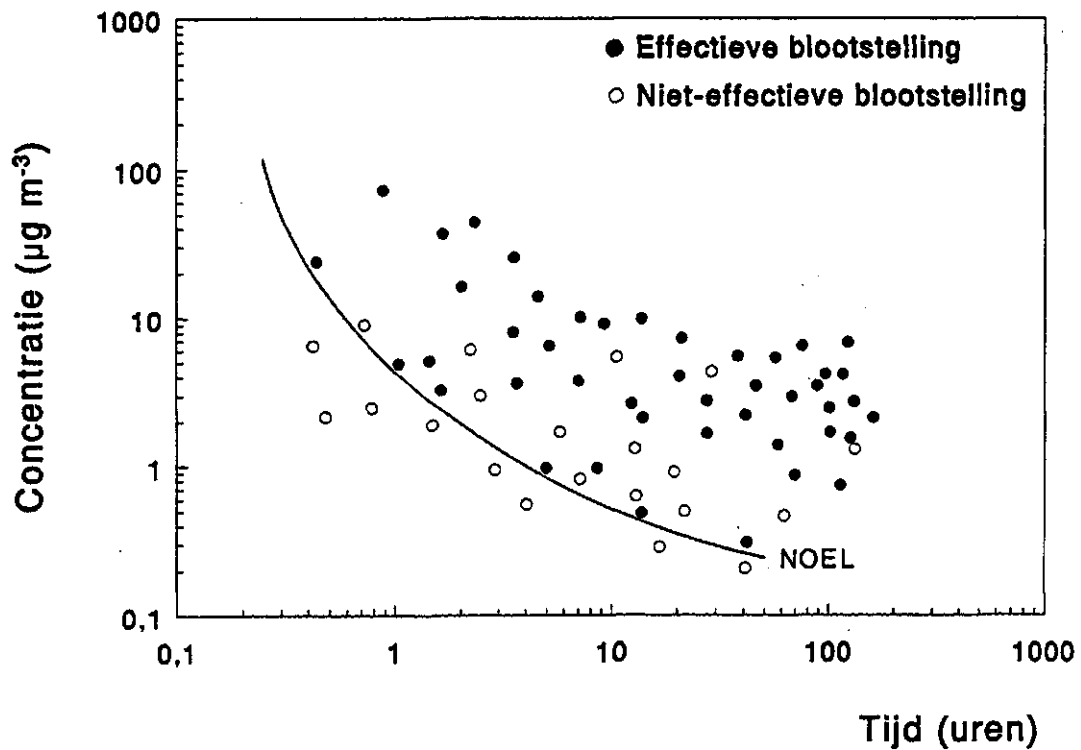
De opzet van experimenten met luchtverontreinigingscomponenten is meestal zodanig, dat het effect bij een bepaald blootstellingsniveau vergeleken wordt met waarnemingen in een controle-behandeling. Wordt hierbij een effect waargenomen dan kan daaruit alleen geconcludeerd worden dat de effectgrenswaarde ergens ligt tussen beide concentratieniveaus. In deze gevallen levert het gelijk stellen van het effectieve blootstellingsniveau aan de effectgrenswaarde dus een onderschatting van de toxiciteit van het agens op.

Er zijn ook argumenten om geen 100 %-bescherming te eisen, maar een zeker risico te aanvaarden. Het is in dat geval zinvol bijvoorbeeld een '95 %-beschermings'-niveau te schatten. Gezien de aard van de gebruikte invoergegevens mag hier striktgenomen niet onder verstaan worden dat bij dit niveau 95 % van de soorten beschermd wordt. Het geeft slechts aan dat 5 % van de in beschouwing genomen effectieve blootstellingen onder dit niveau ligt. Met de op dit moment beschikbare kennis en informatie is niet aan te geven of bij dit niveau ook 95 % van de soorten beschermd wordt.

3. Bepalingsmethoden voor effect-grenswaarden

3.1 De envelop-benadering

De envelop-benadering komt neer op de vaststelling (of schatting via interpolatie) van het laagste effectieve blootstellings niveau uit een set van effectieve blootstellingen die representatief geacht wordt voor het te beschermen systeem. In deze benadering worden niet-toxische blootstellingsniveaus gescheiden van niveaus die toxisch zijn. Grafisch is dit weer te geven door in een grafiek concentratie en tijd tegen elkaar uit te zetten en een curve zodanig te trekken dat alle effectieve blootstellingsniveaus boven en rechts van deze curve liggen. Deze curve wordt ook effectgrenslijn of No Observed Effect Level (NOEL) genoemd (Fig. 1). Als zo'n grafiek informatie van meerdere plantesoorten en meerdere experimenten bevat zal over het algemeen ook een deel van de niet-effectieve blootstellingsniveaus boven het NOEL liggen en wordt het NOEL feitelijk alleen bepaald door een zeer beperkt aantal waarnemingen, namelijk de effectieve blootstellingsniveaus die het dichtst bij de curve liggen.



Figuur 1. Grafische weergave van de envelop-benadering met daarin een fictieve effectgrenslijn (No Observed Effect Level).

De overige blootstellingsniveaus spelen bij de envelop-benadering geen rol bij de vaststelling van het NOEL, terwijl daarin toch ook relevante informatie besloten ligt (bijvoorbeeld over variatie in gevoeligheid). Een ander kenmerk van deze benadering is dat één effectief blootstellingsniveau dat extreem veel lager ligt dan alle andere effectieve niveaus de ligging van de curve kan bepalen (Van der Eerden *et al.*, 1991). Bij de envelop-benadering kan toevoeging van nieuwe informatie over effectieve blootstellingsniveaus alleen leiden tot *geen verandering* of tot *verlaging* van het NOEL, maar niet in een verhoging. De methode is ondanks bovengenoemde nadelen verreweg het meest gebruikt bij de afleiding van effect-grenswaarden voor luchtverontreinigingscomponenten (Posthumus *et al.*, 1989; Slooff *et al.*, 1989; Tonneijck, 1989).

3.2 De ecotoxicologische berekening

De ecotox-berekening is gebaseerd op de statistische beschrijving van verschillen in gevoeligheid tussen soorten. In het model wordt uitgegaan van een log-logistische verdeling van gevoeligheidsverschillen. Indien de geselecteerde gegevens daar significant van afwijken kan het model niet gebruikt worden (Van der Meent *et al.*, 1990). Tevens wordt er van uitgegaan dat de in beschouwing genomen soorten, omstandigheden en effectparameters een representatieve steekproef zijn uit het te beschermen systeem. Voor wat de effecten van luchtverontreiniging op planten betreft is met de ecotox-berekening ervaring opgedaan bij de bepaling van grenswaarden voor NH₃ (Van der Eerden *et al.*, 1991) en SO₂ (Dueck *et al.*, 1992).

De berekening gaat als volgt. Eerst wordt het gemiddelde en de standaard-afwijking van de ln-getransformeerde 'No Observed Effect Concentrations' (NOEC's) van de in beschouwing genomen gegevens berekend. Hiermee wordt een onzekerheidsfactor T berekend (1). Door het geometrisch gemiddelde van de NOEC's te delen door T (2) wordt een concentratieniveau gedefinieerd waarbij een bepaald percentage van de soorten in een vegetatie beschermd wordt. De factor T is groter naarmate het aantal in beschouwing genomen waarnemingen kleiner is. Het met (1) en (2) berekende concentratieniveau wordt HC_p genoemd (Hazardous Concentration voor de gevoeligste p % van de soorten). Deze schatting heeft betrouwbaarheidsgrenzen en dat kan in de schatting van de HC_p betrokken worden. Zowel het percentage te beschermen soorten (p) als de breedte van het betrouwbaarheidsinterval kan naar wens gevarieerd worden. In deze notitie is gekozen voor berekening van de HC bij 95 %-beschermingsniveau (p=5) en een betrouwbaarheidsinterval van 95 %. Bij een groot aantal waarnemingen benadert de schatting van de HC₅ zonder betrouwbaarheidsmarge in principe het 95 %-niveau in de envelop-benadering. De ondergrens van het 95 %-betrouwbaarheidsinterval van de HC_p is dan een redelijke benadering van het 100 %-niveau in de envelop benadering.

$$T = \exp [(3s_m k_m / \pi^2) * \ln(1 - \delta / \delta)] \quad (1)$$

$$HC_p = [\exp x] / T \quad (2)$$

waarin:

- T: onzekerheidsfactor
- s_m: standaardafwijking van de ln-getransformeerde NOEC's
- k_m: constante, afhankelijk van het aantal waarnemingen en het gekozen betrouwbaarheidsinterval (vgl. Kooijman, 1987)

- HC_p : 'Hazardous Concentration' voor p % van de soorten in ppm.
 p: gekozen percentage *niet* beschermde soorten
 δ : $p/100$
 x: rekenkundig gemiddelde van de ln-getransformeerde NOEC's

Omdat de berekening uiteindelijk moet leiden tot HC_5 's voor een beperkt aantal blootstelduren (1 dag, 1 maand, 1 jaar) is voor andere blootstelduren een interpolatie toegepast door NOEC's te 'verschuiven' langs curves parallel aan het NOEL van Figuur 1 (voor mathematische benadering zie: Van der Eerden *et al.* 1991).

De beschikbare literatuurgegevens zijn voor een deel niet gegeneerd met de intentie er effectgrenswaarden uit af te leiden. Voor de envelop-benadering is dat geen groot bezwaar mits aannemelijk is dat zowel voor kort- als langdurende blootstellingsniveaus waarnemingen aan enkele zeer gevoelige soorten in de gegevensset aanwezig zijn. De ecotox-berekening stelt hogere eisen aan de invoergegevens; er wordt bij de schatting van beschermingsniveaus uitgegaan van de aanname dat de totale steekproef representatief is voor de te beschermen populatie. Verder is noodzakelijk dat voor elk interval van blootstelduren ongeveer evenveel waarnemingen beschikbaar zijn.

3.3 Combinatie-effecten

Over het algemeen zal een geëmitteerde component vergezeld gaan van andere componenten of toegevoegd worden aan luchtverontreiniging die als achtergrond-vervuiling aanwezig is. Uiteraard gaat het bij de beoordeling van milieurisico's om het effect van de hele cocktail aan verontreinigingen. De situatie is eenvoudig als er één component sterk overheerst en het effect van andere componenten verwaarloosd kan worden. In principe is de risico-evaluatie ook nog overzichtelijk als er sprake is van additiviteit: de effecten van de afzonderlijke componenten kunnen bij elkaar opgeteld worden. In de literatuur zijn echter situaties beschreven waarin er sprake is van interactie tussen componenten of tussen door deze componenten veroorzaakte effecten. Zowel minder-dan-additieve (antagonisme) als meer-dan-additieve effecten (synergisme) zijn beschreven (Unsworth & Ormrod, 1982).

De in § 3.1 en § 3.2 besproken methoden voor het afleiden van effectgrenswaarden zijn in principe ook toepasbaar voor het evalueren van de effecten van combinaties van componenten. Het effect van een combinatie van componenten kan, in het geval van additiviteit, eenvoudig geschat worden door de concentraties bij elkaar op te tellen. Omdat het onderzoek naar effecten van combinaties van componenten experimenteel-technisch vaak gecompliceerd en zeer arbeidsintensief is, zijn hierover relatief weinig literatuurgegevens beschikbaar. Bij combinatie-effecten zijn voor de bepaling van effectgrenswaarden juist veel gegevens nodig. Een van de weinige combinaties die relatief intensief is onderzocht is $NO_2 + SO_2$. Daarom was het voor deze combinatie (die synergistisch werkt) wel mogelijk een effectgrensvlak te beschrijven (Van der Eerden & Duym, 1988; bijlage 1). Voor andere combinaties was dit bij gebrek aan eenduidige informatie niet mogelijk.

4. Literatuuronderzoek

Voor het vinden van gegevens over effecten van H₂S en NO op planten is een zoekopdracht uitgevoerd in de wetenschappelijke literatuur-bestanden AGRAR FORSCHUNGSVORHABEN, AGRARBUCH, AGREP, AGRIS, ELFIS, PHYTOMED, AGRICOLA, VITIS-VEA, ENVIROLINE, BIOSYS, SCISEARCH en CAB vanaf 1970.

5. Resultaten

5.1 Literatuurgegevens

Emissiemetingen zijn slechts incidenteel aan bepaalde onderdelen van zuiveringsinstallaties verricht. Bovendien bestaat er onzekerheid over de betrouwbaarheid van de metingen (BKH, 1987). Wel is algemeen bekend dat H₂S bij zuivering van afvalwater vrij kan komen. Ook zijn er aanwijzingen dat NO geëmitteerd wordt. Omdat beide componenten fytotoxische eigenschappen hebben is in de evaluatie hierop een speciaal accent gelegd.

Voor H₂S en NO staan de gevonden effectgegevens in Tabel 3a en 3b (pag.21 t/m 26). Overige door rioolwaterzuiveringsinstallaties geëmitteerde componenten die in de literatuur zijn gevonden (BKH, 1987, 1990; Lee & Dollard, 1993 pers. med.) staan vermeld in Tabel 1. Deze lijst geeft geen volledige opsomming van de geëmitteerde componenten. De zoekopdracht is specifiek gericht op het vinden van literatuur over effecten op planten inclusief vares. Voor de componenten uit Tabel 1. zijn, indien mogelijk, reeds bekende effectgrenswaarden vermeld.

Tabel 1. Overzicht van door rioolwaterzuiveringsinstallaties geëmitteerde componenten met, indien bekend, bijbehorende effectgrenswaarden

Componenten	Effectgrenswaarden	
	concentratie (ppm)	expositieduur
CH ₄ ¹⁾	1021	7 dagen
CO ₂	niet fytotoxisch (beïnvloedt plantegroei wel)	
H ₂ S	zie dit rapport	
NH ₃ ²⁾	4,75	1 uur
	0,39	1 dag
	0,03	1 maand
	0,01	1 jaar
NO	zie dit rapport	
NO ₂ ³⁾	2,13	1 uur
	0,32	1 dag
	0,21	10 dagen
NO ₂ ⁴⁾	0,02	1 jaar
N ₂ O ⁵⁾	waarschijnlijk niet fytotoxisch	
Organische sulfide verbindingen	niet bekend	

1): Heck & Pires, 1968.

2): Van der Eerden *et al.*, 1991.

3): Posthumus *et al.*, 1989.

4): UN-ECE, 1988.

5): Saxe, 1993.

5.2 Toxiciteit van H₂S

Het literatuuronderzoek heeft over de effecten van H₂S een hoeveelheid informatie opgeleverd die net voldoende is om daarop de in paragraaf 3.1 en 3.2 bescheven schattingen voor effectgrenswaarden toe te passen. De resultaten staan vermeld in Figuur 2 en Tabel 2.

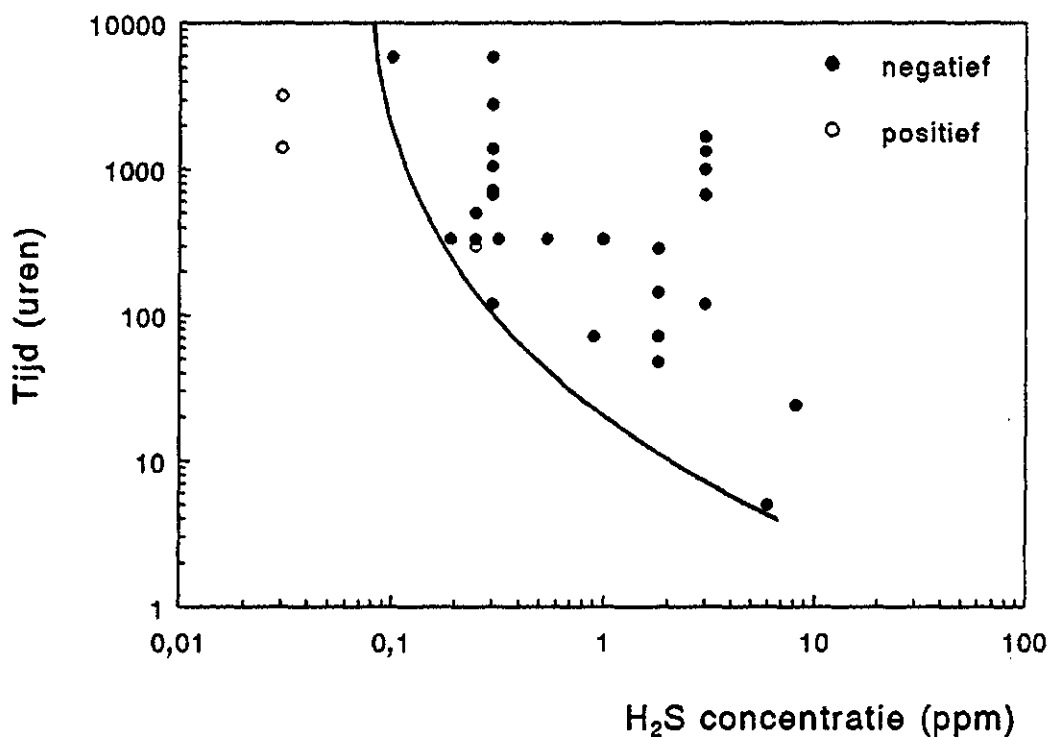
Tabel 2 Grenswaarden voor effecten van H₂S op planten (ppm) voor verschillende beschermingsniveaus, gebaseerd op de geselecteerde gegevens, en bepaald met twee methoden. Zie tekst voor verdere toelichting

Beschermingsniveau	Envelop-benadering	Ecotox-berekening	
	100 %	95 % (onzekerheidsmarge 5 %)	95 % (zonder onzekerheidsmarge)
1 dag	0,97	0,18	0,94
1 maand	0,13	0,04	0,09
1 jaar	0,09	0,01	0,05

Uit Tabel 2. blijkt dat, bij vergelijking van het 100 %-beschermingsniveau bepaald met de envelop-benadering, en het 95 %-beschermingsniveau van de ecotox-berekening, een verlaging van het beschermingsniveau met 5 % een geringe daling van de effectgrenswaarden tot gevolg heeft. Wordt bij de ecotox-berekening rekening gehouden met een onzekerheidsmarge dan liggen de berekende effectgrenswaarden beduidend lager. Alle afgeleide effectgrenswaarden liggen echter ruim boven de achtergrondconcentratie van minder dan $5 \cdot 10^{-5}$ ppm (De Kok, 1989). Overschrijding van effectgrenswaarden betekent ook overschrijding van de H₂S geurdrempel van $5 \cdot 10^{-4}$ ppm (BKH, 1987).

Vanwege de veel meer dan lokale verspreiding is er in de literatuur aan de fytotoxiciteit van SO₂ veel meer aandacht besteed dan aan H₂S. Chemisch zijn er verwantschappen tussen beide zwavelverbindingen. De vraag in relatie tot het onderwerp van dit rapport is dan ook of informatie over SO₂ gebruikt kan worden als aanvulling op de schaarse hoeveelheid informatie over H₂S.

Over het algemeen wordt aangenomen dat sulfiet-ophoping de toxiciteit van SO₂ bepaalt (Ziegler, 1975). Op grond daarvan vermoedt Kropff (1989) dat de gevoeligheid van planten voor SO₂ bepaald wordt door hun capaciteit om sulfiet te oxideren. De Kok (1989) en Maas (1987a) hebben de assimilatie van zowel SO₂ als H₂S in meer detail bestudeerd en betwijfelen de centrale rol van sulfiet in de toxiciteit van SO₂. Voor beide zwavel-verbindingen geldt dat na opname ze grotendeels worden opgenomen in het zwavelmetabolisme. Dit uit zich in een sterke toename van gereduceerd glutathion (GSH) en sulfaat (Maas, 1987a). Deze omzetting heeft ondermeer een toename van het cysteïne-gehalte tot gevolg, terwijl bekend is dat een hoog cysteïne-gehalte de assimilatie van zwavel blokkeert (Van Dijk *et al.*, 1986). GSH wordt na enige tijd omgezet in sulfaat.



Figuur 2 Grafische weergave van de effectieve blootstellingsniveaus met een effectgrenslijn voor het 100 %-beschermingsniveau volgens de envelop-benadering

De Kok (1989) komt tot de conclusie dat de assimilatie van door het blad opgenomen zwavelverbindingen slecht is gereguleerd en dat het er weinig toe doet of de zwavel aangeboden wordt in gereduceerde dan wel geoxideerde vorm. Op grond van deze conclusie kan vermoed worden dat de depositiesnelheid meer bepalend is voor de toxiciteit dan de wijze van assimilatie. Voor SO₂ is deze wel redelijk goed bekend, namelijk 0,6-1,2 cm sec⁻¹ (Heij & Schneider, 1991; Schwela, 1979), maar voor H₂S niet.

Op grond van begassingsexperimenten waarin naar bladbeschadiging en groeireductie is gekeken, concludeert Krause (1979) dat H₂S ongeveer twee maal zo toxisch is als SO₂. Als beide componenten worden vergeleken op basis van hun S-gehalte is hun toxiciteit echter ongeveer gelijk. Dit ondersteunt de aanname dat zowel het werkingsmechanisme als de depositiesnelheid voor beide componenten ongeveer gelijk is. Maas (1987a) stelt vast dat de effectgrenswaarde voor beide componenten sterk afhangt van de plantesoort en van omgevingsomstandigheden.

Op basis van de beschikbare informatie kan gesteld worden dat SO₂ en H₂S in termen van metabolisme waarschijnlijk veel op elkaar lijken. Dit is een argument voor de aanname dat SO₂ en H₂S additief werken.

5.3 Toxiciteit van NO

Slechts enkele publikaties zijn gevonden waarin de toxiciteit wordt genoemd op basis van experimenteel onderzoek. Omdat er veel meer experimenten gedaan zijn met NO₂ dan met NO is het de moeite waard te zoeken naar een basis voor de veronderstelling dat beide componenten een vergelijkbare fytotoxiciteit hebben en de effecten daarom additief zijn (een ander stikstofoxide: N₂O, wordt hier verder niet besproken omdat dit waarschijnlijk niet fytotoxisch is).

NO₂ is beter oplosbaar in water en heeft een hogere depositiesnelheid dan NO (Fowler & Cape, 1982). NO heeft een korte 'halfwaarde-tijd': in aanwezigheid van ozon wordt NO snel omgezet in NO₂. Dit is met name het geval op dagen dat de atmosfeer toch al relatief sterk vervuild is en de kans op schade door luchtverontreiniging relatief groot is. Een deel van het geëmitteerde NO zal dus als NO₂ effect hebben. De fytotoxiciteit van beide componenten wordt op zijn minst gedeeltelijk veroorzaakt door hetzelfde proces: vorming van nitriet en ammonium, met als gevolg remming van de fotosynthese en biomassa-productie. Op grond daarvan is het niet verwonderlijk dat verschillende onderzoekers concluderen dat NO en NO₂ vergelijkbare effecten veroorzaken, die over het algemeen additief blijken te zijn (Hill & Bennett, 1970; Capron & Mansfield, 1976; Law & Mansfield, 1982). Toch zijn er ook onderzoekers die concluderen dat NO₂ toxischer is dan NO (Ormrod, 1978), terwijl in meer recente literatuur (Saxe, 1985; Wellburn, 1990) gesuggereerd wordt dat het omgekeerde het geval is. Saxe (1993) heeft vastgesteld dat gevoeligheidsverschillen tussen planten niet hetzelfde zijn voor NO en NO₂. Deze informatie maakt dat de veronderstelling van additiviteit van NO- en NO₂-effecten geen erg solide basis heeft. Als bij gebrek aan voldoende informatie het toch nodig is de toxiciteit van NO_x (=NO+NO₂) gelijk te veronderstellen aan die van NO₂, dan dient dat met zorg en eventueel met inpassing van een veiligheidsfactor te gebeuren. Omdat NO vaak snel omgezet wordt in NO₂ is het aannemelijk dat de blootstelling rond een bron redelijk benaderd wordt door de geëmitteerde NO uit te drukken in NO₂ en op te tellen bij de NO_x die als achtergrond aanwezig is. De afstand ten opzichte van een bron waarbinnen de omzetting van NO naar NO₂ plaatsvindt is sterk afhankelijk van de O₃-concentratie en windsnelheid. Voor NO₂ zijn effectgrenswaarden genoemd in Tabel 1.

5.4 Luchtverontreiniging in relatie tot varens

Vanwege specifieke bezwaren heeft de opdrachtgever van deze evaluatie gevraagd enige aandacht te besteden aan schade aan varens door een toename van de belasting door luchtverontreinigingscomponenten afkomstig van de te bouwen rioolwaterzuiveringsinstallatie. Varens behoren evenals mossen en korstmossen tot de hoofdafdeling van de sporeplanten. Van mossen en korstmossen is bekend dat bepaalde soorten gevoelig zijn voor luchtverontreiniging (Greven, 1992; Van Dobben, 1993). Door het ontbreken van huidmondjes vindt de opname van stoffen, inclusief luchtverontreinigingscomponenten, rechtstreeks plaats via de epidermis. Bij varens vindt de opname hoofdzakelijk plaats via de huidmondjes, een opname-route die overeenkomt met die van zaadplanten. Om deze reden wordt de gevoeligheid van varens voor luchtverontreinigingscomponenten over het algemeen vergeleken met die van hogere planten.

Literatuurgegevens met betrekking tot effecten van H₂S en NO op varens ontbreken geheel. Wel is enig onderzoek gedaan naar de effecten van NO₂ en SO₂ op verschillende soorten varens. Ashenden *et al.* (1990) hebben de soorten *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, *Phyllitis*

scolopendrium (L.) Newman en *Polypodium vulgare* L. blootgesteld aan 0,06 ppm NO₂ gedurende 37 weken. Er werd geen effect gemeten aan het aantal bladeren bij elk van de soorten. Na afloop van de begassing bleek de totale biomassa van de begaste en niet-begaste planten gelijk. Wel was tijdens de begassing bij *D. filix-mas* en *P. scolopendrium* meer bladmassa afgestorven (resp. 49 en 58 %), en bij *P. vulgare* de bladmassa toegenomen (72 %) vergeleken met de controle. Uit deze resultaten blijkt dat NO₂ de groei van varens zowel positief als negatief kan beïnvloeden. De invloed van de combinatie SO₂ + NO₂ op de reproductie van varens is onderzocht door Lawrence & Ashenden (1993). De varens *Polypodium interjectum* (Shivas), *Dryopteris affinis* (Lowe) Fraser-Jenkins en *Phyllitis scolopendrium* (L.) Newman werden gedurende 14 weken begast met een combinatie van 0,04 ppm SO₂ en 0,04 ppm NO₂. Bij *D. affinis* werd een reductie van het aantal sporedoosjes per blad aangetoond. Dit effect trad niet op bij de overige soorten. Het aantal en de levensvatbaarheid van de sporen in de sporedoosjes was verminderd bij *P. interjectum* en *P. scolopendrium*, maar niet bij *D. affinis*. Uit dit onderzoek blijkt dat SO₂ en NO₂ de (re)productiecapaciteit van varens negatief kan beïnvloeden.

Luchtverontreinigingscomponenten kunnen dus zowel de groei als reproductie van varens beïnvloeden. Gezien de verwantschap tussen H₂S en SO₂, en tussen NO en NO₂ (zie bijlage 1) is het niet uitgesloten dat H₂S en NO vergelijkbare effecten kunnen veroorzaken bij varens. De gebleken gevoeligheid van varens lijkt niet significant af te wijken van andere voor SO₂ en NO₂ gevoelige plantesoorten, er is geen informatie op basis waarvan geconcludeerd zou kunnen worden dat varens niet worden beschermd bij 'critical levels' zoals genoemd in Tabel 2.

5.5 Luchtfiltratie

Een optie ter bescherming van de planten in de kas is het filtreren van inkomende buitenlucht. Voor het filtreren van buitenlucht wordt hoofdzakelijk actieve-koolfilter gebruikt. Nadeel van actieve kool is echter dat de adsorptie-capaciteit niet altijd gelijk is. Deze is afhankelijk van een aantal factoren zoals de grondstof, productieomstandigheden, vochtigheid, temperatuur en ouderdom tijdens toepassing. Verder worden niet alle componenten in dezelfde mate geadsorbeerd en onder bepaalde omstandigheden kan er desorptie optreden. Vers actieve kool is in staat NO₂ vrijwel volledig te adsorberen. Over het algemeen is jaarlijkse verversing van het actieve kool voldoende. NO passeert het filter echter vrijwel ongehinderd. Vóór-filtratie is dan noodzakelijk door bijvoorbeeld met KMnO₄ geïmpregneerde pellets. NO wordt geoxideerd tot NO₂ dat vervolgens door het actieve-koolfilter wordt opgenomen. De componenten SO₂, H₂S, O₃ en N₂O worden redelijk door actieve kool geadsorbeerd (Wellburn, 1990).

5.6 Overige gegevens uit (lopend) onderzoek

Vanwege bezorgdheid over mogelijke schade aan landbouwgewassen in de omgeving van een waterzuiveringsinstallatie te Rilland-Bath hebben onderzoekers van de projectgroep Luchtverontreiniging van het AB-DLO (voorheen IPO-DLO) in 1984 en 1985 waarnemingen aan landbouwgewassen en een populierenbos verricht (Van der Eerden & Gremmen, 1986). Aanwijzingen dat emissies van deze installatie schade hebben veroorzaakt zijn niet gevonden. Verder zijn er verwijzingen gevonden naar onderzoek in Groot-Brittannië, waarin geconstateerd is dat een aërobe waterzuiveringsinstallatie (actief-slibprocédé; capaciteit van 43000 m³ dag⁻¹) een bron van NH₃ kan zijn die niet verwaarloosbaar is. Gedurende een meetcam-

pagne van 8 maanden werden weekgemiddelde concentraties van 10 tot 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ gemeten (Lee *et al*, 1992); Dit is in de orde van grootte van effectgrenswaarden voor ammoniak (Tabel 1). Een uitgebreider onderzoek, waarin verschillende types van waterzuivering met elkaar vergeleken worden voor wat hun NH_3 emissie betreft is op dit moment gaande (Lee, pers. med.).

6. Conclusies en aanbevelingen

Het geheel overziend concluderen we dat de wetenschappelijke basis voor het schatten van schade-kansen smal is. Over de componenten in de emissie van rioolwaterzuiveringsinstallaties waarvan verwacht wordt dat deze het meest toxisch zijn voor planten, H_2S en in mindere mate NO , is weinig bekend.

Vanwege de verwantschap van H_2S met SO_2 is het aannemelijk dat de respons van beide componenten min of meer additief is. Mogelijk geldt het zelfde voor NO en NO_2 .

Bij de evaluatie van kans op effecten rondom lokale bronnen moet rekening gehouden worden met een achtergrondsbelasting. In de omgeving van een rioolwaterzuiveringsinstallatie zal de eigen emissie van H_2S sterk overheersend zijn over de achtergrondsbelasting. Van NO is nog niet bekend of deze component in substantiële hoeveelheden geëmitteerd wordt. In de achtergrondsbelasting zijn SO_2 , NO en NO_2 aanwezig in concentraties die incidenteel effectgrenswaarden overschrijden (Van der Eerden & Duym, 1988). Landelijk-gemiddelde achtergrondconcentraties bedragen voor NO_x , NO_2 en SO_2 respectievelijk 28 ppb, $30 \mu g m^{-3}$ en $10 \mu g m^{-3}$ (RIVM, 1992). Een door een lokale rioolwaterzuiveringsinstallatie toegevoegde bijdrage aan deze componenten (of componenten die een additieve werking met deze achtergrondsbelasting hebben) vergroot de kans op effectgrenswaarde-overschrijding.

Door de emissie van rioolwaterzuiveringsinstallaties neemt de kans op overschrijding van effectgrenswaarden dus toe. Er zijn echter veel te weinig emissie-concentratie-metingen verricht om een kwantitatieve schatting te maken van deze toename.

Er zijn in de literatuur geen gevallen beschreven van schade aan vegetatie in de directe omgeving van rioolwaterzuiveringsinstallaties. Ook in ons eigen schadeclaim-onderzoek is zo'n geval nog niet voorgekomen. Dit doet vermoeden dat de door rioolwaterzuiveringsinstallaties veroorzaakte lokale schade aan vegetaties over het algemeen marginaal is.

Het lijkt ons wel nuttig dat meer algemene informatie beschikbaar komt over de emissies van waterzuiveringsinstallaties. Deze informatie is nodig om een schatting te kunnen maken van de kans op schade en om een mening te vormen over de wenselijkheid iets aan schade-preventie te doen. In dat kader is het zinvol te overwegen naast NO en H_2S ook NH_3 te meten. Voor een dergelijke evaluatie, bijvoorbeeld in het kader van een milieu-invloed-rapportage, is het wenselijk dat meer informatie beschikbaar komt over de fytotoxiciteit van NO . De kans dat over de fytotoxiciteit van deze component in de eerstkomende vijf jaar informatie in de wetenschappelijke literatuur verschijnt, is reëel: NO ondervindt in tegenstelling tot H_2S toenemende belangstelling bij het milieuonderzoek.

Verwacht moet worden dat op korte termijn (vijf jaar) geen direct-buikbare informatie over schade-kansen rondom rioolwaterzuiveringsinstallaties beschikbaar komt. Het lijkt ons daarom voorlopig zinvoller bij schademeldingen over te gaan op schadeclaim-onderzoek. De diagnostiek van geconstateerde schade hoeft geen al te grote problemen te geven en de kosten van zo'n onderzoek zijn relatief gering.

Referenties

- Anderson, L.S. & Mansfield, T.A. (1979). The effect of nitric oxide pollution on the growth of tomato. *Environmental Pollution* 20: 113-121.
- Ashenden, T.W., Bell, S.A. & Rafarel, C.R. (1990). Effects of nitrogen dioxide pollution on the growth of three fern species. *Environmental Pollution* 66: 301-308.
- Bennett, J.P., Barnes, K. & Shinn, J.H. (1980). Interactive effects of H₂S and O₃ on the yield of snap beans (*Phaseolus vulgaris* L.). *Environmental and Experimental Botany* 20: 107-114.
- BKH adviesbureau, (1987). Aanvoer en emissie van stankstoffen op rioolwaterzuiverings-inrichtingen. 's-Gravenhage, 32 pp.
- BKH adviesbureau, (1990). Emissie van broeikasgassen uit rioolwaterzuiverings-inrichtingen. Delft, 45 pp.
- Bruggink, G.T., Wolting, H.G., Dassen, J.H.A. & Bus, V.G.M. (1988). The effect of nitric oxide fumigation at two CO₂ concentrations on net photosynthesis and stomatal resistance of tomato (*Lycopersicon lycopersicum* L. cv. Abunda). *New Phytologist* 110: 185-191.
- Brunold, C. & Erismann, K.H. (1973). H₂S als Schwefelquelle bei *Lemna minor* L.: Einfluss auf das Wachstum, den Schwefelgehalt und die Sulfataufnahme. *Experientia* 30: 465-467.
- Capron, T.M. & Mansfield, T.A. (1976). Inhibition of growth in tomato by air polluted with nitrogen oxides. *Journal of Experimental Botany* 27: 1181-1186.
- Capron, T.M. & Mansfield, T.A. (1977). Inhibition of growth in tomato by air polluted with nitrogen oxides. *Journal of Experimental Botany* 28: 112-116.
- De Kok, L.J. (1989). Effects of atmospheric hydrogen sulfide on plant metabolism. Proefschrift Rijksuniversiteit te Groningen, 128 pp.
- De Kok, L.J., Thompson, C.R., Mudd, J.B. & Kats, G. (1983). Effect of H₂S fumigation on water-soluble sulfhydryl compounds in shoots of crop plants. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie* 111: 85-89.
- Dueck, Th.A., Van der Eerden, L.J. & Berdowski, J.J.M. (1992). Estimation of SO₂ effect thresholds for heathland species. *Functional Ecology* 6: 291-296.
- Faller, N. (1972). Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, nitrose Gase und Ammoniak als ausschließliche S- bzw. N-Quellen der höheren Pflanze. *Zeitschrift für Pflanzen-ernährung, Düngung und Bodenkrankheiten* 131: 120-130.
- Fowler, D. & Cape, J.N. (1982). Air pollutants in agriculture and horticulture. In: Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. eds. M.H. Unsworth & D.P. Ormrod, Butterworth Scientific, London, 3-26.
- Greven, H.C. (1992). Changes in the Dutch bryophyte flora and air pollution. *Dissertationes Botanicae*. Band 194. J. Cramer, Berlin - Stuttgart, 237 pp.
- Heck, W.W. & Pires, E.G. (1968). Growth of plants fumigated with saturated and unsaturated hydrocarbon gases and their derivatives. Texas Agricultural Experimental Station Miscellaneous Publication No. 603.
- Heij, G.T. & Schneider, T. (1991). Acidification research in The Netherlands. *Environmental Science Series nr 46*. Elsevier, Amsterdam, 771 pp.
- Hill, A.C. & Bennett, J.H. (1970). Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. *Atmospheric Environment* 4: 341-348.
- Kooijman, S.A.L.M. (1987): A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Research* 22: 269-276.
- Krause, G.H.M. (1979). Relative Phytotoxizität von Schwefelwasserstoff. *Staub -Reinhaltung der Luft* 39: 165-167.

- Kropff, M. J. (1989). Quantification of SO₂ effects on physiological processes, plant growth and crop production. Ph.D. Thesis, Agricultural University, Wageningen, 201.
- Law, R.M. & Mansfield, T.A. (1982). Oxides of nitrogen and the greenhouse atmosphere. In: Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. eds. M.H. Unsworth & D.P. Ormrod. Butterworth Scientific, London, 93-112pp
- Lawrence, P.A. & Ashenden, T.W. (1993). Effects of acidic gases and mists on the reproductive capability of three fern species. *Environmental Pollution* 79: 267-270.
- Lee, D.S., Nason, P.D. & Bennett, S.L. (1992). Atmospheric ammonia in the vicinity of a sewage treatment plant - Results from a preliminary investigation. AEA-EE-00328, AEA Environment and Energy, Harwell Laboratory, Oxfordshire, U.K.
- Maas, F.M., De Kok, L.J. & Kuiper, P.J.C. (1985). The effect of H₂S fumigation on various spinach (*Spinacia oleracea* L.) cultivars. Relation between growth inhibition and accumulation of sulphur compounds in the plant. *Journal of Plant Physiology* 119: 219-226.
- Maas, F.M., De Kok, L.J., Hoffmann, I. & Kuiper, P.J.C. (1986). Plant responses to H₂S and SO₂ fumigation. I. Effects on growth, transpiration, and sulfur content of spinach. *Physiologia Plantarum* 70: 713-721.
- Maas, F.M., De Kok, L.J., Peters J.L. & Kuiper, P.J.C. (1987a). A comparative study on the effects of H₂S and SO₂ fumigation on the growth and accumulation of sulfate and sulfhydryl compounds in *Trifolium pratense* L., *Glycine max* Merr. and *Phaseolus vulgaris* L. *Journal Experimental Botany* 38: 1459-1469.
- Maas, F.M., Van Loo, E.N. & Van Hasselt, P.R. (1987b). Effect of long-term H₂S fumigation on photosynthesis in spinach. Correlation between CO₂-fixation and chlorophyll a fluorescence. Proefschrift Rijksuniversiteit te Groningen, 110 pp.
- Oliva, M. & Steubing, L. (1976). Untersuchungen über die Beeinflussung von Photosynthese, Respiration und Wasserhaushalt durch H₂S bei *Spinacia oleracea*. *Angewandte Botanik* 50: 1-17.
- Ormrod, D.P. (1978). Pollution in horticulture. Fundamental aspects of pollution control and environmental science nr 4. Elsevier, Amsterdam.
- Posthumus, A.C., Tonneijck, A.E.G. & Van der Eerden, L.J. (1989). Exposure-effect relationships for plants in relation to several air pollutants. In: Man and his Environment. eds. L. Brassler & W. Mulder. Proc. 8th World Clean Air Congress, The Hague. Elsevier, Amsterdam, 13-18.
- RIVM (1992). Milieudiagnose 1991; II Luchtkwaliteit. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 222101022, Bilthoven, 107 pp.
- Saxe, H. (1984). Effects of carbon dioxide with and without nitric oxide pollution on growth, morphogenesis and production time of potted plants. *Acta Horticulturae* 162: 179-1856.
- Saxe, H. (1993). Relative sensitivity of greenhouse pot plants to long-term exposures of NO- and NO₂-containing air. (in press).
- Schwela, D.H. (1979). An estimate of deposition velocities of several air pollutants on grass. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 3: 174-189.
- Slooff, W., Van Aalst, R.M., Heijna-Merkus, E. & Thomas, R. (1989). Integrated criteria document ozone. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 758474008, Bilthoven, 146 pp.
- Steubing, L. (1979). Wirkung von Schwefelwasserstoff auf höhere Pflanzen. *Staub -Reinhaltung der Luft* 39: 161-164.
- Steubing, L. & Jäger, H-J. (1978). Okophysiologisch-biochemische Wirkung von H₂S auf *Pisum sativum* L. *Angewandte Botanik* 52: 137-147.
- Thompson, C.R. & Kats, G. (1978). Effects of continuous H₂S fumigation on crop and forest plants. *Environmental Science & Technology* 12: 550-553.

- Tonneijck, A.E.G. (1989). Evaluation of ozone effects on vegetation in The Netherlands. In: Atmospheric ozone Research and its Policy Implications. eds. T. Schneider, S.D. Lee, G.J.R. Wolters & L.D. Grant. Elsevier, Amsterdam, 251-260.
- UN-ECE, (1988). Proceedings Critical Levels Workshop. Bad Harzburg, FRG. Final Draft Report. Umweltbundesamt, Berlin.
- UN-ECE, (1993). Proceedings Critical Levels Workshop, Egham, UN-ECE Geneva (in press).
- Unsworth, M.H. & Ormrod, D.P. (1982). Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Butterworth Scientific, London, 532 pp.
- Van der Eerden, L.J. & Duym, N.J. (1988). An evaluation method for combined effects of SO₂ and NO₂ on vegetation. *Environmental Pollution* 53: 468-470.
- Van der Eerden, L.J. & Gremmen, M.H.M. (1986). Vitaliteitsonderzoek m.b.t. gewassen en bomen rondom de rioolwaterzuiveringsinstallatie te Rilland Bath. IPO-DLO Rapport R235.
- Van der Eerden, L.J., Dueck, Th.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. & Van Dobben, H.F. (1991): Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 40, 281-296.
- Van der Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., Van Gestel, C.A.M. & Slooff, W. (1990). Desire for levels. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, rapportnr. 6701001, Bilthoven, 58 pp.
- Van Dobben, H.F. (1993). Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. Proefschrift, Rijksuniversiteit te Utrecht, 213 pp.
- Van Dijk, P.J., Stulen, I. & De Kok, L.J. (1986). The effect of sulfide in the ambient air on amino acid metabolism of spinach leaves. In: Fundamental, ecological and agricultural aspects of nitrogen metabolism in higher plants. eds. H. Lambers, J.J. Neeteson & I. Stulen, 207-209. Martinus Nijhoff, Groningen.
- Van Straalen, N.M. & Denneman, C.A.J. (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 18, 241-251.
- Wellburn, A.R. (1990). Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers? *New Phytologist* 115: 395-429.
- Ziegler, I. (1977). Subcellular distribution of ³⁵S-sulfur in spinach leaves after application of ³⁵SO₄²⁻, ³⁵SO₃²⁻, and ³⁵SO₂. *Planta* 135: 25-32.

Tabel 3a Overzicht van de literatuurgegevens betreffende effectieve blootstellingsniveaus van zwavelwaterstof op planten

Plantesoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Alfalfa	Bladbeschadiging (begin)	3	5d(120u)		Thompson & Kats, 1978	
	Drooggewicht	0,03	30d	0 %		
		0,3	30d	-38 %		
Boon		3	30d	-79 %		
	Bladbeschadiging	0,32	14d		Krause, 1979	
		0,54	14d			
		0,99	14d			
	Versgewicht peul	0,3-7	40d;4u/d	-15 %	Bennett et al., 1980	dosis: 450 ppm per uur 15 dagen na einde begassing
Drooggewicht peul	0,3-7	40d;4u/d	-34 %			
Drooggewicht spruit	0,3-7	40d;4u/d	-46 %			
Drooggewicht	0,3-7	40d;4u/d	-29 %			
Bladoppervlak	0,3-7	40d;4u/d	-22 %			
Versgewicht	0,25	14d (336u)	+11 %	Maas et al., 1987a		
Drooggewicht	0,54	14d (336u)	-8-83 %	Krause, 1979		
		0,99	14d	-8-83 %		
Den (<i>Pinus ponderosa</i>)	Naaldbeschadiging (begin)	0,3	8w (1394u)		Thompson & Kats, 1978	
		3	6w (1008u)			
Douglas	Naaldval (begin)	3	10w (1680u)			
	Naaldbeschadiging (begin)	0,1	246d (5904u)			
		0,3	246d			
Druif	Groei	0,3	246d (5904u)	reductie		
	Bladbeschadiging (begin)	0,3	5d (120u)			
		3	5d			

vervolg Tabel 3a

Plantesoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Eendekroos	Drooggewicht	0,03	117d (2808u)	(-1,3 %)		
		0,3	117d (2808u)	-50 %		
		3	117d (2808u)	-74 %		
Eendekroos	Bladval (begin) Fotosynthese	3	28d (672u)			
		6	5u	-10 %	Brunold & Erismann, 1973	
		60	5u	-14 %		
Erwt	Drooggewicht	120	5u	-88 %		
		6	5u	reductie		
		1,8	2d (48u)		Steubing & Jäger, 1978	
Erwt	Bladbeschadiging (begin)	1,8	2d			
		0,9	3d (72u)		Steubing, 1979	
		1,8	3d			
Erwt	Fotosynthese	1,8	6d (144u)	-5 %	Steubing & Jäger, 1978	
		1,8	9d	-16 %		
		1,8	12d	-50 %		
Klaver	Vergewicht	1,8	6d	-5 %	Steubing, 1979	
		1,8	9d	-18 %		
		0,25	14d (336u)	-32 %	Maas et al., 1987a	
Maïs	Drooggewicht	0,99	14d (336u)	-16-54 %	Krause, 1979	
		0,3	44d (1056u)	-10 %	De Kok et al., 1983	
		0,3	4w (672u)		Thompson & Kats, 1978	
Paardekastanje	Bladbeschadiging (begin)	3	4w			
		3	8w (1344u)			
		0,19	14d (336u)		Krause, 1979	
Radijs	Bladbeschadiging	0,32	14d			

vervolg Tabel 3a

Plantesoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen	
Sla	Drooggewicht	0,54	14d				
		0,99	14d				
	Bladbeschagiging	0,99	14d (336u)	-9-80 %	De Kok et al., 1983		
		0,3	44d (1056u)				
	Vergewicht	0,3	44d (1056u)	reductie			
		0,03	59d (1416u)	+61 %	Thompson & Kats, 1978		
	Spinazie	Vergewicht	0,1	59d (1416u)	(-7 %)		
			0,3	59d (1416u)	-67 %		
			1,8	12d	-50 %		
			0,25	21d	-50 %	Maas et al., 1985	
0,25			14d (336u)	-26-60 %	Maas et al., 1986		
0,3			44d (1056u)	-59 %	De Kok et al., 1983		
	Lengte cotylen	0,25	21d (504u)	-27 %	Maas et al., 1985		
		0,25	14d (336u)	-23 %	Maas et al., 1987b		
	Fotosynthese	0,9	3d (72u)	-4 %	Oliva & Steubing, 1976		
		0,9	5d	-16 %			
		0,9	7d	-38 %			
		0,9	9d	-41 %			
		1,8	3d	-16 %			
		1,8	5d	-22 %			
		1,8	7d	-37 %			
		1,8	9d	-54 %			
2,9	3d	-25 %					
2,9	5d	-35 %					
2,9	7d	-40 %					

vervolg Tabel 3a

Plantesoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
		2,9	9d	-61 %		
		1,8	6d	-30 %	Steubing, 1979	
		1,8	9d	-52 %		
		1,8	12d	-80 %		
	Bladbeschadiging (begin)	1,8	5d		Oliva & Steubing, 1976	
		8,2	1d (24u)			
		1,8	3d (72u)		Steubing, 1979	
Suikerbiet	Versgewicht spruit	0,3	44d (1056u)	-27 %	De Kok et al., 1983	
	Versgewicht blad	0,03	134d (3216u)	+64 %	Thompson & Kats, 1978	
		0,1	134d	+51 %		
		0,3	134d	(+32 %)		
	Versgewicht wortel	0,03	134d	+37 %		
		0,1	134d	+61 %		
		0,3	134d	(-22 %)		
	Drooggewicht blad	0,03	134d	+54 %		
		0,1	134d	+40 %		
		0,3	134d	(+9 %)		
Zonnebloem	Groei	2-200	3w	stimulatie	Faller, 1972	weinig sulfaat in groei-medium

1: in ppm

2: u=uur, d=dag, w=week en m=maand

3: gegevens tussen 0 niet significant.

Tabel 3b Overzicht van de literatuurgegevens betreffende de effectieve blootstellingsniveaus van stikstofdioxide (NO) op planten

Plantensoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Potplanten						
<i>Aparagus</i>	Drooggewicht	1	58d;12u/d	-26%	Saxe, 1993	
<i>Codiaeum</i>	Drooggewicht	1	61d;12u/d	-41%		
<i>Cyclamen</i>	Bladbeschadiging	1	50d;12u/d			
<i>Diffenbachia</i>	Drooggewicht	1	62d;12u/d	-25%		
	Versgewicht	1	139d;12u/d	-15%	Saxe, 1984	NO plus 1000 ppm CO ₂
	Bladbeschadiging	1	139d;12u/d	(-4%)		NO plus 1000 ppm CO ₂
<i>Epipremnum pinnatum</i>	Drooggewicht	1	139d;12u/d			NO plus 1000 ppm CO ₂
'MQ'						
<i>Ficus benjamina</i>	Drooggewicht	1	59d;12u/d	-15%	Saxe, 1993	
	Drooggewicht	1	60d;12u/d	-50%		
	Versgewicht	1	136d;12u/d	(-6%)	Saxe, 1984	NO plus 1000 ppm CO ₂
<i>Ficus b. 'Starlight'</i>	Drooggewicht	1	136d;12u/d	(-6%)		NO plus 1000 ppm CO ₂
<i>Ficus e. 'Robusta'</i>	Bladbeschadiging (begin)	1	60d;12u/d	-22%	Saxe, 1993	
	Drooggewicht	1	59d;12u/d			
	Versgewicht	1	147d;12u/d	-28%		
	Drooggewicht	1	147d;12u/d	(-3%)	Saxe, 1984	NO plus 1000 ppm CO ₂
	Drooggewicht	1	147d;12u/d	(-8%)		NO plus 1000 ppm CO ₂
<i>Ficus e. 'Tineke'</i>	Drooggewicht	1	59d;12u/d	-22%	Saxe, 1993	
<i>Ficus pumila</i>	Drooggewicht	1	57d;12u/d	-16%		
<i>Ficus p. 'Sonny'</i>	Drooggewicht	1	57d;12u/d	-43%		
<i>Poinsettia</i>	Bladbeschadiging	1	50d;12u/d			
<i>Rosa 'Minomo Red'</i>	Drooggewicht	1	56d;12u/d	-23%		
<i>Saintpaulia</i>	Drooggewicht	1	58d;12u/d	-18%		
<i>Soleirolia</i>	Drooggewicht	1	55d;12u/d	-16%		

vervolg tabel 3b

Plantensoort	Parameter	Concentratie ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Tomaat	Bladbeschadiging	1	55d;12u/d			
	Fotosynthese	1	5d	-38%	Bruggink et al., 1988	NO plus 350 ppm CO ₂
		1	5d	-24%		NO plus 1000 ppm CO ₂
		0,1	20u	-10%	Capron & Mansfield, 1976	
		0,25	20u	-22%		
2 cultivars	Groei	0,5	20u	-28%		
		0,4	35d	reductie	Anderson & Mansfield, 1979	
		0,4	35d	stimulatie		
2 cultivars cv. 'Ailsa Craig'		0,2	50d	stimulatie		concentratie voedingsstoffen in bodem laag
		0,4	50d	stimulatie		idem
		0,8	50d	reductie		idem
		0,2	50d	reductie		concentratie voedingsstoffen in bodem hoog
		0,4	50d	reductie		idem
		0,8	50d	reductie		idem
		0,4	19d	reductie	Capron & Mansfield, 1977	

¹: in ppm

²: u=uur, d=dag, w=week en m=maand

³: gegevens tussen 0 niet significant.

Bijlage

Additionele informatie over SO₂ en NO₂

Vanwege de vergelijkbaarheid van SO₂ met H₂S en van NO₂ met NO is het relevant ook grenswaarden voor combinatie-effecten te noemen en te vergelijken met de aanwezige achtergrondbelasting. Daarvoor zijn gegevens gebruikt van het RIVM (1992). Voor combinatie-effecten van SO₂ en NO₂ zijn in een mathematische vorm alleen grenswaarden beschreven voor korte-termijn-effecten (enkele uren tot enkele weken) bij gevoelige planten:

$$\log T = -0.398 + 1.471\{0.304 + (-1 + \log [\text{NO}_2])^{-1}\}\{-0.341 + (-1 + \log [\text{SO}_2])^{-1}\}$$

T = blootstellingstijd in uren

[SO₂] = concentratie van SO₂ in µg m⁻³

[NO₂] = concentratie van NO₂ in µg m⁻³

(Van der Eerden & Duym, 1988).

Bij de schatting van deze effectgrenswaarden zijn enkele extreem lage effectieve blootstellingsniveaus buiten beschouwing gelaten. Wellicht is de grenswaarde voor zeer gevoelige plantesoorten nog wat lager.

Enkele voorbeelden maken duidelijk hoe de effectieve blootstellingsniveaus zich verhouden tot in Nederland voorkomende concentraties. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat hogere SO₂-concentraties vaak samen zullen gaan met hogere NO_x-concentraties.

De SO₂-concentratie wordt door het RIVM op 83 plaatsen in Nederland gemeten. In april 1991-1992 is 68 keer een concentratie van 100 µg m⁻³ overschreden. Dat is gemiddeld 0,2 % van de tijd. Bij deze concentratie is SO₂ op zich zelf, dus zonder verdere toevoegingen al voldoende om bij zeer gevoelige planten schade te veroorzaken. Het landelijke gemiddelde 98-percentiel van 24-uursgemiddelde SO₂-concentraties is ongeveer 40 µg m⁻³. Deze concentratie wordt dus 2 % van de tijd overschreden. Bij een 24-uursgemiddelde SO₂-concentraties van 40 µg m⁻³ wordt de effectgrenswaarde voor combinaties van SO₂+NO₂ pas overschreden bij een NO₂ concentratie van 430 µg m⁻³. Het 98-percentiel van NO₂ is ongeveer 80 µg m⁻³. Als uitgegaan wordt van een even grote toxiciteit van NO en NO₂ kan de toxiciteit van NO_x beoordeeld worden alsof het NO₂ zou zijn. Het 98-percentiel van NO_x, uitgedrukt in NO₂ is ongeveer 140 µg m⁻³.

Uit deze voorbeelden blijkt dat er voor het overgrote deel van de tijd nog wel een marge beschikbaar is voor toevoeging van NO aan de aanwezige achtergrondbelasting. In een heel beperkt gedeelte van de tijd komen er situaties voor dat de SO₂- of SO₂+NO_x-concentraties zo hoog zijn dat de achtergrondconcentratie op zich zelf al effectgrenswaarden overschrijft.

Zoals al eerder gezegd wil overschrijding van effectgrenswaarden alleen zeggen dat planten kans lopen schade te ondervinden. Hoe groot die kans en die schade is, wordt hiermee niet aangegeven. Daarvoor zijn blootstelling/respons-relaties en gevoeligheids-indelingen nodig en die zijn slechts in heel beperkte mate beschikbaar. Voor lange-termijneffecten van O₃, HF en SO₂ zijn wel beschrijvingen gemaakt. Voor het effect 'stomatal conductance' op zeer gevoelige sierteeltgewassen voor SO₂ ziet deze er als volgt uit:

$$R = 1,8 \{ 100 e^{3,8 \log([SO_2]-5,8)-9,2} \{ 1 + e^{3,8 \log([SO_2]-5,8)-9,2} \}^{-1}$$

R = vermindering van de economische waarde van de oogst (er van uitgaande dat het om een lokale schade gaat; bij schade op nationale schaal moet gecorrigeerd worden voor de prijselasticiteit van het produkt).
 [SO₂] = 7 uursgemiddelde SO₂-concentratie in µg m⁻³ gedurende het groeiseizoen.
 N.B. 1 µg m⁻³ = 3,45 · 10⁻⁴ ppm

(Van der Eerden & Duym, 1988)

De hier bedoelde SO₂-concentratie is ongeveer 20 % lager dan een jaargemiddelde. Het landelijk jaargemiddelde is ongeveer 13 µg m⁻³, terwijl op de lokatie met het hoogste jaargemiddelde (Schiedam) een concentratie van 30 µg m⁻³ is gemeten. Dat komt neer op oogst-reducties van respectievelijk 0,5 en 3,4 %. Ook hier geldt dus dat de achtergrondbelasting enige schade kan veroorzaken bij zeer gevoelige plantesoorten en dat lokale toevoegingen de schade vergroten. Indien H₂S even toxisch is als SO₂ en er H₂S aan de achtergrond wordt toegevoegd, in een concentratie vergelijkbaar met 10 µg m⁻³ SO₂, dan zal de schade gemiddeld toenemen met 1,9 %, maar in het meest vervuilde gedeelte van Nederland met 5,9 %. Overigens is het niet waarschijnlijk dat oogst-reducties van minder dan 10 % in de veldsituatie waarneembaar zijn, omdat de 'ruis' minstens in dezelfde orde van grootte ligt.