

Effecten van atmosferische fluoriden op planten

Evaluatie van de wetenschappelijke basis
voor normstelling

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

cabo-dlo



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
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
2. Definities	5
2.1 Atmosferische fluoriden	5
2.2 Effecten en effectgrenswaarden	5
2.3 Clustering van soorten	6
3. Bepalingsmethoden voor effectgrens-waarden	9
3.1 De envelop-benadering	9
3.2 De eco-toxicologische berekening	10
4. Resultaten	13
4.1 Algemeen	13
4.2 Selectie van data	13
4.3 De envelop-benadering	15
4.4 De eco-toxicologische berekening	15
5. Evaluatie	21
6. Verder onderzoek	23
7. Referenties	25

7511 272 524

Samenvatting

Op basis van de op dit moment beschikbare informatie zijn grenswaarden geschat voor de effecten van atmosferische fluoriden op planten. Deze schatting is gedaan met behulp van twee methoden: de "envelop-benadering" (waarmee de laagste effectieve blootstelling geschat wordt) en met de "ecotox-berekening" (waarmee veilige blootstellingsniveaus berekend worden op basis van gevoeligheidsverschillen tussen soorten). Daarbij is in overweging genomen dat schatting met de ecotox-berekening de voorkeur verdient, omdat de uitkomsten informatiever zijn en omdat de methode al in gebruik is voor de evaluatie van de effecten van water- en bodemverontreiniging. De beschikbare data-set bleek echter niet goed te voldoen aan de eisen die aan een verantwoord gebruik van de ecotox-berekening gesteld moeten worden. Ook na opschoning van de data-set, zodat beter aan deze eisen voldaan wordt, bleek de berekening nog geen bevredigende resultaten op te leveren. De schatting met de ecotox-berekening van effectgrenswaarden voor 95 % van de soorten, met gebruikmaking van een betrouwbaarheidsinterval van 95 %, levert concentraties op die meestal onder het natuurlijke achtergrondniveau liggen. Zonder betrouwbaarheidsinterval zijn de schattingen in grootte-orde gelijk aan de effectgrenswaarden die met behulp van de envelop-benadering zijn geschat, maar in dat geval is een deel van de uitkomsten erg variabel.

Als de envelop-benadering toegepast wordt op de wijze die internationaal gebruikelijk is, stelt deze methode minder hoge eisen aan de kwaliteit van de data-set. De effectgrenswaarden, geschat met deze methode, zijn $0,08 \mu\text{g m}^{-3}$ voor een blootsteldingsduur van een dag, $0,05 \mu\text{g m}^{-3}$ voor een maand en $0,04 \mu\text{g m}^{-3}$ voor een jaar. Deze waarden zijn ongeveer gelijk aan het natuurlijke achtergrondniveau, dat geschat wordt op niet meer dan $0,05 \mu\text{g m}^{-3}$ (RIVM, 1989). Als de 5 % laagste effectieve blootstellingen genegeerd wordt zijn effectgrenswaarden voor een dag, maand en jaar respectievelijk: $0,26$, $0,16$ en $0,12 \mu\text{g m}^{-3}$. Ook deze waarden zijn ruimschoots lager dan de door de Gezondheidsraad en RIVM genoemde waarden van respectievelijk $0,76$, $0,34$ en $0,27 \mu\text{g m}^{-3}$ (deze komen neer op een 80 %-beschermingsniveau).

In de data-set is één groep soorten sterk oververtegenwoordigd: monocotyle siergewassen. Deze groep heeft lagere effectgrenswaarden dan andere landbouwgewassen. Op grond van de geschatte effectgrenswaarden kan niet gesteld worden dat landbouwgewassen (afgezien van monocotyle siergewassen) meer of minder gevoelig zijn dan soorten van natuurlijke vegetaties.

Atmosferische fluoriden kunnen ook effecten veroorzaken bij dieren. Door consumptie van planten waarin fluoriden zijn geaccumuleerd kan fluorosis ontstaan. Als $55 \mu\text{g g}^{-1}$ wordt gehanteerd als een maximaal toelaatbaar fluoridegehalte in het rantsoen, dan wordt fluorosis voorkomen als gevoelige planten geen schade ondervinden: voor lange-termijn blootstellingen is de effectgrenswaarde voor gevoelige planten ongeveer even hoog als de grenswaarde voor het fluoride in het rantsoen. Voor korte-termijn blootstelling is de bescherming van planten een strenger criterium.

Voor een betrouwbare schatting met de ecotox-berekening is nieuw experimenteel onderzoek noodzakelijk.

1. Inleiding

Al meer dan een halve eeuw geleden is fluoride-houdende luchtverontreiniging herkend als schadelijk voor planten en dieren. Dit heeft geleid tot maatregelen om emissies sterk te reduceren, maar desondanks wordt er lokaal nog steeds schade geconstateerd en zijn er mogelijk ook effecten op meer dan lokaal niveau. Dit blijkt uit de resultaten van diverse bio-monitoring-projecten en schade-evaluaties.

Het ministerie van VROM overweegt wettelijke normen te stellen voor immissieconcentraties van atmosferische fluoriden en heeft daarvoor adviezen ingewonnen bij het RIVM (1989) en de Gezondheidsraad (1990). Hieruit blijkt dat de geschatte effectgrenswaarden een factor 3 lager zijn geworden dan die welke de Gezondheidsraad in 1981 heeft genoemd (Gezondheidsraad, 1981) en zo laag dat, om alle schade te voorkomen, de concentraties slechts weinig hoger mogen zijn dan de natuurlijke achtergrondniveaus. Voor het bereiken van deze doelstelling zijn verdere, relatief kostbare, emissiereducties onvermijdelijk. Het is echter onduidelijk in hoeverre er bij de actuele immissie-concentratieniveaus schade optreedt. Om in dit spanningsveld zoveel mogelijk achtergrondinformatie te hebben heeft het ministerie van VROM het CABO-DLO opdracht gegeven een evaluatie te maken van de wetenschappelijke basis voor effectgrenswaarden van atmosferische fluoriden voor terrestrische vegetaties. Het CABO-DLO is gevraagd zowel een oordeel te geven over de kwaliteit van de op dit moment beschikbare informatie over fluoride-effecten als over de wijze waarop deze informatie kan worden gegeneraliseerd tot effectgrenswaarden.

Daarbij is in overweging genomen dat

- het RIVM (1989) en de Gezondheidsraad (1990) slechts één methode voor de afleiding van effectgrenswaarden hebben gebruikt;
- zich grotendeels beperkt hebben tot de formulering van grenswaarden voor de gevoeligste plantesoorten; en
- zich voornamelijk hebben gebaseerd op literatuurgegevens van 1985 en ouder. Wellicht is er sindsdien relevante nieuwe informatie beschikbaar gekomen over de gevoeligheidsverschillen en over de bruikbaarheid van nieuwe methoden om effectgrenswaarden te schatten.

Er zijn goede redenen, zowel vanuit wetenschappelijk oogpunt als vanuit de optiek van het milieubeleid, om met name voor integrale normstelling dezelfde benadering te gebruiken in de risico-evaluatie voor verontreiniging van water, bodem en lucht. Desondanks zijn er per compartiment nog aanzienlijke methodische verschillen in de vaststelling van effectgrenswaarden, met name voor wat luchtverontreiniging enerzijds en bodem- en waterverontreiniging anderzijds betreft. Daar zijn historische en technische oorzaken voor te noemen, waar hier niet verder op ingegaan zal worden. In dit rapport wordt getracht effectgrenswaarden vast te stellen met behulp van twee methoden:

- een methode waarbij de laagste effectieve blootstellingsniveaus worden geschat; deze wordt verder "envelop-benadering" genoemd. De methode heeft vanwege enkele arbitraire aspecten nogal wat nadelen (zie 3.1), maar is desondanks verreweg het meest gebruikt bij de afleiding van effectgrenswaarden voor luchtverontreiniging (Gezondheidsraad, 1981, 1990; Posthumus et al., 1989; Slooff et al., 1989; Tonneijck, 1989; RIVM, 1989).
- een methode, waarbij op grond van de gemiddelde gevoeligheid en de spreiding in gevoeligheid tussen soorten een schatting gegeven wordt van de relatie tussen bloot-stellingsniveau en percentage beschermde soorten (Aldenberg & Slob, 1991);

deze wordt verder "ecotox-berekening" genoemd. Deze methode wordt veel gebruikt bij de af-leiding van effectgrenswaarden voor water- en bodemverontreiniging, maar lijkt met enige aanpassingen ook geschikt voor de evaluatie van effecten van luchtverontreini-ging.

Er zijn nog andere methoden (EPA, 1984; Slooff et al., 1986), waarbij met gefixeerde veiligheidsfactoren de resultaten van laboratoriumexperimenten naar de veldsituatie "vertaald" worden. Maar deze blijven hier buiten beschouwing omdat ze voor het doel van deze evaluatie minder relevant zijn dan de twee hierboven genoemde. Ook zouden in principe mechanistische simulatiemodellen voor de bepaling van effectgrenswaarden gebruikt kunnen worden (King et al., 1982; Berendse, 1988; Mohren et al., 1991). Maar deze modellen zijn voor dit doel nog in ontwikkeling, en worden daarom hier ook niet besproken.

In dit rapport worden grenswaarden geformuleerd voor verschillende groepen van planten en voor verschillende soorten van landgebruik. Ook wordt enige aandacht besteed aan de aard van het onderzoek dat nodig is om effectgrenswaarden verder te onderbouwen en quantificeren.

2. Definities

2.1 Atmosferische fluoriden

Fluoriden kunnen in de atmosfeer gelijktijdig voorkomen als gas, aërosol, stof en opgelost in regenwater. Van dit mengsel wordt gas en aërosol-vormig fluoride grotendeels direct door de bovengrondse delen van de plant opgenomen, terwijl de grotere deeltjes en het in regenwater aanwezige fluoride voor een belangrijk deel op de grond terecht komt en vervolgens alleen nog onder uitzonderlijke omstandigheden opneembaar is voor de plant. Het stof-vormige fluoride is gedeeltelijk oplosbaar in regenwater en in die vorm voor een beperkt gedeelte opneembaar voor de bovengrondse delen van de plant. De resterende onoplosbare fractie kan nog wel gedeeltelijk opgelost worden bij een pH van 1,5 (de zuurgraad van het maagsap bij runderen en andere grote herbivoren) en is daarom voor deze dieren gedeeltelijk opneembaar. Dat geldt ook voor de in de bovenste bodem-lagen aanwezige fluoriden, omdat bij het grazen ook grond wordt "gegeten".

In laboratorium-experimenten waarbij de toxiciteit van atmosferische fluoriden wordt bepaald, wordt vrijwel zonder uitzondering gasvormig fluoride (HF) gebruikt als representant van het mengsel van atmosferische fluoriden. Hierdoor wordt de toxiciteit van dit mengsel overschat. De grootte van de overschatting hangt af van de chemische en fysische samenstelling van het mengsel.¹

2.2 Effecten en effectgrenswaarden

Voordat effectgrenswaarden gedefinieerd kunnen worden is het noodzakelijk aan te geven welk effect als negatief of ongewenst moet worden beschouwd. De bescherming van "de natuur" kan bedoeld zijn om de functie van de natuur ten behoeve van de mens te beschermen, maar ook om de intrinsieke waarde van de natuur te beschermen. De keuze voor één van beide beschermingsdoelen is een ideologische en dus politieke beslissing, met in potentie verregaande consequenties voor de aanwijzing van te beschermen objecten of functies. Over het algemeen blijkt er echter op dit moment nog te weinig bruikbare ecotoxicologische informatie beschikbaar te zijn om dit onderscheid te maken. Alleen 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" (UNECE, 1988). Het bijvoegsel "direct" verwijst naar het feit dat effecten die indirect (dus via de bodem) ontstaan, buiten beschouwing worden gelaten. Omdat de term "adverse effects" (negatieve effecten) op zich zelf nog niet zo veel zegt, zijn er wel pogingen gedaan deze term te specificeren. Dit heeft niet geleid tot uitsluiting van bepaalde effecten, omdat van bijna geen enkele respons met zekerheid gezegd kan worden dat ze geen ecologische gevolgen kan hebben, of geen indicatie is voor een ecologisch relevante respons.

¹ De gescheiden meting van gas- en stofvormig fluoride is een tamelijk gecompliceerde zaak. Op dit moment houdt de Werkgroep Fluorimissies zich met deze problematiek bezig en zal naar verwachting eind 1993 een advies uitbrengen. Overigens bestaat de indruk dat bij de in het afgelopen decennium gerealiseerde emissie-reducties de verhouding tussen HF en "totaal fluoride" toegenomen is.

Daarom worden bij de bepaling van critical levels over het algemeen de volgende effecten als negatief beschouwd: beschadiging, sterfte, consumptiekwaliteit, groei (remming, stimulering, verandering van droge-stofverdeling, opbrengstreductie), stressgevoeligheid en genetische diversiteit. Alleen bij uitzondering kunnen sommige effecten als niet relevant terzijde geschoven worden. Bij agrarische gewassen bijvoorbeeld worden alleen effecten in beschouwing genomen die de economische waarde van het gewas verminderen (UNECE, 1993). In dit rapport zijn de volgende "negatieve effecten" in beschouwing genomen: zichtbare weefselbeschadiging, bloeivermindering, groeiremming en een fluoridegehalte in het blad van meer dan 55 ppm. Dit laatste effect is gebaseerd op een grenswaarde voor maximaal toelaatbare fluoride-gehalten in veevoer (Van der Eerden, 1991). Ook is enige aandacht besteed aan een grenswaarde van 25 ppm zoals door de Gezondheidsraad (1990) is gesuggereerd.

Bij veel experimenten blijkt de opzet zodanig te zijn, dat het effect bij een bepaald blootstellingsniveau vergeleken wordt met waarnemingen in de controle-behandeling. Wordt hierbij een effect waargenomen dan kan daaruit alleen geconcludeerd worden dat de concentratie waarbij net geen effect optreedt (de No Observable Effect Concentration, NOEC) ergens ligt tussen beide concentratieniveaus. In deze gevallen levert het gelijk stellen van het effectieve blootstellingsniveau aan de NOEC dus een onderschatting van de toxiciteit van het agens op. In gevallen waarbij meer dan twee blootstellingsniveaus zijn gebruikt is via curve-fitting een NOEC geschat. De concentratie behorende bij het "5 % effect"-niveau is als NOEC gedefinieerd (omdat ervan wordt uitgegaan dat de detectielimiet voor effectwaarnemingen in de orde van grootte van 5 % ligt).

Uit het bovenstaande blijkt dat niet het functioneren van vegetaties of ecosystemen (bijvoorbeeld uitgedrukt in stofstromen of ontwikkeling in de tijd), maar het risico voor negatieve effecten op individuele soorten als criterium gekozen is. Daarbij is dus impliciet de aanname gedaan dat de preventie van negatieve effecten bij gevoelige soorten een voldoende waarborg is voor de bescherming van het functioneren van vegetaties of ecosystemen (Van Straalen & Denneman, 1989).

Er zijn ook argumenten om geen 100% bescherming te eisen, maar een zeker risico te aanvaarden. Met behulp van zowel de envelop-benadering als de ecotox-berekening is het mogelijk bijvoorbeeld een "95 %-beschermings"-niveau te schatten. Gezien de aard van de gebruikte invoergegevens mag hier strikt genomen 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.

2.3 Clustering van soorten

Bij een regionaal gespecificeerd milieubeleid past de overweging bij normstelling onderscheid te maken tussen verschillende soorten van landgebruik, met name het onderscheid tussen agrarisch en natuurgebied kan relevant zijn. Voor deze gebieden zijn immers verschillende soorten van effecten relevant. Het kan bijvoorbeeld voorkomen dat extreem gevoelige plantesoorten gebonden zijn aan bepaalde grondsoorten en dus alleen in bepaalde regio's vóórkomen.

Omdat algemeen wordt aangenomen dat monocotyle siergewassen (tulp, fresia, gladiool enz.) een voor fluoriden relatief gevoelige groep is, is deze groep in dit rapport als aparte cluster behandeld. Overigens geldt voor deze groep in steeds mindere mate dat zij alleen op bepaalde grondsoorten en dus in een beperkt aantal gebieden geteeld wordt. Kasteelten zijn

ook voor deze gewassen steeds belangrijker aan het worden en komen niet alleen meer in een aantal concentratiegebieden voor, maar in mindere mate verspreid over heel Nederland. Bij de bepaling van effectgrenswaarden is het van belang niet alleen de meest gevoelige soort op te sporen, maar ook verschillen in gevoeligheid tussen soorten in de beschouwing te betrekken. Met name bij de ecotox-berekening is een juiste schatting van gevoeligheidsverschillen van belang. Voor het bepalen van de gemiddelde gevoeligheid en spreiding in gevoeligheid spelen meerdere overwegingen een rol: moet de data-set een aselechte steekproef zijn uit de (in Nederland voorkomende) plantesoorten, of juist evenredig verdeeld over alle taxonomische groepen? Voor de envelop-benadering zijn voornamelijk de gevoeligste soorten van belang, maar bij de ecotox-berekening is een evenredige of aselechte vertegenwoordiging een vereiste. Maar "evenredigheid" kan op verschillende wijzen benaderd worden en een aselechte steekproef is moeilijk te verantwoorden met ecologische argumenten. Op de gebleken mogelijkheden voor dit soort selecties wordt in hoofdstuk 3 ingegaan.

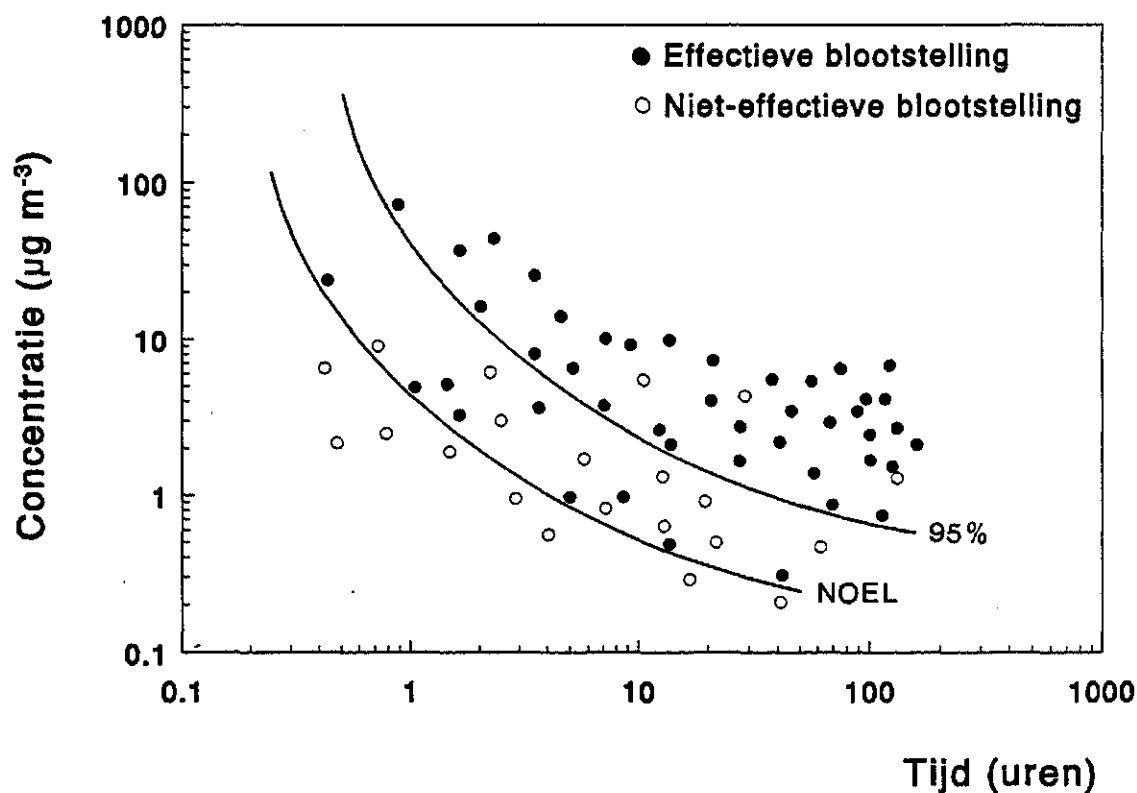
Het overgrote deel van de soorten waarover informatie gegeven wordt in Tabel 5 komt in Nederland voor. Voor enkele soorten geldt dat niet. Toch zijn deze soorten meegenomen omdat hun gevoeligheid in de zelfde range blijkt te liggen als de gevoeligheid van "Nederlandse soorten" en omdat verondersteld kan worden dat zij een indicatie zijn voor taxonomisch verwante soorten die wel in Nederland voorkomen.

3. Bepalingsmethoden voor effectgrenswaarden

3.1 De envelop-benadering

De envelop-benadering komt neer op de vaststelling (of schatting via interpolatie) van het laagste effectieve blootstellingsniveau 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 Observable 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 de NOEL liggen en wordt de NOEL feitelijk alleen bepaald door een zeer beperkt aantal waarnemingen, namelijk de waarnemingen die het dichtst bij de curve liggen. De overige blootstellingsniveaus spelen geen rol bij de vaststelling van de NOEL, terwijl daarin toch ook relevante informatie besloten ligt (bijvoorbeeld over variatie in gevoeligheid). Een ander kenmerk van de envelop-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 de NOEL, maar niet tot een verhoging.

Aan deze bezwaren kan tegemoet gekomen worden door een effectgrenswaarde te definiëren, waarbij bijvoorbeeld de laagste 5 % van de effectieve blootstellingsniveaus wordt genegeerd (Fig. 1). Daarmee wordt een "95 %-beschermingsniveau" gedefinieerd (het-geen strikt genomen niet hetzelfde is als het niveau waarbij 95 % van de soorten wordt beschermd; zie 2.2). Het kiezen voor een bepaalde vorm van een NOEL-curve heeft sterk arbitraire elementen in zich. Dit is in mindere mate het geval bij de curve voor een 95 %-bescherming (of nog lagere percentages) dan bij de 100 % curve, en wordt verder verminderd door het 95 %-niveau eerst gescheiden voor meerdere concentratie-intervallen te schatten. De curve behorende bij het 100 %-niveau wordt vervolgens geschat door deze (op log-log-schaal) te trekken evenwijdig aan de curve van het 95 %-niveau.



Figuur 1. Grafische weergave van de envelop-benadering met daarin fictieve effectgrenslijnen (No Observable Effect Levels) voor een 100 % en 95 % beschermingsniveau

3.2 De eco-toxicologische 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 data 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 NH_3 (Van der Eerden et al., 1991) en SO_2 (Dueck et al., 1992).

De berekening gaat als volgt. Eerst wordt het gemiddelde en de standaard-afwijking van de $\ln$ getransformeerde NOECs van de in beschouwing genomen data berekend. Hiermee wordt een onzekerheidsfactor T berekend (1). Door het geometrisch gemiddelde van de NOECs 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 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 HC_5 zonder betrouwbaarheidsmarge in principe het 95 %-niveau in de envelop-benadering. De ondergrens van het 95 %-betrouwbaarheidsinterval van de HC_p is dan een benadering van het 100 %-niveau in de envelop benadering.

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

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

waarin:

- T = onzekerheidsfactor
- s_m = standaardafwijking van de ln-getransformeerde NOECs
- 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 $\mu\text{g m}^{-3}$
- p = gekozen percentage *niet* beschermde soorten
- δ = $p/100$
- x = rekenkundig gemiddelde van de ln-getransformeerde NOECs

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 NOECs te "verschuiven" langs curves parallel aan de NOEL van Figuur 3 (voor mathematische benadering zie: Van der Eerden et al., 1991).

De beschikbare literatuurgegevens zijn voor een deel niet gegenereerd met de intentie er effectgrenswaarden uit af te leiden. Voor de envelop-benadering is dat geen groot bezwaar, maar de ecotox-berekening stelt hogere eisen aan de invoergegevens. Daarom is beoordeeld wat het effect is voor de uitkomsten van de ecotox-berekening na het opschonen van de data-set:

- het uitsluitend gebruiken van NOECs (en geen "laagste effectieve blootstellingen"),
- het buiten beschouwing laten van extreem hoge blootstellingsniveaus ($> 10 \mu\text{g m}^{-3}$, die in de praktijk vrijwel nooit voorkomen)
- een min of meer evenredige representatie uit verschillende (taxonomische) groepen.

4. Resultaten

4.1 Algemeen

De gegevens over effecten van atmosferische fluoriden zijn grotendeels afkomstig uit een zoekopdracht in wetenschappelijke literatuur tot 1 januari 1993. Een overzicht van de gevonden data over effectieve blootstellingsniveaus is weergegeven in Tabel 6a, b en c. Bij het literatuuronderzoek is in eerste instantie onderscheid gemaakt tussen literatuur van voor en na 1984 met als doel te beoordelen of de evaluaties van RIVM en de Gezondheidsraad, wat informatie over effectieve blootstellingsniveaus betreft, als verouderd moeten worden beschouwd. Voor wat betreft de laagste effectieve blootstellingsniveaus is er in de literatuur van na 1984 geen nieuwe relevante informatie gevonden. Voor informatie over de effectiviteit van lange-termijnblootstellingen levert de recente literatuur een bevestiging van oudere informatie op (Fig. 2).

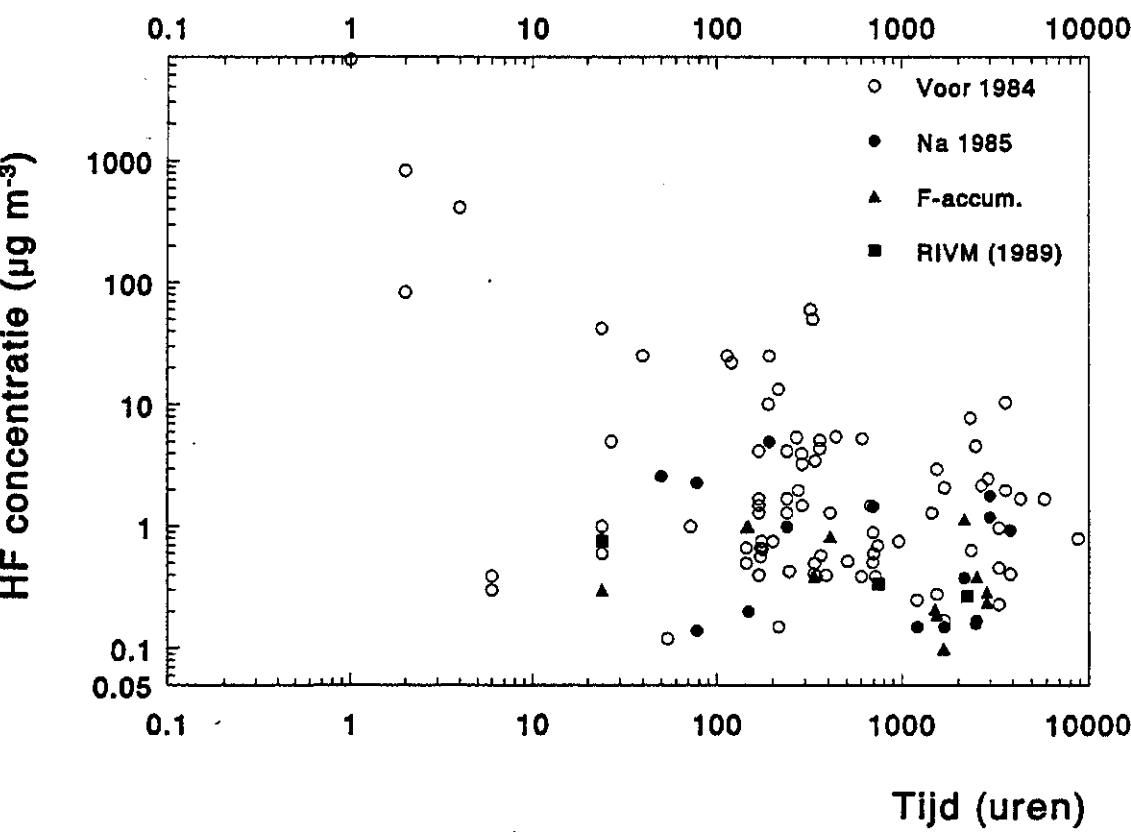
Verder valt op dat de meeste experimenten zijn gedaan in kassen onder tamelijk optimale klimaatomstandigheden. Op grond van algemene kennis over luchtverontreinigingseffecten en waarnemingen in de praktijk kan verondersteld worden dat NOEC's onder deze omstandigheden lager liggen dan bij voor Nederland gemiddelde veldomstandigheden.

In enkele gevallen bleek er over een groot interval van blootstellingsniveaus weinig of geen gegevens beschikbaar. In dergelijke gevallen (bij minder dan 10 waarnemingen per interval) zijn geen HC's geschat. Door dit criterium bleken 9 van 24 HC's niet berekend te kunnen worden.

4.2 Selectie van data

De statistische verdeling van de beschikbare data-set blijkt niet significant af te wijken van een log-logistische verdeling. Daarom is het om die reden niet nodig een voorselectie op de beschikbare data toe te passen.

Op de data-set zijn wel een aantal andere selecties toegepast. Indien bij een zelfde soort of cultivar meerdere effectieve concentratieniveaus bij de zelfde blootstellingduur zijn gevonden, is alleen het laagste niveau gebruikt. Het zelfde geldt voor meerdere effectieve blootsteldingsduren bij dezelfde concentratie. Voor niet continue blootstellingen is een gemiddelde concentratie berekend voor de gegeven expositie-periode. Deze is berekend uit de gegeven concentratie, de expositieduur en $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ als "achtergrondconcentratie" voor de niet begaste uren. Deze concentratie is hoger dan de natuurlijke achtergrond. Maar als gevolg van desorptie kan na stopzetting van de begassing de HF-concentratie nog geruime tijd boven deze natuurlijke achtergrond blijven. Daarvoor is op deze wijze enigszins gecorrigeerd.



Figuur 2. Effectieve blootstellingsniveaus van voor en na 1984. Tevens is aangegeven welke blootstellingsniveaus verband houden met fluoride accumulatie en ter vergelijking de door het RIVM vastgestelde effectgrenswaarden.

In enkele gevallen was de gevoeligheid van meerdere cultivars van één soort bekend. Omdat in deze gevallen de range van gevoeligheidsverschillen toch nog groot was en niet sterk onder deed voor verschillen in gevoeligheid tussen soorten, zijn cultivar-verschillen vergelijkbaar verondersteld aan soort-verschillen (dit heeft bij de ecotox-berekening een lichte onderschatting van HC tot gevolg, omdat de factor s_m op deze wijze enigszins verlaagd wordt; zie § 3.2)

In de data-set zitten taxonomisch gezien grote hiaten. Er is geen enkel gegeven over de gevoeligheid van soorten uit de hoofdafdeling I (sporeplanten, waaronder mossen, lichenen, varens enz.) en van de 40 ordes in de hoofdafdeling II (bloeiplanten of zaadplanten) zijn er slechts 14 vertegenwoordigd (Tabel 5). Eén groep soorten is sterk oververtegenwoordigd: monocotyle siergewassen. Binnen groepen van soorten uit natuurlijke vegetaties zijn er relatief veel bomen getoetst.

4.3 De envelop-benadering

De schattingen van het 95 %- en een 100 %-beschermingsniveau, onderscheiden voor verschillende soorten vegetaties, staan vermeld in Tabel 1 en de Figuren 3a,b, c en d. Voor een blootstellingsduur van 1 uur is het moeilijk grenswaarden te schatten, maar aangenomen mag worden dat deze ruimschoots boven het niveau van 10 µg m⁻³ liggen. Voor de groep van monocotyle siergewassen blijkt een 100 %-beschermingsniveau niet goed uit de beschikbare gegevens af te leiden te zijn. Overigens heeft deze groep lagere effectgrenswaarden dan andere landbouwgewassen. Op grond van de geschatte effectgrenswaarden kan niet gesteld worden dat landbouwgewassen (afgezien van monocotyle siergewassen) meer of minder gevoelig zijn dan soorten van natuurlijke vegetaties. De effectgrenswaarden voor een 100 %-beschermingsniveau zijn ongeveer gelijk aan het natuurlijke achtergrondniveau, dat geschat wordt op 0.05 µg m⁻³. Als de 5 % laagste effectieve blootstellingen genegeerd wordt zijn effectgrenswaarden nog steeds ruimschoots lager dan de door de RIVM genoemde waarden voor 1 dag, 1 maand en 3 maanden: 0.76, 0.34 en 0.27 µg m⁻³. De door het RIVM genoemde waarden komen volgens Figuur 3a neer op een 80 %-beschermingsniveau.

Tabel 1. Grenswaarden voor effecten van atmosferische fluoriden (µg m⁻³) op planten bepaald met de envelop-benadering voor 100% en 95% beschermingniveaus

Tijd	gehele data-set		monocotyle siergewassen		natuurlijke vegetaties		landbouw gewassen	
	100 %	95 %	100 %	95 %	100 %	95 %	100 %	95 %
1u	>10	>10	- ¹⁾	-	-	-	>10	>10
1 dag	0,08	0,26	-	0,36	0,25	0,8	0,8	2,2
1 maand	0,05	0,16	-	0,08	0,07	0,25	0,07	0,17
1 jaar	0,04	0,12	-	0,08	0,05	0,19	0,04	0,08

¹⁾ niet uit de grafiek af te leiden

4.4 De eco-toxicologische berekening

De ecotox-berekening is uitgevoerd op dezelfde data set. De resultaten staan vermeld in Tabel 2a en 2b.

Tabel 2a. Hazardous Concentrations (HC₅) voor effecten van atmosferische fluoriden op planten (µg m⁻³) berekend zonder onzekerheidsmarge.

Tijd	gehele data-set	monocotyle siergewassen	natuurlijke vegetaties	landbouw gewassen
1 dag	0,05	n.b ¹⁾	n.b.	n.b.
1 maand	0,11	0,12	0,15	0,10
1 jaar	0,07	n.b.	0,2	0,04

¹⁾ niet bepaald, aantal waarnemingen <10

Tabel 2b. Hazardous Concentrations (HC₅) voor effecten van atmosferische fluoriden op planten (µg m⁻³) berekend met een onzekerheidsmarge van 5%.

Tijd	gehele data-set	monocotyle siergewassen	natuurlijke vegetaties	landbouw gewassen
1 dag	0,01	n.b ¹⁾	n.b.	n.b.
1 maand	0,05	0,05	0,05	0,04
1 jaar	0,04	n.b.	0,11	0,01

1) niet bepaald, aantal waarnemingen <10.

De HC's worden gemiddeld ongeveer 3 keer zo laag als een betrouwbaarheidsinterval ingecalculeerd wordt, en liggen dan over het algemeen onder de natuurlijke achtergrond concentratie (0,05 µg m⁻³). Zonder betrouwbaarheidsinterval liggen de HC's op of iets boven dit niveau. De resultaten van de ecotox-berekening doen vermoeden dat de gebruikte data set niet geschikt is voor deze berekening. De gebruikte data zijn een verzameling literatuur-gegevens die grotendeels niet voor deze toepassing bedoeld zijn. Voor een groot deel betreft het geen NOEC's maar "laagste effectieve blootstellingen", en zijn er in een aantal gevallen onrealistisch hoge concentratieniveaus gebruikt. Verder zijn de effect-data niet gelijkmatig over alle blootstellingsduren verdeeld. Het karakter van de data-set voldoet wel aan de eisen die gewoonlijk gesteld worden aan de toepassing in de envelop-benadering, maar klaarblijkelijk niet aan die voor de ecotox-berekening. Het feit dat in meerdere berekeningen de HC voor 1 dag lager is dan die voor 1 maand of 1 jaar is toxicologisch niet verklaarbaar, maar wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door dat voor de berekening van de 1-dag-HC

Tabel 2c. Hazardous Concentrations (HC₅) voor effecten van atmosferische fluoriden op planten (µg m⁻³), berekend met en zonder onzekerheidsmarge, voor verschillende selecties uit de gehele data-set:

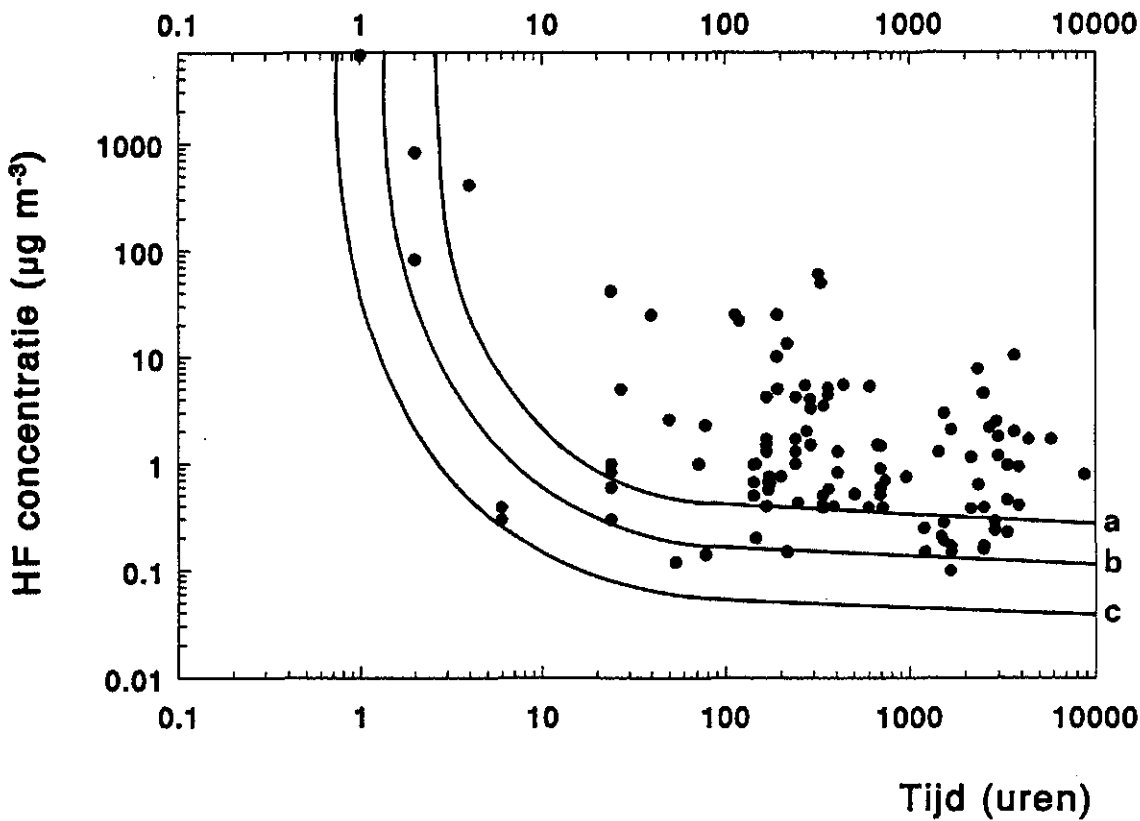
- het negeren van blootstellingen bij concentraties hoger dan 10 µg m⁻³,
 - het alleen gebruik maken van NOEC's (en dus niet van "laagste effectieve blootstellingen"), en
 - op basis van een evenredige taxonomische verdeling (Tabel 5).
- *P=5 %* geeft aan dat de HC bepaald is met inachtnaam van een 95 % betrouwbaarheids-interval; bij *P=50 %* is de HC zonder betrouwbaarheidsinterval berekend.

P: Tijd	HF conc. <10 µg m ⁻³		NOECs		taxonomische indeling			
	5%	50%	5%	50%	gemiddelde per orde		gevoeligste per orde	
1 dag	0,02	0,08	0,04	0,10	- ¹⁾	-	<0,01	0,04
1 maand	0,10	0,16	0,05	0,10	0,05	0,51	<0,01	0,01
1 jaar	0,04	0,07	0,02	0,05	<0,01	0,03	0,01	0,01

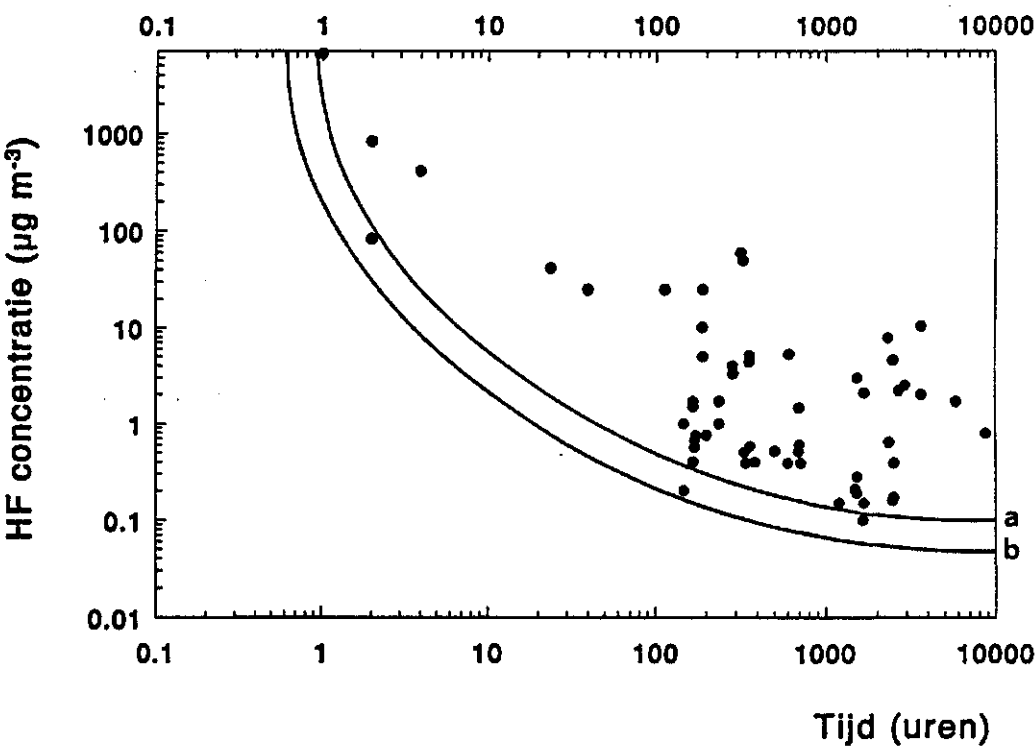
1) niet bepaald, slechts één waarneming.

relatief weinig data beschikbaar waren met toevallig ook nog een grote spreiding. Daarom is gepoogd de data-set zodanig op te schonen dat beter voldaan wordt aan de eisen die een betrouwbare ecotox-berekening stelt. De resultaten daarvan zijn in Tabel 2c weergegeven.

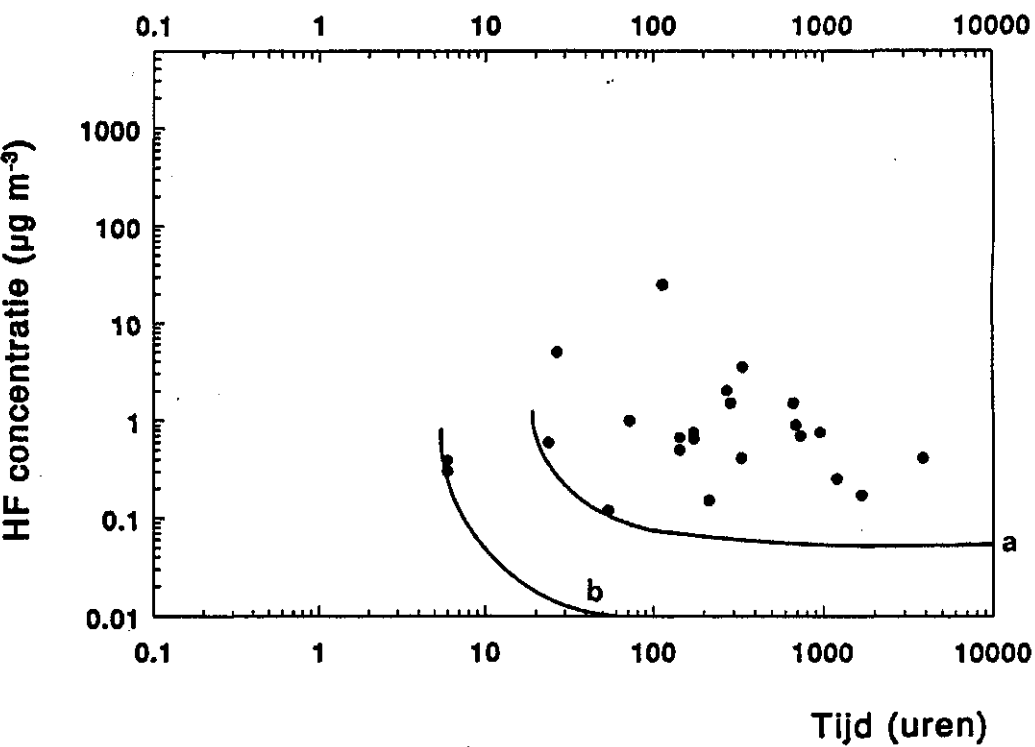
Uit Tabel 2c blijkt dat ook het opschonen van de data-set niet tot meer realistische waarden leidt. Bij de vergelijking van grenswaarden bij verschillende blootstellingsduren is het belangrijk zich te realiseren dat niet alleen de gemiddelde gevoeligheid en de spreiding daarin bepalend zijn, maar ook het aantal beschikbare waarnemingen per blootstellingsduur. Het aantal waarnemingen is bij het opschonen verminderd (bij de taxonomische indeling zelfs tot minder dan 10); verschillen in aantal waarnemingen zijn in deze gevallen van grote invloed op het eindresultaat.



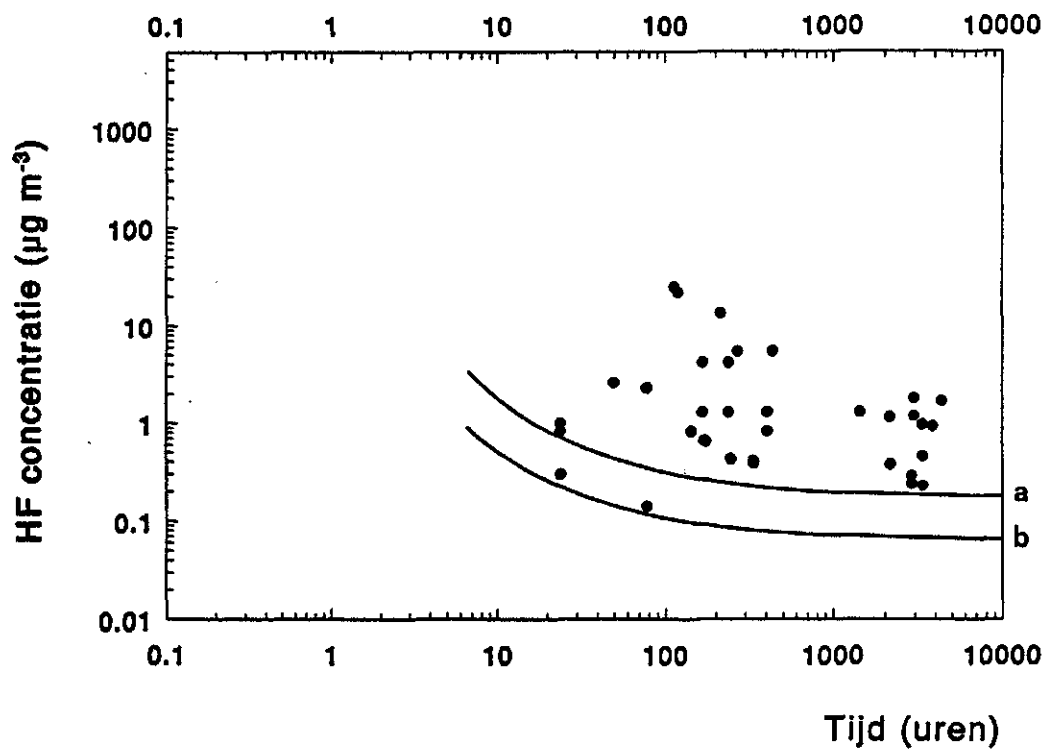
Figuur 3a. Effectieve blootstellingsniveaus met de effectgrenslijnen voor het 80 % (a), 95 % (b) en 100 % (c) beschermingsniveau



Figuur 3b. Effectieve blootstellingniveaus voor agrarische gewassen met de effectgrenslijnen voor het 95 % (a) en 100 % (b) beschermingsniveau



Figuur 3c. Effectieve blootstellingniveaus voor monocotyle siergewassen met de effectgrenslijnen voor het 95 % (a) en 100 % (b) beschermingsniveau



Figuur 3d. Effectieve blootstellingniveaus voor natuurlijke vegetaties met de effectgrenslijnen voor het 95 % (a) en 100 % (b) beschermingsniveau

5. Evaluatie

De vergelijking tussen de ecotox-berekening en de envelop-benadering brengt aan het licht dat tegenover de inhoudelijke voordelen van de ecotox-benadering (zie 3.2) staat dat er hogere eisen aan de kwaliteit van de data-set gesteld worden. Aan deze eisen blijkt de beschikbare data-set zelfs na opschoning (Tabel 2c) niet goed te kunnen voldoen. Op grond van deze conclusie zou overwogen moeten worden of het zinvol is een data-set te creëren die wel volledig voldoet aan de eisen die een betrouwbare ecotox-berekening stelt. Met andere woorden: als uitgegaan moet worden van de beschikbare gegevens zullen de uitkomsten van de envelop-benadering geaccepteerd moeten worden, en als geëist wordt dat de ecotox-benadering wordt toegepast is nieuw experimenteel onderzoek noodzakelijk (zie Hoofdstuk 6).

De bepaling met behulp van de envelop-benadering levert resultaten op lager dan die welke door het RIVM (1989) zijn genoemd. De waarden van het RIVM komen ongeveer overeen met het 80 %-beschermingsniveau (Fig. 3a). De ecotox-berekening levert meestal lagere waarden op (Tabel 2).

Tabel 3. Grenswaarden voor effecten van atmosferische fluoriden ($\mu\text{g m}^{-3}$) op planten voor verschillende beschermingsniveaus, gebaseerd op alle geselecteerde data, en bepaald met twee methoden. Ter vergelijking is ook de schatting van het Basisdocument Fluoriden genoemd (RIVM, 1989). Zie tekst voor verdere toelichting.

Methode:	Envelop-benadering				Ecotox-berekening	
Referentie:	RIVM (1989)	dit rapport			dit rapport	
Beschermings-niveau:	100 %	100 %	95 %	80 %	95 % (onzekerheids marge 5 %)	95 % (zonder onzekerheids marge)
1 dag	0,76	0,08	0,26	1,0	0,01	0,05
1 maand	0,34	0,05	0,16	0,4	0,05	0,11
3 maanden	0,27					
1 jaar		0,04	0,12	0,25	0,04	0,07

In het voorgaande is al opgemerkt dat de toxiciteit van fluoriden voor planten mogelijk over- of onderschat wordt. Dit wordt nog eens samengevat in Tabel 4. Daaruit valt overigens niet af te leiden wat de optelling van over- en onderschattingen op levert.

Tabel 4. Elementen van over- en onderschatting van de toxiciteit van atmosferische fluoriden.

	Envelop benadering	Ecotox berekening
1. Toxiciteit van atmosferische fluoriden is gelijkgesteld aan toxiciteit van HF	overschatting	overschatting
2. NOEC is gelijkgesteld aan de laagste effectieve blootstelling of het "5 % effect" niveau.	onderschatting	onderschatting
3. Toxiciteitstoetsen zijn meestal uitgevoerd in een kas-klimaat en niet onder veldomstandigheden.	-	overschatting
4. Cultivarverschillen zijn gelijkgesteld aan soort verschillen.	-	onderschatting
5. Gevoelige soorten zijn wellicht oververtegenwoordigd.	voor 100% bescherming: overschatting	overschatting

Al eerder is opgemerkt dat voor bescherming van vee tegen fluorosis een daggemiddelde gedurende het beweidingseizoen van $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ maximaal acceptabel is en $0,3 \mu\text{g m}^{-3}$ in de rest van het jaar (zie ook: Van der Eerden, 1991). Op grond hiervan kan worden geconcludeerd dat vee waarschijnlijk tegen fluorosis beschermd wordt als gevoelige plantesoorten ook tegen negatieve effecten beschermd worden. Voor korte-termijn-blootstellingen geldt dat de advies-normen voor fluoride-gehalten in veevoer pas worden bereikt bij blootstellings-niveaus waarbij gevoelige planten al beschadigd kunnen zijn. Voor lange-termijn blootstellingen blijkt de bescherming van dieren en van planten een ongeveer even streng criterium. Deze conclusie is gebaseerd op maximaal toelaatbare atmosferische concentratie die overeen komt met een grenswaarde voor fluoride in het rantsoen van 55 ppm. De Gezondheidsraad (1990) geeft echter ook argumenten voor een grenswaarde van 25 ppm. In dat geval is de bescherming van dieren meer bepalend voor de ligging van effect-grenswaarden dan de bescherming van planten. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de wetenschappelijke basis voor deze veevoernorm nog smaller is dan die voor planten en dat voor de extrapolatie van "vee" naar dieren van meer natuurlijke ecosystemen vrijwel geen resultaten van wetenschappelijk onderzoek beschikbaar zijn (Gezondheidsraad, 1990; Van der Eerden, 1991).

6. Verder onderzoek

Bij de bestudering van de beschikbare informatie over normstelling zijn een aantal hiaten in de kennis geconstateerd. Buiten het bestek van dit rapport vallen het feit dat er nog geen consensus is over de meest geschikte meetmethode voor atmosferische fluoriden en dat de wetenschappelijke basis voor normstelling voor dieren en met name voor de wilde fauna erg smal is. Voor evaluatie van de toxiciteit van atmosferische fluoriden voor planten is een behoorlijke data-set beschikbaar (Tabel 6). Voor de gebruikelijke toepassing in de envelopbenadering is de beschikbare informatie voldoende, voor toepassing in de ecotox-benadering echter niet. Welke methode voor het schatten van effectgrenswaarden de beste is, moet van de wetenschappelijke kwaliteit van de methode afhangen en natuurlijk niet van de uitkomsten. De ecotox-berekening verdient in dit opzicht de voorkeur, ondermeer omdat daarmee beschermingsniveaus beter ingeschat kunnen worden. Dit is met name voor atmosferische fluoriden van belang, omdat de marge tussen effectgrenswaarden en achtergrondconcentraties smal lijkt te zijn.

Verder onderzoek levert uiteraard een betere basis voor normstelling. Verbeteringen kunnen voor een deel afgeleid worden uit Tabel 4, waarin oorzaken van foute schattingen worden opgesomd. Voorafgaande aan het uitvoeren van experimenteel onderzoek dient wel een goede definiëring en afbakening van te beschermen doelen plaats te vinden. Dat is in de eerste plaats een activiteit voor het (milieu-)beleid, maar vanuit het onderzoek kan natuurlijk wel feed-back gegeven worden.

Een belangrijke vraag die in de fase van onderzoek-voorbereiding beantwoord moet worden is of bij normstelling voor fluoriden het wenselijk is voor verschillende soorten, vegetaties of ecosystemen effectgrenswaarden vast te stellen (bijvoorbeeld om de mogelijkheden van het uitvoeren van een gebiedsgericht milieubeleid te vergroten)? Dit betekent een uitbreiding van het experimenteel onderzoek, omdat met name voor niet-agrarische systemen relatief weinig informatie beschikbaar is. Tevens is het nodig te weten of alleen het "100 %-beschermings"-niveau geschat moet worden, of ook lagere percentages van bescherming. Bij de envelopbenadering levert een betrouwbare schatting van meerdere percentages meer experimenteel onderzoek op; bij de ecotox-berekening niet.

Bij zowel de planning van onderzoek als de presentatie van resultaten is het belangrijk zich te realiseren dat bij toepassing van de envelopbenadering voor het schatten van hoge beschermingsniveaus het toevoegen van nieuwe informatie over effecten vrijwel nooit kan leiden tot verhoging van de effectgrenswaarden. Bij de ecotox-berekening gebeurt dat juist wel (de factor k_m wordt kleiner. De mate waarin de HC_p stijgt met een toenemend aantal gescreende soorten hangt af van s_m , maar kan zeer aanzienlijk zijn; zie § 3.2).

Om een indruk te geven van de hoeveelheid onderzoek die nodig is voor een bredere basis voor normstelling voor fluoriden kan het volgende voorbeeld gegeven worden.

Van vier vegetaties moet de gevoeligheid bepaald worden (twee natuurlijke vegetatie-typen, verschillend in gevoeligheid en twee agrarische "vegetatie"-typen). Van elke vegetatie worden acht soorten gescreend. Een effectgrenswaarde wordt vastgesteld op basis van een concentratie/respons-relatie voor één uur, één dag, één maand en drie maanden. Het experiment wordt één maal herhaald. De resultaten worden met de ecotox-berekening geëvalueerd. Een dergelijke opzet kan binnen een periode van twee jaar uitgevoerd worden met een tijdsinverstering van een onderzoeker en onderzoekmedewerker van respectievelijk 0,1 en 0,5 mensjaar per jaar. De materiële kosten zijn in de zelfde orde van grootte als de personele kosten.

7. Referenties

- Adams, D.F., Shaw, C.G., Gnagy, R.M., Koppe, R.K., Mayhew, D.J. & Yerkes, W.D. (1956). Relationship of atmospheric fluoride levels and injury indexes on gladiolus and ponderosa pine. *J. Agr. Food Chem.* 4: 64-66.
- Adams, D.F., Hendrix, J.W. & Applegate, H.G. (1957). Relationship among exposure periods, foliar burn, and fluorine content of plants exposed to hydrogen fluoride. *J. Agr. Food Chem.* 5: 108-116.
- Aldenberg, T & Slob, W. (1991). Confidence limits for Hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. RIVM rapport 719102002. Bilthoven.
- Benedict, H.M., Ross, J.M. & Wade, R.W. (1965). Some responses of vegetation to atmospheric fluorides. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 14: 503-508.
- Bennett, J.H. & Hill A.C. (1973). Inhibition of apparent photosynthesis by air pollutants. *J. Environ. Qual.* 2: 526-530.
- Berendse, F. (1988): De nutriëntenbalans van droge zandgrondvegetaties in verband met de eutrofiëring via de lucht. I. Een simulatiemodel als hulpmiddel bij het beheer van vochtige heidevelden. (A simulation model as a tool to maintain wet heathlands). Report 743, CABO, Wageningen.
- Brandt, C.J. (1981). Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf *Lolium multiflorum* und andere Nutzpflanzen. *LIS-Berichte* 14:1-140.
- Brewer, R.F., Creveling, R.K., Guillemet, F.B. & Sutherland, F.H. (1960a). The effects of hydrogen fluoride gas on seven citrus varieties. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* 75:236-243.
- Brewer, R.F., Sutherland, F.H., Guillemet, F.B. & Creveling, R.K. (1960b). Some effects of hydrogen fluoride gas on bearing navel orange trees. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* 76: 208-214.
- Brewer, R.F., Sutherland, F.H. & Guillemet, F.B. (1967). The relative susceptibility of some popular varieties of roses to fluoride air pollution. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* 91: 771-776.
- Davieson, G., Murray, F. & Wilson, S. (1990). Effects of sulphur dioxide and hydrogen fluoride, singly and in combination, on growth and yield of wheat in open-top chambers. *Agric., Ecosys. & Environ.* 30: 317-325.
- Doley, D. (1988). Fluoride-induced enhancement and inhibition of photosynthesis in four taxa of Pinus. *New Phytol.* 110: 21-31.
- Doley, D. (1989). Fluoride-induced enhancement and inhibition of shoot growth in four taxa of Pinus. *New Phytol.* 112: 543-552.
- Dueck, Th.A., Van der Eerden, L.J. & Berdowski, J.J.M. (1992). Estimation of SO₂ effect thresholds for heathland species. *Funct. Ecol.* (in press).
- EPA (1984). Environmental Protection Agency. Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Environmental Effects Branch, 1984.
- Gezondheidsraad (1981). Advieswaarden voor anorganische fluoriden in de buitenlucht. Min. VROM Rap. VAR50.
- Gezondheidsraad (1990). Fluoriden; toetsing van een basisdocument. Advies Beraadsgroep Toxicologie en Ecologie van de Gezondheidsraad. Rapport nr 1990/10.
- Guderian, R., Van Haut, H. & Stratmann, H. (1969). Experimentelle Untersuchungen über pflanzenschädigende Fluorwasserstoff-Konzentrationen. *Forsch. Ber. des Landes NW* 2017: 1-54.

- Hill, A.C., Pack, M.R., Transtrum, L.G. & Winters, W.S. (1959). Effects of atmospheric fluorides and various types of injury on the respiration of leaf tissue. *Plant Physiology* 34: 11-16.
- Hitchcock, A.E., Weinstein, L.H., McCune, D.C. & Jacobson, J.S. (1964). Effects of fluorine compounds on vegetation, with special reference to sweet corn. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 14: 503-508.
- Horvath, I., Klasova, A. & Navara, J. (1978). Some physiological and ultrastructural changes of *Vicia faba* L. after fumigation with hydrogen fluoride. *Fluoride* 11: 89-99.
- King, D.A., Kercher, J.R. & Bingham, G.E. (1982). Modelling the effects of pollutants on soybean yield. *Proc. 3rd Int. Conf. on State-of-the-art in Ecological Modelling*. Colorado State University, Colorado.
- Kooijman, S.A.L.M. (1987). A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.* 22, 269-276.
- MacLean, D.C., McCune, D.C., Weinstein, L.H., Mandl, R.H. & Woodruff, G.N. (1968). Effects of acute hydrogen fluoride and nitrogen dioxide exposures on citrus and ornamental plants of central Florida. *Environ. Sci. & Technol.* 2: 444-449.
- MacLean, D.C., Roark, O.F., Folkerts, G. & Schneider, R.E. (1969). Influence of mineral nutrition on the sensitivity of tomato plants to hydrogen fluoride. *Environ. Sci. & Technol.* 3: 1201-1204.
- MacLean, D.C., Schneider, R.E. & McCune, D.C. (1977). Effects of chronic exposure to gaseous fluoride on yield of field-grown bean and tomato plants. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 102: 297-299.
- MacLean, D.C. & Schneider, R.E. (1981). Effects of gaseous hydrogen fluoride on the yield of field-grown wheat. *Environ. Pollut.* 24: 39-44.
- MacLean, D.C. & Hansen K.S. (1986). Responses of two deciduous plants to hydrogen fluoride during winter dormancy. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 36: 60-61.
- MacLean, D.C., Schneider, R.E., Hansen, K.S. & Troiano, J.J. (1989). Effects of simulated acid rain on uptake, accumulation, and retention of fluoride in forage crops. *Water, Air and Soil Pollut.* 43: 191-198.
- Maclean, D.C. (1990). Joint action of ozone and hydrogen fluoride on foliar senescence in maize. *Environ. Pollut.* 63: 283-292.
- Madkour, S. & Weinstein, L.H. (1988). Effects of fumigation with hydrogen fluoride on the loading of [^{14}C] sucrose into the phloem of soybean leaves. *Environ. Tox. & Chem.* 7: 321-328.
- McCune, D.C., Weinstein, L.H., Jacobson, J.S. & Hitchcock, A.E. (1964). Some effects of atmospheric fluoride on plant metabolism. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 14: 465-468.
- McCune, D.C. (1969). On the establishment of air quality criteria, with reference to the effects of atmospheric fluorine on vegetation. *Air Quality Monograph*, 69-3. Amer. Petr. Inst., New York 33 pp.
- McCune, D.C., Lauver, T.L. & Hansen K.S. (1991). Relationship of concentration of gaseous hydrogen fluoride to incidence and severity of foliar lesions in black spruce and white spruce. *Can. J. For. Res.* 21: 756-761.
- McNulty, I.B. & Newman, D.W. (1957). Effects of atmospheric fluoride on the respiration rate of bush bean and gladiolus leaves. *Plant Physiology* 32: 121-124.
- Mohren, G.M.J. & Rabbinge, R. (1991). Growth influencing factors in dynamic models of tree growth. *Proc. conf. on "Forest growth: process modelling of responses to environmental stress"*. April 19-22, 1988. Gulf shores Alabama, USA.
- Murray, F. (1983). Response of grapevines to fluoride under field conditions. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 108: 526-529.

- Murray, F. & Wilson, S. (1988). Joint action of sulfur dioxide and hydrogen fluoride on growth of *Eucalyptus tereticornis*. *Environ. & Exp. Bot.* 28: 343-349.
- Murray, F. & Wilson, S. (1990). Yield responses of soybean, maize, peanut and navy bean exposed to SO₂, HF and their combination. *Environ. & Exp. Bot.* 30: 215-223.
- Oleksyn, J., Karolewski, P. & Rachwal, L. (1988). Susceptibility of european *Pinus sylvestris* L. populations to SO₂, NO₂, SO₂+NO₂ and HF under laboratory and field conditions. *Acta Soc. Bot. Poloniae* 57: 107-115.
- Pack, M.R. (1970a). Effects of hydrogen fluoride on bean reproduction. *Proc. 63 Ann. Meeting Air Pollut. Cont. Assoc., St. Louis, Missouri.*
- Pack, M.R. (1970b). Effects of hydrogen fluoride on production and organic reserves of bean seed. *Environ. Sci. & Technol.* 5: 1128-1132.
- Pack, M.R. (1972). Response of strawberry fruiting to hydrogen fluoride fumigation. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.* 22: 714-717.
- Pack, M.R. & Sulzbach, C.W. (1976). Response of plant fruiting to hydrogen fluoride fumigation. *Atmos. Environ.* 10: 73-81.
- 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*. (L. Brasser & W. Mulder, eds.). pp. 13-18. *Proc. 8th World Clean Air Congress, The Hague. Elsevier, Amsterdam.*
- Reuter, F. (1982). Untersuchungen über den Einfluß von Fluorwasserstoff auf Tomaten. *Arch. Gartenbau* 6: 283-288.
- Reynolds, K.L. & Laurence, J.A. (1988). Effects of hydrogen fluoride on growth, common blight development, and the accumulation of fluoride in field-grown Red Kidney beans. *Phytopathology* 78: 1168-1173.
- RIVM (1989). Slooff, W., Eerens, H.C., Janus, J.A. & Ros, J.P.M.. Integrated Criteria Document Fluorides. Report nr 758474010 (incl. Appendix on Effects).
- Scholz, F. (1983). Kann Züchtung auf Emmissionsresistenz zur Lösung des Problems "Waldsterben" beitragen? *Allgem. Forstzeitschrift* 38: 281-283.
- Sharma, H.C. (1988). Effect of sulphur-dioxide, hydrogen fluoride and their combination on mustard plants. *Indian J. Environ. Hlth.* 30: 242-252.
- Slooff, W., Van Oers, J.A.M. & De Zwart, D. (1986). Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. *Environ. Tox. Chem.* 5, 841-852.
- Slooff, W., Van Aalst, R.M., Heijna-Merkus, E. & Thomas, R., eds. (1989). Integrated criteria document ozone. Report 758474008. RIVM, Bilthoven.
- Sorauer, P. (1970). *Handbuch der Pflanzenkrankheiten*. bd. 1. Die nichtparasitären Krankheiten; 4. Teil: Immissionsschäden. Paul Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.
- Tonneijck, A.E.G. (1989). Evaluation of ozone effects on vegetation in The Netherlands. In: *Atmospheric ozone Research and its Policy Implications*. (T. Schneider et al., eds.). pp.251-260. Elsevier, Amsterdam.
- UNECE (1988). *Proceedings Critical Levels Workshop*. Bad Harzburg (1988). UNECE Geneva.
- UNECE (1993). *Proceedings Critical Levels Workshop*. Egham (1992). UNECE, Geneva (in press).
- Van der Eerden, L.J. (1991). Fluoride content in grass as related to atmospheric fluoride concentrations: a simplified predictive model. *Agric. Ecos. & Environ.* 37: 257-273.
- 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 Bot. Neerl.* 40, 281-296.
- Van der Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J.H., Van Gestel, C.A.M. & Slooff, W. (1990). Desiring for levels. Report nr. 6701001, RIVM, Bilthoven.
- Van Straalen, N.M. & Denneman, C.A.J. (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environ. Safety* 18, 241-251.

- Wille, F. (1922). Die Rauchschadenfrage der Aluminiumfabriken mit besonderer Berücksichtigung der Aluminiumfabrik Chippis. Parey-Verlag, Berlin. 66s.
- Wolting, H.G. (1978). Gevoeligheid van kastulpen voor chronische inwerking van fluorhoudende luchtverontreiniging. Bloembollencultuur 31: 728-730.

Tabel 5. Gemiddelde waarden voor concentratie ($\mu\text{g m}^{-3}$) en tijd (uren) na rangschikking van de data-set naar taxonomische orde. Daarnaast is de laagste effectieve concentratie met bijbehorende expositieduur weergegeven uit het aantal waarnemingen (n) voor de betreffende orde.

Taxonomische indeling		Gemiddelde waarden		Laagste effectieve concentratie	
		Concen- tratie	Tijd	Concen- tratie	Tijd
Hoofdafdeling I.		g.w. ¹⁾	g.w.	g.w.	g.w.
Hoofdafdeling II.					
Afdeling 1.					
Klasse 1.					
Orde 1. (n = 24)		1,55	1561	0,14	78
Klasse 2.					
Orde 2. (n = 1)		22	1	22	1
Afdeling 2.					
Klasse 1.					
Orde 1-3		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 4 (n=1)		1,30	1440	1,3	1440
Orde 5-10		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 11 (n=1)		1,47	698	1,47	698
Orde 12		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 13 (n=17)		2,66	978	0,37	3650
Orde 14 (n=20)		6,67	1001	0,10	320
Orde 15 (n=7)		1128	2528	0,80	8760
Orde 16-17		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 18 (n=2)		0,24	1536	0,19	1536
Orde 19-22		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 23 (n=2)		6,20	2412	4,60	2496
Orde 24-25		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 26(n=1)		13,4	216	13,4	216
Orde 27-32		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 33 (n=5)		23,9	1039	2,20	2688
Orde 34 (n=2)		13,0	93	1,00	72
Klasse 2					
Orde 1		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 2 (n=35)		1,07	442	0,12	54
Orde 3		g.w.	g.w.	g.w.	g.w.
Orde 4 (n=20)		5,25	781	0,15	1680

¹⁾ geen waarnemingen

Tabel 6a. Literatuuroverzicht van de effecten van waterstoffluoride op agrarische gewassen

Plantesoort	Parameter	Conc. ¹	Expositieduur ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Appel var. Delicious	Necrose (begin)	1,25	153u (5d/w;8u/d)		Adams et al., 1957	gem. conc.: 0,39 µg m ⁻³ (601u) ⁴
		4,15	33u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,76 µg m ⁻³ (201u)
		8,3	26u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,52 µg m ⁻³ (506u)
Kers	Necrose (begin)	1,25	183u (5d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,39 µg m ⁻³ (717u)
		4,15	20u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,57 µg m ⁻³ (172u)
		8,3	35u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,51 µg m ⁻³ (695u)
Perzik	Necrose (begin)	1,25	100u (5d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,40 µg m ⁻³ (388u)
		4,15	43u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,58 µg m ⁻³ (363u)
		8,3	12u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,67 µg m ⁻³ (172u)
Pruim	Necrose (begin)	1,25	88u (5d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,39 µg m ⁻³ (344u)
		4,15	33u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,50 µg m ⁻³ (337u)
		8,3	14u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,76 µg m ⁻³ (174u)
Citroen/Grapefruit/Sinaasappel Bladoppervlak	Versgewicht spruit	8-10	12m	-45%	Brewer et al., 1960a	
		8-10	18m	-40%		
		8-10	18m	-15%		
		2,5-4,2	4m (2920u)	-18%	Brewer et al., 1960b	één perc. voor alle behandelingen.
		1,7	8m (5840u)	-18%		
		0,8-1,3	12m (8760u)	-18%		
Citrusvruchten (6 var.)	Aantal vruchten	2,5-4,2	4m	-63%		één perc. voor alle behandelingen.
		1,7	9m (6570u)	-63%		
		0,8-1,3	12m	-63%		
		415	4u	40%	MacLean et al., 1968	
		830	2u	40%		
		6640	1u	40%		

vervolg Tabel 6a.

	Bladval	830	8u	80%	
Lupine	Necrose	25	114u	sterk	Guderian et al., 1969
	Opbrengst	10,1	190u	negatief	
	Chlorose	10,1	190u	licht	
		25	114u	licht	
	Chlorose	25	114u	zeer licht	
Chrysanth					
Mais					
cv. ?	Respiratie	4	12d (288u)	+20%	Brandt, 1981
	Drooggewicht	4	12d	-20%	
	Opbrengst	0,8	7d	geen	McCune, 1969
		1,5	7d	geen	
cv. Macross	Necrose (begin)	1,5	7d (168u)		
	Chlorose	1,7	7d (168u)	2%	Hitchcock et al., 1964
		4,7	7d	27%	
cv. QK 958	Aantal korrels	0,26	560u (8u/d;70d)	-53%	Murray et al., 1990
cv. Golden Cross Bantam	Chlorophyll a+b gehalte	1	16u (4u/d;4d)	+51%	MacLean, 1990
	F-accumulatie	1	16u (4u/d;4d)	11 ppm	
					gem.conc.: 0,15 µg m ⁻³ (1680u) gem.conc.: 0,20 µg m ⁻³ (148u) gem.conc.: 0,20 µg m ⁻³ (148u) 55-ppm conc.: 1 µg m ⁻³ 5
Sorghum	Opbrengst	0,25	3,5d	geen	McCune, 1969
		0,4	7d	geen	
	Necrose	0,25	3,5d	geen	
		0,4	7d (168u)	negatief	
Tarwe	Drooggewicht	0,9	4d	-20%	MacLean et al., 1981
		0,3	960u (8u/d;120d)	(-8%)	Davieson et al., 1990
	Bladoppervlak	0,3	960u (8u/d;120d)	-22%	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (2520u)

vervolg Tabel 6a.

Wintergerst	Korrelgewicht	0,3	960u (8u/d;120d)	(+4%)	55-ppm conc.: 0,39 µg m ⁻³	Guderian et al., 1969
	Proteïne gehalte	0,3	960u (8u/d;120d)	-5%		
	Chlorophyll-a gehalte	0,3	960u (8u/d;120d)	(-7%)		
	L-ascorbinezuur gehalte	0,3	960u (8u/d;120d)	(-13%)		
	F-accumulatie	0,3	960u (8u/d;120d)	24 ppm		
Zomergerst	Groei	3,3	290u	-9%	Bennett et al., 1973	Guderian et al., 1969
	Necrose	3,3	290u	geen		
	Groei	5	216u	geen		
	Fotosynthese	83	2u	-20%		
Haver	Groei	5,1	360u	negatief	Guderian et al., 1969	
		13,7	360u	negatief		
	Necrose	5,1	360u	licht		
		13,7	360u	licht		
Zaadwikke	Opbrengst	4,4	359u	negatief		
		5,1	360u	negatief		
		13,7	360	negatief		
	Chlorose	4,4	359u	licht		
Erwt		13,7	360u	licht	Horvath et al., 1978	
	Opbrengst	10,1	190u	negatief		
	Chlorose	10,1	190u	licht		
	Fotosynthese	42	24u	-19%		
Boon		42	168u	-44%	McCune et al., 1964	Sterke chlorose, eindknoppen afgestorven
	Enolase-activiteit	1,7	10d (240u)	-64%		
	Respiratie	25	8d (192u)	+58%		
		25	12d	+74%		
		25	18d	+75%	Pack, 1970a	
	Groei	10,5	10w	negatief		

vervolg Tabel 6a.

cv. Gallaroy		9,1	10w	negatief	
	Drooggewicht (peul)	2,1	10w (1680u)	negatief	
	Aantal peulen	5,4	10w	-27%	Pack, 1970b
		5,4	10w	-20%	
	Versgewicht (peul)	0,6	43d (701u)	-25%	McLean et al., 1977
	Aantal peulen	0,25	408u (8u/d;51d)	+17%	Murray et al., 1990
	Aantal rijpe peulen	0,25	408u (8u/d;51d)	+17%	
	Aantal bonen per plant	0,25	408u (8u/d;51d)	+20%	
	Gewicht bonen	0,25	408u (8u/d;51d)	-12%	
	F-accumulatie	2	144u (8u/d;2d/w;9w)	89 ppm	Reynolds et al., 1988
cv. Red Kidney		4	144u (8u/d;2d/w;9w)	176 ppm	
		2	320u	132 ppm	
			(8u/d;4d/w;10w)		
		4	320u	212 ppm	
			(8u/d;4d/w;10w)		
	Aantal peulen	0,64	98d (2352u)	-99,5%	Pack et al., 1976
		2	133d (3192u)	-90%	
		2,2	109d (2616u)	-94%	
		0,27	91d	geen	Murray et al., 1990
	F-accumulatie	0,27	91d	geen	
Pinda		0,27	91d	geen	
	Gewicht bonen	0,27	91d	geen	
	[¹⁴ C]-sucrose accumulatie	5	8d (192u)	-70%	Madkour et al., 1988
		1	10d (240u)	-50%	
cv. Virginia Bunch	Drooggewicht pinda's	0,27	832u (8u/d;104d)	-19%	Murray et al., 1990
	Aantal peulen	0,27	832u (8u/d;104d)	-18%	
	Aantal pinda's per plant	0,27	832u (8u/d;104d)	-21%	

gem. conc.: 0,15 µg m⁻³ (1208u)

gem. conc.: 0,28 µg m⁻³ (1496u)

gem. conc.: 0,47 µg m⁻³ (1496u)

55-ppm conc.: 0,21 µg m⁻³

gem. conc.: 0,46 µg m⁻³ (1664u)

gem. conc.: 0,84 µg m⁻³ (1664u)

55-ppm conc.: 0,1 µg m⁻³

gem.conc.: 0,16 µg m⁻³ (2495u)

Druif vervolg Tabel 6a.		55-ppm conc.: 0,19 µg m ⁻³		
	F-accumulatie	0,28	64d (1536u)	85 ppm
Aardbei cv. Marshall		0,17	64d	55 ppm
		0,13	64d	20 ppm
		0,05	64d	11 ppm
	Necrose (als % beschadigde bladeren)	0,28	64d (1536u)	5%
		0,17	64d	geen
		0,13	64d	geen
		0,05	64d	geen
	Versgewicht vruchten	2	5m (3650u)	-8%
		5	5m	-40%
	Aantal vruchten	10,4	5m	-48%
cv. Columbia		5	5m	-21%
		10,4	5m	-16%
	Versgewicht vruchten	10,4	5m (3650u)	-64%
	Aantal vruchten	10,4	5m	-21%
Tomaat cv. ?	Opbrengst	1	6,5d	geen
	Necrose	0,8	8d	geen
		1,2	8d	geen
cv. Bonny Best cv. Harzfeuer	Drooggewicht	3	64d (1536u)	-38%
	Opbrengst	50	331u	-29%
		60	321u	-53%
	F-accumulatie blad	50	331u	1900 ppm
		60	321u	1600 ppm
	F-accumulatie vrucht	50	331u	30 ppm
		60	321u	31 ppm
		Murray, 1983		
		Pack, 1972		
		McCune, 1969		
		MacLean et al. 1969		
		Reuter, 1982		

cv Hillperle vervolg Tabel 6a. Opbrengst					
		50	331u	(-35%)	
		60	321u	-56%	
	F-accumulatie blad	50	331u	1200 ppm	
		60	321u	2250 ppm	
	F-accumulatie vrucht	50	331u	27 ppm	
		60	321u	43 ppm	
cv. Grit	Opbrengst	50	331u	(-16%)	
		60	321u	-50%	
	F-accumulatie blad	50	331u	1150 ppm	
		60	321u	2050 ppm	
	F-accumulatie vrucht	50	331u	55 ppm	
		60	321u	28 ppm	
cv. Nadja	Opbrengst	50	331u	-46%	
	F-accumulatie blad	50	331u	1600 ppm	
	F-accumulatie vrucht	50	331u	30 ppm	
cv. Gelbe FT	Opbrengst	50	331u	-86%	
	F-accumulatie blad	50	331u	935 ppm	
	F-accumulatie vrucht	50	331u	28 ppm	
	Opbrengst	50	331u	-66%	
cv. Amerikan. FT		60	321u	-81%	
	F-accumulatie blad	50	331u	865 ppm	
		60	321u	1525 ppm	
	F-accumulatie vrucht	50	331u	25 ppm	
		60	321u	15 ppm	
cv. ?	Opbrengst	60	321u	-41%	
	F-accumulatie blad	60	321u	1625 ppm	
	F-accumulatie vrucht	60	321u	38 ppm	

Augurk vervolg Tabel 6a. Aantal vruchten					
	4,6	104d (2496u)	-24%	Pack et al., 1976	
Paprika	7,8	97d	-33%		
	2,2	112d (2688u)	-64%		
	4,2	136d (3264u)	-79%		
	4,7	176d (4224u)	-90%		
	10,8	260u	geen	Guderian et al., 1969	
Suikerbiet Ui	5,3	608u	licht		
	12,7	608u	zeer sterk		
	12,7	608u	geen		
	5,3	608u	sterk		geen accumulatie in de uien.
	25	40u	matig		
Kruisbes Mosterd	16	60u (2u/d;30d)	geen	Sharma, 1988	gem. conc.: 1,47 µg m ⁻³ (698u)
	16	60u (2u/d;30d)	-17%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-53%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-34%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-40%		idem
Biomassa	16	60u (2u/d;30d)	-34%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-25%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	+5%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	+19%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-89%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-0,1%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	-1,5%		idem
	16	60u (2u/d;30d)	+33%		idem
	16	60u (2u/d;30d)			
	16	60u (2u/d;30d)			

1: in: µg m⁻³

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

3: gegevens tussen 0 niet significant.

4: gemiddelde berekend uit de gegeven concentratie, expositieduur en 0,1 µg m⁻³ als achtergrondconc. voor de niet begaste uren.

5: berekende concentratie behorende bij 55 ppm F-accumulatie

Tabel 6b. Literatuuroverzicht van de effecten van waterstoffluoride op monocotyle siergewassen

Plantesoort	Parameter	Conc. ¹	Expositieduur ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Gladiol	Necrose (begin)	1,25	65u (5d/w;8u/d)		Adams et al., 1956	gem. conc.: 0,41 µg m ⁻³ (3864u) ⁴
		4,15	24u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,65 µg m ⁻³ (176u)
		8,3	14u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,76 µg m ⁻³ (174u)
	Necrose (als % van de bladlengte)	1,95	14d	33%		
		0,64	14d	26%		
		0,41	14d (336u)	25%		
		0,15	9d (216u)	6%	McCune, 1969	
		0,5	6d (144u)	6%		
		0,25	50d (1200u)	0,2%		
		1	72u		Guderian et al., 1969	
		10	24u	26%	Adams et al., 1956	
cv. E.C. Cole	Necrose (als % van de bladlengte)	10	72u	47%		
		1	24u	2%		
		1	72u	7%		
		0,6	24u	<1%		
		0,6	72u	3%		
		10	24u	22%		
		10	72u	57%		
	Necrose (als % van de bladlengte)	1	24u	geen		
		1	72u	6%		
		0,6	24u	0,1%		
cv. Snow Princess	Necrose (als % van de bladlengte)	0,6	72u	1%		

vervolg Tabel 6b.

vervolg Tabel 6b.						
Plantensoort	Plantengroei	Plantegroei	Plantegroei	Plantegroei	Plantegroei	Plantegroei
cv. Red Charmé	Necrose (begin)	0,67	12d	10%	Brandt, 1981	
	Fotosynthese	0,9	29d (696u)	30%	Hill et al., 1959	
	Drooggewicht	0,97	40d	45%		
	Respiratie	0,76	40d (960u)	46%		
cv. Flower Song	Necrose (begin)	0,67	6d (144u)	-50%	Brandt, 1981	
	Fotosynthese	0,67	12d	-30%		
	Drooggewicht	0,9	29d	+50%	Hill et al., 1959	
	Respiratie	0,97	40d	+40%		
cv. Renown/Peerl.	Necrose (begin)	0,67	6d (144u)	10%		
	Fotosynthese	0,67	12d	-35%		
	Drooggewicht	0,67	12d	-45%		
	Necrose (als % van de bladlengte)	1,5	28d (672u)	20%		
cv. Apeldoorn	Necrose (begin)	0,15	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,12 µg m ⁻³ (54u)	Wolting, 1978	
	Fotosynthese	0,30	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (54u)		
	Drooggewicht	0,15	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,12 µg m ⁻³ (54u)		
	Necrose (als % van de bladlengte)	0,30	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (54u)		
cv. Bellona/Olaf/Lustige Witwe	Necrose (begin)	0,67	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,29 µg m ⁻³ (54u)		
	Fotosynthese	0,15	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,12 µg m ⁻³ (54u)		
	Drooggewicht	0,30	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (54u)		
	Necrose (als % van de bladlengte)	0,67	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,29 µg m ⁻³ (54u)		
cv. Mad Spoor/Apricot Beauty	Necrose (begin)	0,15	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,12 µg m ⁻³ (54u)		
	Fotosynthese	0,30	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (54u)		
	Drooggewicht	0,15	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,12 µg m ⁻³ (54u)		
	Necrose (als % van de bladlengte)	0,30	18u (3d;6u/d)	gem. conc.: 0,17 µg m ⁻³ (54u)		

vervolg Tabel 6b

diverse cultivars	Necrose	2	276u	licht tot matig
cv. Stielmütterchen		5	276u	geen
cv. Chabaud Nelke		25	114u	licht
Knolbegonia	Chlorose (begin)	1	72u	

1: in $\mu\text{g m}^{-3}$

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

3: gegevens tussen 0 niet significant.

4: gemiddelde berekend uit de gegeven conc., expositieduur en $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ als achtergrondconc. voor de niet begaste uren.

Tabel 6c. Literatuuroverzicht van de effecten van waterstoffluoride op natuurlijke vegetaties

Plantesoort	Parameter	Conc. ¹	Expositie ²	Effect ³	Referentie	Opmerkingen
Lijsterbes	Chlorose	1,3	240u	licht	Guderian et al., 1969	licht=1cm bladpuntbeschadiging sterk=4,5cm zeer sterk=>4,5cm
Rode Beuk	Necrose	1,3	1440u	licht		
Esdoorn	Chlorose	4,2	168u	sterk		
Ruwe berk	Necrose	0,23	20w	geen	Scholz, 1983	
Plataan	F-accumulatie bast	6,7	12d	25 ppm	MacLean et al., 1986	+87% t.o.v. de controle
	F-accumulatie knoppen	6,7	12d	10 ppm		+84% t.o.v. de controle
	F-accumulatie bladeren	6,7	12d	geen		
	F-accumulatie bloemen	6,7	12d	geen		
Sering	F-accumulatie bast	6,7	12d	15 ppm		+84% t.o.v. de controle
	F-accumulatie knoppen	6,7	12d	13 ppm		+77% t.o.v. de controle
	F-accumulatie bladeren	6,7	12d	geen		
	F-accumulatie bloemen	6,7	12d	geen		
Eucalyptus	Bladoppervlak	0,38	90d (2160u)	-17%	Murray et al., 1988	
	Specifiek bladoppervlak (cm ² /g)	0,38	90d	-10%		niet volledig ontwikkelde bladeren
		0,38	90d	-14%		volledig ontwikkelde bladeren
	F-accumulatie	0,38	90d (2160u)	18 ppm		55 ppm-conc.: 1,16 µg m ⁻³ 4
Larix	Necrose (begin)	1,25	71u (5d/w;8u/d)		Adams et al., 1957	gem. conc.: 0,43 µg m ⁻³ (247u) ⁵
		4,15	24u (2d/w;8u/d)			gem. conc.: 0,65 µg m ⁻³ (176u)
		8,3	12u (2d/w;4u/d)			gem. conc.: 0,67 µg m ⁻³ (172u)
Japanse lork	Necrose	1,3	408u	licht	Guderian et al., 1969	
Amerik. lork	Necrose	0,23-0,49	20w (3360u)	licht	Scholz, 1983	
Fijnspar	Necrose	1,3	240u	licht	Guderian et al., 1969	
		5,4	270u	sterk		

Zwarte spar vervolg Tabel 6c. Necrose						
	0,46-0,98	20w (3360u)	matig	Scholz, 1983		
	2,3	78u	23%	McCune et al., 1991		
Witspar	Percentage bomen met beschadiging					
	4,2	78u	61%			
	8,1	78u	96%			
	Percentage bomen met beschadiging	50u	geen			
Nordmannspar						
	5,2	50u	14%			
	11,1	50u	39%			
	1,3	408u	licht	Guderian et al., 1969		
Zilverspar	Necrose	20w (3360u)	sterk	Scholz, 1983		
Grove den	Necrose (als % beschadigde naalden)	24u (6u/d;4d)	5%	Oleksyn et al., 1988	gem. conc.: 0,14 µg m ⁻³ (78u)	
Zwarte den	Necrose	240u	licht	Guderian et al., 1969		
Weymouth den	Necrose	168u	sterk			
Gele den	Necrose (als % van de naaldlengte)	14d	67%	Adams et al., 1956		
Pinus caribaea var. bahamensis Fotosynthese	0,64	14d	18%			
	0,41	14d (336u)	6%			
	10	24u	67%		Halfontwikkelde naalden	
	10	72u	100%		idem	
	1	24u	0,5%		idem	
	1	72u	5%		idem	
	10	24u	53%		Naalden ouder dan 1 jaar	
	10	72u	88%		idem	
	1	24u	geen		idem	
	1	72u	1%		idem	
	1,2	125d	(+30%)	Doley, 1988		
	1,8	125d	(-13%)			
	4,3	125d	(-22%)			Leeftijd naalden: 4-8 weken.

vervolg Tabel 6c	Chlorophyll a+b	1,2 1,8 4,3	125d (3000u) 125d 125d	+42% geen (-11%)	
	Stamdiameter	1,2 1,8 4,3	162d 162d 162d	+40% (-15%) -53%	gem.conc.: 0,94 µg m ⁻³ (3864u)
Pinus caribaea var. caribaea	Fotosynthese	1,2 1,8 4,3	125d 125d 125d	(+9%) (-20%) (-20%)	Doley, 1989
	Chlorophyll a+b	1,2 1,8 4,3	125d (3000u) 125d 125d	+44% geen geen	Doley, 1988
	Stamdiameter	1,2 1,8 4,3	162d 162d 162d	+64% (-27%) (-43%)	gem.conc.: 0,94 µg m ⁻³ (3864u)
Pinus caribaea var. hondurensis	Fotosynthese	1,2 1,8 4,3	125d (3000u) 125d 125d	+24% -35% -21%	Doley, 1988
	Chlorophyll a+b	1,2 1,8 4,3	125d 125d 125d	+68% (-11%) (-7%)	
	Stamdiameter	1,2 1,8 4,3	162d 162d 162d	+49% (-13%) (-28%)	gem.conc.: 0,94 µg m ⁻³ (3864u)
Pinus caribaea var. elliottii	Fotosynthese	1,2 1,8 4,3	125d 125d 125d	(+15%) (-13%) (-6%)	Doley, 1988
	Chlorophyll a+b	1,2 1,8	125d 125d (3000u)	(+7%) -27%	

vervolg Tabel 6c.									
		Stamdiameter							
Jeneverbes Taxus Engels raai gras			4,3	125d	-35%	Doley, 1989	gem.conc.: 0,94 µg m ⁻³ (3864u)		
			1,2	162d	+91%				
			1,8	162d	(-30%)				
			4,3	162d	-52%				
	Necrose		5,5	438u	licht	Guderian et al., 1969			
	Necrose		22	120u	zeer licht				
	F-accumulatie		0,83	1d	55 ppm	Van der Eerden, 1991	zomer		
			0,3	1d	55 ppm		winter		
			0,83	1d	21 ppm				
			3,7	1d	75 ppm				
Italiaans raai gras Kroopaar Gras div. soorten			5,3	1d	104 ppm				
			0,83	6d	36 ppm				
			3,7	6d (144u)	189 ppm		55-ppm conc.: 0,99 µg m ⁻³		
			5,3	6d	268 ppm				
			0,83	17d (408u)	54 ppm		55-ppm conc.: 0,83 µg m ⁻³		
			3,7	17d	239 ppm				
			5,3	17d	336 ppm				
	F-accumulatie		4	14d (336u)	140 ppm	Brandt, 1981	55-ppm conc.: 0,39 µg m ⁻³		
	F-accumulatie		0,9	120d (2880u)	210 ppm	Benedict et al., 1965	55-ppm conc.: 0,24 µg m ⁻³		
	F-accumulatie		0,85	384u	tot 530	Guderian et al., 1969	bij de hoogste concentratie		
			1,1	1145u	ppm		normoverschrijding voor dieren.		
			2,6	384u					
			2,8	1145u					
	Necrose		0,9-1,4	18-23d	geen	McLean et al., 1988			
	Drooggewicht		0,9-1,4	18-23d	geen				
	F-accumulatie		0,85	384u	tot 1300	Guderian et al., 1969	normoverschrijding voor dieren;		
Rietzwenkgras Klaver div. soorten			1,1	1145u	ppm		lichte chlorose/necrose		
			2,6	384u					
			2,8	1145u					
	F-accumulatie		0,9	120d (2880u)	170 ppm	Benedict et al., 1965	55-ppm conc.: 0,29 µg m ⁻³		

Luzerne vervolg tabel 6c					
	Necrose	0,9-1,4	18-23d	geen	McLean et al., 1988
Afrikaantje Leeuwebekje Rhododendron	Drooggewicht	0,9-1,4	18-23d	geen	
	Necrose	25	114u	geen	
	Necrose	25	114u	geen	
	Chlorose	13,4	216u	licht	
Theeroos	Drooggewicht	1,7	6m (4380u)	-30%	Brewer et al., 1967
	Necrose	1,7	6m	licht tot matig	

- 1: in $\mu\text{g m}^{-3}$
- 2: u=uur, d=dag, w=week en m=maand
- 3: gegevens tussen () niet significant
- 4: berekende concentratie behorende bij 55 ppm F-accumulatie
- 5: gemiddelde berekend uit de gegeven concentratie, expositieduur en $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ als achtergrondconc. voor de niet begaste uren.