

# Korstmossen als bio-indicator voor ammoniakconcentraties

## Eindrapport

RAPPORT

Natuur.studie

nummer 5

2009



Dries Van den Broeck,  
Marc Herremans,  
Goedele Verbeylen,  
Ilf Jacobs en  
Pieter Van Dorsseleer

De natuur heeft je nodig. En vice versa.

natuurpunt 

# Korstmossen als bio-indicator voor ammoniakconcentraties

## Eindrapport studieopdracht VMM

Dries Van den Broeck, Marc Herremans, Goedele Verbeylen,  
Ilf Jacobs, Pieter Van Dorsselaer

Eindrapport van het TWO project (bestek VMM/LUC/AMO/2007/097).



- Opdrachtgever:** Vlaamse Milieumaatschappij  
Afdeling meetnetten en onderzoek  
CDVP immissiemeetnetten lucht  
Kronenburgstraat 45 bus 3  
2000 Antwerpen  
Verantwoordelijke CDVP IML: Dr. E. Roekens
- Opdrachthouder:** Natuurpunt Studie  
Coxiestraat 11  
2800 Mechelen  
Diensthoofd: Marc Herremans
- Taakverdeling uitvoerders:** Dries Van den Broeck: concept, selectie opnamepunten, ammoniaksamplers vervangen, korstmossstudies, alle terreinvariabelen, verzamelen schorsstalen, literatuurstudie, data input, validatie van de ammoniakconcentratiemetingen, foto's, tekst.  
Marc Herremans: concept, statistische analyses, conclusies, eindredactie.  
Goedele Verbeylen: aanmaak en onderhoud van de databank, berekening afgeleide variabelen.  
Ilf Jacobs: nemen van schorsstalen en bepalingen van de pH.  
Pieter Van Dorsselaer: aanmaak bestanden voor invoeren, beheer en berekening van de ammoniakconcentratiemetingen, vormgeving rapport.
- Leden van de stuurgroep:** Marc Herremans (Natuurpunt Studie), Maurice Hoffmann (INBO), Dominique Meremans (VMM), Johan Neiryndck (INBO), Erik Noordijk (NMP), Edward Roekens (VMM), Roeland Samson (UA), Jeroen Staelens (UGent), Philip Van Avermaet (VMM), Line van Craeynest (VMM), Dries Van den Broeck (Natuurpunt Studie), Kok van Herk (LON) Wouter Van Landuyt (INBO).

Wijze van citeren: Van den Broeck, D., Herremans, M., Verbeylen, G., Jacobs, Ilf & Van Dorsselaer, P., 2009. Korstmossen als bio-indicator voor ammoniakconcentraties (Eindrapport). Rapport 2009/5 Natuurpunt Studie, Mechelen, België.



# Inhoudsopgave

Samenvatting .....	vi
Dankwoord .....	ix
1 Situering opdracht en doel .....	1
1.1 Opzet en doel van de studie .....	1
1.2 Situering van de opdracht .....	1
1.3 Werkwijze .....	2
1.4 Terminologie .....	2
2 Literatuurstudie .....	4
2.1 Opzet .....	4
2.2 Welke luchtverontreinigende stoffen hebben een invloed op korstmossen? .....	4
2.3 Welke invloed hebben deze stoffen op korstmossen? .....	5
2.4 Hoe worden op dit ogenblik zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden in Vlaanderen berekend en gemeten? .....	7
2.5 Wat verstaan we onder biomonitoring? .....	7
2.6 Wat maakt korstmossen geschikt om als bio-indicator te gebruiken? .....	8
2.7 Welke biomonitoringsstudies heeft men in Vlaanderen met epifyten uitgevoerd? .....	9
2.8 Wat wordt met kritische lasten en kritische niveaus bedoeld? .....	11
2.9 Welke natuurlijke omgevingsfactoren hebben een invloed op korstmossen? .....	13
2.9.1 Klimaatfactoren .....	14
2.9.1.1 Macroklimaat .....	14
2.9.1.2 Microklimaat .....	14
2.9.2 Geografische factoren en bodemtypes .....	17
2.9.3 Milieutypes .....	17
2.9.4 De aanwezige vegetatie in de omgeving .....	19
2.9.5 Fysisch-chemische eigenschappen van de schors .....	20
2.9.5.1 Wateropname, -afgifte en -retentiecapaciteit van de schors .....	20
2.9.5.2 De zuurtegraad (pH) van de schors .....	20
2.9.5.3 De conductiviteit van de schors .....	22
2.9.5.4 Chemische schorskenmerken .....	22
2.9.6 Boomdikte (en ouderdom) .....	24
2.9.7 Hardheid van de schors .....	25
2.9.8 Inclinatorie van de bomen .....	25
2.9.9 Boomsoort .....	25
2.9.10 Eigenschappen van de korstmossen .....	26
2.9.11 Besluit .....	26
2.10 Hoe biomonitoring met behulp van korstmossen uitvoeren? .....	27
2.10.1 Hoe het gebied kiezen voor het uitvoeren van de inventarisaties? .....	28
2.10.2 Hoe kan men dit gebied best opdelen? .....	28
2.10.3 Hoe opnamepunten selecteren? .....	29
2.10.4 Hoeveel bemonsteringspunten? .....	31
2.10.5 Hoeveel bomen per bemonsteringspunt? .....	32
2.10.6 Hoe het proefvlak kiezen? .....	33

2.10.7	Welke boomsoort?	34
2.10.8	Welke kenmerken dienen de bomen te bezitten?	36
2.10.9	Welke organismen inventariseren?	36
2.10.10	Welke bio-indicatiemethode?	37
2.10.10.1	Bio-indicatiemethodes die gebruik maken van indicatorsoorten	37
2.10.10.2	Bio-indicatiemethodes gebaseerd op de epifytendiversiteit	40
2.10.10.3	Bio-indicatiemethodes gebaseerd op lichenen als accumulatoren	41
2.10.10.4	Bio-indicatiemethodes gebaseerd op epifytengemeenschappen	42
2.10.11	Welke inventarisatiemethode?	42
2.10.12	Hoe lichenen meten?	42
2.10.13	Vitaliteit bepalen	43
2.10.14	pH meten	44
2.10.15	Schorsruwheid bepalen	44
2.10.16	Fertiliteit bepalen	44
2.10.17	Welke extra informatie noteren?	44
2.10.17.1	Afstand tot de dichtstbijzijnde maïsakker	45
2.10.17.2	Afstand tot een veehouderijbedrijf	45
2.10.17.3	Afstand tot het verkeer of een andere maat voor de verkeersintensiteit	45
2.10.17.4	Plaatselijke aanrijking	45
2.10.17.5	Hinderlijke factoren	46
2.10.18	Statistische verwerking	46
2.11	Welke ammoniakbronnen zijn er?	47
2.11.1	Landbouw	47
2.11.2	Industrie	48
2.11.3	Katalysatoren	48
2.11.4	De zee	48
2.12	Gevolgen van ammoniakbelasting op het (Vlaamse) milieu	48
2.12.1	Problematiek	48
2.12.2	Gevolgen voor de natuur	49
3	Gevolgde methoden	50
3.1	Opzet van het veldexperiment	50
3.1.1	Keuze van de locaties en opnamepunten	50
3.1.1.1	Geografische factoren en bodemtypes	53
3.1.1.2	Macroklimaatfactoren	53
3.1.1.3	Microklimaatfactoren	54
3.1.1.4	Milieutypes en landgebruik	55
3.1.1.5	Luchtverontreinigingparameters	57
3.1.2	Keuze van de bomen	59
3.1.2.1	Boomsoorten	59
3.1.2.2	Aantal bomen per opnamepunt	59
3.1.2.3	Kenmerken van de gekozen bomen	60
3.1.2.4	Ondergroei	60
3.2	Problemen bij de selectie van de locaties en van de bomen binnen deze locaties	61
3.2.1	Locaties ten noordoosten van een veehouderijbedrijf	61
3.2.2	Achtergrondlocaties	63
3.3	Controle voor overbelading	64
3.4	Samplers in het vrije veld	64
3.5	Methodiek korstmossopnames	64
3.5.1	Noteren van de korstmossen	64



3.5.2	Grid .....	66
3.5.3	Opmeten van de grootte van korstmossen .....	67
3.5.4	Noteren van fertiliteit en bepalen van vitaliteit .....	69
3.5.5	Metten boomomtrek .....	69
3.5.6	Noteren van extra informatie .....	70
3.5.7	pH-meting .....	73
3.5.8	Omzettingpunten populier-eik .....	73
3.6	Methodiek ophanging samplers .....	76
3.7	Gebruikte bio-indicatiemethodes .....	77
3.7.1	M.b.t. ammoniak .....	77
3.7.1.1	NIW/AIW methode .....	77
3.7.1.2	Andere methodes gebruikt door van Herk .....	79
3.7.1.3	Hoffmann-indexen .....	81
3.7.1.4	Extra acidofytische indexen .....	82
3.7.1.5	Bio-indicatiemethode gebaseerd op de bedekkingsgraad van de soorten ..	82
3.7.2	M.b.t. zwaveldioxide .....	82
3.8	Gebruikte statistische methodes .....	82
4	Resultaten .....	85
4.1	Omgevingsfactoren .....	85
4.1.1	Veranderingen rond opnamepunten .....	85
4.2	Geïnterviewde bomen .....	86
4.3	Korstmossen .....	86
4.3.1	Opmerkingen m.b.t. de methodiek van korstmosopnames .....	86
4.3.2	De oriëntatie van de korstmossen op de boom .....	86
4.3.3	Aangetroffen soorten .....	87
4.4	Inventarisaties .....	91
4.4.1	Tijdsinvestering van de verschillende procedures .....	91
4.4.2	Opnames met behulp van het grid .....	91
4.4.3	Voorgestelde wijzigingen aan de methode .....	91
4.5	Ammoniakconcentraties .....	91
4.5.1	Controle voor overbelading .....	91
4.5.2	Ammoniakconcentratiemetingen .....	91
4.5.2.1	Validatie van de samplers .....	91
4.5.2.2	Resultaten van de metingen .....	92
4.5.2.3	Bepalen van een ammoniakverduunningscurve .....	96
4.5.2.4	Relatie tussen ammoniakconcentratie en pH van de schors .....	97
4.6	Statistische analyses .....	98
4.6.1	Correlaties .....	98
4.6.2	Principale componentenanalyse (PCA) .....	99
4.6.2.1	Verbanden tussen de ammoniakconcentraties en samengestelde indexen voor korstmossen .....	100
4.6.2.2	Ammoniakconcentraties en de grootte van korstmossen .....	103
4.6.2.3	Ammoniakconcentraties en het voorkomen van korstmossen op de volledige boom	105
4.6.2.4	Ammoniakconcentraties en het voorkomen van korstmossen op de boomvoet .....	108
4.6.2.5	Ammoniakconcentraties en korstmossen op de stam en in het grid .....	110

4.6.3	Canonische Discriminant Analyse (CDA) .....	111
4.6.3.1	Scheiding ammoniakconcentraties boven of onder WHO-norm dmv. korstmossen .....	111
4.6.4	Generalized Lineaire/niet Lineaire Modellen (GLZ) .....	118
4.6.4.1	Verbanden tussen ammoniakconcentraties en korstmossen op Zomereiken 119	
4.6.4.2	Verbanden tussen ammoniakconcentraties en korstmossen op Canadapopulieren .....	144
4.6.5	Klimaatgevoeligheid.....	148
4.6.6	Optimaal aantal bomen voor een opnamepunt.....	149
4.6.7	Kostprijs van biomonitoring en kostenvergelijking .....	152
5	Conclusies .....	153
5.1	Aanbevelingen & procedure.....	155
5.1.1	Selectie van punten .....	155
5.1.2	Studie van korstmossen.....	156
5.1.3	Verwerking van de resultaten .....	157
6	Literatuur.....	159
	Bijlage 1. Coördinaten van de opnamepunten .....	1
	Bijlage 2. Locaties .....	1
	De Kempen .....	1
	Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten.....	1
	Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingklassen .....	1
	Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen .....	2
	Bespreking van de locaties.....	3
	Zandstreek .....	22
	Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten.....	22
	Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingklassen .....	22
	Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen .....	22
	Bespreking van de locaties.....	24
	(Zand)leemstreek .....	40
	Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten.....	40
	Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingklassen .....	40
	Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen .....	40
	Bespreking van de locaties en de opnamepunten.....	42
	Bijlage 3: Standplaats- en omgevingsfactoren .....	1
	Omgevend landgebruik .....	1
	De expositie.....	2
	De ondergroei.....	2
	Waterpartijen .....	3
	Verkeer .....	3
	Bijkomende ammoniakbronnen.....	4
	Belemmeringen .....	4
	Bijlage 4. Boomkenmerken .....	1
	De bestoffing .....	1
	Zijtakken .....	1
	Brandplekken .....	2
	Bijlage 5. Korstmossen, lichenicole fungi en niet gelicheniseerde schimmels op Zomereiken .	1

Bijlage 6. Korstmossen, lichenicole fungi en niet gelicheniseerde schimmels op Canadapopulieren .....	1
Bijlage 7. Determinatiesleutel boomkorstmossen .....	1
Hoofdsleutel: thallusstructuur .....	1
Deelsleutel 1: Korstvormige en poedervormige lichenen .....	1
Deelsleutel 2: Bladvormige lichenen .....	5
Deelsleutel 3: Struikvormige- en schubvormige lichenen.....	8
Bijlage 8. Inhoud elektronisch bijlage (DVD) .....	1
Databank (Access), gebruiksfiles Statistica en verwerkingstabellen Excel.....	1
Foto's van de opnamepunten.....	1
Foto's van de korstmossoorten.....	1



## Samenvatting

Dit onderzoek werd uitgevoerd om na te gaan of het in Vlaanderen haalbaar is een biomonitoringnetwerk van ammoniak door middel van op bomen groeiende korstmossen op te zetten. Meer bepaald was het de bedoeling te onderzoeken of korstmossen in staat zijn punten met ammoniakconcentraties boven de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  te onderscheiden van punten beneden deze concentratie. Bijkomend diende deze methode zo eenvoudig mogelijk te zijn en bij voorkeur uitvoerbaar door niet-specialisten.

Van januari 2008 tot februari 2009 werd op 100 punten via 13 maandelijks metingen continu de luchtconcentratie ammoniak gemeten door middel van passieve samplers. De meetpunten lagen verspreid over de drie grootste ecoregio's van Vlaanderen. Dertig locaties waren zo homogeen mogelijk verspreid over de verschillende berekende ammoniak-depositieklassen. Locaties bestonden uit vijf opnamepunten op toenemende afstand ten NO van een veehouderijbedrijf, waarvan op drie punten de concentraties met samplers gemeten werden. Tien locaties die tot doel hadden de achtergrondemissies te bepalen lagen op meer dan 1000 m van een emissiebron.

Op 144 punten werden de korstmossen bestudeerd, telkens op 6-10 Zomereiken of Canadapopulieren (enkel deze twee boomsoorten samen laten toe in Vlaanderen een gebiedsdekkend netwerk uit te bouwen). De inventarisaties van de korstmossen gebeurden apart voor voet en stam van de boom en met behulp van een grid. Bijkomend werd ook de grootte van een aantal blad- en struikvormige soorten gemeten. Per opnamepunt werd zowel het voorkomen als de totale bedekking van elke korstmossoort bepaald. Een aantal standplaatsfactoren (oa. omgevend landgebruik, verkeersdruk, mate van beschaduwning) en boomkenmerken (oa. pH, schorsruwheid, boomomtrek) waarvan uit de literatuurstudie was gebleken dat deze een invloed op de korstmossen kunnen hebben, werd genoteerd.

De in de literatuur beschreven indexen voor nitrofyten, acidofyten e.d. werden berekend. Vervolgens vergeleken we de resultaten van de luchtconcentratie metingen van ammoniak met alle korstmosvariabelen (afzonderlijk voor opnamepunten met eiken en populieren). Principale componentenanalyses (PCA) toonden aan dat de huidige acidofytische- en nitrofytische-indexen (zowel op eiken als populieren) niet zo goed correleerden met de ammoniakconcentraties als zou mogen verwacht worden, wat aangeeft dat er ruimte is voor verbetering. Ook de verschillende korstmosvariabelen correleerden maar matig met ammoniakconcentraties, wat er dan weer op wijst dat die verbetering niet zomaar eenvoudig is en voor de hand ligt. Via canonische discriminant analyse (CDA) onderzochten we de bruikbaarheid van korstmossen om locaties met gemiddelde ammoniakconcentraties beneden de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  te onderscheiden van plaatsen waar deze norm overschreden werd. Op Zomereiken konden de punten voor 97% correct geklasseerd worden dmv. dertien korstmossoorten. Bij Canadapopulieren werd met 6 korstmossen 82% van de punten correct ingeschat.

Tot slot gingen we op zoek naar de sterkste verbanden tussen korstmossen en ammoniakconcentraties. Hiertoe stelden we verschillende Generalized lineaire/niet-lineaire (GLZ) modellen samen, waarbij de selectie van variabelen zowel gebeurde op basis van mathematische verbanden als op basis van expert judgment. Een aantal van deze modellen toonde binnen de dataset een robuust en sterk significant verband tussen korstmosinformatie en ammoniakconcentraties: deze modellen lieten toe voor de punten van de dataset een zeer goede voorspelling te maken. Vervolgens valideerden we de beste modellen door ze op 'onbekende' opnamepunten toe te passen: de modellen werden gebouwd op een (n-x)-beperkte dataset en nadien toegepast op de resterende x-aantal punten.

Op Zomereiken kan een robuust GLZ-model gebouwd worden dat een sterk significant verband vertoont met ammoniakconcentraties en betrouwbaar crossvalideert, en dit op basis van zeven eenvoudig herkenbare soorten korstmossen: Muurschotelkorst *Lecanora muralis*, Grove geelkorst *Candelariella vitellina*, Kauwgommos *Diploicia canescens*, Eikenmos *Evernia*

*prunastri*, Bosschildmos *Flavoparmelia caperata*, Gewone poederkorst *Lepraria incana* en Groot dooiermos *Xanthoria parietina*. In absolute afwijking is de misschatting gemiddeld verwaarloosbaar ( $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), maar de spreiding is groot (STDV 4.30). Meer dan de helft van de voorspelde waarden ligt weliswaar op minder dan  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  van de vermoedelijke werkelijke waarde, maar er zijn ook grotere afwijkingen tot  $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Door echter 4-5 opnames te maken in eenzelfde geografische eenheid (bv. kilometerhok) met concentraties kan via de mediaan of meest voorkomende waarde een meer betrouwbare inschatting gemaakt worden of de lokale waarden beneden of boven de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gelegen zijn. Op deze wijze kan met dit model op Zomereiken de kans op een foute inschatting tot minder dan 2 op 100 teruggedrongen worden. Met de gangbare methode om korstmosinformatie om te rekenen naar ammoniakconcentraties (ontwikkeld voor Nederland) bekwamen we 47% juiste WHO-norm classificatie.

Beneden een jaargemiddelde concentratie ammoniak van  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zijn de GLZ-modellen minder nauwkeurig. Het was niet mogelijk om voor deze concentraties afzonderlijk via een bijkomend GLZ-model op basis van korstmosinformatie veel verbetering te bekomen. Op Zomereiken was de pH van de oppervlakte van de schors bijna een evenwaardige voorspeller van de hele lage ammoniakconcentraties dan korstmosinformatie.

Het verband tussen korstmossen en de minimum maandconcentratie ammoniak in de loop van een jaar was (op Zomereiken) aanzienlijk sterker dan het verband met de gemiddelde jaarconcentratie. Bij crossvalidatie kon met hetzelfde GLZ-model (op basis van zeven goed herkenbare soorten) de minimumconcentratie geschat worden met een nauwkeurigheid van  $0.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (STDV  $\pm 2.15$ ). Het percentage correct geklasseerde punten volgens de WHO-norm was 89,8%. Dit betekent dat door het nemen van de meest voorkomende voorspelling (boven of onder de WHO-norm) van drie korstmosmeetpunten per geografische eenheid (bv. een kilometerhok, met concentratie aan eenzelfde kant van de norm) een nauwkeurigheid kan bereikt worden van meer dan 95 procent juiste waarden. Bij vier meetpunten kan het foutrisico dan verder dalen tot minder dan 5 fouten per 1000 schattingen.

Ondanks de robuuste modellen met sterk significante verbanden, crossvalideren de modellen op Canadapopulieren onvoldoende om rechtstreeks betrouwbare voorspellingen van de ammoniakconcentraties op te kunnen baseren. Door echter 4-5 opnames te maken in eenzelfde geografische eenheid kan via de mediaan of meest voorkomende waarde toch een inschatting gemaakt worden of de gemiddelde jaarconcentratie ammoniak beneden of boven de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gelegen is, met een nauwkeurigheid van meer dan 95% correcte waarden.

Algemeen genomen werden sterke verbanden vastgesteld tussen korstmossen en ammoniakconcentraties, vooral op Zomereiken, maar ook op Canadapopulieren. Door informatie van meerdere opnamepunten binnen een beperkt geografisch doelgebied te combineren kan een indeling van punten volgens de WHO-norm zeer nauwkeurig gebeuren; dit kan met minder inspanning en grotere nauwkeurigheid op Zomereiken dan op Canadapopulieren.

Het is mogelijk om de studie van korstmossen te beperken tot minder dan de nu gebruikelijke 10 bomen: 4 bomen volstaan meestal en met de 3 meest door korstmossen begroeide bomen van een rij kom je ook al een heel eind. Modellen op basis van minder bomen of minder soorten korstmossen hebben echter voorspellingen van ammoniak met een wat lagere nauwkeurigheid en betrouwbaarheid. Uiteindelijk zullen het dus de vereisten voor nauwkeurigheid en betrouwbaarheid zijn die zullen bepalen welke benadering de meest geschikte is voor het gestelde doel: meer bomen en meer korstmossen, of weinig, eenvoudig te herkennen soorten op slechts enkele bomen.

Aangezien modellen op basis van een beperkt aantal gemakkelijk herkenbare korstmossen ook aanvaardbare voorspellingen opleveren (zowel op eiken als populieren), is het mogelijk om een biomonitoringnetwerk voor ammoniakconcentraties uit te bouwen met niet-deskundigen (bv. vrijwilligers). Een korte opleiding is echter wel nodig. De kostprijs van een

dergelijke biomonitoringsmethode (met 4 meetpunten per te onderzoeken zone) bedraagt minder dan een tiende van de kostprijs voor metingen met passieve samplers indien het kan uitgevoerd worden door een netwerk van vrijwilligers. Bij inzet van een professioneel korstmosdeskundige bedraagt de kostprijs van biomonitoring ongeveer een kwart van een meting met passieve samplers.

## Dankwoord

Eerst en vooral gaat onze dank uit naar de mensen van de Vlaamse Milieumaatschappij, Afdeling meetnetten en onderzoek, en naar de minister die voor deze dienst verantwoordelijk is. Zonder hun belangstelling en financiële steun zou deze studie onmogelijk geweest zijn.

Dank aan alle leden van de stuurgroep voor de bereidwilligheid hun ervaring en kennis met ons te delen.

Micheline Wegh hielp vaak bij het veldwerk. Herman Stieperaere stelde het doctoraat van Prof. Hoffmann ter beschikking. André Aptroot, Damien Ertz en Paul Diederich keken de determinatie van kritische soorten na. Jacqueline Poeck en Karl Hellemans voorzagen de determinatiesleutel van boomkorstmossen van constructieve commentaar. Jos Vankerckhoven en Guy Bellens verzorgden de invoer van de data van de ophanging en afhaling van de samplers.



Gewoon schorsmos *Hypogymnia physodes* en Gewoon schildmos *Parmelia sulcata*  
(Foto Marc Herremans)





# 1 Situering opdracht en doel

## 1.1 Opzet en doel van de studie

In deze studie onderzochten we of het in Vlaanderen haalbaar is een biomonitoringsnetwerk van ammoniak door middel van op bomen groeiende korstmossen (epifytische korstmossen) op te zetten.

Om de haalbaarheid van een dergelijk netwerk te achterhalen voerden we een veldexperiment uit waarbij we op nauwkeurig gekozen locaties de ammoniakconcentraties in de lucht gemeten hebben en de korstmossamenstelling op bomen hebben bestudeerd en dit met de bedoeling de relatie tussen ammoniakconcentratiemetingen en korstmossen aan het licht te brengen.

De opzet en de resultaten van dit onderzoek vindt u terug in hoofdstuk 4. Het veldexperiment en de daarbij gehanteerde methodieken (hoofdstuk 3) steunen op een literatuurstudie en op een grondige discussie in een stuurgroep waarvan u in hoofdstuk 2 een samenvattend verslag vindt. In hoofdstuk 5 tenslotte voeren we de discussie en vindt u onze conclusies i.v.m. de mogelijkheden van een meetnet.

Deze studie kadert binnen de problematiek van de luchtverontreiniging, meer bepaald de problematiek van de verzuring en de vermisting. Verzuring wordt hierbij omschreven als de gezamenlijke effecten van zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>), stikstofoxiden (NO en NO<sub>2</sub>, samen aangeduid als NO<sub>x</sub>), ammoniak (NH<sub>3</sub>) en hun reactieproducten die via de atmosfeer worden aangevoerd en waaruit zwavelzuur en salpeterzuur gevormd worden (Van Avermaet et al. 2006). Vermisting is de verhoging van de beschikbaarheid aan voedingsstoffen (in hoofdzaak stikstof en fosfor) in bodem, water en lucht ten gevolge van menselijke ingrepen (Schneiders et al. 2007; Van Overloop et al. 2007). Verzuring speelt een belangrijke rol in de verstoring van ecosystemen. Vooral zure zandgronden, die van nature een beperkt bufferend vermogen hebben, zijn gevoelig (Anoniem 2004a). Ten gevolge van de vermisting vergrast de heide en de duinen (Ketner-Oostra 2004), nemen stikstofminnende planten toe, nemen planten die voedselarme omstandigheden verkiezen af (Schneiders et al. 2007; Van Overloop et al. 2007) en raakt het oppervlakte- en grondwater verontreinigd (Van Overloop et al. 2007).

## 1.2 Situering van de opdracht

Monitoring van ammoniak en zijn invloed op de biodiversiteit via een meting van het effect op levende organismen (biomonitoring) is in het buitenland op sommige plaatsen al ingeburgerd. Vooral Nederland staat op dit gebied ver. Al bijna 20 jaar voeren een aantal provincies regelmatig biomonitoring via korstmossen op grote schaal uit om de effecten van ammoniak gedetailleerd in kaart te brengen en te monitoren (van Herk 1990; 1995; 1996a, b, c, d; 1997a, b, c; 1998a, b; 1999; 2000; 2002a, b; 2004a, b; 2006, 2007; Sparrius 2003, 2007). Ook een aantal länder<sup>1</sup> in Duitsland gebruiken korstmossen in het onderzoek naar ammoniakverontreiniging (Knabe 1981; Stapper et al. 2005; Franzen-Reuter & Stapper 2003; Franzen-Reuter 2007; Köllner et al. 2007). In België verrichtte vooral Hoffmann (1993, 1994) in de jaren 1992-1993 pionierswerk op dit vlak. Hij inventariseerde 32.329 bomen en bracht deze inventarisaties in verband met natuurlijke milieuparameters en luchtvervuilingfactoren, ook NH<sub>3</sub>-vervuiling. De publicatie van Europese richtlijnen voor het in kaart brengen van de rijkdom van de lichenenvegetatie als een indicator van omgevingsstress (waaronder ook eutrofiëring) door onderzoekers uit Frankrijk, Duitsland, Italië, Groot-Brittannië, Griekenland en Zwitserland in 2002 wijst alvast op een groeiende belangstelling voor deze materie in de ganse Europese unie (Asta et al. 2002a, 2002b). Met effect op levende organismen bedoelt men dat de uitstoot van ammoniak rechtstreekse en onrechtstreekse gevolgen heeft op de

<sup>1</sup> Länder = staat. Duitsland bestaat uit 16 federale staten of Länder.



aan- en afwezigheid van bepaalde soorten. Bij biomonitoring meet men dus niet, zoals bij een fysisch-chemische meting, de mate van aanwezigheid van een bepaalde stof maar het effect van deze stof op levende organismen en dit als een cumulatief effect over de jaren heen terwijl een fysisch-chemische meting een momentopname is.

### **1.3 Werkwijze**

We onderzochten de literatuur m.b.t. het gebruik van korstmossen als bio-indicatoren, biomonitoring van ammoniak met korstmossen, de ecologie van korstmossen, methodieken m.b.t. biomonitoring van ammoniak met korstmossen, de voornaamste bronnen van ammoniak en de effecten van ammoniak op de natuur, meer bepaald de biodiversiteit, in Vlaanderen.

We testten een methodiek uit die toegepast wordt in Nederland. We onderzochten of deze methodiek toelaat een ruimtelijke relatie in kaart te brengen tussen belangrijke emissiebronnen van ammoniak (veehouderijbedrijven) en de korstmossamenstelling (kwalitatief en kwantitatief). Hiervoor gebruikten we in eerste instantie de nitrofytische indicatiewaarde (NIW) en de acidofytische indicatiewaarde (AIW) (bv. van Herk 1990, 1995, 1996a, b, c, 1998b). Daarnaast berekenden we ook alle andere nitrofytische en acidofytische indexen die in het verleden in Vlaanderen (Hoffmann-indexen) en Nederland (ASN, NPW en het type) gebruikt werden naast een aantal extra acidofytische indexen (ASA en APW). We onderzochten ook de mogelijkheid nieuwe nitrofytische en/of acidofytische indexen te ontwikkelen op basis van een voor Vlaanderen beter passende selectie korstmossoorten. Er zijn nl. aanwijzingen dat de verschillende indices voor nitrofytische en acidofytische korstmossen (zoals NIW, AIW en de Hoffmann-indexen) allemaal hun verdienste hebben, maar dat er misschien een selectie korstmossen zou kunnen zijn die beter de ammoniakdruk weergeeft in Vlaanderen dan de nu gebruikte soorten (Van den Broeck et al. 2007). Deze soorten werden immers geselecteerd in een periode waarin nog een sterke invloed van SO<sub>2</sub> aanwezig was en opwarmingseffecten niet of minder golden.

Al deze indexen valideerden we met behulp van ammoniakconcentratie metingen in de lucht door middel van passieve sampling techniek met radiëlo samplers. We werkten met concentraties en niet met deposities omdat ook de NIW-AIW methode (bij toepassing op goed geëxposeerde<sup>2</sup> bomen) de ammoniakconcentratie meet en niet de depositie (van Herk 1990). We onderbouwden de resultaten statistisch (o.a. met Statistica: StatSoft). Uit het onderzoek volgen aanbevelingen naar een bruikbare methodiek die toepasbaar is voor Vlaanderen.

### **1.4 Terminologie**

In de Nederlandstalige literatuur gebruikt men voor de groep van epifytische korstmossen die een minder zure schors verkiezen verschillende termen zoals: nitrofyten, nitrofielen, ammoniakminnende soorten, stikstofminnende korstmossen, baseminnende soorten, neutrofielen, neutrofyten, basifielen en basifyten. De term neutrofyten wordt in Nederland hierbij ook gebruikt voor een andere groep, de zogenaamd neutrale of indifferente soorten. Dat zijn soorten waarvan het pH optimum tussen de 5,5 en de 7 gelegen is (Spier & van Herk 2001) Omgekeerd noemt men de soorten die een voorkeur hebben voor een meer zure schors acidofyten, ammoniakmijdende korstmossen, stikstofmijdende of zuurminnende soorten. Aanvankelijk was het onderscheid tussen deze drie ecologische groepen niet gebaseerd op hun gevoeligheid ten aanzien van de pH van de schors (Davies et al. 2007).

---

<sup>2</sup> Geëxposeerde bomen zijn bomen die langs alle kanten vrij staan waardoor ze maximaal blootgesteld zijn aan regen, wind, zonlicht en eventuele aanwezige luchtverontreiniging. Hiervoor hanteert men in Nederland het woord geëxponeerd (bv. van Herk 1993).

Men dacht dat de stikstofbehoefte of de stikstoftolerantie aan de basis van deze driedeling lag. Pas later werd aangetoond dat het primair de pH van de schors was die de grootste invloed uitoefende (van Herk 1999).

In het kader van deze studie maakten we de volgende keuze met betrekking tot de terminologie. We gebruiken het woord nitrofyten om die soorten aan te duiden die een meer basische schors verkiezen (het betreft hier voornamelijk de groepen dooiermossen, vingermossen, geel- en citroenkorsten en schaduwmossen). Het woord neutrofyten hanteren we voor de groep korstmossen die hun optimum vertonen op een meer neutrale schors (dat zijn in hoofdzaak de groepen schildmossen en de takmossen). Ten slotte gebruiken we het woord acidofyten voor de soorten die een meer zure schors verkiezen (dat is voornamelijk de groep bekermossen, de groep baardmossen, Blauwgrijs steenschildmos, Eikenmos, Gewone poederkorst, Gewoon schorsmos, Gewoon schubjesmos, Groene schotelkorst en Roestbruin schorssteeltje). In het buitenland worden deze termen ook gewoon als dusdanig gebruikt. Men spreekt dan van 'acidophytes' en 'nitrophytes' (bv. Anoniem 2002; Larsen et al. 2007; Jovan 2008). De graadmeter voor ammoniak NIW vertalen we dan niet door nitrofiële indicatiewaarde maar door nitrofytische indicatiewaarde en omgekeerd wordt de AIW de acidofytische indicatiewaarde (i.p.v. de acidofiele indicatiewaarde).

Het woord stikstofminnende soorten gebruiken we enkel voor die soorten die een Ellenberggetal<sup>3</sup> voor stikstoftolerantie (N) van 5 of meer bezitten. Dat zijn soorten die een mineraalrijke schors verkiezen. Omgekeerd gebruiken we het woord stikstofmijdende soorten voor de soorten die een mineraalarme schors verkiezen. Het onderscheid tussen stikstofminnende soorten en nitrofyten is belangrijk omdat uit onderzoek blijkt dat deze vaak wel maar niet altijd samenvallen. Veel nitrofyten zijn ook stikstofminnend of stikstoftolerant en omgekeerd zijn veel acidofyten stikstofmijdend of stikstofgevoelig. Maar bij sommige soorten ligt dit anders. Bv. Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*) is een acidofyt die tolerant is ten aanzien van stikstof (Michel et al. 2005) terwijl Gewoon eikenmos (*Evernia prunastri*) ook een acidofyt, stikstofgevoelig is (Palmqvist & Dahlman 2006).

---

<sup>3</sup> Ellenberggetallen zijn getallen die voor een groot aantal korstmossen de gevoeligheid weergeven voor een aantal ecologische parameters waaronder de stikstoftolerantie (Wirth 1991).

## 2 Literatuurstudie

### 2.1 Opzet

In dit hoofdstuk krijgt u een antwoord op de volgende vragen.

2.2	Welke luchtverontreinigende stoffen hebben een invloed op korstmossen?	p. 4
2.3	Welke invloed hebben deze stoffen op korstmossen?	p. 5
2.4	Hoe worden op dit ogenblik zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden in Vlaanderen gemeten?	p. 7
2.5	Wat verstaan we onder biomonitoring?	p. 7
2.6	Wat maakt korstmossen geschikt om als bio-indicator te gebruiken?	p. 8
2.7	Welke biomonitoringsstudies heeft men in Vlaanderen met epifyten uitgevoerd?	p. 9
2.8	Wat wordt met kritische lasten en kritische niveaus bedoeld?	p. 11
2.9	Welke natuurlijke omgevingsfactoren hebben een invloed op korstmossen?	p. 13
2.10	Welke biomonitoringsmethodes met behulp van korstmossen zijn er?	p. 27
2.11	Welke ammoniakbronnen zijn er?	p. 47
2.12	Welke zijn de gevolgen van ammoniakbelasting op het (Vlaamse) milieu?	p. 48

We schonken de meeste aandacht aan de literatuur uit het Nederlands taalgebied omdat die het meest relevant is voor de lage landen. Het aantal studies met betrekking tot het verband tussen korstmossen en milieuvervuiling is immens. Het intikken in Google van de termen 'lichens and pollution' levert 237.000 referenties op, 'lichens and air pollution' 192.000, 'lichens and ammonia pollution' 61.30. Het intikken in Web of Science van de termen 'lichens and air pollution' leverde ook nog 583 referenties op, 'biomonitoring with lichens' 234, 'nitrogen deposition and lichens' 91, 'ammonia pollution and lichens' 23.

### 2.2 Welke luchtverontreinigende stoffen hebben een invloed op korstmossen?

In de literatuur vindt men oa. volgende stoffen terug:

- Zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>)
- Ammoniak (NH<sub>3</sub>)
- Stikstofoxiden (NO en NO<sub>2</sub>)
- Ozon (O<sub>3</sub>)
- Broeikasgassen (oa. CO<sub>2</sub>, methaan, lachgas)
- Fluoride
- Fijn stof (PM<sub>10</sub>)

Sommige van deze stoffen oefenen een rechtstreekse invloed uit op de korstmossen omdat ze bijvoorbeeld toxisch zijn (bv. zwaveldioxide). Bij andere stoffen loopt de invloed onrechtstreeks (bv. broeikasgassen warmen de aarde op en die opwarming heeft een invloed op de korstmossen).

In deze studie beperken we ons tot de stoffen met een verzurend en vermestend effect, nl. zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden.

Zwaveldioxide (SO<sub>2</sub>) is een kleurloos gas met een irriterende geur en smaak (vanaf ca. 1.000 µg/m<sup>3</sup>). Het is zeer wateroplosbaar en heeft een zuur karakter. Het komt voornamelijk vrij door de verbranding van fossiele brandstoffen zoals steenkool en aardolie. Een geringer aandeel (ongeveer 20 %) wordt veroorzaakt door procesemissies (bv. bij de zwavelzuurproductie) (Anoniem 2004a).

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) is een weinig toxisch, alkalisch gas dat voornamelijk vrijkomt bij de ontbinding van dierlijke mest (Anoniem 2004a). Bij verspreiden van dierlijke mest op bouwland komt, afhankelijk van de wijze van verspreiden, een deel van de ammoniak (als gas) in de lucht. Dit gas wordt grotendeels tot op enkele kilometers van de bron neergeslagen (Van Avermaet et al. 2006). Naast de veeteelt stoot ook het wegverkeer ammoniak uit. Deze uitstoot neemt toe door het toenemend gebruik van katalysatoren. Ook de industrie levert aan de totale ammoniakemissies een kleine bijdrage (Anoniem 2004a). In de atmosfeer wordt ammoniak door chemische processen gedeeltelijk omgezet in ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (van Herk 1997). De som van  $\text{NH}_3$  en  $\text{NH}_4^+$  wordt aangeduid met  $\text{NH}_x$ . Op zichzelf is ammoniak niet zuur maar basisch. In eerste instantie zorgt dit gas voor een beperkte neutralisatie van de atmosfeer. Het wordt echter omgezet in ammoniumzouten. Wanneer deze de bodem bereiken, wordt het ammonium daar door nitrificerende bacteriën en water omgezet in salpeterzuur (Anoniem 2004b). Dit proces, nitrificatie<sup>4</sup> genaamd, vindt niet plaats op de schors van bomen, waar ammoniak een ontzurende werking heeft (van Dobben & ter Braak 1998).

$\text{NO}$  is een kleurloos, reukloos en smaakloos gas dat op zich weinig toxisch is. Het veel giftigere  $\text{NO}_2$ , is een bruinrood gekleurd gas dat slecht ruikt en irriteert. Beide gassen zetten zich in de atmosfeer gemakkelijk in elkaar om en  $\text{NO}$  oxideert onder invloed van zonlicht of ozon snel tot  $\text{NO}_2$ . De belangrijkste bron van stikstofoxiden in Vlaanderen is het wegverkeer. Daarnaast zijn vooral de elektriciteitsproductie en de industrie de belangrijkste emissiebronnen (Anoniem 2004a).

### **2.3 Welke invloed hebben deze stoffen op korstmossen?**

Epifytische korstmossen hebben vanaf 1886 vooral bekendheid gekregen door hun gevoeligheid voor zwaveldioxide (Nylander 1886). De achteruitgang van heel wat soorten kon hiermee in verband gebracht worden (bv. Barkman 1958; Headley et al. 1999).

Begin jaren tachtig begon men in Nederland met grootschalige studies naar de relatie tussen ammoniak en korstmossen. (De Bakker & van Dobben 1988). Dat ammoniak een effect heeft op korstmossen werd al lang vermoed (bv. Barkman 1958) maar de enorme toename van nitrofytische soorten na 1973 leidde tot een intensievere belangstelling (van Herk 1990).

Zwaveldioxide en ammoniak hebben een verschillende uitwerking op de soortensamenstelling. Een hoge concentratie zwaveldioxide is toxisch voor veel soorten korstmossen. Er zijn echter ook soorten die hoge concentraties kunnen verdragen (bv. Barkman 1958). Maar over het algemeen leiden hoge concentraties tot het verdwijnen van veel soorten.

Ammoniak leidt eerder tot een verschuiving in de soortensamenstelling. Het leidt tot het verdwijnen van acidofyten en het stimuleert nitrofyten. Dit komt volgens van Herk (1990) in de eerste plaats doordat ammoniak een base is die de schors van de bomen minder zuur maakt. Dit is vooral goed zichtbaar bij Zomereiken. De pH (zuurgraad) van de schors van een Zomereik is normaal ongeveer 4, maar kan door ammoniak stijgen tot 6,5. Daarnaast heeft ammoniak op sommige soorten ook een fertiliserend effect (Sparrius 2007; Jovan 2008; Munzi 2009). De groei en de koolstofassimilatie capaciteit van Groot boerenkoolmos (*Platismatia glauca*) namen toe na behandeling met verschillende concentraties en frequenties van ammonium, nitraat of glutamine (Palmqvist & Dahlman 2006). Nochtans staat Groot boerenkoolmos op de lijst van de acidofyten. Stikstofgevoeligheid en pH-gevoeligheid zijn dus twee duidelijk aparte factoren. Sommige soorten bv. Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*) gedijen goed op een stikstofrijk en meer basisch substraat, andere soorten zoals Groot boerenkoolmos verkiezen ook een stikstofrijk maar meer zuur substraat. Andere soorten bv. Eikenmos (*Evernia prunastri*) zijn stikstofgevoelig en verkiezen een meer zure

---

<sup>4</sup> Nitrificatie is de biologische oxidatie van ammonium tot nitriet gevolgd door de oxidatie van dit nitriet tot nitraat

omgeving. Deze soorten zijn dan ook dubbel kwetsbaar ten aanzien van ammoniakvervuiling. Een te hoog stikstofgehalte werkt op deze, meer stikstofgevoelige, soorten devitaliserend (Fрати et al. 2007). Acidofyten zijn niet enkel gevoelig voor een stijging van de pH van de schors maar ook voor een stijging van het ammonium-gehalte van de schors (Fрати et al. 2008).

Een algemene verschuiving in de soortensamenstelling van acidofyten naar nitrofyten ten gevolge van ammoniakemissies blijkt niet in dezelfde mate op te treden in gebieden met een mediterrane klimaat zoals Italië (Fрати et al. 2007). De pH van eiken is daar over het algemeen hoger dan in Centraal- en Noord-Europa. Deze verhoging wordt toegeschreven aan de aanwezigheid van kalkhoudend of alkalisch stof (Barkman 1958; Gilbert 1976; Loppi & De Dominicis 1996; Loppi et al. 1997). Dit stof maakt de schors ook droger. Daarnaast speelt ook een lichteffect. Nitrofyten zijn over het algemeen droogte- en lichtminnend. Door de combinatie van deze factoren zijn nitrofyten op eiken in Italië wijd verspreid ook in gebieden met weinig of geen ammoniakbelasting. Maar ook daar blijkt ammoniak tot een verschuiving in de soortensamenstelling te leiden. In een onderzoek naar de effecten van ammoniakemissies en stikstofdepositie op lichenen bleek de aanwezigheid van zuiver nitrofytische soorten<sup>5</sup> sterk te correleren zowel met ammoniakconcentratie metingen als met de pH van de schors (Fрати et al. 2007).

Over het effect van NO<sub>x</sub> op de korstmossen zelf en over de invloed van deze stof op de verspreiding van epifytische lichenen is nog onvoldoende bekend (Purvis et al. 2003; Fрати et al. 2008). Volgens van Dobben et al. (2001) heeft NO<sub>2</sub> een vergelijkbaar toxisch effect op epifyten als zwaveldioxide. Davies et al. (2007) vonden in Londen significante correlaties tussen NO<sub>x</sub> en NO<sub>2</sub> uitstoot en de diversiteit van epifyten op Gewone essen. Gombert et al. (2003) vonden een positieve correlatie tussen de uitstoot van stikstofoxiden door het verkeer en de hoeveelheid stikstof in Kapjesvingermos (*Physcia adscendens*). Volgens Hoffmann (1993) en vele andere onderzoekers speelt de emissie van NO<sub>x</sub> vooral ter hoogte van drukke verkeersaders en –knooppunten en in een stedelijk milieu. Zo vermelden Davies et al. (2007) dat NO<sub>2</sub> met ongeveer 70% afneemt binnen 20 à 30 m van de weg.

Zwaveldioxide heeft naast een toxisch effect op de lichenen ook een verzurend effect op de pH van de schors. Dit effect hangt samen met de boomsoort. Volgens van Herk (1997) blijkt zwaveldioxide geen invloed te hebben op de pH van de schors van Zomereiken omdat deze van nature al zuur zijn. Zo is bij relatief zwaar met SO<sub>2</sub> belaste eiken (met weinig korstmossen) in het standscentrum van bijv. Nijmegen de schors niet zuurder dan bij weelderig met Baardmossen begroeide eiken op de Veluwe. Bij populieren, waarvan de schors van nature wat minder zuur is, zou een dergelijk verzurend effect wel optreden. De resultaten van Hoffmann (1993) wijzen alvast in die richting en worden ondersteund door de bevindingen in de Gentse kanaalzone (Van der Gucht & Hoffmann 1990). Ook van Dobben & ter Braak (1998) stelden, naast een sterk positieve correlatie tussen pH en NH<sub>3</sub>, een sterke negatieve correlatie vast tussen de pH van de schors en SO<sub>2</sub> en concludeerden hieruit dat SO<sub>2</sub> de schors verzuurt en NH<sub>3</sub> de schors alkaliseert. Deze berekeningen hebben echter betrekking op een dataset van eiken, populieren, iepen en wilgen waardoor deze bevindingen zich moeilijk laten interpreteren (van Herk 1997). Bij een onderzoek op eiken, waarbij ook de pH gemeten werd, vond van Herk (1990) geen correlatie tussen de zuurtegraad en SO<sub>2</sub>.

---

<sup>5</sup> Zuiver nitrofytische soorten zijn nitrofyten met een indicatorwaarde voor eutrofiëring tussen 4 (vrij hoge eutrofiëring) en 5 (zeer hoge eutrofiëring) gebaseerd op de checklist van Italiaanse lichenen.



## **2.4 Hoe worden op dit ogenblik zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden in Vlaanderen berekend en gemeten?**

Luchtverontreinigende stoffen en het effect daarvan op het milieu kunnen op verschillende manieren gemeten en berekend worden. In Vlaanderen meet en berekent de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) de uitstoot en de aanwezigheid van deze stoffen.

De ammoniakemissies worden opgenomen in de emissie-inventaris op basis van aangifte. Er komen ook berekeningen aan te pas op basis van veetellingen, het gebruik van kunstmest, de uitstoot door het wegverkeer (katalysatoren) en de industrie. De VMM houdt ook een inventaris bij van en berekend ook de emissies van onder andere zwaveldioxiden en stikstofoxiden. Deze emissies worden uitgedrukt in ton/jaar (Anoniem 2007).

Daarnaast beschikt de Vlaamse Milieumaatschappij over verschillende meetnetten, waaronder het automatische meetnet dat op een 60-tal plaatsen continue metingen van o.a. stikstof, zwaveldioxide, ozon en fijn stof registreert en het depositie meetnet verzuring waar de luchtconcentraties van ammoniak, zwaveldioxide en stikstofoxiden gemeten worden. Dit laatste meetnet bestaat momenteel uit 21 meetplaatsen, waarvan op 12 meetplaatsen enkel ammoniak wordt gemeten. De meetplaatsen liggen verspreid over het Vlaamse Gewest (Anoniem 2009). De natte depositie geeft concentraties weer in regenwater en de droge concentraties die in de lucht worden gemeten, worden met berekeningen omgezet naar depositiewaarden. Indien men deze beide deposities optelt, bekomt men de totale verzurende depositie die wordt uitgedrukt in zeq/ha/jaar.

Naast het weergeven van meetresultaten op de meetplaatsen in Vlaanderen, wordt de verspreiding van de verzurende depositie ook berekend met een mathematisch model. Een model heeft als voordeel de situatie voor heel Vlaanderen in kaart te kunnen brengen in plaats van enkel voor een selectie van meetlocaties. Het OPS-model is een atmosferisch transport- en dispersiemodel dat de verspreiding en depositie van o.m. verzurende bestanddelen vooral op regionale schaal modelleert. Met behulp van het OPS-model worden onder andere de volgende berekeningen uitgevoerd en daarna op kaarten gevisualiseerd:

- De totale verzurende deposities ( $\text{SO}_x + \text{NO}_y + \text{NH}_x$ )
- De totale verzurende depositie van zwaveloxiden ( $\text{SO}_x$ )
- De totale verzurende depositie van stikstofoxiden ( $\text{NO}_y$ )
- De totale verzurende depositie van ammoniak ( $\text{NH}_x$ ) (Anoniem 2009).

## **2.5 Wat verstaan we onder biomonitoring?**

Een andere methode om deze verontreiniging te 'meten' is door middel van biomonitoring. Biomonitoring geeft het effect van de verontreiniging op het milieu weer. Voor deze biomonitoring kunnen verschillende organismen gebruikt worden voor zover deze gevoelig zijn m.b.t. de te bepalen luchtverontreiniging. De hiervoor gebruikte organismen noemt men bio-indicatoren. Een bio-indicator is dus een organisme dat de aanwezigheid van vervuiling aantoon op basis van specifieke symptomen, reacties, morfologische veranderingen of concentraties (Poikolainen 2004). Er zijn drie typen bio-indicatoren te onderscheiden. Deze kunnen verenigd zijn in één bio-indicator (Geebelen 1995).

1. Echte bio-indicatoren: soorten die bepaalde, al dan niet karakteristieke, beschadigingen vertonen, afhankelijk van de aard, concentratie en inwerkingsduur van de verontreiniging.
2. Indicatorsoorten: soorten die de effecten van milieuveranderingen op de samenstelling van levensgemeenschappen aangeven, waarbij gevoeliger soorten verdwijnen en resistentere soorten zich kunnen uitbreiden.



3. Accumulatoren: soorten die op potentieel toxische stoffen reageren, met of zonder interne beschadiging, maar die in elk geval de schadelijke stoffen onveranderd in hoge concentraties ophopen, welke vervolgens chemisch en/of fysisch geanalyseerd kunnen worden.

## **2.6 Wat maakt korstmossen geschikt om als bio-indicator te gebruiken?**

Korstmossen worden gebruikt als echte bio-indicatoren, indicatorsoorten en als accumulatoren (bv. Stapper et al. 2005; Gombert et al. 2005; Franzen-Reuter 2007) en zijn bovendien één van de gevoeligste organismen in dit verband (Geebelen 1995). En dit onder meer omwille van de volgende eigenschappen. Korstmossen hebben geen wortels waarlangs ze water en voedingstoffen kunnen opnemen. Ze betrekken nagenoeg al het nodige water uit de lucht (via regen en luchtvochtigheid). Voor epifytische korstmossen is ook het voedselaanbod vanuit de lucht zeer belangrijk. Dit aanbod omvat o.a. stof, zoutpartikels (bv. 'saltspray' vanuit de zee), ammoniak (in de buurt van boerderijen, steden en industriegebieden) en salpeterzuur (in regenwater na onweersbuien) (Barkman 1958). In tegenstelling tot hogere planten bezitten lichenen geen beschermende laag, waardoor vervuilende stoffen gemakkelijk in de cellen van het korstmos kunnen dringen (Asta et al. 2002a). Korstmossen groeien traag en beschadigingen kunnen niet snel hersteld worden (Asta et al. 2002a). Eens de schadelijke stoffen opgenomen zijn door het thallus, bestaat er geen mogelijkheid tot excretie. Het verwijderen van deze stoffen door bijvoorbeeld bladafval is bij lichenen niet mogelijk (Vanholen 2000). Korstmossen zijn het ganse jaar aanwezig waardoor zij ook het ganse jaar de invloed van luchtverontreiniging ondergaan. Korstmossen spelen ook snel in op veranderende milieuomstandigheden wat hen uitermate geschikt maakt voor een meetnet (van Herk 1990).

Korstmossen groeien meestal op plaatsen waar andere planten niet of nauwelijks kunnen groeien: op steen, schors, dood hout en ook wel rechtstreeks op de grond. Korstmossen die op steen groeien worden epilieten genoemd, die op bomen groeien worden epifytische korstmossen of kortweg epifyten genoemd. Het is deze laatste groep van korstmossen waarover deze studie handelt.

Ook epilietische (op steen groeiende) en terrestrische (op de grond groeiende) korstmossen worden gebruikt om milieuverontreiniging vast te stellen (bv. Boucneau 1985; Van der Gucht & Hoffmann 1990; Sansen & Deronde 1990; Simoens 1994). Boomschors heeft hierbij het voordeel dat deze, in tegenstelling tot bijvoorbeeld kalksteen, zwak gebufferd is waardoor schadelijke stoffen niet geneutraliseerd worden (Vanholen 2000). Hierdoor zijn epifytische korstmossen meer geschikt om de effecten van luchtverontreiniging te onderzoeken.

Korstmossen kunnen dus gebruikt worden als een biologische effectenindicator bij het milieubeleid. Met korstmossen peil je immers rechtstreeks naar de gevolgen van de emissie.

Er zijn ook financiële aspecten die de opzet van een biologisch meetnet met korstmossen aantrekkelijk maken. Ammoniakdeposities met chemische meetmethodes vaststellen is duur, veel duurder dan een biologisch meetnet. Om betrouwbare waarden te verkrijgen dienen gedurende het ganse jaar op regelmatige tijdstippen (bijvoorbeeld om de 14 dagen of om de maand) metingen plaats te vinden. Hierbij gebruikt men passieve samplers die men ophaalt en analyseert. Het prijskaartje om dit over gans Vlaanderen te realiseren is zeer hoog. De uitbreiding van het bestaande meetnet met korstmosopnames zou de kaart gedetailleerder kunnen maken en dit tegen een lagere kost. Het doel van deze studie is ook nauwkeuriger te becijferen hoeveel een biologisch meetnet uiteindelijk zou kosten.

De kartering en monitoring van ammoniak met korstmossen berust dus op het feit dat sommige soorten positief reageren op ammoniak en andere soorten negatief. Een derde categorie soorten reageert niet of nauwelijks op ammoniak maar is wel te gebruiken om het effect van zwaveldioxide te volgen (van Herk 2004b).

## 2.7 Welke biomonitoringsstudies heeft men in Vlaanderen met epifyten uitgevoerd?

Biomonitoring van lucht- en milieuverontreiniging in Vlaanderen met behulp van korstmossen kent al een vrij lange geschiedenis. In verschillende regio's van Vlaanderen werden al studies uitgevoerd.

In de periode juli tot september 1960 onderzocht **Barkman**, in opdracht van de Belgische Staat, de epifytenvegetatie van Midden-Limburg ten einde de mate van luchtverontreiniging, als gevolg van de invloed van de steden, mijnen en fabrieken, vast te stellen (Barkman 1963). De vastgestelde epifytenarmoede (118 epifytensoorten: 5 wieren, 2 schimmels, 70 korstmossen en 41 mossen) schreef hij gedeeltelijk aan de verontreiniging door zwaveldioxide toe.

**Isentrant & Margot** (1963) inventariseerden intensief het sterk geïndustrialiseerde gebied van de Gentse kanaalzone (88 punten op ca. 135 km<sup>2</sup>) in het kader van een onderzoek naar de luchtverontreiniging en vonden hierbij slechts 30 epifytische korstmossen. Ze stelden vast dat het aantal soorten steeg met de boomdikte en met de mate van zuiverheid van de lucht.

**De Sloover & Lambinon** (1965) onderzochten de epifytische korstmossen in de Denderstreek met als doelstellingen de relatie tussen luchtvervuiling en korstmossen en (bijkomend) een lacune opvullen in de kennis m.b.t. de verspreiding van korstmossen in deze streek. Ze troffen 65 soorten aan, volgens henzelf zeker een onderschatting aangezien ze de lichenen met peritheciën niet geïnventariseerd hadden.

Eveneens in 1965 onderzocht **Margot** de epifytenvegetatie (algen, korstmossen, mossen en één enkele zwam) op populieren in de omgeving van Halle, Edingen, Grammont en Ninove. Hij verdeelde de bomen in 5 klassen op basis van hun diameter: 0 tot 25 cm, 25 tot 40 cm, 40 tot 55 cm, 55 tot 70 cm en >70 cm en stelde vast dat naarmate de bomen dikker werden een grotere epifytenbedekking en een grotere soortenrijkdom optrad. Vervolgens bracht hij deze vaststellingen in verband met een aantal fysisch-chemische schorskenmerken (wateropname en -afgifte, het elektrisch geleidbaarheidsvermogen en de pH). Over het algemeen namen al deze kenmerken bij het ouder worden systematisch af. De meest significante verschillen traden op tussen klasse 1, 2 en 3. Het verschil tussen klasse 4 en 5 bleek het minst groot.

**Boucneau** (1985) onderzocht de milieuverontreiniging (zware metalen en SO<sub>2</sub>) van een aantal bedrijven te Overpelt met terrestrische en epifytische korstmossen. Epifytische korstmossen ontbraken nagenoeg totaal in de omgeving van de industrie. Getransplanteerde exemplaren van Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*) ondergingen zeer snel negatieve effecten. Terrestrische soorten kenden een opvallende toename naarmate deze verder van de vervuiliingsbronnen gelegen waren.

Van september 1985 tot februari 1986 inventariseerde **Quanten** de epifytenflora van Midden-Limburg opnieuw, met als doel de toenmalige vervuilingstoestand te vergelijken met die in 1960 (Quanten 1986). Zij trof 93 soorten aan: 3 wieren, 2 schimmels, 41 korstmossen en 47 mossen. De in 1960 al vrij algemene soorten bleken in 1986 nog algemener voor te komen. Heel wat van de in 1960 zeldzame soorten waren uit het studiegebied verdwenen. Als voornaamste verklaring voor de vastgestelde epifytenarmoede schoof ze het droge klimaat naar voren.

**Caekebeke** herhaalde het onderzoek van de Denderstreek (De Sloover & Lambinon 1965) in 1986. Hij wenste de eventuele veranderingen in de licheenflora aan gemeten veranderingen van de luchtverontreiniging (voornamelijk zwaveldioxide) te linken. Bijkomend onderzocht hij de relatie van deze flora met andere factoren zoals het klimaat, de inwonersdichtheid, de hoogteligging, de pH- en de EGV (elektrisch geleidbaarheidsvermogen) van de boomschors. Caekebeke trof 51 soorten aan in de ganse Denderstreek. Ondanks een daling van het aantal soorten in vergelijking met 1962 (van 65 naar 51) vond hij de licheenflora niet duidelijk

achteruit gegaan omdat het aantal gevonden soorten per uurhok nagenoeg constant gebleven was. Nitrofytische soorten bleken duidelijk toegenomen terwijl Schildmossen (*Parmelia*'s) duidelijk afgenomen waren. De eerste tendens schreef hij toe aan een verhoogde bemesting, nieuwe bemestingstechnieken, een lagere zwaveldioxidebelasting, een grote diasporenproductie en het pionierskarakter van deze soorten. Voor de tweede tendens gaf hij geen duidelijke verklaring.

Tussen 1987 en 1989 onderzochten **Van der Gucht & Hoffmann** (1990) de industriezone ten noorden van Gent op epifyten en epilieten. De epifytische korstmossen bleken achteruitgegaan in vergelijking met de situatie in 1963 (gegevens van Isentrant & Margot) en dit ondanks de afname van de zwaveldioxidevervuiling. Epilitische lichenen die tot diep in de epifytenwoestijn voorkomen blijken bruikbaar als bio-indicatoren in zwaar door luchtverontreiniging geteisterde gebieden.

**Hoffmann** (1993) wijdde zijn doctoraatsonderzoek aan een inventarisatie van de epifyten in Oost- en West-Vlaanderen. Met zijn onderzoek wenste hij een overzicht te krijgen van de in Vlaanderen voorkomende epifytische korstmossen en mossen en hun verspreiding. Vervolgens wenste hij deze verspreiding in verband te brengen met natuurlijke factoren (klimaat, bodem en globaal milieutype) en antropogene factoren (luchtvervuiling en gebrek aan bossen en bomen). Tijdens zijn onderzoek trof hij 98 soorten epifytische korstmossen aan. Aanvullend werden tijdens individuele excursies en excursies van de Vlaamse Werkgroep Bryologie (VWB) nog 8 soorten gevonden. Dit bracht het totaal op 106 soorten. Door de verspreidingspatronen van de soorten in verband te brengen met een SO<sub>2</sub>-immissie-inschattingskaart en een NH<sub>3</sub>-emmissieschattingkaart toonde hij op overtuigende wijze aan dat de vastgestelde epifytenarmoede vooral aan luchtverontreiniging toe te schrijven was.

**Simoens** (1994) gebruikte twee methodes om met behulp van epilitische korstmossen de luchtverontreiniging (SO<sub>2</sub>) in Leuven en omgeving te bepalen: de groeisnelheid van Muurschotelkorst (*Lecanora muralis*) en het aantal soorten op eterniete golfplaten. Ze stelde vast dat naarmate de afstand tot Leuven groter werd zowel het aantal soorten als de groeisnelheid van Muurschotelkorst toenam. Dit schreef ze toe aan dalende luchtverontreiniging. Hiervoor voerde ze geen enkel bewijs aan.

**Geebelen** (Geebelen 1995; Geebelen & Hoffmann 2001) onderzocht de relatie tussen de SO<sub>2</sub>-metingen van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) en het voorkomen van epifyten in de buurt van de verschillende meetstations in Vlaanderen met de bedoeling op basis hiervan te kunnen komen tot een biologisch meetnet. Hierbij vergeleken de onderzoekers verschillende biomonitoringsmethoden die epifyten gebruiken om zwaveldioxidebelasting aan te geven. Het noteren van alle soorten binnen een grid van 40 op 100 cm geplaatst op de boom (uit een rij van 10 bomen) met het grootste aantal soorten bleek de beste keuze in de gebieden waar nog geen bio-indicator soorten werden vastgesteld. Waar dit wel gedaan werd, zoals in Vlaanderen, verdient het noteren van 17 bio-indicator soorten binnen het rooster de voorkeur. Deze methode vertoont immers een redelijk hoge correlatie met de SO<sub>2</sub>-concentratie data, is minder tijdrovend, vraagt geen zeer grote lichenologische kennis van de onderzoeker en de berekeningen zijn gemakkelijk uit te voeren.

**Hombroeckx** herhaalde in 2000 het onderzoek van de SO<sub>2</sub>-vervuiling van Leuven en omgeving (Simoens 1994) maar dan door middel van korstmossen op *Populus*. De 49 punten waarop alle korstmossen en hun procentuele bedekking genoteerd werden en een index van atmosferische zuiverheid lieten niet toe zones met meer of minder vervuiling af te bakenen. Dat de luchtvervuiling overal even laag is werd bevestigd door de SO<sub>2</sub>-concentraties die in het veld gemeten werden met een gasdetector waarbij geen enkele reactie, zelfs met de kleinste schaal, kon vastgesteld worden. Het bepalen van 4 zware metalen in Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) toonde ook geen zonatie in de vervuiling aan.

**Helsen** onderzocht in 2001 de luchtvervuiling in de omgeving van Leuven langs autowegen aan de hand van epifytische korstmossen. Ondanks een groter aantal opnamepunten (84) op

verschillende boomsoorten weken haar resultaten niet af van die van Hombroeckx. Ook dicht bij Leuven lag het aantal soorten en een index van atmosferische zuiverheid hoog.

**Van Eetvelde** inventariseerde in 2003 opnieuw de epifyten (mossen, korstmossen en één enkele zwam) in de Denderstreek om te achterhalen of de veranderingen in de luchtkwaliteit zich vertaald hadden in een rijkere of gewijzigde epifytenflora. Bovendien probeerde hij na te gaan of er een verschil kon vastgesteld worden tussen de epifytenrijkdom op bomen aanwezig tijdens de sterke zwaveldioxidevervuiling en deze van na de vervuiling (jongere bomen). Hij vond 83 soorten korstmossen, 1 zwam en 23 mossen in de ganse Denderstreek. De evolutie van de epifytenflora in combinatie met een aantal ecologische parameters van de aanwezige soorten (Ellenberggetallen voor stikstof, zuurtegraad en zwaveldioxidetolerantie) en de berekende ammoniak- en zwaveldioxidebelasting bracht van Eetvelde tot de volgende conclusies:

- sterke toename van het aantal korstmossoorten t.g.v. de vermindering van de zwaveldioxidevervuiling
- sterke afname van de acidofyten t.g.v. een sterke toename van de ammoniakvervuiling
- toename van nitrofyten en soorten die positief reageren op de toegenomen ammoniakbelasting
- introductie van nieuwe warmteminnende soorten en afname van koudeminnende soorten t.g.v. de klimaatsverandering.

**Geebelen et al.** (2005) toonden aan dat elders verzameld materiaal van Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) te gebruiken valt om fluoride- (en andere) luchtvervuiling te onderzoeken.

In 2005-2006 onderzochten **Van den Broeck et al.** (2006) de ganse provincie Limburg op epifytische korstmossen. 121 soorten korstmossen werden op de onderzochte bomen aangetroffen. De grote veranderingen van de korstmossensamenstelling in Midden-Limburg tussen 1960 en 2006 werden toegeschreven aan een toename van stikstofminnende en warmteminnende soorten en aan soorten die een minder zure omgeving verkiezen. Al deze factoren hebben een antropogene oorsprong (ammoniak en broeikas effect). Er was geen effect merkbaar van de verminderde zwaveldioxidebelasting.

In 2006-2007 onderzochten **Van den Broeck et al.** (2007) verspreid over de ganse provincie Vlaams-Brabant 705 punten op epifytische korstmossen. In de ganse provincie troffen ze 132 soorten korstmossen op de onderzochte bomen aan, in het gedeelte van de Denderstreek dat op het grondgebied van Vlaams-Brabant gelegen is 99. Sinds 1962 zijn de veranderingen in de korstmosflora in de Denderstreek aanzienlijk. De wijzigingen werden gekwantificeerd met behulp van ecologische indicatiegetallen die toelaten een verband te leggen tussen veranderingen in het milieu en in het voorkomen van soorten. Voor pH-gevoeligheid bleek een significant verschil. Soorten die positief reageren op een hoge pH zijn het vaakst het sterkst toegenomen en zuurminnende soorten het meest afgenomen. Ontzuring op schors gaat in de regel samen met een hogere ammoniakbelasting omdat  $\text{NH}_3$  een base is maar blijkt in de praktijk ook samen te gaan met een verlaging van de stikstofbelasting. Stikstofgevoeligheid en temperatuurgevoeligheid gaven geen significante verschillen, o.a. omwille van een relatief klein aantal beschikbare soorten in de analyse, maar er was wel een duidelijke trend voor toename van warmteminnende en stikstofminnende soorten. Er kon geen rol van zwaveldioxide aangetoond worden.

## **2.8 Wat wordt met kritische lasten en kritische niveaus bedoeld?**

Om de impact van luchtvervuiling op ecosystemen te bepalen ontwikkelde men de concepten van kritische lasten en kritische niveaus. Kritische lasten geven een drempel aan waaronder een bepaalde vervuilende stof geacht wordt geen negatieve invloed op de omgeving te hebben (Kuylenstierna et al. 1998). Een kritisch niveau daarentegen geeft een drempel aan

waarboven negatieve effecten op receptoren (bv. planten, ecosystemen of materialen) kunnen optreden (Cape et al. 2009). De kritische last voor stikstof bijvoorbeeld wordt dan gedefinieerd als een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan stikstof (onder vorm van  $\text{NH}_x$  en/of  $\text{NO}_x$ ) waaronder, volgens de huidige kennis, geen empirisch waarneembare veranderingen in een ecosysteem kunnen vastgesteld worden (Grennfelt & Thörnelöf 1992). En het kritisch niveau voor de luchtconcentratie van ammoniak is dan de concentratie in de atmosfeer waarboven, op basis van de huidige kennis, negatieve effecten op ecosystemen of andere receptoren kunnen optreden (Cape et al. 2009). Dit betekent dat deze lasten en niveaus verschillen naargelang de beschouwde receptoren (ecosystemen, planten, enz.) en de vervuilende stof. Aangezien de invloed van bv. stikstof pas effect heeft op bv. het ecosysteem nadat deze neergeslagen werd (via natte en droge depositie) hebben kritische lasten betrekking op de depositie van de vervuilende stof. Kritische niveaus hebben betrekking op de concentraties in de lucht. Kritische lasten m.b.t. stikstofdepositie voor terrestrische ecosystemen zijn hierbij niet gemakkelijk te bepalen omdat stikstof daarop zowel verzurend als eutrofiërend werkt. Bovendien is stikstof niet enkel een vervuiler maar ook een noodzakelijk voedingsmiddel voor heel wat vegetaties (Sverdrup et al. 2008). Op Europees niveau worden m.b.t. de kritische last van stikstofdepositie twee verschillende benaderingen onderscheiden (Kuylenstierna et al. 1998):

- Een empirische benadering: kritische lasten gestoeld op empirische gegevens.
- Een verzadigingsbenadering: kritische lasten m.b.t. de eutrofiëring van bodems gestoeld op stikstofverzadiging

De belangrijkste bronnen van atmosferische stikstofdepositie zijn stikstofdioxide en ammoniak (Frati et al. 2007). In Europa is de laatste bron belangrijker dan de eerste.

Kritische lasten kunnen gedefinieerd worden voor verschillende schadelijke effecten, bv. daling biodiversiteit, wortelschade, vorstschade....

In Vlaanderen werden kritische lasten voor het vermestend effect van stikstof (kritische last vermesting) bepaald voor 1425 bossen, 322 soortenrijke graslanden en 40 heidesystemen. Het criterium voor de bepaling van deze kritische last is de vegetatiewijziging door overmatige aanvoer van stikstof (kritische last stikstofdepositie) of het effect op het behoud van de biodiversiteit. Hierbij werden locatiespecifieke bodem-, vegetatie- en klimatologische variabelen in rekening gebracht (Overloop et al. 2007).

Als men kritische lasten kan bepalen voor terrestrische en andere ecosystemen is het ook mogelijk kritische lasten te bepalen voor korstmosecosystemen, door middel van de effecten op korstmosvegetaties. Mitchel et al. (2005) deden dit m.b.t. de atmosferische stikstofdepositie voor de epifytengemeenschappen in Atlantische eikenbossen. Ze stelden een empirische kritische last voor m.b.t. stikstofdepositie van 11-18 kg N ha/jaar.

De kritische last wordt dan overschreden op het moment dat de vervuilende stof leidt tot significante veranderingen in de soortensamenstelling, de bedekking of het verschijnen of verdwijnen van één of meerdere soorten (Sverdrup et al 2008). Jovan (2008) geeft volgende definitie m.b.t. lichenen: de kritische last stikstof is de depositie van één of meerdere vormen van stikstof die bij overschrijding schadelijke effecten heeft op lichenengemeenschappen.

Deze redeneringen gaan perfect op voor terrestrische soorten maar hoe zit het met epifyten? T.a.v. epifyten wordt gesteld dat niet zozeer de depositie van stikstof of ammoniak invloed heeft op de vegetatie. Korstmossen reageren vooral op de concentratie. Dus hier is het concept van de kritische niveaus belangrijker. Een kritisch niveau in dit geval is dan de drempel waarboven de ammoniakconcentratie een negatieve invloed heeft op de lichenenvegetatie. Probleem hierbij is dat de ammoniakconcentratie niet op alle lichenen een negatief effect heeft. De ontwikkeling van sommige soorten wordt hier zelfs door bevorderd. Hierbij zal deze overschrijding bovendien meestal niet onmiddellijk een zichtbaar effect op de vegetatie hebben. Op dit ogenblik is de reactietijd van korstmossen op bijvoorbeeld  $\text{NH}_3$



onzeker. Een toename van 1,5 à 2  $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$  over een periode van 5 jaar heeft al een biologisch effect op korstmossen (van Herk 1998).

Een uitstoot boven 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{NH}_3$  heeft een significant effect op gevoelige lichenen (Sparrius 2007) en kan dus als een kritisch niveau m.b.t. de ammoniakconcentratie voor korstmossen beschouwd worden. Volgens Larsen et al. (2007) zouden zelfs waarden van 2-3  $\mu\text{g m}^3$  een groeiremmend effect hebben op acidofyten die op takken groeien. Cape et al. (2009) gaan nog verder. Zij stellen dat er voldoende aanwijzingen zijn om de huidige Europese norm van 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor vegetatie voor korstmossen en bryophyten te verlagen naar 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (en voor de overige vegetatie naar 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Dit niveau moet bij korstmossen steeds in relatie tot de boomsoort bekeken worden omdat het niveau op verschillende bomen een verschillend effect heeft. De waarde van 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  heeft hierbij bv. betrekking op Zomereiken.

We kunnen in navolging van het rapport verzuring (Van Avermaet 2006) spreken van overschrijding wanneer de uitstoot van ammoniak hoger is dan het kritisch niveau ammoniak volgens volgende formule: overschrijding = uitstoot van ammoniak – kritisch niveau ammoniak. De overschrijding van dit kritisch niveau kan bepaald worden via de lichenenvegetatie voor zover er bv. NIW/AIW waarden kunnen bepaald worden die met dit kritisch niveau overeenkomen. Door Sparrius (2007) werd gevonden dat een jaarlijkse gemiddelde ammoniakconcentratie van 5-7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  overeenkomt met een NIW tussen 1 en 2. van Herk (1998, 2006) stelde vast dat een jaargemiddelde ammoniakconcentratie van 12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ongeveer overeenkomt met een NIW van 4 en dat een AIW tussen 2 en 4 overeenkomt met een jaargemiddelde ammoniakconcentratie van 0 to 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . van Herk vond in Zeeland dat een NIW van 0,9 punten overeenkomt met een ammoniakconcentratie van 3,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Larsen et al. (2007) stellen dat een ammoniakconcentratie van 5,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  overeenkomt met een NIW van 2.

In Noord-Amerika was één van de conclusies van Jovan (2008) dat toekomstige projecten (in Washington, California en Oregon) tot doel hebben kritische stikstoflasten voor lichenen te bepalen. In het kader van deze studie zijn kritische ammoniakniveaus belangrijker omdat deze studie tot doel heeft een relatie tussen ammoniakconcentratie metingen en korstmossen aan het licht te brengen waardoor de problematiek van de depositie en de kritische lasten minder belangrijk is

## **2.9 Welke natuurlijke omgevingsfactoren hebben een invloed op korstmossen?**

Korstmossen reageren niet alleen op luchtverontreiniging. Ook andere, meer natuurlijke, factoren hebben een invloed op de aanwezigheid, de groei(snelheid) en de verspreidingspatronen van korstmossen. Zo hangt de groeisnelheid van lichenen af van de vochtigheid, het licht, de pH van de ondergrond, het voedselaanbod en de temperatuur (Sparrius 2007). De boom zelf waarop de korstmossen groeien wordt hierbij in navolging van Barkman (1958) ook als een habitat beschouwd

Deze factoren interfereren met de vervuilingfactoren. Daarom moeten we bij de analyse en de interpretatie van de gegevens hiermee rekening houden. Houd hierbij rekening met het feit dat al deze factoren (samen met de luchtverontreiniging) gelijktijdig op korstmossen inwerken en dat het dus niet gemakkelijk is van elke factor zijn juiste invloed aan te geven Van de volgende factoren verneemt u welke hun invloed is op de korstmosvegetatie:

2.9.1	Klimaatfactoren	p. 14
2.9.2	Geografische factoren en bodemtypes	p. 17
2.9.3	Milieutypes	p. 17



2.9.4	De aanwezige vegetatie in de omgeving	p. 19
2.9.5	Fysisch-chemische eigenschappen van de schors	p. 20
2.9.6	Boomdikte (en ouderdom)	p. 24
2.9.7	Hardheid van de schors	p. 25
2.9.8	Inclinatie van de bomen	p. 25
2.9.9	Boomsoort	p. 25
2.9.10	Eigenschappen van de korstmossen zelf	p. 26
2.9.11	Besluit	p. 26

## 2.9.1 Klimaatfactoren

### 2.9.1.1 Macroklimaat

Het voorkomen van korstmossen is sterk afhankelijk van (macro)klimaatfactoren (de hoeveelheid neerslag, het aantal regendagen, de gemiddelde temperatuur, de hoeveelheid mist, de wind, enz.). De locaties zijn over gans Vlaanderen verspreid. Het is dan ook aangewezen na te gaan in hoeverre deze elementen over de verschillende locaties heen verschillen. Geebelen & Hoffmann (2001) onderzochten ook locaties die over gans Vlaanderen verspreid waren. Volgens hen kenmerkt Vlaanderen zich door een gematigd oceanisch klimaat met een licht stijgende continentaliteit naar het oosten. De gemiddelde jaarlijkse temperatuur schommelt tussen 9,3 en 10,6°C (gemiddeld 9,8°C) en de jaarlijkse neerslag situeert zich tussen 670 en 870 mm (gemiddeld 770 mm) (gegevens van Walter & Lieth 1967). In 2007 bedroeg de jaarlijkse gemiddelde temperatuur te Ukkel 11,5°C en in 2006 11,4°C. In 2007 bedroeg het neerslagtotaal 879,5 mm terwijl deze normaal 804,8 is. In België komt de wind overwegend uit het ZW. De windsnelheid neemt af van de kust naar het binnenland. Dit is te wijten aan meer wrijving met de grond, wat een toename van de turbulentie tot gevolg heeft. Ook de luchttemperatuur verandert van de kust naar het binnenland. De zee heeft een thermische inertie die de jaarlijkse temperatuurfluctuatie langs de kust afzwakt waardoor de winter er zachter is en de zomer frisser dan in het binnenland. De maximale temperaturen zijn gemiddeld gevoeliger lager aan de kust terwijl de minimale temperaturen echter hoger zijn. Gemiddeld zijn er 200 regendagen in het grootste deel van België. Het minst aantal regendagen (182) vind men aan de kust (bron: [www.kmi.be](http://www.kmi.be)).

Hoffmann (1993) stelde vast dat in Oost- en West-Vlaanderen slechts één soort significant toeneemt met een toenemende afstand tot de kust nl. Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*). Zeven soorten korstmossen nemen significant af met toenemende kustafstand. Twaalf soorten korstmossen nemen significant af met toenemende kustafstand om dan opnieuw significant toe te nemen op meer dan 60 km van de kust.

### 2.9.1.2 Microklimaat

Het microklimaat wordt grotendeels bepaald door de factoren licht, temperatuur, vochtigheid en de wind. Deze factoren beïnvloeden elkaar. Zo heeft licht bijvoorbeeld een sterke invloed op de temperatuur en de verdamping (Barkman 1958). Een grotere lichtsterkte betekent een hogere temperatuur en dus een hogere verdamping.

Het microklimaat op een boom verschilt op dezelfde zijde naargelang de hoogte en ook de verschillende zijdes kenmerken zich doorgaans door een totaal verschillend microklimaat. De hoeveelheid licht, warmte, wind en regen die de verschillende zijdes en hoogtes van de boom ontvangen is immers niet hetzelfde. Dit speelt daarbij veel sterker bij vrijstaande bomen dan bij bomen in bossen (Barkman 1958). De epifytenvegetatie verschilt dan ook meestal sterk naargelang de zijde en hoogte van de boom. Zo bv. blijkt de voet en de rest van de boom meestal sterk te verschillen (Figuur 1).



Figuur 1. De boomvoet is, ook op het oog, duidelijk verschillend van de rest van de stam.

Barkman (1958) vond op vlier in de duinen van Nederland 13 soorten op de voet en 15 soorten hoger op de boom terwijl slechts drie soorten gemeenschappelijk bleken.

De dikte van de boom speelt hierbij ook een rol. Microklimaatverschillen tussen de verschillende zijden van de stam zijn volgens Barkman (1958) kleiner bij jonge bomen met gladde schors. De wind speelt rond de hele boom en brengt het water gemakkelijk van de ene naar de andere kant. Microklimaatverschillen zijn veel groter bij dikke bomen met een ruwe schors.

Lichenen groeien dus niet op willekeurige plaatsen op de boom. Sommige soorten verkiezen de droge zijde. Andere soorten groeien bij voorkeur op de boomvoet. Bepaalde milieuv variabelen hebben hierop ook een invloed. In urbane gebieden hebben factoren zoals honden, straatvuil en dergelijke een invloed op het voorkomen van bepaalde soorten.

#### 2.9.1.2.1 Licht

Korstmossen hebben licht nodig voor het fotosynthesep proces. Maar niet alle soorten zijn even lichtminnend. Direct zonlicht is ook schadelijk voor bepaalde soorten (Barkman 1958). Sommige korstmossen beschermen zich hiertegen. Zo ontwikkelen dooiermossen hun gele kleur niet wanneer zij in de schaduw groeien. Ook de ontwikkeling van rijp of een dikkere cortex zijn beschermingsmaatregelen ten aanzien van direct zonlicht. Licht is ook belangrijk voor de ontwikkeling van vruchtlichamen. Deze ontwikkelen zich over het algemeen gemakkelijker in de aanwezigheid van een grotere lichtsterkte.

Bij volledig vrijstaande bomen valt het meeste licht op het zuiden van de stam. Schaduwminnende soorten bevinden zich dan ook eerder aan de noordkant. De hoeveelheid licht die op een stam valt hangt ook samen met de kroon van de bomen. Bomen met een lage, wijde kroon bezitten een meer beschaduwde stam dan goed opgekroonde bomen of bomen met een smalle kroon. De aanwezigheid van zijtakken oefent hierop ook een invloed uit. De stam van bomen met zijtakken is vaak meer beschaduwde (ontvangt minder licht) dan die van hoog opgekroonde bomen. Naast het licht dat rechtstreeks op het korstmos valt wordt

ook licht weerkaatst door de stam zelf. Deze weerkaatsing is groter bij lichtgekleurde bomen dan bij donkerder schorstypes. Canadapopulieren weerkaatsten dus meer licht dan Zomereiken.

van Herk (1998) vond een positief verband tussen de expositie van de bomen en de aangetroffen nitrofyten. Dit hangt gedeeltelijk samen met de mate van lichttoetreding.

#### 2.9.1.2.2 *Temperatuur*

Bij vrijstaande bomen kan de maximale temperatuur van de schors op alle zijden van de boom, behalve op het noorden, zeer hoog zijn. De maximale temperatuur en de temperatuursschommelingen dalen van de voet van de boom in de richting van de kruin. Bij een volledig vrijstaande boom zijn de meest extreme temperaturen te verwachten op de voet aan de zuidzijde van een boom met een gladde en donkergekleurde schors met een lage watercapaciteit (Barkman 1958). In de huidige studie valt te verwachten dat dit vooral bij jonge eiken het geval zal zijn. Temperatuur heeft zowel een effect op de verspreidingspatronen van lichenen als op de groeisnelheid. Sommige korstmossen verkiezen een uitgesproken koel klimaat andere zijn dan weer sterk warmteminnend. Dit gegeven gebruikten van Herk et al. (2002) om aan te tonen dat in Nederland de veranderingen in de verspreidingsgegevens van korstmossen gedeeltelijk aan opwarmingseffecten kunnen toegeschreven worden.

#### 2.9.1.2.3 *Vochtigheid*

De omgevingsfactor vochtigheid kan opgesplitst worden in 5 verschillende aspecten (Barkman 1958):

- Neerslag
- Inundaties<sup>6</sup> (van de boomvoet bij hoge waterstanden)
- Verdamping (luchtvochtigheid)
- Waterretentiecapaciteit van het substraat (de schors)
- Wateropname en –afgifte.

De hoeveelheid neerslag wordt primair bepaald door het macroklimaat. Deze is niet gelijk verdeeld over het ganse studiegebied.

Over het algemeen wordt de neerslag die de stam van de boom bereikt ook niet gelijk over de stam verdeeld. Op vrijstaande bomen ontvangt de W-ZW zijde van de stam de meeste neerslag. De vorm en de omvang van de kroon speelt hierbij ook een rol (Barkman 1958). Op bomen met een centripetaal kroontype zoals populieren hangt de hoeveelheid water die de stam bereikt af van de omvang van de kroon. Hoe groter de kroon hoe meer water op de stam terecht komt. Jonge eiken hebben een eerder centripetale kroon en ontvangen dus meer water terwijl de kroon van oude eiken eerder centrifugaal is.

Inundatie van de boomvoet bij hoge waterstanden is in het licht van de huidige studie van geen belang omdat dit niet van toepassing is bij de onderzochte bomen.

De luchtvochtigheid is een belangrijke factor omdat lichenen in staat zijn vocht te onttrekken aan de atmosfeer (Barkman 1958). Bij de interpretatie moet hierbij met de invloed van de wind rekening gehouden worden. De wind heeft immers een grotere invloed op de evaporatie dan de luchtvochtigheid (Barkman 1958). De luchtvochtigheid is ook niet onafhankelijk van de factor licht. Een hoge mate van beschaduwing gaat zeer vaak samen met een hoge relatieve luchtvochtigheid en omgekeerd gaat een sterke lichtexpositie zeer vaak samen met een lage relatieve luchtvochtigheid (Hoffmann 1993).

Het lijkt logisch te veronderstellen dat de luchtvochtigheid beïnvloed wordt door de aanwezigheid van waterpartijen in de omgeving. Hoffmann (1993) verwachtte dan ook dat de

---

<sup>6</sup> Inundatie = onder water gelopen land

zogenaamde aërohygrofyten (luchtvochtigheidsminnende soorten) een zekere voorkeur zouden vertonen voor bomen langs waterlopen. Hij vond deze echter terug in het bos(rand)milieu. De relatieve vochtigheid is daar hoger. Het waterloopmilieu is volgens hem eerder een vrij droog milieu.

Waterretentiecapaciteit van het substraat en wateropname en -afgifte worden besproken bij punt 2.9.5.1.

Met de vochtigheid wordt in studies zelden rekening gehouden. Vanhollen schatte de vochtigheid van de opnamepunten in met behulp van de volgende schaal: 1 = zeer droog, bv. in een volledig verharde omgeving; 2 = intermediair; 3 = neutraal; 4 = intermediair; 5 = zeer vochtig bv. in de onmiddellijke omgeving van een vijver of moeraszone.

Frahm & Stapper (2008) stelden vast dat de diversiteit van epifytische lichenen, hun abundantie en hun voorkomen hoger is als de vochtigheid hoger is. Vochtigheidsverschillen in een gebied kunnen, aldus de auteurs, het in kaart brengen van de luchtkwaliteit door middel van lichenen, verstoren. Dit is een problematiek die meer in een stedelijk milieu speelt dan op het platteland.

#### 2.9.1.2.4 Wind

Wind is één van de belangrijkste oorzaken t.a.v. de verdamping van het water van de boom (Barkman 1958). De wind voert ook stof en zand met zich mee. De wind die de regen aanvoert komt in Vlaanderen meestal uit het westen. Windeffecten spelen daardoor vooral een rol op de westkant van de bomen.

## 2.9.2 Geografische factoren en bodemtypes

Geografische factoren hebben invloed op de kwaliteit en de kwantiteit van het stof, de mate van met zeezout belast regenwater en het macro- en mesoklimaat (Hoffmann 1993). Deze factoren hebben op hun beurt invloed op de epifyten. Volgens Barkman (1958) heeft de vochtigheid en de chemische samenstelling van de bodem een invloed op de epifytenvegetatie. De vochtigheid van de bodem heeft een invloed op de luchtvochtigheid en op de luchttemperatuur aangezien vochtige bodems minder opgewarmd worden door de zon dan droge bodems.

Barkman (1963) vond een verband tussen de 5 geomorfologische gebieden van Midden-Limburg en de epifytenvegetatie. Van den Broeck et al. (2006) stelden in Limburg vast dat de aanwezigheid van acidofyten, zwaveldioxidegevoelige soorten en het gemiddeld aantal soorten significant verschilde tussen de ecodistricten. Hetzelfde werd gevonden in Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007), waarbij ook de aanwezigheid van nitrofyten op eiken significant verschilde. Hoffmann (1993) stelde vast dat in de Duinen, de Leem- en de Polderstreek meer voorkeurssoorten voorkomen dan in de Zand- en de Zandleemstreek. Een voorkeurssoort is een soort die een zekere voorkeur vertoont voor een bepaalde geografische streek of een bepaald bodemtype. Bovendien zijn in de Leem- en de Polderstreek de uurhokken gemiddeld soortenrijker dan in de Zand- en de Zandleemstreek. Qua bodemtype zijn duinzand en zware klei soortenrijker dan leem, licht zandleem, klei, zandleem en lemig zand terwijl populieren op zand het soortenarmst zijn. De invloed van de bodemtypes en de geografische streken komt ook tot uiting bij de analyse van de chemische schorskenmerken (zie 2.9.5.4).

## 2.9.3 Milieutypes

In het Nederlands taalgebied worden verschillende milieutyperingen gehanteerd. Hieronder geven we enkele voorbeelden.

Hoffmann (1993) gebruikte 11 milieutypes (Tabel 1). Elk van deze zou globaal zijn eigen specifieke ecologische omstandigheden kennen.

Tabel 1. Milieutypes gebruikt door Hoffmann (1993).

Vrijstaande bomenrijen	± Beschutte bomenrijen
Langs verharde wegen	Bosranden
Langs half- of onverharde wegen	Bosdreven
Tussen weiden en/of akkers	Bosbestanden
Langs waterlopen	Beschut door haag/struweel
In de omgeving van boerderijen	
Op dijken	
In agglomeraties	

Van Eetvelde (2003) hanteerde drie milieutypes, door hem habitattypes genoemd: weg-, weide- en bosrandbomen.

In Midden-Limburg gebruikte Barkman (1963) volgende hoofdstandplaatstypen: geïsoleerde, in groepjes of rijen staande loofbomen; vruchtbomen in boomgaarden, loofbomen in loof- of naaldbossen en oude loofbomen in beschutte parken.

In Nederland worden meestal de volgende typeringen gebruikt:

Schaal milieutype (van Herk 1998; Sparrius 2003):

- WK wegberm in de bebouwde kom
- WB wegberm in of langs het bos
- WL afscheiding wegberm/weiland
- WH wegberm in directe omgeving van huis of erf
- W5 berm provinciale weg
- W4 berm verharde weg met gescheiden fietspaden
- W3 berm verharde weg met middenstreep maar zonder fietspaden
- W2 berm van verharde weg zonder middenstreep
- W1 berm van een onverharde of doodlopende weg
- BW bosbomen in de nabijheid van een weg
- BL bosbomen langs weiland
- BA bosbomen langs akker
- BH bomen bij huis in bos
- B. bosbomen
- Z. in zandverstuiving, heideveld of open plek in het bos
- T. tuin bij huis
- H. erfbomen bij huis
- L. in of langs weiland
- A. in of langs akker
- P. in park of plantsoen
- K. elders in de bebouwde kom

Indien meerdere coderingen van toepassing zijn, heeft de eerstgenoemde prioriteit.

Van den Broeck et al. (2006, 2007) gebruikten dezelfde milieutypes in Limburg en Vlaams-Brabant.



Asta et al. (2002a) stellen volgende landgebruikstypes voor: stedelijke omgeving, landelijke omgeving, dorp, industriezone, commerciële zone, park, herdenkingspark, tuin, achtertuin, private tuin, grasland, bos, onbewerkt land, weide, landbouwgrond, oevervegetatie.

In de door ons gelezen rapporten van van Herk (div.) en Sparrius (2003) wordt nooit melding gemaakt van het berekenen van statistische verbanden tussen het milieutype en de aanwezige lichenenvegetatie. Wel wordt eenmalig gesteld (van Herk 1998) dat in de bebouwde kom vooral op jonge bomen ook hoog op de stam meer nitrofyten voorkomen dan op grond van de NH<sub>3</sub>-belasting mag verwacht worden. Vaak gaat dit bovendien samen met de aanwezigheid van acidofyten, een verschijnsel dat pas de laatste jaren optreedt en wat in Nederland onbekend is in landelijk gebied. De oorzaak van het voorkomen van dit verschijnsel is niet te verklaren.

Van den Broeck et al. (2006, 2007) bepaalden wel de verbanden tussen de milieutypes en de korstmossamenstelling en kwamen tot de volgende conclusies. Op bomen in het bos komen opvallend minder nitrofyten en meer acidofyten voor, langs akkers en weilanden opvallend veel meer nitrofyten. Ook in heidevelden zijn meer acidofyten aan te treffen. Zwaveldioxidegevoelige soorten zijn opvallend meer aanwezig in heidevelden en open plekken in het bos. Punten in een open, zonnige omgeving (zowel in de bebouwde kom als op open plekken in bos en heide of in parken) hebben significant meer soorten dan punten in een beschaduwde bosomgeving.

Van Eetvelde (2003) trof de meeste soorten op weidebomen aan. Een aantal soorten bleken typisch voor bosranden.

Hoffmann (1993) vond geen soorten met een specifieke voorkeur voor vrijstaande bomen. Een aantal soorten vertoont een significante voorkeur voor het bos(rand)milieu. Een relatief groot aantal van deze soorten koppelt deze voorkeur aan een (uitgesproken) midden van het boerderijmilieu. Soorten die een voorkeur voor het boerderijmilieu vertonen staan bekend als nitrofytisch. De aanwezigheid van waterlopen heeft geen invloed.

De hierboven opgesomde milieutypes zijn een combinatie van een aantal factoren die ook afzonderlijk kunnen bepaald worden. Deze factoren zijn voornamelijk: verkeer, omgevend landgebruik en mate van expositie van de bomen.

#### **2.9.4 De aanwezige vegetatie in de omgeving**

De boom waarop de lichenen groeien, maakt natuurlijk zelf ook deel uit van de aanwezige vegetatie maar ook de andere bomen (al dan niet van dezelfde soort) en de ondergroei.

Epifyten op vrijstaande bomen worden beïnvloed door de bodemvegetatie via het microklimaat. De transpiratie van de bodemvegetatie verhoogt de luchtvochtigheid waardoor een ondergroei van hoge kruiden het meest gunstig is voor de groei van epifyten (Barkman 1958). van Herk (2006) echter stelt dat de gewoonte de bermvegetatie kort te houden in Nederland voor korstmossen het meest gunstig is. Als opslag van struiken wordt toegelaten gaat de korstmosbegroeiing vaak snel achteruit. Dit is niet alleen vanwege een verminderde expositie (minder regen en wind op de stam, en minder lichttoetreding), maar ook omdat het microklimaat dan droger wordt. Zelfs opslag van braamstruiken leidt tot een duidelijke vermindering van de korstmossen door een droger microklimaat.

Voor luchtverontreinigingsstudies (en zeker voor studies naar het effect van de ammoniakbelasting) moet de voorkeur gegeven worden aan bomen zonder ondergroei zeker als de boomvoet in het onderzoek betrokken wordt. Zowel in Limburg als in Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2006, 2007) bleek ondergroei (in dat onderzoek beschaduwing van de voet genoemd omdat ten gevolge van de ondergroei ook minder licht de boomvoet bereikt) negatief gecorreleerd met de NIW en in Vlaams-Brabant positief met de AIW. Ondergroei heeft immers een bufferend vermogen ten aanzien van de toetreding van ammoniak. Ideaal

voor bomen die gebruikt worden bij bio-monitoring is dan ook een gazonbeheer (van Herk 2006).

De aanwezigheid van andere bomen heeft oa. een invloed op de windsnelheid (Barkman 1958). Bij enkelvoudige bomenrijen in open velden kan deze zelfs met 20% stijgen. Een wind die parallel aan de rij waait wordt door de bomen afgezwakt en alleen de eerste boom ondergaat zijn volle kracht. Barkman (1958) stelde in Nederland vast dat Trompettekmos (*Ramalina fastigiata*) als gevolg daarvan vaak enkel gevonden wordt op de laatste bomen van een rij laanbomen.

Ook bossen en bosranden kenmerken zich door een specifiek habitat ten gevolge van een specifiek microklimaat (Barkman 1958).

De kolonisatie van jonge bomen door lichenen wordt beïnvloed door de aanwezigheid van oude bomen in de omgeving en door de afstand tot oude bossen (Caldiz 2005).

## **2.9.5 Fysisch-chemische eigenschappen van de schors**

### *2.9.5.1 Wateropname, -afgifte en -retentiecapaciteit van de schors*

De waterretentiecapaciteit is volgens Margot (1965) van het allergrootste belang voor het leven van de epifyt. Waterretentiecapaciteit is de capaciteit van de schors water op te slaan. Wateropname en -afgifte betreffen de snelheid waarmee water wordt opgenomen door de schors en de snelheid waarmee het bij droogte opnieuw wordt afgegeven (Hoffmann 1993). De laatste twee parameters verlopen voor verschillende schorssoorten gelijkaardig (Hoffmann 1993). Wat de wateropname betreft nemen in een korte beginperiode alle onderzochte schorssoorten veel water op. De hoeveelheid opgenomen water verschilt wel over de soorten heen maar voor vrijstaande eiken en populieren ligt deze in dezelfde grootteorde. De waterafgifte verloopt meer geleidelijk en is vrijwel bij alle schorssoorten na één dag tot een minimum herleid. Margot (1965) stelde vast dat de waterretentiecapaciteit verandert met de ouderdom. Naarmate populieren dikker worden wordt deze groter.

Volgens Barkman (1958) heeft Zomereik een lage waterretentiecapaciteit en populier een hoge. Hoffmann (1993) echter stelde op dit vlak geen significante verschillen vast tussen de schors van verschillende boomsoorten.

Of deze factoren echt van invloed zijn op epifyten daar worden in de literatuur maar weinig bewijzen voor aangebracht. Barkman (1958) vermeldt een grote correlatie met de verticale zonatie van de epifyten. Maar deze bewering wordt niet statistisch hard gemaakt. Bedenk hierbij dat korstmossen geen wortels hebben en dus geen water rechtstreeks uit de schors opnemen.

### *2.9.5.2 De zuurtegraad (pH) van de schors*

De pH van de schors is zeer belangrijk m.b.t. de epifyten. Daar zijn nagenoeg alle auteurs het over eens. Uit studies van de epifytenvegetatie waarbij ook de pH gemeten wordt blijkt steeds dat tussen beiden een significante samenhang bestaat.

Volgens Barkman (1958) is de zuurtegraad van de schors één van de belangrijkste chemische factoren m.b.t. de epifyten en volgens van Herk (1990) is dit de belangrijkste primaire milieufactor voor epifytische korstmossen.

Barkman (1958) maakt hierbij een onderscheid tussen de actuele en de potentiële (buffercapaciteit) zuurtegraad. De actuele zuurtegraad wordt hierbij voornamelijk door de aanwezige hoeveelheid natrium- en kalium- en hydrocarbonaat bepaald. Deze stoffen zijn gemakkelijk oplosbaar en kunnen daardoor snel door de regen uitgespoeld worden. De minder snel oplosbare calcium- en magnesiumcarbonaten en fosfaten bepalen in grote lijnen de potentiële pH. Meestal hangen deze twee zuurtegraden sterk samen.

De zuurtegraad zelf wordt door veel factoren beïnvloed (Larsen et al. 2007). In de literatuur vinden we de volgende factoren die we in twee groepen indelen: primaire en secundaire factoren (Tabel 2). Zo hebben vogeluitwerpselen (secundaire factor) niet op zich een invloed op de zuurtegraad maar wel de chemische elementen (primaire factor) die in deze uitwerpselen aanwezig zijn.

Tabel 2. Factoren met invloed op de zuurtegraad van de schors.

Secundaire factoren	Primaire factoren
Uitwerpselen (vogels, honden, ...)	Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )
(Kalkhoudend) stof	Ca, N, K, Fe, Ni, Mg, P
NH <sub>3</sub> -emissies	Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), NH <sub>3</sub> (droge depositie?, adsorptie door de schors)
(H <sub>2</sub> )SO <sub>2</sub> -emissies	Sulfaat (SO <sub>4</sub> <sup>2+</sup> )
De zee	Zeezout, ammonium, N
Uitstromend sap van bastwonden (populieren)	N
Sproeien van fruitbomen	Kopersulfaat, Calciumhydroxide
Regenwater	Koolzuur, salpeterzuur, ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )
Boomsoort	Looizuur (eiken)
NO <sub>2</sub>	HONO (een zuur), NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Boomdikte	Looizuur (eiken), stof (diepere groeven), ...

Hierbij blijkt dat op dit ogenblik niet van elke secundaire factor alle primaire factoren voldoende gekend zijn. En de tot nog toe gevonden resultaten zijn niet allemaal in overeenstemming met elkaar. Zo wordt gesteld dat ammoniakemissies een significant effect hebben op de pH van de schors oa. door een effect op de ammoniumconcentratie van de schors. Maar een dergelijk effect wordt niet in elk onderzoek vastgesteld. van Herk kon 41% van de variantie van de pH door ammonium en sulfaat samen verklaren. van Dobben & ter Braak (1998) vonden wel een significante samenhang tussen enerzijds een nitrofytenrijke vegetatie, hoge NH<sub>3</sub>-concentraties, hoge pH en de boomsoorten populier, olm en wilg en anderzijds een acidofytenrijke vegetatie, lage NH<sub>3</sub>-concentraties, lage pH en eik terwijl NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) concentraties van de schors geen significante invloed bleken uit te oefenen. Maar dit effect is niet 100% of soms zelfs niet gecorreleerd met een analyse van een aantal chemische elementen (bv. het nitraat, het sulfaat en het ammoniumgehalte) waardoor op dit ogenblik nog onduidelijk is via welk werkingsmechanisme de pH van de schors bij aanwezige ammoniakluchtverontreiniging veranderd.

Dat de pH niet hetzelfde is op alle plaatsen van een boom (Barkman 1958) hoeft ons gezien het voorgaande niet te verwonderen.

De pH van de schors is erg afhankelijk van allerlei milieufactoren. Zo stelden Van der Gucht & Hoffmann (1990) vast dat populieren in de Gentse kanaalzone een beduidend lagere pH (tussen 2,7 en 3,6) vertoonden dan populieren die geen voorafgaande luchtvervuilingstress ondergingen (pH tussen 5,1 en 7,6). Ammonium en sulfaat hebben hierbij een tegenstrijdig effect op de pH. Ammonium werkt alkaliserend, sulfaat verzurend (van Dobben & ter Braak 1998).

De schors-pH van *Populus x canadensis* is significant hoger dan die van *Quercus robur* en dit onafhankelijk van milieutype, bodemtype of geografische streek (Hoffmann 1993).

Een lage pH bij Zomereiken kan zowel natuurlijk zijn (onder invloed van in eikenschors aanwezig looizuur) als een gevolg van sulfaat.

Op Zomereiken komen waarden onder de 4 voor in voedselarme bossen en in grote steden. Waarden hoger dan 5,7 zijn te vinden in het landelijk gebied bij bomen met zeer veel nitrofyten (van Herk 1990).

Ook de boomdikte heeft een effect op de pH (zie bij 3.2).

### 2.9.5.3 De conductiviteit<sup>7</sup> van de schors

Volgens Barkman (1958) bestaat er een nauwe relatie tussen de totale ionenbalans en de epifytische vegetatie. Op basis van de asinhoud deelt hij bomen in drie groepen in:

- Bomen met eutrofe schors (met een asinhoud van 8 à 12%)
- Bomen met mesotrofe schors (asinhoud 3 à 5%)
- Bomen met oligotrofe schors (asinhoud 0,4 à 2,7%).

*Quercus robur* bevindt zich in de tweede groep. Van *Populus x canadensis* vermeldt hij geen gegevens. Op de eerste groep bomen vindt men (ook bij afwezigheid van allochtone voedingsbronnen zoals stof, zand, bastwonden en uitwerpselen) de nitrofyten terug. Op de tweede groep bomen komen deze slechts beperkt voor tenzij de schors verrijkt wordt door allochtone voedingsstoffen en op de derde groep bomen zijn deze afwezig.

Volgens Margot (1965) die het EGV van Canadapopulieren bepaalde heeft deze weinig invloed op de kolonisatie van de ondergrond maar speelt dit een rol bij de vestiging van epifyten, vooral dan van pioniersoorten.

Volgens van Herk (1990) bepaalt het sulfaatgehalte van de schors in sterke mate de conductiviteit (de totale ionenbalans). Ook Hoffmann (1993) vond een sterke correlatie tussen het EGV en het sulfaatgehalte.

Door de EGV te meten kan men volgens Frati et al. (2008) de invloed van stof nagaan.

Allochtone factoren blijken vaak belangrijker voor het EGV dan de specifieke schorskenmerken van de boomsoort.

### 2.9.5.4 Chemische schorskenmerken

Er zijn maar weinig auteurs die bij onderzoek naar de relatie tussen luchtverontreiniging en epifyten alle chemische elementen van de schors analyseren. Indien een chemische analyse wordt uitgevoerd beperkt men zich meestal tot een analyse van het ammonium en/of sulfaatgehalte van de schors (van Dobben & ter Braak 1998; van Herk 1990; Frati et al. 2008; Frati et al. 2007) soms aangevuld met een bepaling van het nitraatgehalte (van Dobben & ter Braak 1998; van Herk 1990). Sommige auteurs analyseren zeer veel elementen. Zo bepaalden Mitchell et al. (2005) naast  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  en  $\text{NO}_3^-$  ook volgende elementen:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  en  $\text{Mg}^{2+}$ . Hoffmann (1993) bepaalde ook al deze elementen uitgezonderd  $\text{Cl}^-$  en  $\text{Mg}^{2+}$  maar dan aangevuld met  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Wat is nu het nut van dergelijke analyses in het licht van bio-monitoring? In 'The European Guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress' (Asta et al. 2002a) vinden we hierover niets terug.

Aan de bepaling van de chemische schorskenmerken bij luchtverontreinigingsstudies liggen een aantal (zelden geëxpliceerde) uitgangspunten ten gronde.

---

<sup>7</sup> De conductiviteit, de elektrische geleidbaarheid of EGV = een maat voor de hoeveelheid ionen op de schors

Luchtverontreiniging heeft een rechtstreekse of onrechtstreekse invloed op de epifyten, onrechtstreeks via de chemische samenstelling van de schors. Deze heeft op zijn beurt ook weer een rechtstreekse invloed op de epifyten, op de pH (actueel en potentieel) en op het elektrisch geleidbaarheidsvermogen (EGV). De pH en het EGV heeft ook weer een invloed op de epifyten.

De invloed van de chemische samenstelling dient teruggebracht te worden naar de voedingswaarde van de chemische elementen (naast de pH en het EGV). Volgens Barkman (1958) zijn maar weinig lichenen in staat rechtsreeks hun voedsel uit de schors te halen. De meeste nutriënten worden aangevoerd via de lucht of zijn afkomstig van de schors.

Hieronder worden een aantal scheikundige elementen opgesomd die op boomschors voorkomen. Welke van deze elementen voor korstmossen echt belangrijk zijn en welke dan hun belang is moet nog verder onderzocht worden.

#### 2.9.5.4.1 Ammonium ( $NH_4^+$ )

Het ammoniumgehalte van de schors wordt oa. bepaald om de invloed van  $NH_3$  na te gaan (Frati et al. 2008) ook al blijkt uit onderzoek dat beiden soms wel (van Dobben & ter Braak 1998) soms weinig (van Dobben et al. 2001; van Herk 1990) en soms niet gecorreleerd zijn (De Bakker 1989). Integendeel! Volgens van Herk (1990) wordt het ammoniumgehalte sterker door zwaveldioxide dan door ammoniak bepaald. Dit wijst volgens hem eerder op adsorptie in de vorm van ammoniumsulfaat dan op ammoniak als directe bron van het ammoniumgehalte.

De schors van *Quercus robur* kenmerkt zich in Oost- en West-Vlaanderen door een significant hoger  $NH_4^+$ -gehalte dan deze van *Populus x canadensis* (Hoffmann 1993). Vooral opvallend is het aanzienlijk en significant hoger  $NH_4^+$ -gehalte van de schors van boerderijbomen ten opzichte van de bomen in andere milieutypes. Schors van bomen op zandleembodem bevat meer  $NH_4^+$  dan die van bomen op de meeste andere bodemtypes. De bomen van de Duinen bevatten juist minder  $NH_4^+$  dan deze van de Zand- en de Polderstreek. van Herk (1990) vond de hoogste ammoniumconcentraties in grote steden op locaties met een zeer lage pH. Na de stedelijke locaties is het ammoniumgehalte het hoogst bij locaties met een hoge pH.

#### 2.9.5.4.2 Sulfaat ( $SO_4^{2-}$ )

Aan de NO/O/ZO-zijde van de stam wordt in Oost- en West-Vlaanderen significant meer  $SO_4^{2-}$  aangetroffen. De dichtst bij de kust gelegen streken vertonen een lager gehalte dan de globaal verder landinwaarts gelegen streken. Er werd geen significant verschil tussen Zomereik en Canadapopulier gevonden (Hoffmann 1993). van Dobben & ter Braak (1998) vonden geen statistisch significant verband tussen het sulfaatgehalte van de schors en de lichenenvegetatie. van Herk (1990) vond een significante correlatie tussen het sulfaatgehalte en  $SO_2$ . Hoge sulfaatwaarden werden door hem in grote steden gevonden, ver van agrarisch gebied.

#### 2.9.5.4.3 Nitraat ( $NO_3^-$ )

De schors van bomen op zandleem heeft een significant hoger nitraatgehalte (Hoffmann 1993). van Dobben & ter Braak (1998) vonden een significante correlatie tussen het nitraatgehalte van de schors en atmosferische  $NO_2$ -concentraties (geïnterpoleerde waarden op basis van metingen van luchtkwaliteitsmeetstations). Atmosferische  $NO_2$  heeft hierbij wel een statistisch significant effect op de lichenenvegetatie; het nitraatgehalte van de schors niet. Uit de afwezigheid van een significante correlatie tussen atmosferische  $NH_3$  en het nitraatgehalte van de schors concludeerden ze dat nitrificatie geen belangrijk proces is op boomschors. Frati et al. (2008) stellen daarentegen dat nitraat ook een bijdrage levert aan de verzuring van de schors (door omzetting van ammonium in nitraat).

#### 2.9.5.4.4 Calcium ( $Ca^{2+}$ )



Geen significant verschil tussen Zomereik en Canadapopulier. Bomen in de Polderstreek hebben een significant hoger  $\text{Ca}^{2+}$  dan deze in de zandstreek. Bomen op klei hebben ook een significant hoger  $\text{Ca}^{2+}$ -gehalte dan bomen op andere bodemtypes (Hoffmann 1993).

#### 2.9.5.4.5 Kalium ( $\text{K}^+$ )

Geen significant verschil tussen Zomereiken en Canadapopulieren. Bomen in de omgeving van boerderijen vertonen een hoger  $\text{K}^+$ -gehalte (Hoffmann 1993).

#### 2.9.5.4.6 Natrium ( $\text{Na}^+$ )

Het  $\text{Na}^+$ -gehalte is sterk gecorreleerd met de expositierichting. Vooral de oostkant van de stam vertoont een opmerkelijk hoog gehalte een  $\text{Na}^+$ . Een kusteffect valt waar te nemen in de significant grotere aanwezigheid van  $\text{Na}^+$  in de schors van de Polderstreek-bomen (Hoffmann 1993).

#### 2.9.5.4.7 Orthofosfaat ( $\text{PO}_4^{3-}$ )

De schors van *Populus x canadensis* heeft een significant hoger  $\text{PO}_4^{3-}$ -gehalte dan de schors van *Quercus robur*. Vooral boerderijbomen vertonen een hoger  $\text{PO}_4^{3-}$ -gehalte (Hoffmann 1993).

#### 2.9.5.4.8 Nitriet ( $\text{NO}_2^-$ )

Er werden door Hoffmann (1993) geen significante verschillen vastgesteld.

#### 2.9.5.4.9 Sporenelementen

Sommige onderzoekers bepalen daarnaast nog de aanwezigheid van een aantal andere chemicaliën door van Dobben et al. (2001) sporenelementen genoemd: As, Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Fe, Hg, La, Ni, Sb, Sc, Sm, Th en Zn. Ook K en Na worden door hen als sporenelementen beschouwd. Doel van dit onderzoek was het testen van de hypothese dat lichenen over het algemeen ongevoelig zijn voor de toxische effecten van deze elementen waardoor deze in vervuilingstudies als accumulatoren m.b.t. deze stoffen kunnen beschouwd worden.

### 2.9.6 Boomdikte (en ouderdom)

Een aantal van de hierboven besproken fysisch-chemische schorseigenschappen veranderen met toenemende dikte en dus ouderdom van de boom. Margot (1965) stelde bij Canadapopulieren vast dat wateropname en -afgifte, het elektrisch geleidbaarheidsvermogen en de pH bij het ouder worden systematisch afnemen. Van Eetvelde (2001) echter vond dat de lichenendiversiteit slechts weinig bepaald wordt door de dikte van de bomen. Naarmate de bomen dikker worden neemt het aantal soorten wel toe maar dit bedraagt slechts 5%. Een significant verband tussen de boomdikte en de lichenenvegetatie wordt meestal wel, maar soms ook niet aangetroffen. In Limburg en Vlaams-Brabant vonden Van den Broeck et al. (2006, 2007) op Zomereiken een negatief significant verband tussen de boomdikte en de NIW terwijl dit tussen de AIW en de boomdikte positief significant was. M.a.w. nitrofyten nemen af en acidofyten nemen toe met het ouder worden van de boom. Eenzelfde verband tussen de NIW, de AIW en de boomdikte wordt in Nederland zowel op Zomereiken als op Canadapopulieren meestal wel (bv. van Herk 1997, 1998, 2002, 2004; Sparrius 2003) en uitzonderlijk niet aangetroffen (Sparrius 2007). Ook in Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007) bleek een negatief verband tussen Canadapopulieren en NIW maar dit verband bleek niet statistisch significant. In het park van Tervuren staan oude Zomereiken naast jongere exemplaren. De jongere zijn getooid met een rijke lichenenvegetatie, de oudere blijken veel armer aan soorten (Van den Broeck et al. 2007). Mitchel et al. (2005) vonden geen verband tussen de boomdikte en het voorkomen van

soorten. Du Rietz & Koskinen stelden vast dat de pH van schors vaak daalt met de ouderdom (Barkman 1958). Meer recent stelden Larsen et al. (2007) een negatieve relatie vast tussen de omtrek van jonge eiken (omtrek tussen 40 en 60 cm) en de pH van de schors. Dikkere bomen hebben een zuurdere schors. Dit geldt volgens Barkman (1958) niet voor laanbomen waarbij de pH vaak stijgt met de ouderdom ten gevolge van aanrijking door stof. Ook met de invloed van andere factoren die een pH verhogend effect hebben dient hierbij rekening gehouden te worden. Bastwonden, vogeluitwerpselen, stof en zeezout hebben allen een neutraliserend effect op de schors van bomen (oa. Barkman 1958).

Van dickere (oudere) bomen stelt men soms dat deze een SO<sub>2</sub> geschiedenis meedragen. Bomen die een aantal decennia geleden door hoge SO<sub>2</sub>-concentraties hun korstmossen verloren worden, ondanks de verbeterde toestand, niet even gemakkelijk gekoloniseerd door korstmossen als jonge bomen (Van der Gucht & Hoffmann, 1990). Van Eetvelde (2003) stelde nochtans vast dat de epifytenrijkdom weinig bepaald wordt door de dikte van de bomen. Het bestaan van een dergelijk 'naijleffect' is ook niet in overeenstemming met bevindingen in Nederland waarbij van Herk (2002) op jonge bomen duidelijk minder soorten korstmossen vond dan op oude bomen.

Boomdikte en ouderdom hebben ook invloed op de ruwheid van de schors. Dunnere bomen hebben vaker een gladdere stam dan oude bomen. Oude bomen hebben vaak diepe groeven waarin een ander microklimaat aanwezig is (Barkman 1958). Sommige soorten vertonen een voorkeur voor de spleten van de boom. In spleten kan zich ook stof opstapelen.

### 2.9.7 Hardheid van de schors

Sommige bomen hebben een harde, andere een meer zachte schors (Barkman 1958). Deze hardheid verandert met de ouderdom van de schors. Eerst neemt deze toe om nadien weer af te nemen. Sterk uitgeharde, droge schors is soms verantwoordelijk voor zgn. 'uitbijters'. Dat zijn bomen met een te lage NIW in verhouding tot de aanwezige ammoniakbelasting (van Herk 1990).

### 2.9.8 Inclinatie van de bomen

Bomen verschillen van elkaar in de mate van inclinatie. Barkman (1958) stelt dat dit vooral effect heeft op de mate waarin de boom water ontvangt. Hoe schuiner de boom hoe meer water hij ontvangt en hoe trager dit water ook naar beneden loopt. Dit laatste effect is groter bij bomen met een ruwe schors of bij bomen met op de bovenzijde een dikke moslaag die het grootste deel van het water in zich opneemt. Dit alles heeft gevolgen op de zonatie<sup>8</sup> van de epifytenvegetatie. Bij sterk geïnclineerde bomen met gladde schors zal de onderkant van de bomen meer water ontvangen dan bij bomen met ruwe schors of een dikke moslaag. Asta et al. (2002a, 2002b) stellen voor geen bomen te bemonsteren met een inclinatie groter dan 10°.

### 2.9.9 Boomsoort

Boomsoorten verschillen van elkaar m.b.t. bepaalde natuurlijke karakteristieken (ruwheid en hardheid van de schors, wateropslagcapaciteit, zuurtegraad, enz.). Dit wordt door talrijke studies gestaafd. Maar het onderscheid tussen deze natuurlijke kenmerken en de invloed van omgevingskenmerken is zeer moeilijk. Een aanplant van naaldbomen is in Vlaanderen in de meeste gevallen vrijwel epifytenvrij. In de bossen in montane gebieden (bv. Frankrijk, Savoy) zijn sommige naaldbomen nagenoeg bedekt met lichenen.

---

<sup>8</sup> Zonatie is het verschijnsel dat verschillende soorten epifyten op verschillende zones van de boom groeien in functie van het daar heersende microklimaat (Barkman 1958).

Het bestaan van een boomsoortspecifieke epifytenvegetatie is dus niet gemakkelijk uit te maken.

Barkman (1958) deelde op basis van de karakteristieke epifytenvegetatie, de boomsoorten op in drie groepen met in elke groep nog twee of drie onderverdelingen (Tabel 3). (Een aantal bomen werden apart geplaatst wegens hun specifieke epifytenvegetatie).

Tabel 3. Indeling van boomsoorten in groepen in functie van hun karakteristieke epifytenvegetatie. (In deze tabel vermelden we enkel die boomsoorten die in het verleden in Vlaanderen en in Nederland in onderzoek naar de relatie tussen luchtverontreiniging en epifyten gebruikt werden).

Groep	Boomsoorten
1	berk, Zomereik, Wintereik, Zwarte els
2	Beuk, jonge Zomereiken, Wintereiken en Zwarte els, jonge Gewone es, jonge Haagbeuk, Hazelaar, Lijsterbes, Ratelpopulier
3	Gewone es, Notelaar, Robinia, populier, wilg, linde, iep, peer, appel, esdoorn

In Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007) waar zowel Canadapopulieren als Zomereiken geïntariseerd werden in nagenoeg dezelfde omstandigheden werden 24 soorten uitsluitend op Zomereik gevonden en 14 soorten uitsluitend op Canadapopulier. Acht soorten kwamen ook beduidend (>25% verschil) meer voor op Canadapopulieren dan op Zomereiken terwijl dit omgekeerd niet het geval was.

### 2.9.10 Eigenschappen van de korstmossen

De volgende factor is geen omgevingsfactor maar wordt toch hier besproken omdat dit ook een beïnvloedende factor is.

De aanwezigheid en de verspreiding van korstmossen hangt ook af van hun seksuele en vegetatieve voorplantingswijzen (Barkman 1958; Van Eetvelde 2003; Cadiz 2005). Van Eetvelde stelde vast dat zowel nieuwkomers als sterk toegenomen soorten zich door de vorming van poederkorrels (sorediën) voorplanten. Soorten die zich door middel van de vorming van zwaardere staafjes (isidiën) voortplanten of door middel van sporen kenden een kleinere of geen vooruitgang.

### 2.9.11 Besluit

In het voorgaande hoofdstuk hebt u kennis genomen van de talrijke (al dan niet natuurlijke) factoren die een invloed hebben op de korstmosvegetatie. Sommige van deze factoren hebben een rechtstreekse invloed op de lichenenvegetatie (bv. de zuurtegraad van de schors, het microklimaat), anderen hebben een invloed op deze rechtstreekse factoren (bv. het bodemtype, de aanwezige vegetatie in de omgeving). Deze factoren zijn niet allemaal even belangrijk. Barkman (1958) zegt dat het moeilijk is te bepalen welke factoren het meest belangrijk zijn omdat dit afhangt van de soorten en de regio. Bovendien speelt de gehanteerde methodiek om de invloeden te bepalen een grote rol. Daarnaast is er geen enkele studie die met alle factoren rekening houdt. Meestal worden een aantal factoren onderzocht zonder dat steeds expliciet aangegeven wordt waarom deze factoren juist in het onderzoek betrokken worden. Uit het voorgaande is het duidelijk dat bij data van korstmosopnamen het risico op ruis o.w.v. diverse omgevingsvariabelen groot is. Door de factoren die de grootste invloed hebben te standaardiseren bij de opname kan een deel van deze ruis gereduceerd worden.

Uit studies (binnen een vrij uniform macroklimaat) in Vlaanderen en Nederland waarbij voornamelijk gewerkt wordt met vrijstaande en goed geëxposeerde bomen komen vaak de volgende factoren als belangrijk naar voor. Belangrijk wil hierbij zeggen dat deze factoren een statistisch significant verband vertonen met de lichenenvegetatie.

- pH van de schors
- boomdikte
- luchtverontreiniging
- boomsoort
- bestoffing
- beschaduwing of de mate van expositie.

Deze factoren zijn, zoals reeds gezegd, niet onafhankelijk van elkaar. Ze hangen samen met andere factoren. Zo hebben zowel de luchtverontreiniging, de boomdikte, de boomsoort als de bestoffing een invloed op de pH van de schors. Bestoffing is niet onafhankelijk van geografische factoren, bodemtypes en plaatselijke factoren. Bestoffing verdroogt ook de schors. Daarnaast wijzen recent ook meer en meer studies op een belangrijk effect van de klimaatsopwarming. De afstand tot de kust blijkt uit studies in Vlaanderen of Nederland soms wel en soms geen invloed te hebben.

Welke gevolgen heeft de ecologie van korstmossen op de methodiek wanneer we de invloed van ammoniak op korstmossen wensen te onderzoeken?

Dit komt in het volgend hoofdstuk aan bod. We bespreken niet alle methodieken maar slechts deze die we in de huidige studie gebruikten. Zo zullen we het niet hebben over methodes voor het bepalen van de waterretentiecapaciteit van de schors of de bepaling van de elektrische geleidbaarheid.

## **2.10 Hoe biomonitoring met behulp van korstmossen uitvoeren?**

In het volgende deel krijgt u een antwoord op de volgende vragen:

2.10.1	Hoe het gebied kiezen voor het uitvoeren van de inventarisaties?	p. 28
2.10.2	Hoe kan men dit gebied best opdelen?	p. 28
2.10.3	Hoe opnamepunten selecteren?	p. 29
2.10.4	Hoeveel bemonsteringspunten?	p. 31
2.10.5	Hoeveel bomen per bemonsteringspunt?	p. 32
2.10.6	Hoe het proefvlak kiezen?	p. 33
2.10.7	Welke boomsoort?	p. 34
2.10.8	Welke kenmerken dienen de bomen te bezitten?	p. 36
2.10.9	Welke organismen inventariseren?	p. 36
2.10.10	Welke bio-indicatiemethode?	p. 37
2.10.11	Welke inventarisatiemethode?	p. 42
2.10.12	Hoe lichenen meten?	p. 42
2.10.13	Hoe de vitaliteit bepalen?	p. 43
2.10.14	Hoe de pH bepalen?	p. 44
2.10.15	Hoe de schorsruwheid bepalen?	p. 44
2.10.16	Hoe de fertiliteit bepalen?	p. 44

2.10.17	Welke extra informatie noteren?	p. 44
2.10.18	Hoe de gegevens statistisch verwerken?	p. 46

### 2.10.1 Hoe het gebied kiezen voor het uitvoeren van de inventarisaties?

Bij het afbakenen van een studiegebied wordt soms expliciet en soms impliciet met (macro)klimaat- of andere ecologisch belangrijke factoren rekening gehouden.

Diederich & Sérusiaux (2000) baseren zich op de fyto geografische districten voor hun checklist van alle soorten lichenen en lichenicole fungi die in België en omstreken voorkomen. Veel onderzoekers geven klimatologische parameters m.b.t. het door hen onderzocht gebied op om duidelijk te maken dat ze binnen eenzelfde klimatologisch geheel inventariseren. Bv. Davies et al. (2007) vermelden klimatologische gegevens m.b.t. Londen, Gombert et al. (2003) m.b.t. Grenoble.

Als men specifieke biotopen bezoekt zoals de Kalmthoutse Heide of een bepaald kerkhof houdt men impliciet rekening met microklimaatfactoren.

Een heel andere manier van werken, die ook vaak gebruikt wordt, is het gebruiken van staatkundige grenzen zoals een land, een provincie, een gemeente, enz. Hoffmann (1993) inventariseerde Oost- en West-Vlaanderen, Van den Broeck de provincies Limburg (2006) en Vlaams-Brabant (2007), Vanhollen (2000) het Brussels Hoofdstedelijk gewest, Barkman (1963) en Quanten (1986) Midden-Limburg. De Sloover & Lambinon (1965), Caekebeke (1985) en Van Eetvelde (2003) inventariseerden de Denderstreek.

Soms kiest men een studiegebied dat niet klimatologisch homogeen is maar houdt men bij de analyse en de interpretatie van de bevindingen wel met deze factoren rekening. Hoffmann (1993) en van Dobben et al. (2001) bv. hielden bij de analyse van de bekomen gegevens rekening met de afstand tot de kust.

Bij het onderzoeken van de luchtverontreiniging gebruiken onderzoekers nog andere, meer aangepaste, methodes. Geebelen & Hoffmann (2001) inventariseerden bomen die in de buurt van de verschillende meetstations van Vlaanderen gelegen zijn. Een andere mogelijke methode is het studiegebied opdelen in verschillende luchtvervuilingsklassen in functie van gemeten (via samplers) of veronderstelde (bv. via veetellingen) luchtverontreiniging. Mitchell et al. (2005) kozen bijvoorbeeld zeven Atlantische eikenbossen die van elkaar verschilden in de depositie van stikstof.

De keuze voor een bepaald gebied hangt af van verschillende factoren. Meestal zijn de doelstellingen van de studie in combinatie met de beschikbare middelen (oa. tijd en financiële middelen) doorslaggevend.

### 2.10.2 Hoe kan men dit gebied best opdelen?

Bij studies van een bepaalde geografische regio wordt het gebied meestal in delen verdeeld. Deze delen zijn dan meestal gelijkmatig. Als het gaat over grote gebieden wordt in België bij vegetatieopnamen vaak gebruik gemaakt van het I.F.B.L.-rooster. Hierbij wordt zowel gebruik gemaakt van uurhokken (16 km<sup>2</sup>) als van kilometerhokken (1 km<sup>2</sup>). Vanhollen (2000) maakte bij de inventarisatie van de epifytische macrolichenen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest gebruik van een nog fijner rooster. Alle kwartierhokken van het I.F.B.L. rooster werden ingedeeld in 16 '125-meterhokken'.

Als men een klein gebied inventariseert, bijvoorbeeld een rotstun of een heidegebied kan ook gebruik gemaakt worden van zogenaamde plots (Sparrius et al. 2001). Hierbij wordt een gedeelte van het gebied (al dan niet bij toeval gekozen) onderverdeeld in een aantal gelijke delen. Een dergelijke methode kan zelfs op een boomstam of een grafzerk toegepast worden (zie verder).



Ook Asta et al. (2002a, 2002b) verdelen het te onderzoeken gebied met behulp van een rooster. De grootte van de vakjes van het rooster wordt hierbij aangepast aan de grootte van het te onderzoeken gebied en de doelstellingen van de studie. Dit wordt weergegeven in Tabel 4.

Tabel 4. Grootte van de mazen van het rooster in km voor verschillende geografische gebieden en soorten van studies.

	<5 km <sup>2</sup>	>5 – 100 km <sup>2</sup>	>100 – 1000 km <sup>2</sup>	>1000 km <sup>2</sup>
Duidelijke verstoring aanwezig	0.25 x 0.25	0.5 x 0.5 tot 6 x 6	1 x 1 tot 12 x 12	ongebruikelijk
Voor- en na studies	0.25 x 0.25	0.5 x 0.5 tot 6 x 6	1 x 1 tot 12 x 12	ongebruikelijk
Geen duidelijke verstoring	0.25 x 0.25 tot 0.5 x 0.5	0.5 x 0.5 tot 6 x 6	3 x 3 tot 12 x 12	>9 x 9

In de meeste studies wordt een dergelijke verdeling gebruikt als basis voor een (statistisch verantwoorde) keuze van de opnamepunten. In elk deel worden dan, zoveel mogelijk, evenveel opnamepunten onderzocht.

Een opdeling van het studiegebied in gelijke delen vindt niet in elk onderzoek plaats. Studies die het effect van een bepaalde bron of vorm van verontreiniging willen onderzoeken gebruiken meestal een andere methode. Mitchell et al. (2005) kozen 7 Atlantische eikenbossen die van elkaar verschilden in de depositie van stikstof. Frati et al. (2007) onderzochten 4 locaties langsheen een transect op 200, 400, 1000 en 2500 m van een veehouderijbedrijf. Geebelen & Hoffmann (2001) inventariseerden bomen die in de buurt van de verschillende SO<sub>2</sub>-meetstations in Vlaanderen gelegen waren. van Dobben et al. (2001) kozen hun opnamepunten langsheen 6 transects doorheen Nederland.

### 2.10.3 Hoe opnamepunten selecteren?

Hoffmann (1993) stelt dat hij binnen elk uurhok zijn bemonsteringspunten volledig willekeurig heeft gekozen. Doel was tot drie van dergelijke punten per hok te komen. Dit kon in het veld niet steeds gerealiseerd worden. Hij beschrijft zijn manier van bemonsteren als 'systematisch willekeurig bemonsteren' maar geeft in feite niet aan hoe hij dan echt te werk is gegaan.

Barkman (1963) probeerde zijn opnamepunten, door hem stations genoemd, min of meer evenwichtig te verdelen over de verschillende landschaps- en makrovegetatietypes.

Van Eetvelde (2003) selecteerde zijn opnamepunten op basis van de dikte (minstens 1 m op borsthoogte), de mate van vrijstand (geen bomen in bos of met hoog opschietend struikgewas rond de bomen) en het aantal (minstens 10).

Caekebeke (1985) inventariseerde voornamelijk de lokaliteiten die eerder door De Sloover & Lambinon (1965) onderzocht waren, aangevuld met enkele extra inventarisatieplaatsen.

Van den Broeck et al. (2007) probeerden in Vlaams-Brabant per uurhok minstens 26 goed geëxposeerde en vrijstaande bomen te inventariseren.

Dat de keuze van de opnamepunten een zeer grote invloed kan hebben op de resultaten kan gemakkelijk geïllustreerd worden aan de hand van het onderzoek van Hoffmann (1993). Door zijn manier van bemonsteren wordt het vinden van bepaalde soorten immers quasi op voorhand uitgesloten. Een goed voorbeeld hierbij is Valse knoopjeskorst (*Dimerella pineti*). Dit is een soort die zeer vaak gevonden kan worden maar dan voornamelijk in bossen (dus op beschutte bomen). Door enkel vrijstaande bomen te inventariseren kan je bijna nooit een

volledig beeld krijgen van alle epifyten. Andere soorten die je daardoor kunt missen of alleszins minder vaak aantreffen zijn bijvoorbeeld: Inktspatkorst (*Arthonia spadicea*), Schoorsteentje (*Anisomeridium polypori*) en Schorsolievlekje (*Porina aenea*).

Het doel van de studie bepaald vaak in sterke mate de keuze van de opnamepunten.

Wenst men te weten welke lichenen in een bepaald gebied (bv. een kerkhof) voorkomen, volstaat het om op dat kerkhof alle aanwezige substraten te bekijken en systematisch te noteren welke soorten lichenen er aanwezig zijn. Daarbij kunnen een aantal soorten over het hoofd gezien worden maar men zal zich toch een algemene indruk kunnen vormen. Hierbij wordt natuurlijk geen keuze gemaakt.

Een heel andere situatie doet zich voor als men wil weten van welke factoren de aan- of afwezigheid van lichenen afhankelijk is of welke factoren de evoluties van de populaties mee bepalen. Wil men dit kunnen nagaan dient men zoveel mogelijk in gestandaardiseerde omstandigheden te werken. Willen we de invloed van één van deze factoren op de lichenensamenstelling kennen moeten de andere factoren zo gelijk mogelijk gehouden worden. Idealiter betekent dit dat men zoveel mogelijk het onderzoek uitvoert op één en dezelfde boomsoort (bv. enkel populier). Deze bomen moeten zich min of meer in hetzelfde milieu of microklimaat bevinden (bv. allen in de stad of allen juist op het platteland). Ze dienen allen ongeveer eenzelfde hoeveelheid licht te ontvangen (allen in de schaduw of juist niet), enz. In de praktijk is dit onmogelijk en lost men dit enerzijds op door toch een aantal elementen zoveel mogelijk constant te houden en anderzijds door zoveel mogelijk informatie te noteren die dan achteraf in de analyses kan gebruikt worden.

Vanholen (2000) noteerde van elke geselecteerde boom de omtrek op schouderhoogte in cm, de eventuele inclinatie (graden en richting), het bodemgebruik, een inschatting van de vochtigheid, de I.F.B.L.-categorie, enz.

Hoffmann (1993) bepaalde per bemonsteringsplaats onder meer, de oriëntatie van de bomenrij, het globaal milieutype, de hoogteligging, de afstand tot de kustlijn en, via de bodemkaart, de bodemtextuur

Ook de eigenschappen van de pollutie die men wenst te onderzoeken moet in rekening gebracht worden. Van ammoniak is bekend dat dit binnen enkele kilometers van de bron voor het grootste deel uit de lucht verdwenen is. In een studie van Frati et al. (2007), waarbij ammoniakconcentratie metingen uitgevoerd werden, bleek de  $\text{NH}_3$ -concentratie negatief gecorreleerd te zijn met de afstand tot de bron. In het centrum van een varkenskwekerij traden concentraties tot  $276 \mu\text{m}/\text{m}^3$  op, afnemend tot een achtergrondbelasting van  $0,7 \mu\text{m}/\text{m}^3$  op 2500 m. Binnen de eerste 200 m van de bron trad hierbij al een afname van 98 % ( $4,6 \mu\text{m}/\text{m}^3$ ) op. Dit is in overeenstemming met vaststellingen gedaan door Fowler et al. (1998) rond een gevogeltekwekerij (met achtergrondwaarden op 270 m van de bron) en door Pitcairn et al. (2002) ook rond een kippenkwekerij (afname van de ammoniakconcentratie met 95% op 650 m van de bron, met een scherpe daling binnen de eerste 200 m). Wil men ruimtelijke patronen in ammoniakbelasting traceren moet de dichtheid van de opnamepunten dan ook behoorlijk groot zijn (van Herk 1990).

Asta et al. (2002a) stellen dat bij het kiezen van bemonsteringspunten elk element van subjectiviteit vermeden moet worden. Verschillende methodes kunnen hiervoor gebruikt worden afhankelijk van het doel van de studie, de grootte van het gebied dat men wil onderzoeken, de kenmerken van het te onderzoeken gebied en de beschikbaarheid van middelen. Als het de bedoeling is het effect van veranderingen in de omgeving te onderzoeken kan best volgende werkwijze gevolgd worden:

- Afbakenen van het gebied dat men wil bemonsteren.
- Vooraf onderzoeken of er in het ganse gebied voldoende geschikte bomen aanwezig zijn alvorens de boomsoort te kiezen en de grootte van de delen (de mazen van het rooster) waarin met het gebied gaat verdelen. Dit om te vermijden dat er teveel delen zijn zonder bomen.

- Verdelen van het gebied met behulp van een geografisch rooster in gelijke delen (tussen 0,25 en 1 km<sup>2</sup>) waarbij de grootte van delen bepaald wordt door de grootte van het gebied dat men wenst te onderzoeken alsook van de aard van de studie (zie hierboven). Hoe kleiner het gebied en/of hoe meer verstoring aanwezig is hoe kleiner deze eenheden zouden moeten zijn. Op elke snijpunt van de twee lijnen van het rooster ligt dan een opnamepunt.
- Bepalen hoeveel bomen (x) per punt onderzocht zullen worden door middel van een gestandaardiseerde procedure (zie verder). Een aantal van 4-8 bomen wordt aanbevolen voor studies waar de gegevens m.b.t. de korstmossen onnauwkeurig mogen zijn, 9-12 voor studies waarbij deze gegevens nauwkeuriger moeten zijn.
- Indien blijkt dat minder dan x bomen aanwezig zijn in het opnamepunt vervang dit punt dan met behulp van de volgende gestandaardiseerde werkwijze. Baken de 8 punten af die rond het oorspronkelijke punt gelegen zijn. Kies daarvan het meest noordelijke. Indien dit punt ook onvoldoende geschikte bomen telt ga dan verder in wijzerzin tot een punt gevonden wordt dat wel voldoet. Indien geen enkele punt voldoet laat men dit punt weg.
- Indien in een opnamepunt meer geschikte bomen aanwezig zijn dan nodig dienen de bomen op een statistisch verantwoorde wijze gekozen te worden. Dit kan op verschillende manieren zolang deze niet subjectief zijn. Asta et al. (2002a) stellen volgende werkwijze voor: Verdeel het opnamepunt in 4 gelijke delen (sectoren). Geef elke sector een nummer in wijzerzin te beginnen in de rechter bovenhoek. Probeer in elke sector drie geschikte bomen te selecteren die zich dicht bij het centrum van het opnamepunt bevinden. Indien zich in sommige sectoren minder dan drie geschikte bomen bevinden en in andere meer dan drie kies dan in de eerste sector met meer dan drie bomen extra bomen tot voldoende bomen geselecteerd werden. Indien dit ook met die sector niet lukt ga dan verder in wijzerzin naar de volgende sector met meer dan drie bomen tot het gewest aantal bomen verkregen werd.

Bij het onderzoeken van de effecten van een bepaalde bron van vervuiling moeten de opnamepunten gesitueerd worden in een patroon dat overeenstemt met de verwachte verdeling van de vervuilende stoffen (rekening houdend met de afstand tot de bron, de meest voorkomende windrichting en andere kenmerken van de bron (Asta et al. 2002a; Kölner et al. 2007). Asta et al. (2002a) gebruiken hierbij ook een raster waarbij de opnamepunten op de kruispunten van het rooster gekozen worden. Hierbij selecteert men zowel punten waar de hoogste vervuilinggradaties worden verwacht als punten waarop de bron geen invloed heeft (om de achtergrond emissies te bepalen).

In een onderzoek naar de effecten van ammoniakemissies en stikstofdepositie op lichenen selecteerden Frati et al. (2007) 4 opnamepunten op 200, 400, 1000 en 2500 m van dezelfde varkenswakerij. In een ander onderzoek (Frati et al. 2008) plaatsten ze 10 samplers (2 per boom) op pijnbomen gedurende 10 dagen. Drie samplers werden geplaatst in het centrum of zo dicht mogelijk bij een boerderij, één op een locatie met veel soorten lichenen en één op een locatie met weinig soorten.

#### **2.10.4 Hoeveel bemonsteringspunten?**

Hoffmann (1993) streefde naar een dichtheid van 3 bemonsteringspunten per volledig uurhok (16 km<sup>2</sup>). In totaal inventariseerde hij 1234 plaatsen in Oost- en West-Vlaanderen. Dit betekent een gemiddelde dichtheid van 1 punt per 5 km<sup>2</sup>. Ook Van Eetvelde (2003) streefde naar een dichtheid van 3 bemonsteringspunten per volledig uurhok (16 km<sup>2</sup>). In totaal inventariseerde hij 224 bomenrijen.

Barkman (1963) onderzocht in Midden-Limburg op 159 plaatsen de epifytenvegetatie. Deze stations verdeelde hij zo gelijkmatig mogelijk over het gebied.

Vanholen (2000) bezocht in elk 1km-hok telkens twee dezelfde 125 m-hokken. In totaal bezocht hij 470 125 m-hokken. In 100 van deze 470 hokken waren er geen bomen aanwezig en in 24 gevallen was er geen toegang. Het Brussels Hoofdstedelijk Gewest beslaat ongeveer 162.400.000 m<sup>2</sup>. Daarvan bezocht hij dus 7.343.750 m<sup>2</sup> (ongeveer 4,5%) Inventarisaties vonden plaats in 5.406.250 m<sup>2</sup> (ongeveer 3,32% van de ganse oppervlakte).

In Nederland maakt men ook gebruik van uurhokken. Deze zijn daar echter 25 km<sup>2</sup> groot. In een dergelijk uurhok zijn er dan meestal 3 à 5 monsterpunten (van Herk 1997).

Is dit voldoende? De verschillende onderzoekers geven weinig of geen motivatie voor hun werkwijze. Hoffmann (1993) volstaat met te vermelden dat de gemiddelde dichtheid van zijn inventarisatie vergelijkbaar is met de dichtheid bij vroegere inventarisatiemethodes. Vanholen (2000) geeft hierover geen enkele uitleg.

Asta et al. (2002a, 2002b) bepalen het aantal bemonsteringspunten in functie van de grootte van het gebruikte geografische rooster. Hoe kleiner de vakjes van het rooster hoe meer bemonsteringseenheden.

Het aantal bemonsteringspunten dat geïnventariseerd wordt hangt natuurlijk samen met de doelstellingen van de studie. In alle hierboven aangehaalde voorbeelden voerden de auteurs een gebiedsdekkende inventarisatie uit. Ze wensten een beeld te bekomen van de epifytenvegetatie in dat gebied om uitspraken te kunnen doen over de relaties tussen de vastgestelde verspreidingspatronen en omgevingsfactoren (natuurlijke en antropogene).

### 2.10.5 Hoeveel bomen per bemonsteringspunt?

Per opnamepunt kijkt men nagenoeg in alle studies meerdere bomen. Meestal geeft men aan minstens 10 bomen de voorkeur. Caekebeke (1985) bemonsterde een min of meer groot aantal bomen (zonder preciseren hoeveel), Van der Gucht & Hoffmann (1990) ongeveer 25 bomen, Van Eetvelde (2003) tussen 10 en 20, Isentrant & Margot (1963) minstens 10. De bemonsteringspunten van Hoffmann (1993) bestonden uit bomenrijen van minimaal 10 en gemiddeld 25 bomen. De Sloover & Lambinon (1965), Geebelen & Hoffmann (2001) en van Dobben et al. (2001) bekeken 10 bomen, van Herk (1990, 1996a, b, c, d, 1997a, b, c, 1998a, b, 1999, 2000, 2002a, b, 2004a, b), Sparrius (2003), Van den Broeck et al. (2006) en Van den Broeck et al. (2007) bij voorkeur en waar mogelijk 10 bomen, Aptroot & Roos (1993) 1 of meer maar gemiddeld 5, Larsen et al. (2007) 5 – 9 bomen per opnamepunt, Frati et al. (2007) 5. Vanholen (2000) maakte geen selectie. Hij onderzocht per 125 m-hok alle daarin aanwezige bomen.

Volgens Asta et al. (2002a, 2002b) kan het aantal bomen variëren tussen 3 en 12 afhankelijk van de grootte van de bemonsteringseenheden. Bij eenheden van 0,25 km<sup>2</sup> bevelen ze 3-4 bomen aan, bij eenheden van 0,5 km<sup>2</sup> 4-6 en bij eenheden van 1 km<sup>2</sup> 6-12. Hiervoor geven ze geen motivatie. Uit eigen onderzoek blijkt dat een geschikte bomenrij minstens 6 bomen bevat. Tot 6 bomen neemt het aantal aangetroffen soorten immers toe (Van den Broeck et al. 2006, 2007).

Omdat 10 bomen (of meer) inventariseren meer arbeidsintensief is dan het bemonsteren van één boom werd door Geebelen & Hoffmann (2001) telkens de tijd voor het bekijken van één boom versus het bestuderen van 10 bomen genoteerd. Hieruit bleek dat het gebruik van 10 bomen iets hogere correlaties oplevert met SO<sub>2</sub>-concentratiegegevens dan het bemonsteren van 1 boom. Of dit ook geldt ten aanzien van ammoniak is niet bekend. Daarom wordt het minimum benodigde aantal bomen ook in dit onderzoek nagegaan.

De keuze om meerdere bomen per opnamepunt te bekijken heeft o.a. te maken met de zeer grote gevoeligheid van korstmossen ten aanzien van zeer lokale (microklimatologische en andere) factoren. Barkman (1958) onderzocht twee naast elkaar staande iepen. *Ramalina fraxinea* bevond zich op de ene iep op de noordwest zijde en bij de andere iep op de zuidoost zijde en dit tengevolge van een verschillend geëxposeerd zijn van de bomen. Van den Broeck

et al. (2007) constateerden dat lokale factoren zoals de omtrek van de boom, de mate van bestoffing en beschaduwing een grote invloed hebben op de (nitrofytische) korstmosvegetatie. Als meerdere bomen op een opnamepunt bekeken worden stijgt ook het aantal aangetroffen soorten. Van den Broeck et al. (2006, 2007) stelden vast dat tot 5 bomen de soortenrijkdom per punt duidelijk toenam.

### 2.10.6 Hoe het proefvlak kiezen?

Welk gedeelte van de boom het best bekeken wordt, is een bron van discussie. Het nut van het apart inventariseren van bepaalde gedeeltes van de boom wordt ondersteund door ecologische studies. Bij vegetatieopnames werkt men vaak met zogenaamde plots. Men bakent een proefvlak af waarbinnen de opname plaatsvindt. Dit past men soms ook toe bij epifytenstudies op bomen. Men gebruikt daarvoor een grid. In de literatuur worden veel verschillende roosters beschreven. Enkele voorbeelden: Ruoss et al. (1991) en Ruoss (1992) gebruikten een rooster van 1 op 1 m (verdeeld in 25 vakken) dat tussen 1 en 2 m hoogte op de boom bevestigd werd. Nimis et al. (1990) hanteerden een rooster van 30 x 50 cm, verdeeld in 10 rechthoeken en plaatsten dit op de boom met het midden op 1,3 m hoogte. Oksanen et al. (1991) gebruikten een grid van 60 x 20 cm en bevestigden dit met het midden op 1,5 m hoogte. Asta et al. (2002a, 2002b) stellen voor 4 laddervormige roosters (bestaande uit 5 kwadraten van 1 dm<sup>2</sup>) op de 4 windrichtingen (N, W, Z, O) van de boom te plaatsen met de bovenkant op 1,5 m van de grond. Larsen et al. (2007) gebruikten dit rooster maar plaatsten deze op 100 cm boven de grond. Geebelen & Hoffmann (2001) plaatsten een raster van 40 op 100 cm, bestaande uit 40 vierkanten van 1 dm<sup>2</sup>, op één boom (de boom uit 10 bomen met de rijkste lichenenbegroeiing) waarbinnen dan bemonsterd werd.

Welke grootte het grid uiteindelijk heeft is minder belangrijk dan de voordelen die het werken met dit systeem heeft, nl. het zo objectief mogelijk opnemen van frequentie van voorkomen van epifyten. Het nadeel van het werken met een rooster is dat er ook veel (mogelijk relevante) informatie verloren gaat. In de meeste gevallen wordt het rooster immers geplaatst op één enkele kant van de boom. Dit heeft als grote voordeel dat de ganse opname *grosso modo* binnen één enkel microklimaat plaatsvindt. De invloed van grote variatie omwille van het microklimaat wordt aldus sterk gereduceerd. Dit voordeel speelt minder in de methode van Asta et al. (2002a en b) omdat hierbij op de vier zijden, die zich elk door een verschillend microklimaat kenmerken, opgenomen wordt. Het voordeel van deze laatste methode is wel dat je op die manier informatie krijgt over de invloed van het licht en de overheersende windrichting (Mitchell et al. 2005).

In de meeste studies wordt het grid geplaatst op alle bomen van het opnamepunt en dit op de kant met de rijkste (meest aantal soorten) lichenenbegroeiing. Geebelen & Hoffmann (2001) plaatsten deze slechts op één boom van het opnamepunt en dit op de boom met het meest aantal soorten. Indien meerdere bomen aanwezig waren met hetzelfde aantal soorten kozen ze de boom met de hoogste bedekkingsgraad. Deze boom kozen ze door vooraf een andere methode van opname toe te passen.

In de meeste studies wordt tot op 2 meter hoog gewerkt, waarbij soms wel (van Herk 1990, Van den Broeck et al. 2006 en 2007) en soms niet (Geebelen & Hoffmann 2001, Vanholen 2000) de boomvoet geïnventariseerd wordt. Het apart opnemen of zelfs uitsluiten van de boomvoet lost (gedeeltelijk) ook het probleem op van de invloed van plaatselijke aanrijking. In Nederland bleek dat bij het werken met populieren al snel een verstoring van de indicatiefunctie voor ammoniak optrad als er sprake is van plaatselijke voedselverrijking door bv. begrazing, huisdieren, saltspray, stof en bastwonden (van Herk 1997, 2004). Bij eiken zou volgens van Herk (1997) een dergelijk fenomeen niet optreden. De meeste van deze factoren spelen voornamelijk ter hoogte van de boomvoet. In Nederland werd dit probleem opgelost door populieren, waarbij zich één of andere vorm van aanrijking voordeed, niet mee te betrekken in de analyses. Van den Broeck et al. (2006 en 2007) bemonsterden geen populieren op begraasde standplaatsen. De boomvoet werd wel geïnventariseerd maar



systematisch werd genoteerd of bestoffing of beschaduwing (voet en/of stam) aanwezig waren. Uit dit onderzoek blijkt zowel een invloed van beschaduwing (zowel stam als voet) als van bestoffing (enkel op eiken, niet op populieren). Ook als men de boomvoet niet of apart inventariseert, introduceert het inventariseren van alle zijden van een boom een grotere ecologische verscheidenheid dan bij het werken met een raster (Geebelen & Hoffmann 2001). Het gebruiken van een rooster werkt de objectiviteit in de hand. Bovendien wordt hierdoor de kans om kleine, onopvallende soorten waar te nemen groter. Deze soorten zijn vaak, indien in kleine getale aanwezig, niet met het blote oog zichtbaar.

De reden voor deze keuze hangt vaak samen met andere eisen die gesteld worden ten aanzien van de selectie van geschikte opnamepunten. En dit hangt dan weer samen met het soort luchtverontreiniging die men wenst te onderzoeken. De eisen die gesteld moeten worden bij het onderzoek van zwaveldioxidevervuiling zijn niet dezelfde als diegene die nageleefd moeten worden bij het onderzoek van de ammoniakbelasting.

Veel onderzoekers geven aan dat ze de boom tot op 2 m hoogte inventariseerden (enkele onderzoekers geven zelfs 2,5 m op). In de praktijk blijkt een hoogte tot op 1,7 m meer haalbaar. Een aantal soorten zijn slechts waarneembaar met een loupe. Er kan dan niet veel hoger dan ooghoogte gewerkt worden. Dit geldt zeker voor het inventariseren binnen een grid.

### 2.10.7 Welke boomsoort?

Wil men een gestandaardiseerde inventarisatie van een relatief groot gebied uitvoeren dient men volgens Hoffmann (1993) deze inventarisatie zoveel mogelijk uit te voeren op één en dezelfde boomsoort. Deze boomsoort moet in voldoende mate aanwezig zijn en uniform over het gebied voorkomen. Bovendien dient deze 'epifytvriendelijk' te zijn, d.w.z. schorskenmerken hebben die toelaten een breed scala aan epifyten te dragen, ook onder minder gunstige omstandigheden. In Vlaanderen komt hier volgens hem enkel de *Populus canadensis* (de Canadapopulier) voor in aanmerking. In zijn inventarisatie van Oost- en West-Vlaanderen bekeek hij dan ook nagenoeg alleen populieren (Hoffmann 1993).

Volgens van Herk (1998) is de boomsoort waaraan men de soortensamenstelling afleest uiterst belangrijk. Als daar geen rekening mee gehouden wordt zijn de gegevens ten aanzien van NH<sub>3</sub> van geen waarde. Ook in de meeste van zijn studies gebruikt hij slechts één boomsoort nl. Zomereik (in de provincies Drenthe, Overijssel, Gelderland, Veluwe, Noord-Brabant, Groningen en Friesland) of Canadapopulier (provincie Zeeland).

Ook Asta et al. (2000a, 2002b) stellen voor bij voorkeur zoveel mogelijk met één enkele boomsoort te werken of, indien dit niet mogelijk is, boomsoorten te kiezen met gelijkaardige schorseigenschappen (zuurtegraad, wateropslagcapaciteit, mineralen) en dit omwille van het feit dat de lichenenvegetatie sterk afhangt van de schorseigenschappen van de boom alsook van de leeftijd en de vorm van de bomen. Ook Vanholen (2000) benadrukt de substraatspecificiteit van de meeste epifytische lichenen.

Ook al is het aan te bevelen te werken met slechts één boomsoort, toch werd en wordt in Vlaanderen in de meeste studies van meer dan één boomsoort gebruik gemaakt. In sommige studies maakte men hierbij zelfs nauwelijks of geen selectie met betrekking tot de boomsoort. Barkman (1963) en Quanten (1986), inventariseerden op een groot aantal boomsoorten. Vanholen (2000) noteerde de lichenen op alle boomsoorten die in zijn studiegebied voorkwamen. Voor het uitvoeren van bepaalde analyses beperkte hij zich echter tot twee boomsoorten (*Salix* sp. en *Tilia* sp.). Dit om de invloed van de boomsoort te minimaliseren. Ook De Sloover & Lambinon (1965), Caekebeke (1985), Van Eetvelde (2003), Van den Broeck et al. (2006 en 2007) en van Herk (bv. 2004b) gebruikten verschillende soorten, vooral omdat in de gebieden die ze onderzochten niet één boomsoort overal in voldoende mate aanwezig was. Toch werkten deze onderzoekers zoveel mogelijk met slechts één of enkele boomsoorten voornamelijk (Canada)populieren en (Zomer)eiken en in mindere mate

ook Gewone es en wilg. Enkele punten betroffen hierbij uitzonderlijk enkele andere boomsoorten.

Een andere oplossing dan het zich zoveel mogelijk beperken tot één boomsoort is het kiezen van boomsoorten met gelijkaardige schorseigenschappen. Asta et al. (2000a) vinden dat nationale autoriteiten lijsten van bomen met gelijkaardige fysisch-chemische schorseigenschappen moeten opstellen gebaseerde op de nationale boomflora's.

Nog een andere mogelijkheid die in het verleden werd toegepast (van Herk 2002b) is het werken met ijkcurves. van Herk heeft de NIW-waarden van eik met behulp van lineaire regressie in verband gebracht met ammoniakdepositiewaarden waardoor hij de NIW-waarden van populier, wilg en es kon transformeren naar die van Zomereik. Het omrekenen van de NIW van populieren, essen en wilgen naar eiken werd ook toegepast in Limburg (Van den Broeck et al. 2006) en Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007).

Zomereiken en Canadapopulieren zijn het meest geschikt om de invloed van ammoniak op korstmossen te onderzoeken en dit omwille van volgende factoren:

Zomereiken zijn volgens van Herk het meest geschikt om de effecten van ammoniak te registreren. Ze reageren immers zeer sterk op ammoniak (dosisresponscurve verloopt steil). Daarnaast hebben ze ook nog de volgende voordelen:

- weinig last van storende factoren zoals plaatselijke aanrijking door begrazing, stof en honden
- geen bastwond-reactie (voedselarm floëmsap)
- een van nature zure schors en daardoor geen interferentie met SO<sub>2</sub>
- een hoge levensduur (minder uitval van monsterbomen bij herhaling).

Eén nadeel van Zomereiken is dat de drempel voor NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-depositie hoog is. Nitrofyten kunnen zich pas vestigen bij 1000 mol/ha/jaar. In vergelijking met Zomereiken hebben populieren volgende specifieke voor- en nadelen (van Herk 1997c):

Voordelen:

- een vrij lage drempel voor NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-depositie: nitrofyten verschijnen al bij ca. 500 mol/ha/jaar
- een sterke reactie op ammoniak (dosisresponscurve verloopt steil).

Nadelen:

- snel last van storende factoren zoals plaatselijke aanrijking door begrazing, stof en honden
- een sterke bastwond-reactie (voedselrijk floëmsap)
- een matig zure schors en daardoor wellicht enige interferentie met SO<sub>2</sub>
- een korte omlooptijd en daardoor vrij veel uitval bij herhaling.

Een kunstmatige ondergrond gebruiken die epifytenvriendelijk is zou ook een alternatief kunnen zijn. Van deze ondergrond zijn bij aanvang alle fysisch-chemische eigenschappen (zoals de pH) bekend. Er is geen invloed van voorafgaande vervuiling. Deze werkwijze is alleen waardevol bij het opzetten van een monitoringsnetwerk dat men gedurende vele jaren denkt aan te houden. Veel onderzoek met behulp van kunstmatige substraten werd nog niet uitgevoerd. Korstmossen kunnen zich wel op zeer veel substraten vestigen. Er werden al lichenen aangetroffen op spoorwegrails, lederen handschoenen, asfalt, ijzer, enz. In de meeste gevallen groeien hier eerder steenbewonende soorten op of zeer algemene epifyten (Figuur 2).



Figuur 2. Groot dooiermos en Rond schaduwmos op de ijzeren leuning van een brug.

Honegger (1996) gebruikte stenen uit aardewerk waarop ze met lijm delen van Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*) en Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) kleefde om de regeneratieve capaciteit van deze lichenen te onderzoeken. Maar dit is niet hetzelfde als het zoeken naar een geschikte kunstmatige ondergrond voor alle epifyten.

#### 2.10.8 Welke kenmerken dienen de bomen te bezitten?

Bomen van dezelfde soort verschillen nog op andere manieren van elkaar, bijvoorbeeld wat betreft schorsruwheid (gladde versus ruw gegroefde bomen), zijtakken (hoog opgekroonde bomen versus bomen die over de ganse stam tot onderaan zijtakken vertonen) en dikte.

Bij Hoffmann (1993) hadden alle bomen op 1,25 m hoogte een minimale omtrek van 1 m en de schors was reeds ruw (gegroefd). Van Eetvelde (2003) onderzocht enkel bomen met een gemiddelde dikte van minstens 1 m op borsthoogte. De Sloover & Lambinon (1965); Caekebeke (1985); van Herk (oa. 1990) gebruikte de ouderdom van de boom als criterium, nl. ouder dan ca. 40 jaar. Dit bepaalden ze op basis van de boomdikte die dan minstens 1,2 m moet bedragen. Dikte en ouderdom zijn bij bomen nochtans niet zo goed gecorreleerd. Zeker bij vergelijking tussen verschillende streken met verschillende bodems is dikte geen al te goede maat voor ouderdom. Asta et al. (2002a, 2002b) stellen dat de omtrek van de boom minstens 40 cm moet bedragen en liefst minstens 70 cm.

Om de invloed van de boomdikte op de NIW te neutraliseren voerde van Herk in Nederland op populieren een correctie uit. Bij bomen met een omtrek kleiner dan 1,5 m verlaagde hij de NIW met 0,14 per decimeter en bij bomen dikker dan 1,5 m verhoogde hij deze met 0,14 NIW-punt per decimeter (van Herk 1997).

#### 2.10.9 Welke organismen inventariseren?

Barkman (1963) en Quanten (1986) inventariseerden alle epifyten (algen, zwammen, lichenen en mossen). Sansen & Deronde (1990) gebruikten enkel Muurschotelkorst (*Lecanora muralis*) om de luchtvervuiling in de omgeving van Brussel te onderzoeken. Vanholen (2000) noteerde enkel de macrolichenen. De Sloover & Lambinon (1965) noteerden

niet de lichenen met peritheciën maar wel alle andere en ook één enkele zwam (*Hysterium angustatum*). Sommige onderzoekers inventariseren zowel de mossen als de korstmossen (bv. Geebelen & Hoffmann 2001; Hoffmann 1993; Larsen et al. 2007; Sparrius 2003; Van Eetvelde 2003; van Herk 1990, 1996a, b, c, d, 1997a, b, c, 1998a, b, 1999, 2000, 2002a, b, 2004a, b) andere alleen de lichenen (bv. Brodeková et al. 2006; Purvis et al. 2003; Sparrius 2007; Van den Broeck et al. 2006 en 2007; van Dobben & ter Braak 1999). In studies waarbij lichenen als accumulatoren van bepaalde stoffen gebruikt worden werkt men meestal maar met één of twee soorten: bv. Kapjesvingermos en Gewoon schorsmos (Gombert et al. 2003), Beardmos (Otnyukova 2007).

Argumenten voor een bepaalde keuze worden niet altijd gegeven. De kennis van de onderzoeker speelt hier waarschijnlijk een grote rol alsook de doelstelling(en) van de studie. Het noteren van alle soorten vraagt veel meer kennis dan gebruik te maken van één enkele soort. Het onderzoeken van de luchtverontreiniging is vaak maar één van de doelstellingen van een studie. De Sloover & Lambinon (1965) wensten met hun onderzoek bij te dragen tot de kennis van de verspreiding van de korstmossen in de Denderstreek. Barkman (1963) onderzocht de epifytenvegetatie van Midden-Limburg in de eerste plaats om conclusies met betrekking tot de luchtvervuiling te kunnen trekken. Maar daarnaast wenste hij een algemene indruk van de epifytenvegetatie te verkrijgen.

## **2.10.10 Welke bio-indicatiemethode?**

### *2.10.10.1 Bio-indicatiemethodes die gebruik maken van indicatorsoorten*

Niet elke soort komt volgens Hoffmann (1994) in aanmerking als indicator voor luchtverontreiniging. Slechts deze die sterk reageren op de te indiceren milieufactoor en die niet reageren op andere factoren zijn in principe goede milieu-indicatoren. Bovendien dienen de geselecteerde soorten volgens hem overal voor te komen en bij voorkeur een zeer brede ecologische amplitude te bezitten.

In het Nederlands taalgebied gebruikten onderzoekers bij de studie van de ammoniakbelasting overwegend twee sets van indicatorsoorten: de NIW-AIW methode (van Herk div.; Sparrius 2003, 2007; Van den Broeck et al. 2006, 2007) en de indexen van Hoffmann (Hoffmann 1993, 1994, Van Eetvelde 2003). Met betrekking tot het onderzoek van de zwaveldioxidebelasting werden veel meer methodes gebruikt. Voor een goed overzicht daarvan zie Geebelen & Hoffmann (2001).

### **De indexen van Hoffmann (1993, 1994)**

Hoffmann selecteerde de voor ammoniakbelasting geschikte indicatoren op de volgende manier. Hij ging van alle in Oost- en West-Vlaanderen gevonden soorten na in welke mate hun verspreiding (en van de algemene soorten hun gemiddelde frequentie) afhankelijk was van de afstand tot de kustlijn, de SO<sub>2</sub>-immissie- en de NH<sub>3</sub>-emissieschatting. Uit dit individuele gedrag selecteerde hij geschikte bio-indicatoren voor de verschillende verontreinigingparameters. Hij beschouwde een individuele soort als een goede bio-indicator voor bv. NH<sub>3</sub> wanneer zijn voorkomen en/of gemiddelde frequentie constant stijgend was bij stijgende NH<sub>3</sub>-emissieschatting en dit onafhankelijk van kustafstand en SO<sub>2</sub>-immissie. Op basis van deze informatie stelde hij indexen op, gebaseerd op de soorten die positief correleerden met de NH<sub>3</sub>-emissieschatting. Op grond van deze soorten, N-indicatoren genaamd, verkreeg hij een N-indicatiegetal dat een sterk verband vertoonde met de NH<sub>3</sub>-emissieschatting. Daarnaast ontwikkelde Hoffmann ook een aantal A-indicatoren, soorten waarvan het voorkomen en/of de gemiddelde frequentie constant dalend was bij stijgende NH<sub>3</sub>-emissieschatting en dit onafhankelijk van kustafstand en SO<sub>2</sub>-immissie. Op basis hiervan ontwierp hij een formule met slechts drie soorten die volgens hem macroscopisch goed herkenbaar zijn en daardoor bruikbaar voor een niet-lichenologisch geschoolde onderzoeker.



Het grote voordeel van de Hoffmann-indexen is dat de indicatorsoorten gebaseerd zijn op de relatie tussen de verspreiding van de soorten en de schatting van de NH<sub>3</sub>-concentratie (Geebelen & Hoffmann 2001). Bovendien zijn deze indexen gebaseerd op gegevens uit Vlaanderen zelf. De NIW-AIW methode is gebaseerd op gegevens uit Nederland.

De bruikbaarheid van deze methodes voor een niet-lichenologisch geschoolde onderzoeker moeten met een korrel(tje) zout genomen worden. Fijne geelkorst (*Candelariella xanthostigma*), een N-indicator en Groene schotelkorst (*Lecanora conizaeoides*), een A-indicator zijn minder gemakkelijk herkenbare soorten. De eerste soort kan zeer gemakkelijk verward worden met Grove geelkorst (*Candelariella vitellina*). Deze laatste heeft een zeer variabel thallus gaande van een dik aaneengesloten geheel van grote schubjes tot een verspreid geheel van kleine schubjes en korrels waardoor verwarring met de eerste mogelijk is. Purvis et al. (1995) en Dobson (2000, 2005) geven aan dat Fijne geelkorst niet voorkomt in (sterk) stikstofrijke omstandigheden waardoor de kans dit taxon op de onderzocht locaties aan te treffen gering is. Nochtans staat dit taxon wel in de lijst van nitrofytische kensoorten van van Herk (1990, 1996a, b, c, d, 1997a, b, c, 1998a, b, 1999, 2000, 2002a, b, 2004a, b). Volgens van Herk komt dit omdat wat in Engeland *C. xanthostigma* genoemd wordt een ander taxon is dan wat hier in Vlaanderen of Nederland aangetroffen wordt (van Herk, schriftelijke mededeling). Ook in het verleden werden deze twee soorten vaak verward zelfs door een deskundig wetenschapper als Barkman (De Sloover & Lambinon 1965, Van den Broeck et al. 2007). In het huidig onderzoek werd dan ook besloten om alle in het veld aangetroffen exemplaren tot Grove geelkorst te rekenen. Geen enkel exemplaar kon immers met zekerheid als Fijne gedetermineerd worden. Groene schotelkorst is gemakkelijk herkenbaar indien goed ontwikkeld en fertiel. Kommervormen, die op dit ogenblik vaker voorkomen, zijn slechts met zekerheid te determineren door het aanstippen met parafenylenediamine.

### De NIW-AIW methode

Met deze methode deed men tot nog toe het meest ervaring op. Eerst in Nederland maar intussen gebruiken onderzoekers deze methode ook meer en meer in andere landen. Zo werd de 'van Herk method' bijvoorbeeld gebruikt in een pilootstudie in Groot-Britannië om de ammoniakproblematiek in kaart te brengen (Anoniem 2002). Ook in Duitsland werkt men met deze methode (bv. Franzen-Reuter & Stapper 2003).

De ammoniakbelasting wordt berekend door middel van de nitrofytische indicatiewaarde (NIW) en de acidofytische indicatiewaarde (AIW). Beide worden als graadmeters voor ammoniak gebruikt. In deze twee graadmeters worden per opnamepunt de totale hoeveelheden nitrofytische respectievelijk acidofytische korstmossen tot uitdrukking gebracht. Voor de berekening van de NIW en de AIW wordt een reeks kensoorten gebruikt. van Herk, (1990) die deze methode ontwikkelde, heeft de soorten die De Bakker & van Dobben (1988) nitrofytisch, respectievelijk acidofytisch noemden, overgenomen en hieraan een aantal 'erkend' acidofytische soorten toegevoegd waarbij hij verwijst naar Tabel 7 van Aptroot (1989). Hij gebruikt zijn canonische analyse om deze kensoorten te selecteren niet. Nochtans kwam uit deze analyse een pH-as te voorschijn waarbij de soorten fraai geordend waren van nitrofytisch via neutrofytisch naar acidofytisch. Hierbij kwamen een aantal duidelijk nitrofytische soorten te voorschijn die als dusdanig niet in de literatuur opgegeven worden, nl. Bolle schotelkorst (*Lecanora symmicta*), Gewoon purperschaaltje (*Lecidella elaeochroma*) en Inktspatkorst (*Arthonia radiata*). Ook Lepelschildmos (*Parmelia exasperatula*) en Witte schotelkorst (*Lecanora chlorotera*) vertoonden duidelijk nitrofytische tendensen (1990). Hij geeft niet aan waarom hij deze soorten niet gebruikte in de NIW. In die zin vertoont de selectie van soorten door van Herk een zekere subjectiviteit (of expert beoordeling). Hij baseerde zich voor de keuze van zijn indicatorsoorten immers op de literatuur en niet op de door hemzelf gedane vaststellingen. Onderzoekers uit andere landen geven nog heel wat andere taxa als nitrofytisch op. Zo vermelden Frati et al. (2008) in navolging van Nimis &



Martellos (2008) nog volgende soorten: Dun schaduwmos (*Hyperphyscia adglutinata*), Kauwgommos (*Diploicia canescens*) en Vliegenstrontjesmos (*Amandinea punctata*). Frati et al. (2007) noemen daarnaast nog Grauw rijpmos (*Physconia grisea*) en Vals dooiermos (*Candelaria concolor*).

De AIW methode is niet bruikbaar bij populieren omdat op deze boomsoort acidofyten van nature slechts in geringe mate aanwezig zijn (van Herk 1997).

### Bespreking van beide methodes

De indexen van Hoffmann en de NIW-AIW methoden zijn gebaseerd op een selectie van soorten die plaats vond voor de opwarmingseffecten zo duidelijk begonnen te spelen en terwijl een nog relatief hoge invloed van zwaveldioxide (rechtstreeks en onrechtstreeks via schorsveranderingen) aanwezig was. van Herk (1990) gebruikte de nitrofyten Vals dooiermos (*Candelaria concolor*) en Rijpmossoorten (*Physconia*'s) niet omdat in die tijd die soorten te veel beperkt waren tot gebieden met een lage SO<sub>2</sub>-belasting. Nu is deze belasting op de meeste plaatsen sterk gedaald (van 262802 ton in 1990 tot 11233 in 2005, Anoniem 2007) en zijn deze soorten sterk toegenomen. Zo nam Grauw rijpmos (*Physconia grisea*) in Midden-Limburg toe met 18% in vergelijking met 1960 en met 19% in vergelijking met 1995-1986, Vals dooiermos met 13% in vergelijking met 1960 en met 1985-1986 (Van den Broeck et al. 2006). In de Denderstreek nam Grauw rijpmos op Canadapopulieren met 17% toe in vergelijking met 1962 en Vals dooiermos met 12% (Van den Broeck et al. 2007). Beide soorten nemen gemakkelijk grote oppervlakten in waardoor andere nitrofytische soorten weggeconcurrerd worden. De berekende NIW loopt dan ook gevaar de aanwezige ammoniakbelasting te onderschatten.

Ondanks deze beperkingen vertoonde de index van Hoffmann een significant verband met de ammoniakuitstoot (positief) en met de afstand tot veehouderijbedrijven (negatief) voor zover deze index over alle boomsoorten heen berekend werd (Van den Broeck et al. 2007). Met populieren alleen traden amper significante verbanden op. Dit is zeer verwonderlijk aangezien deze index op basis van de lichenenvegetatie op populieren ontwikkeld werd. De N-index vertoonde, in tegenstelling tot de NIW, geen significante verbanden met standplaatsfactoren zoals de beschaduwing van de stam, de omtrek, de beschaduwing van de voet en de bestoffingsgraad van de stam. Deze index blijkt dus minder gevoelig voor dergelijke factoren. Wat standplaatsfactoren betreft is de AIW ook minder gevoelig. Enkel met de dikte van de stam is er een (positief) significant verband. Maar net zoals met de NIW is er geen significant verband met de veehouderijbedrijven. Deze resultaten suggereren dat de N-index van Hoffmann meer geschikt is dan de NIW/AIW methode om de ammoniakbelasting in kaart te brengen.

Zowel de N-index van Hoffmann als de NIW-AIW methode gaan uit van de veronderstelling dat er een lineair verband bestaat tussen de aanwezigheid (of afwezigheid) van bepaalde soorten lichenen en de hoeveelheid aanwezige ammoniakuitstoot. Dit blijkt echter niet voor alle soorten op te gaan. van Dobben & ter Braak (1999) stelden vast dat Kapjesvingermos (*Physcia adscendens*) en Verstop-schildmos (*Melanelia subaurifera*) een unimodaal verloop kennen, d.w.z. een voorkeur hebben voor gemiddelde NH<sub>3</sub>-concentraties. Hetzelfde werd vastgesteld door Sparrius (2007) maar dan voor de groep neutrofyten (cfr. 2.5.10.2.)

### Andere indexen

van Herk (1990) gebruikte in één van zijn studies nog volgende indexen:

- ASN (aantal soorten nitrofyten per monsterpunt)
- NPW (nitrofytische presentiewaarde, NIW zonder verdubbeling bij score 4 of 6 op Bakkerschaal)
- Het type volgens een bepaalde schaal (Tabel 19).

Bij uitzetting van deze 4 indexen tegen de jaargemiddelde ammoniakconcentratie bekwaam van Herk volgende resultaten:

- Het aantal soorten nitrofyten levert de minste verklarende variantie op (49,1%)
- De verklarende variantie van de nitrofytische presentiewaarde kwantiteit bedroeg 54,1 %
- Het type heeft de hoogste verklarende variantie (63,6%), zelfs 4% hoger dan de NIW.

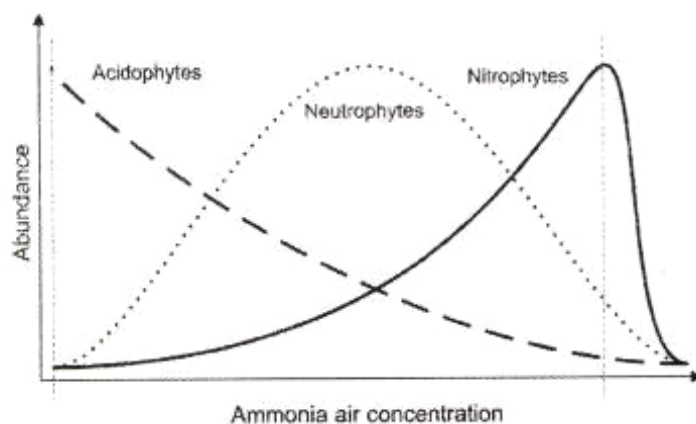
Een **goede bio-indicatormethode** zal hierbij idealiter aan volgende voorwaarden moeten voldoen:

- Gebaseerd op gemakkelijk waarneembare soorten (bij voorkeur grote struik –en bladvormige soorten)
- Gebaseerd op macroscopisch gemakkelijk herkenbare soorten (zodat ook een niet-lichenologisch geschoolde onderzoeker hiermee kan werken en geen tijdrovende microscopische determinaties moeten uitgevoerd worden)
- Gebaseerd op soorten met een brede ecologische amplitude, die dus gemakkelijk op veel locaties kunnen aangetroffen worden
- Een methode die een nauwkeurige differentiatie toelaat tussen de verschillende niveaus van ammoniakbelasting (hetzij via individuele soorten hetzij via de bedekkingsgraad van de soorten)
- Gebaseerd op soorten die weinig of niet gevoelig zijn aan andere storende invloeden (andere vormen van luchtverontreiniging, standplaatsfactoren, enz.)

#### 2.10.10.2 *Bio-indicatiemethodes gebaseerd op de epifytendiversiteit*

In sommige landen (bv. Groot-Britannië, Ierland) wordt de epifytendiversiteit (het aantal soorten per opnamepunt) gebruikt als parameter voor de algemene luchtkwaliteit (Asta et al. 2002a; Brodeková et al. 2006) of voor NO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> luchtvervuiling (Davies et al. 2007). Frati et al. (2007) gebruikten de som van het voorkomen van elke soort binnen elk vakje van het grid als een index voor de epifytendiversiteit bij een onderzoek naar de effecten van ammoniakemissies en stikstofdepositie op lichenen. Er bleek geen enkel verband tussen de ammoniakconcentratie metingen en deze parameter. Dit hoeft ons niet te verwonderen. Soorten die gevoelig zijn voor één bepaalde vorm van luchtvervuiling zijn niet automatisch gevoelig voor alle vormen van luchtvervuiling (van Dobben et al. 2001). Lichenen op zich zijn volgens deze auteurs dan ook niet geschikt zijn als indicatoren van de algemene luchtkwaliteit. Dit spoort ook met vaststellingen gedaan in Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007). Daar bleek in een landelijke omgeving de grootste rijkdom aan korstmossen meestal te vinden in de gebieden met een vrij ernstige ammoniakbelasting. Als kanttekening geldt hierbij dat grootste rijkdom betekent het grootst aantal soorten en niet de grootste rijkdom aan zeldzame soorten. Deze werd integendeel gevonden op locaties waar de ammoniakbelasting laag is. Mogelijk is er een verschil op dit vlak tussen de situatie in een landelijke en in een stedelijke omgeving, waar heel andere omstandigheden gelden.

Dat het aantal soorten per opnamepunt onbruikbaar is als indicator van de ammoniakbelasting blijkt ook uit een onderzoek van Sparrius (2007). Hij stelde vast dat het voorkomen van nitrofyten, acidofyten en neutrofyten op Zomereiken geen continu stijgende of dalende trend vertoont bij toenemende ammoniakconcentraties maar dat deze drie groepen een verschillend optimum kennen naargelang de aanwezige hoeveelheid ammoniak (Figuur 3).



Figuur 3. Optimumcurven voor drie ecologische groepen van epifytische korstmossen op zure schors. Het gebied tussen de verticale lijnen kan in het veld waargenomen worden (Sparrus 2007).

Eén van de gevolgen van deze bevindingen volgens de auteur is dat voor een statistische analyse van de neutrofyten of de totale epifytendiversiteit lineaire methodes zoals lineaire regressie, RDA en CCA nooit significante resultaten kunnen opleveren. Een ander gevolg van deze bevindingen is dat neutrofyten ook als indicatoren van ammoniak bruikbaar zijn waarbij afwezigheid of geringe aanwezigheid van deze soorten zowel op afwezigheid van als op zeer hoge ammoniakbelasting kan wijzen.

Een andere bedenking hierbij is dat in studies soms ervan uitgegaan wordt dat alle soorten van de drie ecologische groepen (acidofyten, neutrofyten en nitrofyten) geacht worden op dezelfde manier te reageren op wijzigende milieuomstandigheden. Onderzoek in Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007) toonde aan dat dit niet steeds zo is. Tussen 1962 en 2007 blijken een aantal nitrofyten duidelijk vooruit gegaan te zijn terwijl anderen een terugval kenden. Dit fenomeen beperkt zich hierbij niet tot Vlaams-Brabant. Ook in Zeeland traden tussen 1997 en 2006 en zelfs in een nog kortere tijdspanne (nl. tussen 2003 en 2006) dezelfde tendensen op (van Herk 2007). Hetzelfde fenomeen werd ook vastgesteld tussen 1996 en 2003 in Friesland (Sparrus 2007). De meest opvallende voorbeelden hierbij zijn Heksenvingermos (*Phycia tenella*) en Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*). De eerste is in alle regio's zowel op Zomereiken als populieren achteruit gegaan terwijl Groot dooiermos in alle regio's zowel op Zomereiken als op Canadapopulieren vooruit is gegaan. Vermoedelijk speelt hier een opwarmingseffect. De nitrofyten die vooruit gingen zijn meer droogteresistent en warmteminnend dan de nitrofyten die achteruit gingen. Volgens van Herk blijven ontzuurde bomen ook ontzuurd als de ammoniakbelasting daalt (mondelijke mededeling). De nitrofyten die achteruitgaan reageren dan ook meer op de verminderde aanvoer van stikstof dan op het terug zuur worden van de schors.

### 2.10.10.3 Bio-indicatiemethodes gebaseerd op lichenen als accumulatoren

In beide voorgaande methodes wordt de milieuvervuiling bepaald aan de hand van de aan- of afwezigheid van bepaalde soorten (methode 1) of van de algemene soortenrijkdom (methode 2). Bio-indicatiemethodes gebaseerd op lichenen als accumulatoren bepalen de vervuiling door middel van een chemische analyse van de korstmossen zelf. In het geval van ammoniak- (en stikstofoxide-)vervuiling wordt de hoeveelheid stikstof in het korstmos bepaald (bv. Gombert et al. 2003, Frati et al. 2007) nadat deze aan luchtvervuiling blootgesteld werd. Het is moeilijk, zo niet onmogelijk, dit op alle aanwezige soorten in een grote regio toe te passen. Meestal beperkt men zich dan ook tot één of twee soorten. Hierbij stelt zich het probleem van de keuze. Jeran et al. (2002) gebruikten het Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*) en argumenteerden hun keuze als volgt: hoge tolerantie ten aanzien van hoge  $SO_2$ -niveaus, een bladvormig lichen zonder rhizinen waardoor het gemakkelijk van de

ondergrond los gemaakt kan worden, wijd verspreid in de onderzochte regio en het werd reeds vaak gebruikt in allerlei biomonitoringsstudies. Geebelen et al.(2005) kozen Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) wegens exacte dezelfde redenen: zijn relatieve ongevoeligheid ten aanzien van zwaveldioxide, zijn algemeen voorkomen in het studiegebied, de resultaten van andere studies in Europa waaruit zijn geschiktheid voor transplantatiestudies bleek en het gemak waarmee dit taxon van de ondergrond kan verwijderd worden.

#### 2.10.10.4 *Bio-indicatiemethodes gebaseerd op epifytengemeenschappen*

Sommige methodes baseren zich op het onvolledig zijn van de epifytengemeenschap als een indicator voor luchtverontreiniging. Aangezien het onmogelijk is te weten welke in Vlaanderen de syntaxonomische associaties zouden zijn moest geen luchtverontreiniging aanwezig zijn, zijn deze methodes moeilijk te gebruiken (Geebelen & Hoffmann 2001; Gombert et al. 2005).

#### 2.10.11 **Welke inventarisatiemethode?**

- Zonder schatting van bedekkingsgraad en/of abundantie
- Met schatting van bedekkingsgraad en/of abundantie

van Herk (bv. 1990) telt de kensoorten die gemiddeld meer dan 1 dm<sup>2</sup> op de helft van de bomen of minder of op meer dan de helft van de bomen voorkomen systematisch dubbel bij de berekening van de NIW en de AIW. van Dobben et al. (2001) gebruikten een 6-punten schaal om de abundantie van elke soort weer te geven. Geebelen & Hoffmann (2001) schatten de bedekking van elke soort in met behulp van de Londo-schaal. Asta et al. (2002a) noteren de aanwezigheid van elke soort in elk van de vakjes van het grid wat per soort een frequentiewaarde geeft. Davies et al. (2007) maakten gebruik van een eenvoudige 3-punten schaal: 1 = één exemplaar of een bedekking van <4 cm<sup>2</sup> voor korst- of poedervormige soorten; 2 = 30 exemplaren of <10 x 30 cm<sup>2</sup>; 3 = >30 exemplaren of >300 cm<sup>2</sup>. En zo gebruikt men nog heel wat andere schalen en inschattingmethoden van de bedekking.

Geebelen & Hoffmann (2001) ontdekten dat het gebruik van een kwantitatieve schatting van de bedekkingsgraad en/of van de abundantie van soorten niet resulteerde in een hogere correlatie met SO<sub>2</sub>-concentraties.

#### 2.10.12 **Hoe lichenen meten?**

Het opmeten van lichenen wordt lichenometrie genoemd. Meestal wordt dit gebruikt om de ouderdom van de ondergrond waarop het licheen groeit vast te stellen (bv. Rogerson et al. 1986 ; Sancho et al. 2007). Sansen & Deronde (1990) maten de thalli van Muurschotelkorst (*Lecanora muralis*) om zwaveldioxidevervuiling vast te stellen in de Brusselse regio. Simoens (1994) deed hetzelfde in Leuven en omgeving. Deze onderzoekers baseerden zich op het idee dat zwaveldioxidevervuiling (een negatief) effect heeft op de vitaliteit en de groei van lichenen. Ook ammoniak heeft effect op de vitaliteit en groei van lichenen. Verschillende studies hebben aangetoond dat stikstofdepositie of -concentratie een negatieve invloed heeft op de groei van een aantal soorten (Nash 1976; Cadiz 2005; Makkonen et al. 2007; Frati et al. 2007). Andere soorten reageren positief op een verhoogde aanvoer van stikstof (Palmqvist & Dahlman 2006; Jovan 2008). Meten van thalli werd ook door Vanholen (2000) uitgevoerd. Hij bepaalde de gemiddelde diameter voor het volledige Brussels Hoofdstedelijk Gewest van 20, voornamelijk blad- en struikvormige, soorten. Hij beschouwde deze waarde als een algemene indicator voor de voor- of achteruitgang van de licheneflora te gebruiken bij toekomstige inventarisaties van dit gewest.

Het meten van korstmossen kan ook voor andere doeleinden gebruikt worden. Sancho et al. (2007) stelden in Antarctica vast dat het verschil in groeisnelheid van twee korstvormige

soorten de neerslag- en temperatuursregimes van de verschillende plaatsen waar deze opgemeten werden weerspiegelde. Hun conclusie: het meten van lichenen kan gebruikt worden om klimaatsveranderingen in Antarctica te detecteren.

De groei van lichenen hangt natuurlijk niet alleen af van de aan- of afwezigheid van ammoniak. Ook andere factoren zoals de vochtigheid, het licht, de pH van de ondergrond, het voedselaanbod en de temperatuur (Sparrus 2007) hebben hierop een invloed. De vochtigheid zou hierbij de grootste invloed hebben (Cadiz 2005). Ammoniak heeft hierbij zeker een effect op de pH en mogelijks ook op het voedselaanbod. Maar bij de interpretatie van de resultaten moet zeker ook met de andere factoren rekening gehouden worden. De groeisnelheid verschilt bovendien van soort tot soort. Purvis et al. (2003) maten de groei van 5 bladvormige soorten over een periode van 6 jaar. Sommige soorten zoals Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) groeiden in het onderzochte gebied veel sneller dan bv. Advocadomos (*Parmeliopsis ambigua*).

### 2.10.13 Vitaliteit bepalen

Morfologische veranderingen van lichenen onder invloed van pollutanten werden vastgesteld in laboratorium- en veldexperimenten. Deze omvatten het loskomen van het korstmoss waarbij de randen naar boven krullen, het verkleinen van de omvang, verkleuringen en de ontwikkeling van vlekken. Dergelijke veranderingen treden echter ook op ver van elke bron van vervuiling (Otnyukova 2007) en dienen dus met voorzichtigheid gehanteerd te worden.

Purvis et al. (2003) onderzochten de groei van 5 bladvormige lichenen gedurende 6 jaar. Bij Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) trad na het derde jaar het volgende patroon op:

- Het ontstaan van bruinpaarse vlekken in het centrum van het thallus
- Een verdere ontbinding van het thallus gedurende de volgende jaren, vooral in de onderste helft
- De persistentie van relict thalli
- Kolonisatie van het thallus door algen en andere stikstofminnende soorten, vooral *Physcia*-soorten.

Frati et al. (2007) stelden bij Bosschildmos (*Flavoparmelia caperata*) zichtbare beschadigingen vast bij blootstelling aan hoge dosissen van NH<sub>3</sub>.

Geebelen et al. (2005) bepaalden de vitaliteit van Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*) via de kleur. Een gezond thallus heeft een lichtblauwe kleur. De afbraak van chlorofyl doet witte vlekken ontstaan. Een rode kleur ontstaat doordat ammoniak reageert met salazinezuur. Het zwart worden en de dood volgen meestal op deze symptomen.

Davies et al. (2007) stelden in Londen vast dat heel wat exemplaren van Groot en Kroezig dooiermos (*Xanthoria parietina* en *X. candelaria*) een grijze kleur vertoonden ook al stonden deze in volle licht. Ze schreven dit toe aan de invloed van NO<sub>x</sub>.

Asta et al. (2002a) gebruiken drie categorieën om de vitaliteit te scoren: overwegend gezonde thalli, gezonde en afstervende thalli, overwegend afstervende thalli.

Vanholen (2000) scoorde de vitaliteit met behulp van 5 categorieën: ++ = zeer goed, + = goed, niets = niet opmerkelijk, - = slecht en -- = zeer slecht.

Al deze methodes hebben als nadeel dat ze niet vrij van subjectiviteit zijn. Resultaten zullen dan ook van onderzoeker tot onderzoeker verschillen. Hoe de vitaliteit meer objectief kan bepaald worden daar is in de geraadpleegde literatuur geen informatie over te vinden.



#### 2.10.14 pH meten

In Nederland verzamelde van Herk (1990) op ooghoogte van de gehele bomenrij een mengmonster. Dit wil zeggen dat van elke boom in het opnamepunt een bastmonster verzameld werd. Hoffmann (1993) verzamelde schorsstalen van maximaal 3 mm dikte. Deze waren vrij van hout en zoveel mogelijk vrij van epifyten. Ze werden bewaard in luchtdicht afgesloten, polyethyleen zakken. Na elke velddag werden die direct ingevroren bij -25 °C. Deze schorsstalen werden steeds genomen in een periode na relatief langdurige droogte.

Davies et al. (2007) gebruikten een pH-meter (met flathead electrode) die rechtstreeks op de boom geplaatst kan worden. Zij maten de pH op elke boom op twee hoogtes (100 en 150 cm) op 4 windrichtingen (N, Z, O en W) nadat deze eerst tweemaal bevochtigd was met een oplossing van KCl.

Schmidt et al. (2001) vergeleken beide methodes en vonden dat de methode met de flathead electrode betrouwbaarder was dan de methode waarbij de pH op basis van in het veld verzamelde schorsstalen was bepaald.

In het onderzoek van Davies et al. (2007) bleek de pH op de noordkant steeds lager dan die op de zuidkant. Ook Wolsley & James (2002) vonden een verschil in schors pH tussen de noord- en de zuidkant maar dan in omgekeerde richting (vermeld in Frati et al. 2007). Een pH van 6,2 op de noordkant contrasteerde met een pH van 3,9 op de zuidkant. Frati et al. (2007) vonden geen significant verschil tussen de pH gemeten op de zuidoost -en die op de noordwestenkant.

#### 2.10.15 Schorsruwheid bepalen

Asta et al. (2002a) gebruiken drie categorieën om de schorsruwheid te scoren: oppervlakkige spleten, matig diepe spleten en diepe spleten. Van Eetvelde (2003) hanteerde de volgende categorieën: gladschorsig, gegroefd en afbladderend.

Het op het oog bepalen van de schorsruwheid is niet gemakkelijk en zeker niet objectief. Deze ruwheid is immers niet steeds op elke boom aan alle kanten gelijk. Ook bij bomen van meer dan 1 m omtrek kan een bepaalde zijde nog glad zijn terwijl de anderen verruwd zijn.

#### 2.10.16 Fertiliteit bepalen

Vanholen (2000) noteerde van elke soort of ze steriel of fertiel was. En indien fertiel of ze soredieus of isidieus<sup>9</sup> was of met podetia<sup>10</sup> of met apothecia<sup>11</sup>.

#### 2.10.17 Welke extra informatie noteren?

Onder punt 2.102.3 stelden we dat bij luchtverontreinigingstudies alle omgevings- en andere factoren zo constant mogelijk moeten gehouden worden maar dat dit de praktijk onmogelijk is. Daarom wordt zoveel mogelijk informatie genoteerd die dan achteraf in de analyses kan gebruikt worden. Maar welke informatie is relevant en welke niet? Het probleem is dat pas achteraf uit de analyse blijkt welke informatie significante verbanden oplevert. Welke informatie genoteerd wordt hangt heel erg af van onderzoek(er) tot onderzoek(er). Feit is dat hoeveel informatie je ook noteert, vaak blijft de niet verklaarde variantie groter dan de verklaarde (Van den Broeck et al. 2007). Korstmossen zijn levende organismen die reageren op een veelheid aan factoren. In die zin wijken ze niet af van andere organismen. Een biologische parameter kan daarom nooit een perfecte 1:1 correlatie vertonen met een fysisch-

<sup>9</sup> Soredieus of isidieus: korstmossen ontwikkelen (poeder)korrels of structuren waarin zowel de algen als zwampartner aanwezig is om zich ongeslachtelijk voort te planten.

<sup>10</sup> Podetia zijn structuren waarop zich vruchtlichamen ontwikkelen.

<sup>11</sup> Apothecia zijn vruchtlichamen waarin sporen gevormd worden.

chemische parameter (van Herk 1998). Welke extra informatie we in dit onderzoek genoteerd hebben komt aan bod in hoofdstuk 3. Onder dit punt bespreken we verder nog een aantal (zonder hierbij volledigheid na te streven) factoren die niet aan bod kwamen bij de ecologie maar die zowel in deze studie als in gelijkaardige studies genoteerd werden en bij de analyses betrokken.

#### *2.10.17.1 Afstand tot de dichtstbijzijnde maïsakker*

Deze factor wordt genoteerd om na te gaan of de emissie van ammoniak bij de aanwending van mest een invloed op de korstmossen uitoefent (Sparrius 2003).

Deze informatie wordt in studies in Nederland soms genoteerd en werd ook genoteerd door Van den Broeck et al. (2006, 2007) voor Limburg en Vlaams-Brabant. Sommige zeldzame soorten komen bij maïsakkers duidelijk minder voor (van Herk 1990). De oorzaak werd door van Herk toegeschreven aan gevoeligheid van deze soorten voor de periodieke ammoniakuitstoot. Maïsakkers blijken meestal geen invloed uit te oefenen op het voorkomen van nitrofytische soorten en acidofytische soorten (van Herk 1990, 1997, 2002a; Van den Broeck et al. 2006, 2007). Sparrius (2003) vond wel een significant verband tussen de AIW en de afstand tot de dichtstbijzijnde maïsakker. Met de NIW daarentegen werd geen significant verband vastgesteld.

#### *2.10.17.2 Afstand tot een veehouderijbedrijf*

Uit studies in Nederland en Vlaanderen blijkt dat de afstand tot een veehouderijbedrijf soms wel een significant positief verband oplevert met de NIW en een significant negatief verband met de AIW (Sparrius 2003; Van den Broeck et al. 2006) en soms niet (van Herk 1997; Van den Broeck et al. 2007).

#### *2.10.17.3 Afstand tot het verkeer of een andere maat voor de verkeersintensiteit*

Aanvankelijk was van Herk de mening toegedaan dat de intensiteit van het verkeer geen invloed had op de resultaten omdat effecten van stikstofoxiden aan korstmossen niet af te lezen valt (van Herk 1997). Later is gebleken dat het verkeer wel degelijk invloed heeft. Deze invloed wordt hierbij toegeschreven aan de ammoniakuitstoot van katalysatoren (van Herk 2007).

van Herk (2007) bepaalde de invloed van de verkeersintensiteit op de verandering van de NIW via een enkelvoudige regressie met het type weg waar monsterpunten langs gelegen zijn als onafhankelijke variabele en de verandering van de NIW over verschillende tijdspannes als afhankelijke variabele. In Zeeland in de bebouwde kom en langs provinciale wegen kon op die manier een netto toename van ongeveer 0,9 NIW-punt (dit komt overeen met een ammoniakconcentratie van  $3,7 \mu\text{m}^3$ ) vast gesteld worden in vergelijking met wegen waar verkeer grotendeels afwezig is.

Asta et al. (2002a) gebruiken volgende verkeersmaten: afstand tot de weg (categorieën <2m, <5m, <10m en >10m) en invloed van het verkeer (categorieën: vuile weg, verharde weg met weinig verkeer en hoofdweg/snelweg met veel verkeer).

Gombert et al. (2005) gebruikten slechts twee categorieën: veel of weinig verkeer.

#### *2.10.17.4 Plaatselijke aanrijking*

Aanvoer van nutriënten via stof, begrazing, bastwonden, huisdieren, bemesting, graafwerkzaamheden en dergelijke vertroebelen bij populieren de zichtbaarheid van de invloed van de ammoniakuitstoot op de korstmossen (van Herk 1997). Van Herk loste dit op door alle bomen waarbij zich één of andere vorm van aanrijking voordeed niet in de analyses

te betrekken. Bij Zomereiken zou dit probleem zich niet stellen. Van den Broeck et al. (2006, 2007) vonden zowel in Limburg als in Vlaams-Brabant een positief significant verband tussen de NIW en de bestoffingsgraad van de stam op Zomereiken. Dit verband werd juist niet gevonden tussen de NIW en Canadapopulieren in Vlaams-Brabant (in Limburg werd voornamelijk met Zomereiken gewerkt).

#### 2.10.17.5 *Hinderlijke factoren*

Omdat een gehinderde aanstroom van lucht kan leiden tot een vertraagde adsorptie van ammoniak op de schors (van Herk 1998) zullen belemmeringen tussen de bron en de bomen mogelijks een invloed uitoefenen op de gemeten ammoniakconcentratie en de korstmosvegetatie. Om die reden noteerden we systematisch of er dergelijke obstakels aanwezig waren. Met obstakels bedoelen we oa. huizen, bosjes, bossen, houtkanten en andere bomen (bv. de andere rij bomen bij inventarisatie van een rij bomen in een dreef).

We gebruikten hiervoor drie categorieën: ja, neen en niet van toepassing. De laatste categorie gebruikten we voor de punten waar we de achtergrondbelasting maten en voor punten op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf.

### 2.10.18 **Statistische verwerking**

Van Herk maakt gebruik van Pearson-correlatiecoëfficiënten en (multiple) regressie om variabelen met elkaar in verband te brengen (van Herk div.). Regressie wordt toegepast om de diverse milieufactoren in relatie tot elkaar en hun invloed op de NIW en andere korstmosparameters na te gaan. De gebruikte variabelen zijn niet in elk van zijn studies dezelfde. Zo gebruikte hij in 1998 de AIW, NIW, het aantal soorten per monsterpunt, het aantal soorten nitrofyten per monsterpunt, de expositie, de jaargemiddelde ammoniakconcentratie, de nitrofytische presentiewaarde (NPS), de zwaveldioxidedepositie, de boomomtrek en het type als variabelen waarbij hij door middel van een Box-Cox transformatie de belangrijkste milieuv variabelen transformeerde naar een normale verdeling. Deze techniek leidde tot iets hogere varianties dan de ongetransformeerde milieuv variabelen. In 1990 gebruikte hij volgende variabelen: afstand tot de dichtstbijzijnde maïsakker, afstand tot het dichtst bijzijnde veehouderijbedrijf, NIW, AIW, een zeldzaamheidswaarde, het aantal soorten, de Q-som, de gemeten pH en EGV van de schors, boomomtrek, zwaveldioxide- en ammoniakmeetwaarden, gemeten ammonium- en sulfaatconcentraties van de schors.

Een Twinspan- of clusteranalyse (van Katwijk & ter Braak 2003) wordt uitgevoerd om na te gaan of er ruimtelijke patronen van gelijkenissen zijn in soortensamenstelling tussen de verschillende opnamepunten. Voor elk opnamepunt wordt dan per soort het aantal bomen berekend waarop deze voorkomt. Twinspan verdeelt dan de opnamepunten in groepen op basis van gelijkenissen in de soortensamenstelling.

Canonische Correspondentie Analyse (C.C.A.) en Canonische Analyse (C.A.) laat toe de totale samenstelling van korstmossen te relateren aan het milieu (van Herk 1990; van Katwijk & ter Braak 2003 ). Deze techniek biedt de mogelijkheid om de invloed van verschillende, onafhankelijk van elkaar opererende, factoren van elkaar te scheiden op basis van de soortensamenstelling.

Reduntantieanalyse (van Katwijk & ter Braak 2003) werd door van Dobben et al. (2000) toegepast om de relatie tussen de luchtverontreiniging (ammoniak, zwaveldioxide en stikstofoxiden), de pH, de chemische samenstelling van de schors en de soortensamenstelling te bepalen. Daarbij werd ook rekening gehouden met de boomsoort, de boomdikte en de afstand tot de kust.

## 2.11 Welke ammoniakbronnen zijn er?

De Vlaamse Milieumaatschappij onderscheidt drie grote bronnen van ammoniak: land- en tuinbouw, industrie en wegverkeer (Anoniem 2004b). Het aandeel van deze drie sectoren in de totale  $\text{NH}_3$ -emissie in Vlaanderen voor 2007 wordt weergegeven in Figuur 4 (Anoniem 2007).



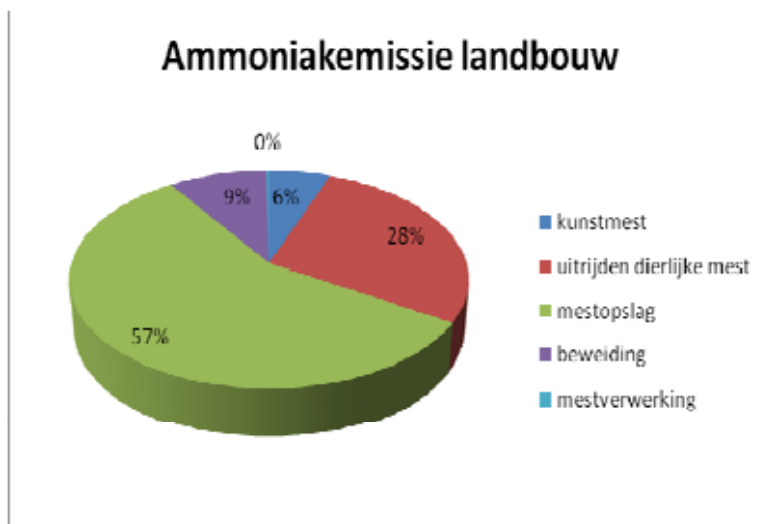
Figuur 4. Aandeel (%) van de verschillende sectoren in de  $\text{NH}_3$ -emissie in Vlaanderen (2007).

### 2.11.1 Landbouw

Land- en tuinbouw waren in 2004 verantwoordelijk voor 92% van de ammoniakemissie in Vlaanderen (Van Avermaet et al. 2006). Deze emissie is afkomstig van volgende bronnen (Van Steertegem 2007):

- Mestverwerking
- Beweiding
- Kunstmest
- Mestopslag
- Uitrijden dierlijke mest.

In Figuur 5 wordt het aandeel van elk van deze bronnen in de landbouw weergegeven voor het jaar 2006 (Van Steertegem 2007).



Figuur 5. Aandeel van de verschillende ammoniakbronnen in de landbouw voor het jaar 2006.

### 2.11.2 Industrie

In 2004 was de industrie verantwoordelijk voor 6% van de totale ammoniakemissie.

### 2.11.3 Katalysatoren

Dit is een toenemende bron van ammoniakuitstoot. In 1990 werd het aandeel van het wegverkeer in de  $\text{NH}_3$ -emissie in Vlaanderen nog op 0% geschat terwijl deze in 2003 (Anoniem 2004b) en in 2004 (Van Avermaet 2006) op 2% werd geraamd.

### 2.11.4 De zee

Volgens Barkman (1958) bevat zeelucht een hoger gehalte aan ammonium (3,6 mg per kg) dan de lucht ver landinwaarts (0,04-0,08 mg per kg). Quinn et al. (1996) vermelden dat ammoniak in de oceanen ontstaat ten gevolge van de afbraak van organische stikstofverbindingen en van de uitscheiding van plankton.

## 2.12 Gevolgen van ammoniakbelasting op het (Vlaamse) milieu

### 2.12.1 Problematiek

Ammoniak leidt zowel tot verzuring als tot eutrofiëring (vermesting) van het milieu.

Verzuring leidt niet alleen tot een toegenomen zuurtegraad van de regen maar ook tot de verzuring van de bodem en het oppervlaktewater. Dit zorgt voor een aantasting van de ecosystemen, kan ook leiden tot verhoogde nitraatgehalten in het grondwater en de uitspoeling van metalen naar het grondwater enz. De belangrijkste gevolgen van de verzuring op het Vlaamse milieu worden in het Achtergronddocument Verzuring opgesomd en besproken (Van Avermaet et al. 2006).

Vermesting leidt tot veranderingen in de biomassa en in soortensamenstelling doorheen de verschillende trofische milieus van planten- en dierengemeenschappen (Schneiders et al. 2007). Organismen die nood hebben aan een voedselarme en/of een minder zure omgeving (bv. bepaalde planten) en de dieren die van deze organismen afhankelijk zijn (bv. bepaalde insecten) worden in hun voortbestaan door ammoniakdeposities bedreigd (bv. Ketner-Oostra 2007). De belangrijkste gevolgen van de vermesting voor het Vlaamse milieu worden in het Achtergronddocument Vermesting opgesomd en besproken (Van Overloop et al. 2007).



## 2.12.2 Gevolgen voor de natuur

Hierover werden nog maar weinig studies uitgevoerd in Vlaanderen. In het Achtergronddocument Verzuring (Van Avermaet et al. 2006) worden een aantal concrete gevolgen van de verzuring voor de fauna en de flora in enkele belangrijke ecosystemen (heide en heischrale graslanden, bossen en vennen) beschreven en in het Achtergronddocument Vermesting (Van Overloop et al. 2007) wordt aandacht besteedt aan de gevolgen van de vermisting op de natuur. In het Natuurrapport 2007 (Schneiders et al. 2007) worden voornamelijk de gevolgen van verzuring en vermisting voor de hogere planten en de korstmossen benadrukt.

De voedselrijkdom van het milieu is één van de meest dominante factoren in de verschuivingen die in de twintigste eeuw zijn opgetreden in de verspreiding van hogere planten in Vlaanderen. De soorten van de meest voedselarme milieus zijn het sterkst afgenomen en de soorten van zeer voedselrijke milieus zijn het sterkst toegenomen (Schneiders et al. 2007). Van Landuyt et al. (2008) voerden een grootschalig onderzoek op basis van de recente flora, waarbij veranderingen in verspreiding van planten tussen twee periodes (1939-1971 en 1972-2004) werden gelinkt aan hun gevoeligheid voor stikstof en pH (op basis van Ellenberggetallen). Hoge niveaus van stikstofdepositie veroorzaakten belangrijke verschuivingen in soortensamenstelling van de flora, al was dit niet in gelijke mate het geval voor alle bodemtypes. De grootste verschuivingen van de flora in de richting van stikstofminnende planten (en verdwijnen van planten van schrale standplaatsen) werd vastgesteld op zure, zandige, schrale bodems waar hoge stikstofdepositiewaarden voorkwamen.

Alle inventarisaties van korstmossen die na 1985 in Vlaanderen uitgevoerd werden tonen aan dat de uitstoot van ammoniak een sterke invloed heeft op de soortensamenstelling van de korstmossen. Bepaalde acidofytische soorten zijn de laatste jaren sterk tot zeer sterk achteruit gegaan. Het meest spectaculair is dit waar te nemen bij Groene schotelkorst (*Lecanora conizaeoides*). Dit taxon wordt in de checklist (Diederich & Sérusiaux 2000) opgegeven als algemeen tot zeer algemeen in alle Vlaamse fyto geografische districten. In Midden-Limburg kende dit taxon een achteruitgang van 43% tussen 1960 en 2005-2006 en tussen 1962 en 2007 in de Denderstreek zelfs een achteruitgang van 87% (Van den Broeck et al. 2006, 2007).

De dramatische achteruitgang van de Bruine vuurvlieder in Vlaanderen, tot op het randje van uitsterven, kan ook verband houden met vermisting (Vanreusel & Jacobs 2007). De rupsen van deze vlinder ontwikkelen zich slecht op waardplanten met een hoog stikstofgehalte (Fischer & Fiedler 2000). Wellicht niet toevallig houdt deze vlinder in Vlaanderen alleen nog stand in een kleine zone die, naast een aantal specifieke landschapskenmerken, ook de laagste ammoniakconcentraties van Vlaanderen kent (Vanreusel & Jacobs 2007).

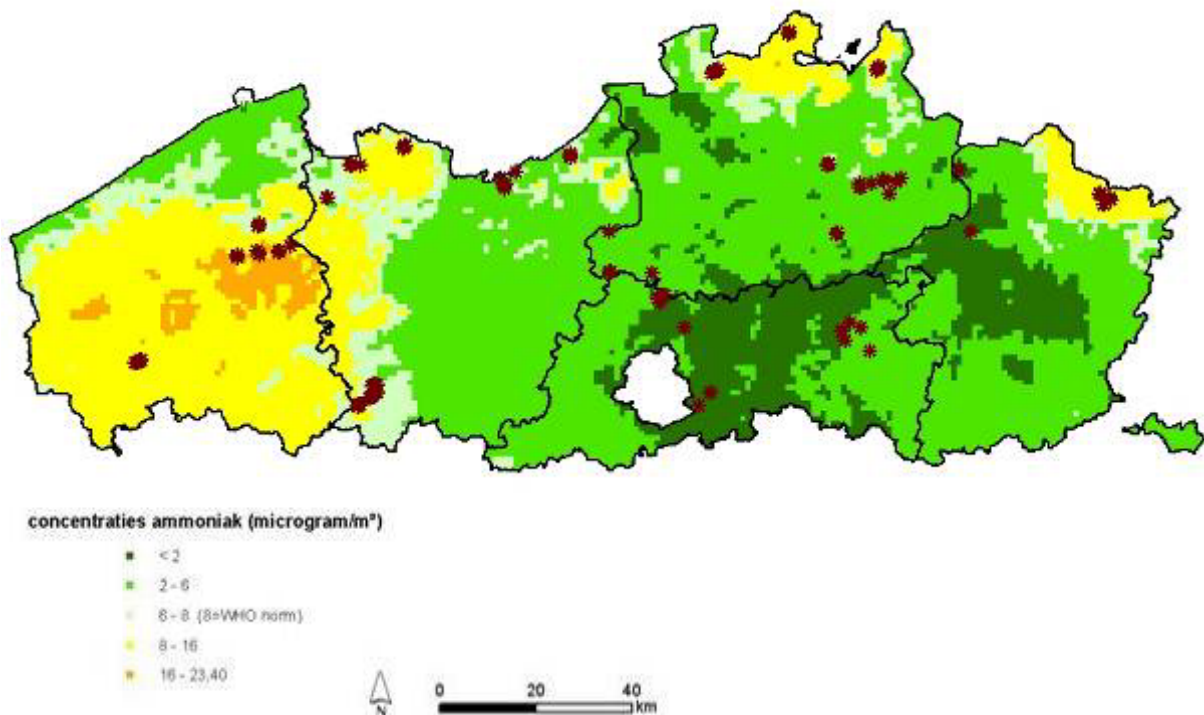
In Nederland verscheen in 2005 een rapport naar aanleiding van een studie m.b.t. de stikstofproblematiek in Nederland waarbij een heel hoofdstuk gewijd wordt aan de gevolgen van verhoogde stikstofdepositie (Erisman et al. 2005). Zij vermelden diverse studies uit Europa waarin aangetoond wordt dat een verhoogde stikstofdepositie onder andere leidt tot (of minstens gedeeltelijk mee verantwoordelijk is voor) een verlies aan biodiversiteit van planten in kalkrijke graslanden, tot meer gras in heidegebieden, tot meer nitrofiële planten en grassen in bossen en het verdwijnen van bepaalde zwammen en korstmossen. Zij beargumenteren vervolgens dat deze veranderingen in de terrestrische vegetatie ook gevolgen hebben voor de dieren die van deze vegetatie afhankelijk zijn. De achteruitgang van de Grauwe Klauwier in gans West-Europa brengen ze rechtstreeks in verband met een verhoogd stikstofdepositie. Deze depositie is in kustduinen verantwoordelijk voor een toename van gras en struiken met als gevolg een afname van open zandige ruimtes en dus een meer heterogeen worden van het landschap met effect op de aanwezige fauna van prooidieren (het verdwijnen van grotere prooidieren). Verhoogde stikstofdepositie heeft niet alleen effect op het landleven maar ook op het waterleven zowel van zoet- als zeewater ecosystemen.

### 3 Gevolgde methoden

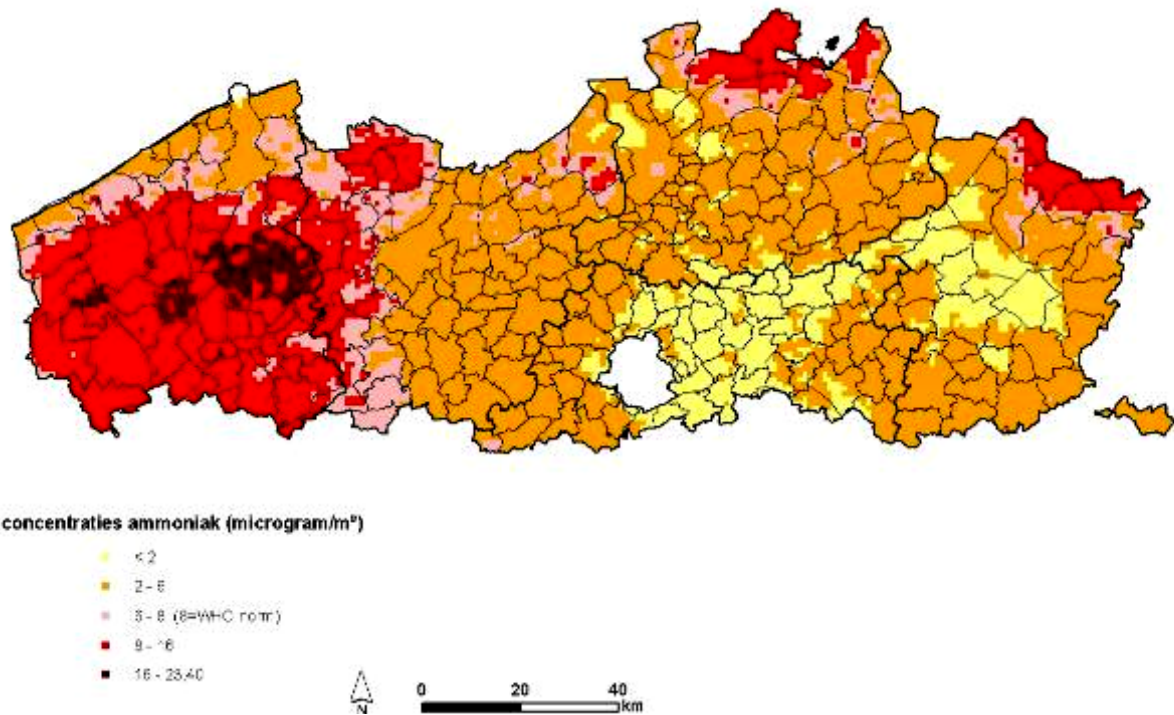
#### 3.1. Opzet van het veldexperiment

##### 3.1.1 Keuze van de locaties en opnamepunten

De huidige studie heeft tot doel na te gaan wat het verband is tussen ammoniakconcentratie metingen en de lichenenvegetatie. Om een dergelijk verband te onderzoeken volstaat in feite één enkele locatie. Frati et al. (2007) onderzochten het effect van ammoniakemissies en stikstofdepositie door middel van lichenen rond één enkele varkenswekerij. Daartoe inventariseerden ze de lichenen op 4 opnamepunten waarop ze ook de ammoniakconcentraties maten. Deze punten situeerden zich op 200, 400, 1000 en 2500 m op één lijn in de dominante windrichting t.o.v. het veehouderijbedrijf.

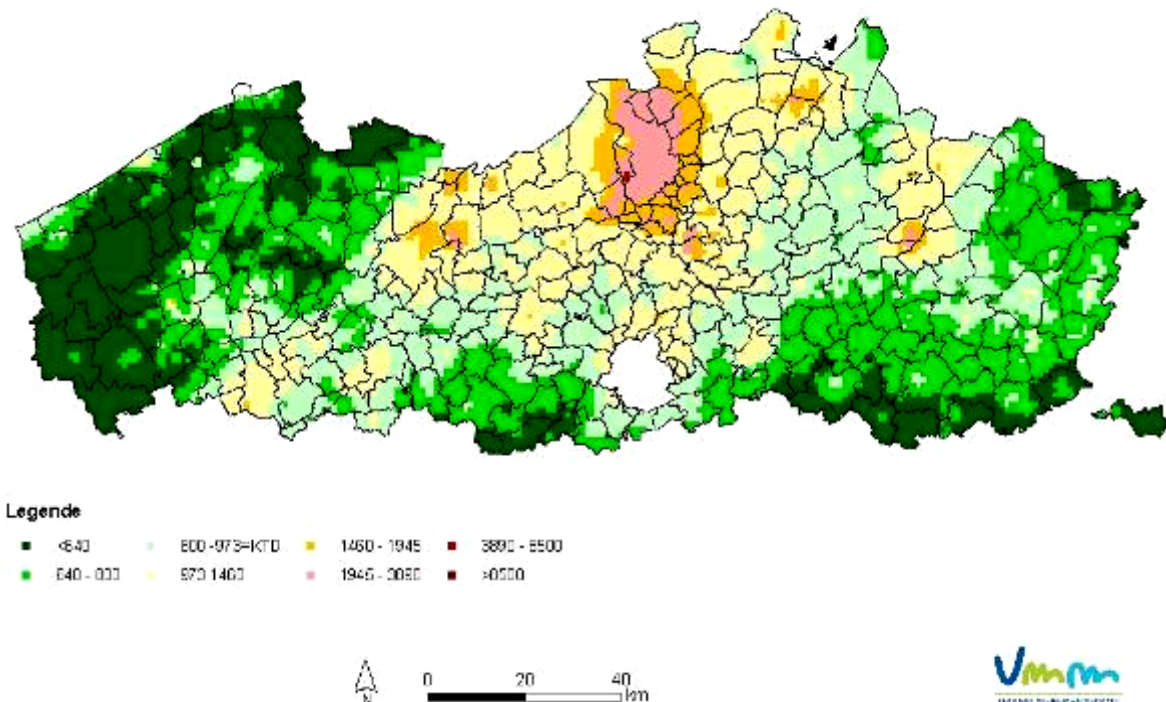


Figuur 6. Overzichtsk kaart van de ligging van de opnamepunten in Vlaanderen in de verschillende ammoniakconcentratie klassen (legende zie Figuur 7).



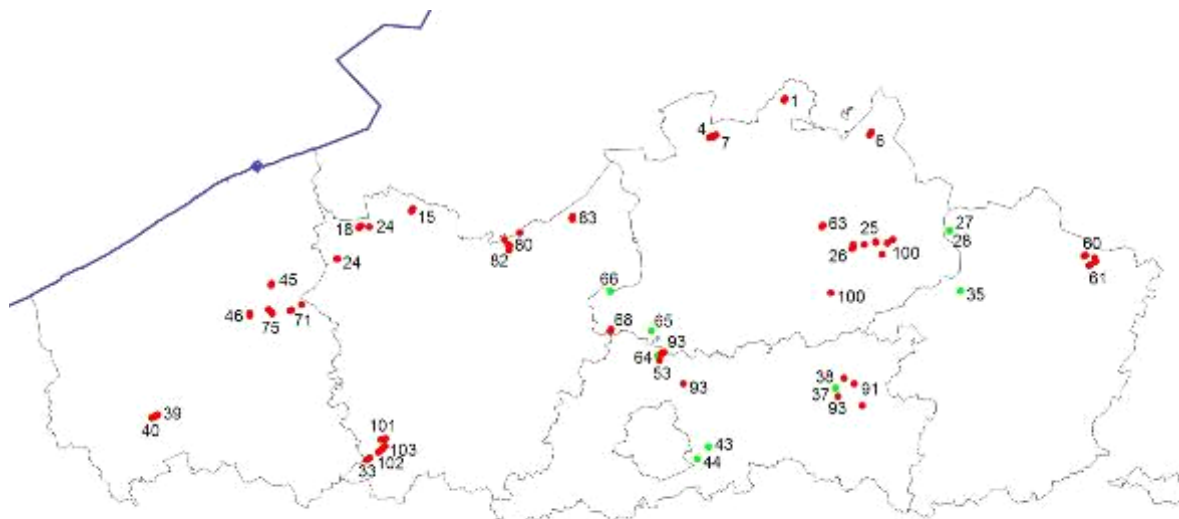
Figuur 7. Ammoniakconcentraties in Vlaanderen in 2006 op basis van OPS-08 (bron VMM).

Het is de bedoeling na te gaan of een biomonitoringsnetwerk met korstmossen in Vlaanderen mogelijk is. Verspreid over Vlaanderen werden 40 locaties geselecteerd die in zones met verschillende ammoniakbelasting liggen (Figuur 6-7). Bij de keuze werden gebieden met de hoogste  $\text{SO}_2$  verontreiniging gemeden (Figuur 8). In totaal waren er 144 opnamepunten waar korstmossen bestudeerd werden, waarvan 100 waar ook ammoniakconcentraties gemeten werden met samplers (Figuur 8). De locaties liggen in de drie belangrijkste ecoregio's van Vlaanderen: Kempen, Zandstreek en (zand)Leemstreek ecoregio's (Figuur 10).

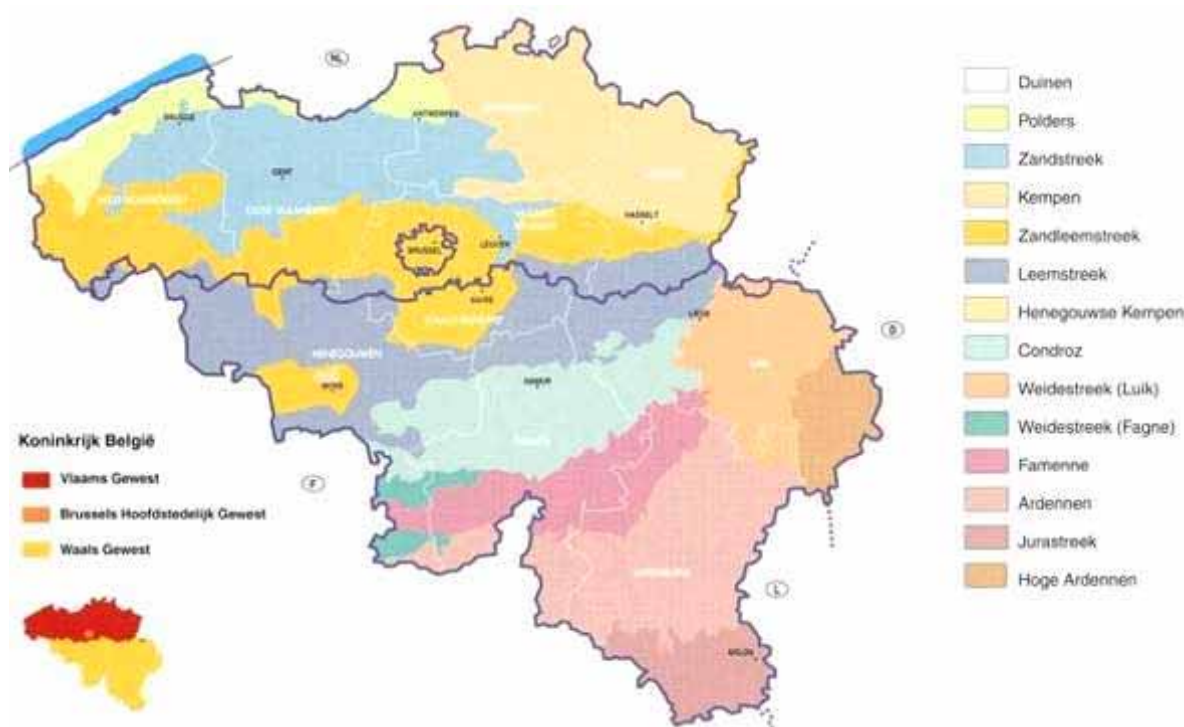


Figuur 8. Overzichtskaart zwaveldioxidedepositie in Vlaanderen (in zuurequivalent/ha.jaar, gegevens 2006) (bron VMM).





Figuur 9. Overzichtskaart locaties.



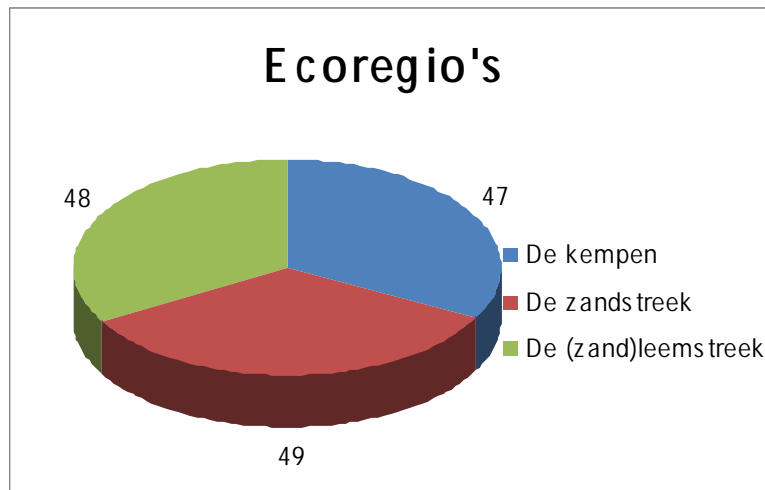
Figuur 10. Overzichtskaart ecoregio's in België.

Bij het kiezen van geschikte locaties hielden we rekening met de volgende natuurlijke en antropogene factoren:

3.1.1.1	Geografische factoren en bodemtypes	p. 53
3.1.1.2	Macroklimaatfactoren	p. 53
3.1.1.3	Microklimaatfactoren	p. 54
3.1.1.4	Milieutypes en landgebruik	p. 55
3.1.1.5	Luchtverontreinigingparameters	p. 57

### 3.1.1.1 Geografische factoren en bodemtypes

Alle locaties en opnamepunten selecteerden we in en verdeelden we zo gelijkmatig mogelijk over de drie grootste ecoregio's van Vlaanderen (de Zandleemstreek en de Leemstreek werden samengevoegd tot de (Zand)leemstreek). Deze ecoregio's komen min of meer overeen met de fyto geografische districten (Zandstreek, Kempen en Brabants district). Het resultaat van deze selectie kunt u zien in Figuur 11 waarin het aantal opnamepunten per ecoregio wordt weergegeven



Figuur 11. Verdeling van de opnamepunten over de ecoregio's.

De Polders betrokken we niet. Dit is in verhouding een zeer kleine regio die bovendien een apart effect op de epifytenvegetatie uitoefent o.w.v. de 'saltspray' in de kustzone (Hoffmann 1993). Gevolg is wel dat de resultaten van de studie niet gevalideerd zijn voor de strook langs de kust, behalve indien de methode gebaseerd kan worden op korstmossen die niet gevoelig zouden zijn voor deze 'saltspray'. Om een mogelijk kusteffect tot een minimum te herleiden bevinden er zich ook geen locaties op minder dan 40 km van de kustlijn.

### 3.1.1.2 Macroklimaatfactoren

Er is in Vlaanderen geen dicht netwerk voorhanden met nauwkeurige en voldoende intensieve meteorologische waarnemingen. Het was dus niet mogelijk om voor elk meetpunt lokaal gemeten parameters van het macroklimaat op te nemen in de analyses. Daardoor kunnen ook geen rechtstreekse relaties gelegd worden. Als indirecte maat voor de 'oceaniteit' gebruikte Hoffmann (1993) de kortste afstand tot de kustlijn. In dit project hebben we voor alle opnamepunten zowel de kortste afstand tot de kust als de afstand tot de kust in westelijke richting als variabelen berekend. Bovendien werd het sterkste effect van de kust al uitgesloten door een selectie van de punten die minstens 40 km van de kust gelegen zijn. De afstand tot de kust wordt geacht een aantal macroklimatologische factoren samen te vatten bv. in verband met windsterkte, temperaturen, vochtigheid, zoutgehalte, enz.

Vermits in dit project de 'kustinvloed' of andere macroklimatologische effecten niet de hoofdvraag vormden, werd geen diepgaand onderzoek gevoerd naar de invloed van de afstand tot de kust op elk van de korstmossen. We namen wel de afstanden tot de kust mee op in de multivariaat analyses om een idee te krijgen over de omvang van de eventueel storende invloed op de relatie tussen ammoniak en korstmossen. Bovendien testten we of de afstand tot de kust een significant verband vertoonde met de residuele waarden van modellen waarbij ammoniakniveaus verklaard worden door korstmossen.



### 3.1.1.3 Microklimaatfactoren

Om de invloed van de expositie (primair gericht op een kwantificering van de lichttoetreding) op de lichenenvegetatie na te gaan deelde van Herk (1998) de opnamepunten in, in 6 categorieën (Tabel 5 en Figuren 12 - 15).

Tabel 5. De indeling van de opnamepunten naar expositie.

Klasse	Omschrijving
1	in bos, ver van de bosrand
2	In bos, niet ver van de bosrand, of op wat meer licht-open plek in bos
3	bosrand, aan één kant licht-open (Figuur 12)
4	enigszins beschut, weinig licht-open, bv. in houtsingel met lage takken (Figuur 13)
5	geëxposeerde bomen, deels licht-open, bv. door brede lage kroon (Figuur 14)
6	vrijstaande bomen, goed geëxposeerd, licht-open, geen lage takken (Figuur 15)

Voor elke opnamepunt bepaalden we de mate van expositie in overeenstemming met deze Tabel. Bomen in bossen betrokken we niet zodat de klassen 1 en 2 niet van toepassing zijn.



Figuur 12. Bosrand, aan één kant licht-open.



Figuur 13. Enigszins beschut, weinig licht-open.



Figuur 14. Geëxposeerde bomen, deels licht-open.



Figuur 15. Goed geëxposeerde bomen, licht-open.

Om de invloed van water in de omgeving op korstmossen na te gaan noteerden we systematisch of in de onmiddellijke omgeving van de bomen min of meer permanent water aanwezig was. Beken of afvoerkanalen die regelmatig droog vallen rekenden we niet mee.

#### 3.1.1.4 Milieutypes en landgebruik

Voor het bepalen van het milieutype maakten we gebruik van toepasselijke typering uit Nederland (Tabel 6)

Tabel 6. Categorieën milieutypes.

WB	wegberm langs het bos (Figuur 16)
WL	afscheiding wegberm/weiland (Figuur 17)
W4	berm verharde weg met gescheiden fietspaden (Figuur 18)
W2	berm van verharde weg zonder middenstreep (Figuur 19)
W1	berm van een onverharde of doodlopende weg (Figuur 20)
A	in of langs akker (Figuur 21)
P	in park (Figuur 22)
L	in of langs weide (Figuur 23)
Z	in zandverstuiving, heideveld of open plek in het bos (Figuur 24)



Figuur 16. Wegberm langs bos (WB).



Figuur 17. Afscheiding wegberm/weiland (WL).



Figuur 18. Verharde weg met gescheiden fietspaden (W4).    Figuur 19. Verharde weg zonder middenstreep (W2).





Figuur 20. Onverharde weg (W1).



Figuur 21. In of langs akker (A).



Figuur 22. In park (P).



Figuur 23. In of langs weide.



Figuur 24. Open plek in het bos (Z).

Het aantal milieutypes probeerden we zo beperkt mogelijk te houden. De nadruk lag op het vinden van vrijstaande bomen in een landelijke omgeving langsheen wegen. Min of meer beschut staande bomen langs bosranden of bomen in de bebouwde kom vermeden we zoveel mogelijk. We inventariseerden ook geen bomen in bossen. Op deze manier probeerden we de invloed van het milieutype op de korstmossvegetatie te beperken.

De milieutypes houden al een heel klein beetje rekening met de vegetatie en het landgebruik in de omgeving (bv. bomen al dan niet langs het bos, in of langs akkers) maar zijn toch vooral aanduidingen van het soort weg langs waar de bomen gelegen zijn. Om het landgebruik meer

exact in kaart te brengen noteerden we ook het omgevend landgebruik (Tabel 7). Hierbij gebruikten we de volgende categorieën:

Tabel 7. Klassen van omgevend landgebruik.

Akker met maïs	Grasland
Akker met tarwe	Houtkant
Akker met aardappelen	Bos
Akker met bieten	Bebouwing
Akker met ander gewas	Ander landgebruik (bv. onbewerkt land)
Begraasd weiland	

### 3.1.1.5 Luchtverontreinigingparameters

#### Ammoniak

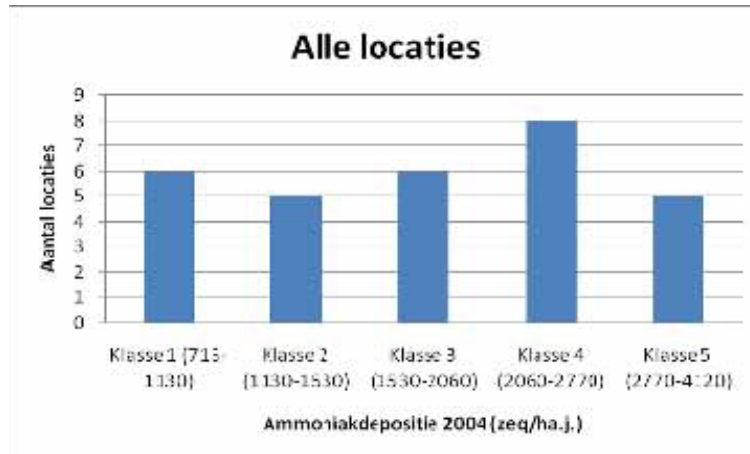
In de drie ecoregio's selecteerden we in totaal 40 locaties: 10 locaties per ecoregio met telkens 5 opnamepunten op toenemende afstand ten NO van een veehouderijbedrijf: opnamepunt a op 150-250 m, opnamepunt b op 250-350m, opnamepunt c op 350-500 m, opnamepunt d op 500 à 700 m en opnamepunt e op >700m. We kozen zoveel mogelijk voor een lineaire opstelling op toenemende afstand van hetzelfde veehouderijbedrijf. Waar dit niet mogelijk was werden alleenstaande punten geselecteerd die zich op een vergelijkbare afstand van een veehouderij bevonden. De opnamepunten a, c en e bestaan uit een concentratiemeting met behulp van een passieve sampler<sup>12</sup> op één boom en een korstmossopname op 6 à 10 bomen. De opnamepunten b en d bestaan enkel uit een korstmossopname. Tien locaties die tot doel hebben de achtergrond emissies te bepalen liggen op meer dan 1000 m van een veehouderijbedrijf.

De 10 locaties per ecoregio kozen we zodanig dat we een zo homogeen mogelijke spreiding bekwamen in functie van de berekende ammoniakdeposities in Vlaanderen. Op die manier voerden we opnames uit in gebieden met lagere ammoniakdeposities en in gebieden met hogere ammoniakdeposities. Hiervoor gebruikten we gegevens uit de OPS-berekeningen (gevisualiseerd in Arcgis 9.1). De depositiegegevens, hier berekend per gemeente, worden uitgedrukt in zuurequivalenten per hectare per jaar (zeq/ha.j.) en krijgen een verdeling binnen de Arcgis-toepassing. Voor die berekening houdt OPS rekening met de verschillende ruwheidslengtes en oppervlakten die aanwezig zijn in die gemeente alsook van hun relatieve frequentie. De grenswaarden waarbinnen we de ammoniakdeposities verdeelden zijn terug te vinden in 5 ammoniakklassen (Tabel 8). Deze gegevens hebben betrekking op wat oudere gegevens nl. die van 2004 omdat korstmossen ten aanzien van milieuomstandigheden een reactietijd kennen die bij nitrofyten op maximaal 5 jaar geschat wordt terwijl die bij acidofyten vermoedelijk wat langer is (van Herk 1998). Voor de bepaling van de NH<sub>x</sub>-klassen vertrokken we van de ammoniakdepositie termijndoelstellingen. We spreken hierbij over NH<sub>x</sub> en niet over NH<sub>3</sub> omdat OPS de som van de gas- en partikelvormige droge depositie berekent (dus inclusief NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Tabel 8. De klassenverdeling van ammoniak.

NH <sub>x</sub> -klassen	NH <sub>x</sub> -depositie in zeq/ha.j.
1	713 – 1130
2	1130,01 -1530
3	1530,01 – 2060
4	2060,01 – 2770
5	2770,01 – 4120

<sup>12</sup> Met sampler wordt overal in de tekst een NH<sub>3</sub>-sampler bedoeld.



Figuur 25. Verdeling van alle locaties m.b.t. de NH<sub>x</sub>-klassen.

### Zwavel dioxide

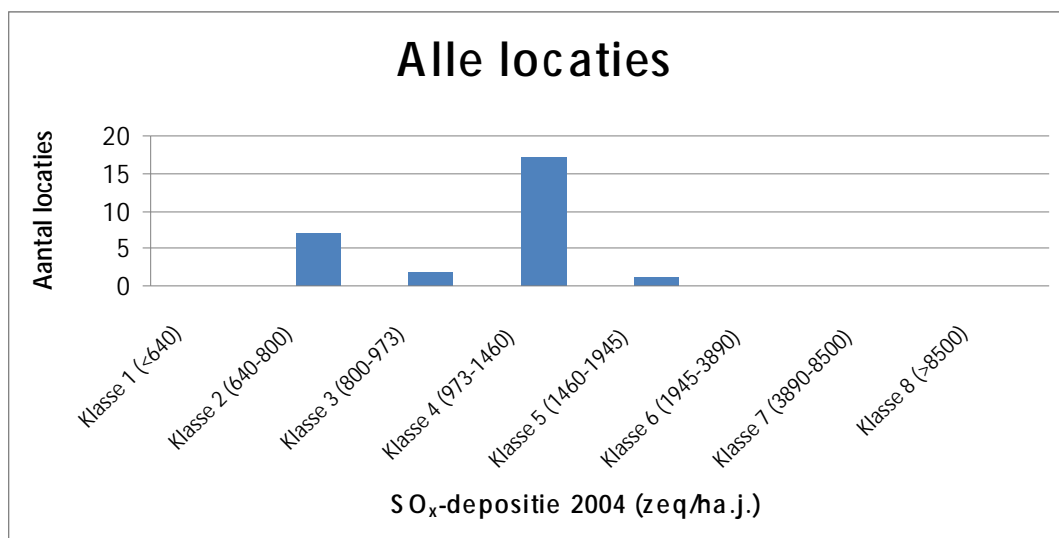
Bij de keuze van de locaties hielden we ook rekening met de SO<sub>2</sub>-uitstoot ook al is deze de laatste jaren in Vlaanderen zo gedaald dat hiervan nog weinig effect op de lichenenvegetatie vast te stellen valt (Van den Broeck et al. 2006, 2007). Een effect van zwavel dioxide is bovendien hoe langer hoe minder nog te verwachten. De pollutieschaal van Hawksworth en Rose beschouwde de lucht als 'pure' bij een wintergemiddelde concentratie onder de 30 µg/m<sup>3</sup> (Dobson 2005). Deze toestand deed zich al voor in 2002 in gans Vlaanderen (Van Eetvelde 2003). De meeste soorten die ten gevolge van de zwavel dioxidevervuiling verdwenen of sterk achteruit gegaan waren zijn dan ook of terug gekomen of sterk toegenomen. De enkele uitzonderingen betreffen vooral soorten met grote zware sporen (bv. *Pertusaria's*, *Speldenkussentjes*) en soorten die zich alleen voortplanten met isidiën (van Herk 2006). Voor het bepalen van de zwavel dioxidebelasting maakten we gebruik van gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij uit 2004 (Anoniem 2004a). Hierbij wordt de belasting uitgedrukt in zuurequivalenten per Ha per jaar (Tabel 9). Dit zijn depositiewaarden berekend per kilometerhok (1 x 1 km) op basis van het OPS-model (Anoniem 2007). Voor de bepaling van de SO<sub>x</sub>-klassen vertrokken we van de zwavel dioxidedepositie termijndoelstellingen. We spreken hierbij over SO<sub>x</sub> en niet over SO<sub>2</sub> omdat OPS de som van de gas- en partikelvormige droge depositie berekent (dus inclusief SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

Tabel 9. SO<sub>x</sub>-klassen.

SO <sub>x</sub> -klassen	SO <sub>x</sub> -depositie (Zeq/ha.j)
1	<640
2	640 – 800
3	800 – 973
4	973 – 1460
5	1460 – 1945
6	1945 – 3890
7	3890 – 8500
8	>8500



Alle geselecteerde punten bevinden zich in de klassen 2 tot en met 5 (Figuur 26).



Figuur 26. Verdeling van de locaties (per gemeente) m.b.t. de SO<sub>x</sub>-klassen.

Voor het bepalen van de laagste achtergrond-ammoniakbelasting voor Vlaanderen selecteerden we 10 locaties, telkens op maximale afstand van veehouderijbedrijven. Idealiter hadden deze punten ook op maximale afstand van elke andere ammoniakbron gelegen (vnl. verkeer en honden). Bij een aantal punten is dit ook zo maar in de realiteit beantwoorden in Vlaanderen zeer weinig punten aan deze ideale omstandigheden.

Op de NH<sub>3</sub>-meetpunten vervingen we de samplers gedurende 13 maanden elke 28 dagen (13 reeksen).

Met NO<sub>x</sub> en andere vormen van luchtverontreiniging hielden we minder rekening. NO<sub>x</sub> speelt vooral in een stedelijke omgeving en langs drukke wegen. We kozen geen locaties in een stedelijke omgeving. Er zijn wel een aantal locaties langs drukke wegen gelegen.

### 3.1.2 Keuze van de bomen

#### 3.1.2.1 Boomsoorten

In het huidig onderzoek gebruikten we twee boomsoorten: nl. Zomereiken en Canadapopulieren. In Vlaanderen en Nederland deed men met deze boomsoorten de meeste ervaring op. Deze twee boomsoorten samen laten toe in Vlaanderen gebiedsdekkende inventarisaties uit te voeren. Populieren komen het meest voor in de zandstreek, Zomereiken in de kempen terwijl in de (zand)leemstreek beide boomsoorten vertegenwoordigd zijn. Om het effect van de boomsoort na te gaan kozen we in de kempen en de zandstreek een aantal locaties met de andere boomsoort.

#### 3.1.2.2 Aantal bomen per opnamepunt

De 30 locaties gelegen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf bestaan in de meeste gevallen uit 5 opnamepunten waarbij elk opnamepunt minimum 6 en maximum 10 Zomereiken of Canadapopulieren telt. Dit aantal is in overeenstemming met ervaringen uit het verleden waarbij blijkt dat het aantal aangetroffen soorten korstmossen tot en met 6 bomen toeneemt om dan min of meer stabiel te blijven (Van den Broeck et al. 2006, 2007). Elke locatie bestaat uitsluitend of uit Canadapopulieren of uit Zomereiken.

De tien achtergrondlocaties bestaan allen uit 10 bomen, of Zomereiken of Canadapopulieren.

### 3.1.2.3 Kenmerken van de gekozen bomen

Bij de keuze van de bomen hielden we bovendien met volgende criteria rekening (zie ook 3.2.1):

- Vrijstaande en goed geëxposeerde bomen
- Omtrek minstens 0,6 m en bij voorkeur meer dan 0,9 m (op 1.30 m hoogte)
- Bomen zoveel mogelijk zonder bastwonden of andere beschadigingen (Figuur 27)
- Bomen met zo weinig mogelijk lage (onder de 1,7 m) zijtakken
- Bomen met een rechte stam (met weinig inclinatie)
- Bomen met reeds ruwe schors.



Figuur 27. Bomen met bastwonden (boom 1) en zijtakken (boom 2) werden vermeden.

### 3.1.2.4 Ondergroei

Met ondergroei bedoelen we groei van gras en kruiden onder de bomen. In het huidig onderzoek wensten we bomen te kiezen zonder ondergroei. De locaties werden echter geselecteerd in een periode (oktober-december 2007) waarin weinig of geen ondergroei aanwezig was, en de toekomstige ondergroei moeilijk te beoordelen viel. Er is één locatie waar zich een lage haag onder de bomen bevond. Deze locatie kozen we als noodoplossing op het moment dat we samplers voor de eerste keer gingen plaatsten en ter plaatse bleek dat op één der locaties alle bomen gekapt waren. Bij alle locaties noteerden we elke ronde of er al dan niet ondergroei aanwezig was. Volgende situaties werden onderscheiden (Tabel 10 en Figuren 28 - 31).

Tabel 10. Types ondergroei.

Geen (Figuur 28)
Permanent laag (gazonbeheer) (Figuur 29)
Permanent hoog (Figuur 30)
Wisselend (Figuur 31)



Figuur 28. Geen ondergroei.



Figuur 29. Gazonbeheer.



Figuur 30. Permanente ondergroei.



Figuur 31. Wisselende ondergroei.

Locaties zonder ondergroei zijn locaties waar ten gevolge van bladafval en/of beschaduwning (bv. langs bosranden) en/of droge zandgrond rond de boomvoet geen gras of kruiden groeien. Locaties met een permanent lage ondergroei zijn locaties gekenmerkt door een gazonbeheer. D.w.z. dat het gras zeer frequent gemaaid wordt. Permanent hoog wil zeggen dat de ondergroei tijdens het ganse jaar 2008 nooit werd gemaaid en wisselend dat dit sporadisch wel gebeurde.

### **3.2 Problemen bij de selectie van de locaties en van de bomen binnen deze locaties**

#### **3.2.1 Locaties ten noordoosten van een veehouderijbedrijf**

Bij het selecteren van geschikte locaties hielden we rekening met zeer veel factoren. Deze zijn (min of meer in afnemende volgorde van belangrijkheid):

1. Geen locaties in zwaar door SO<sub>2</sub> belaste gebieden
2. De bomen bevinden zich ten noordoosten van een veehouderijbedrijf
3. Er zijn 5 opnamepunten aanwezig
4. De bomen van punt 1 bevinden zich tussen 150 en 250 m van het veehouderijbedrijf, die van punt 2 tussen 250 en 350 m, die van punt 3 tussen 350-500 m, die van punt 4 tussen 500 en 700 m en die van punt 5 op meer dan 700 m.
5. Elk opnamepunt bestaat uit minstens 6 bomen
6. Populieren bevinden zich niet op een locatie waar begrazing is (niet in begraaasde weides)



7. Elk punt van de locatie bestaat uit bomen van dezelfde soort (Zomereiken of Canadapopulieren)
8. De bomen bezitten weinig of geen zijtakken
9. Alle bomen van de 5 opnamepunten zijn ongeveer even dik
10. Elk opnamepunt bestaat bij voorkeur uit 10 bomen
11. Alle bomen zijn goed geëxposeerd. Ze staan in volle zon, regen en wind
12. Andere veehouderijbedrijven bevinden zich op meer dan 1 km van elke van de punten
13. Er is weinig of geen ondergroei (geen struiken)
14. De dikte van de bomen bedraagt minimaal 1 m (omtrek; op 1.30 m hoogte)
15. Langs de weg waarlangs de bomen gelegen zijn passeert weinig verkeer
16. De weg waarlangs de bomen gelegen zijn is verhard (geen zandweg)
17. De stam van de bomen is niet sterk geïnclineerd
18. De bomen bevinden zich niet in de bebouwde kom
19. De ondergroei bestaat uit gras dat regelmatig gemaaid wordt (gazonbeheer)
20. Er bevinden zich geen drukke verkeerswegen op minder dan 1 km van elk van de punten
21. Er bevinden zich geen huizen, bossen of andere belemmeringen (bv. een tweede rij bomen aan de overkant van de straat) tussen het veehouderijbedrijf en de punten
22. De bomen vertonen geen beschadigingen of bastwonden
23. De bomen zijn vrij van mosgroei
24. De noordoostkant van de bomen is gemakkelijk toegankelijk (bv. geen gracht met water) waardoor de shelter steeds op die kant kan geplaatst worden)
25. De boomvoet is niet bestoft
26. De bomen zijn niet bestoft
27. Geen te dikke bomen (omtrek meer dan 2,6 m)
28. Geen bomen met brandplekken op de schors (bestrijding van processierups).

Ideale locaties, waarbij aan alle criteria voldaan werd, troffen we nergens aan. Met de criteria 17 tot en met 28 hielden we minder rekening bij de keuze van geschikte locaties. Wel inventariseerden we bij de vegetatieopnamen volgende bomen niet (indien meer dan 10 bomen op dat punt aanwezig waren):

- Bomen met meer zijtakken dan de andere bomen op dat punt
- Bomen met (grote) bastwonden
- Meer beschaduwde bomen (bv. bomen langs een bosje)
- Bomen met sterk bestofte boomvoeten
- Sterk geïnclineerde bomen
- Zwaar verbrande bomen (bestrijding processierups).

Daarbij moest ook nog eens rekening gehouden worden met een evenwichtige spreiding van de locaties over 3 ecodistricten en 5 ammoniakvervuilingklassen waarbij het de bedoeling was in elk ecodistrict 2 locaties per ammoniakvervuilingklasse te selecteren. Het voldoen aan het derde criterium (5 opnamepunten op één locatie) bleek in bepaalde ecodistricten vooral in de (zand)leemstreek en in bepaalde luchtvervuilingklassen, vooral in de zwaar met ammoniak belaste streken in de Kempen en in de minimaal belaste streken in de zandstreek, niet mogelijk.

In de zand(leemstreek) zijn lange bomenrijen zeer uitzonderlijk. Bovendien bleken daar op drie geselecteerde locaties de bomen gekapt te zijn op het moment dat de samplers voor het eerst geplaatst moesten worden, waardoor snel diende uitgekeken te worden naar

alternatieve locaties. De zeldzame locaties waar wel lange bomenrijen aanwezig waren, bevonden zich bovendien allen langs drukke tot zeer drukke wegen.

Een aantal van de zwaarst met ammoniak belaste gebieden (en met lage SO<sub>2</sub>-belasting) in de Kempen bevinden zich in de omgeving van Bree. Veel Zomereiken daar werden echter gedeeltelijk verbrand ter bestrijding van de processierups. Bovendien bevinden veel Zomereiken zich in houtkanten (Figuur 32).



Figuur 32. In Limburg staan Zomereiken vaak in houtkanten.

Minimaal met ammoniak belaste gebieden zijn in de zandstreek zeer uitzonderlijk.

Omdat in deze gebieden onvoldoende locaties aanwezig waren, selecteerden we op advies van de stuurgroep ook alleenstaande opnamepunten. Deze punten voldoen zoveel mogelijk aan de eerste 16 criteria die hierboven vermeld werden. Alleen criterium 3 en daardoor ook gedeeltelijk criterium 4 werden losgelaten op de volgende manier:

- Elke locatie bestaat uit ten minste drie opnamepunten
- Deze opnamepunten bevinden zich ten noordoosten van een veehouderijbedrijf
- Opnamepunt 1 bevindt zich op 150-250 m van het veehouderijbedrijf, opnamepunt 2 op 350-500 m en opnamepunt 3 op meer dan 700 m
- Locaties waarbij 1 extra opnamepunt aanwezig is (op 250-350 m of op 500- 700 m) genieten de voorkeur.

### 3.2.2 Achtergrondlocaties

De selectie van de 10 locaties, met als doel de achtergrondbelasting te meten, voerden we ook uit in overeenstemming met de eerste 16 criteria, uitgezonderd de criteria 2, 3 en 4. Deze vervingen we door het volgend criterium: de locaties moeten zich op minstens 1000 m van elk veehouderijbedrijf bevinden. Idealiter zouden deze locaties zich op meer dan 1000 m van elke mogelijke bron van ammoniakuitstoot moeten bevinden (dus ook op meer dan 1 km van drukke wegen) maar dit bleek in de praktijk moeilijk realiseerbaar. Bij het zoeken van geschikte locaties gebruikten we enerzijds gegevens van de VMM (gebieden met lage ammoniakbelasting zoals Tielt-Winge) en anderzijds deden we beroep op de studies



uitgevoerd in Limburg en Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2006, 2007). Het grootste probleem met het vinden van achtergrondlocaties is ten eerste dat er in Vlaanderen maar weinig gebieden zijn waar geen veehouderijbedrijven aanwezig zijn en ten tweede dat daar waar ze niet zijn de ruimte in de meeste gevallen grotendeels door bossen of bebouwing is ingenomen. Met andere woorden: goed geëxposeerde, vrijstaande Canadapopulieren of Zomereiken bevinden zich nagenoeg altijd in de omgeving van een veehouderijbedrijf. Veel van dergelijke populieren bevinden zich bovendien in begraasde weiden.

### **3.3 Controle voor overbelading**

Op drie punten plaatsten we gedurende 4 opeenvolgende weken een extra sampler om verzadiging/overbelasting van de sampler na te kunnen kijken.

### **3.4 Samplers in het vrije veld**

Op de stuurgroep werd afgesproken dat, om de link te kunnen leggen met de huidige metingen die in het vrije veld plaatsvinden, er op 20 plaatsen naast de radiello's aan bomen bevestigd ook radiello's in het vrije veld dienden opgesteld te worden. Achteraf bleek dit niet noodzakelijk omdat de VMM hierover zelf een studie heeft uitgevoerd. De resultaten van deze studie zullen gepubliceerd worden in het rapport 'Zure regen' in Vlaanderen. Depositie meetnet verzuring 2007 (Hilde Buysse, schriftelijke mededeling). De voornaamste conclusie van dit onderzoek is dat er een statistisch significant verschil bestaat tussen ammoniakconcentratie metingen in het open veld, aan de bosrand en in het bos. Op basis van regressiemodellen kunnen de concentraties aan de bosrand en in het bos echter omgezet worden naar open veldwaarden.

### **3.5 Methodiek korstmossopnames**

In de stuurgroep werd ten gronde gediscussieerd over de in de offerte voorgestelde methodiek; dit resulteerde in het opnemen van diverse bijkomende parameters in de studie. Nadien wijzigden we de methodiek nog lichtjes onder invloed van de literatuurstudie en in het veld opgedane ervaringen, waarna we deze opnieuw schriftelijk voorlegden aan de leden van de stuurgroep.

De gehanteerde methode is grotendeels gebaseerd op de door van Herk ontwikkelde NIW/AIW methode. Met deze methode werd in Nederland bijna 20 jaar positieve ervaring opgedaan in het monitoren van ammoniak met behulp van korstmossen en dit in 8 verschillende provincies (dus in verschillende ecodistricten). Hierbij werd zowel met Zomereiken als met Canadapopulieren gewerkt. Ook in Vlaanderen werd deze methode al tweemaal met succes toegepast (Vlaams-Brabant en Limburg). De laatste jaren wordt deze methode ook meer en meer in andere landen gebruikt (zie literatuurstudie).

#### **3.5.1 Noteren van de korstmossen**

In het huidig onderzoek inventariseerden we enkel de lichenen omwille van volgende redenen:

- In Nederland noteren de onderzoekers ook de bryophyten maar ze gebruiken ze niet in de analyses
- De in het verleden in het Nederlands taalgebied gehanteerde methodes en indexen m.b.t. de ammoniakvervuiling zijn allen enkel op lichenen gebaseerd.

Naast de lichenen noteerden we ook de lichenicole fungi. Dat zijn fungi die op de lichenen groeien. Zij verschijnen pas als de lichenen zich gevestigd hebben en geven op die manier

informatie over de ouderdom van het licheen. Mogelijks verschaffen ze nog andere informatie. We onderzoeken dit in de huidige studie.

We noteerden alle voorkomende korstmossen apart voor boomvoet (onder de 70 cm naar beneden gemeten vanaf 170 cm omdat de boomvoet vertrekend van de grond niet overal even hoog is) en de rest van de stam (70 – 170 cm). Korstmossen die slechts duidelijk zichtbaar zijn met behulp van een loupe zijn van op de grond maar tot op 170 cm hoogte te inspecteren. En het gebruiken van een ladder of opstapje is te omslachtig om als basis van een methode te gebruiken.

We kozen voor een aparte opname van de korstmossen van de boomvoet en de stam omwille van de volgende redenen: storende factoren (begrazing, bestoffing, beschaduwing door ondergroei, urine van honden, ...) hebben meestal een grotere invloed op de boomvoet dan op de rest van de stam, het microklimaat van boomvoet en stam is, ook zonder deze factoren, sterk verschillend en de afstand tussen de sampler en de boomvoet is vrij groot. Stam en voet bemonsterden we omdat voor het berekenen van de nitrofytische en acidofytische indexen telkens ook de ganse boom geïnventariseerd wordt. Voor het berekenen van de indexen voegden we de resultaten van de opnames samen. In de analyse achteraf gingen we na of de verbanden tussen de korstmospnames van stam, voet, ganse boom en de gemeten ammoniakconcentraties van elkaar verschilden.

Per soort en per boom noteerden we of een soort al dan niet aanwezig was en of er één of meerdere exemplaren aanwezig waren. Indien een soort 1 dm<sup>2</sup> of meer op een boom aanwezig was noteerden we bovendien het aantal dm<sup>2</sup>, afgerond op 0,5 dm<sup>2</sup>. Deze oppervlakte bepaalden we met behulp van een doorzichtige grid van 1 dm<sup>2</sup> (Figuur 33).



Figuur 33. Bepalen van de bedekkingsgraad van de korstmossen met behulp van een roostertje (grid).

Het noteren van de soorten gebeurde in de NIW-AIW methode door middel van de Bakkerschaal (Tabel 11).

Tabel 11. Bakker-schaal.

1	slechts één exemplaar aanwezig
2	meerdere exemplaren aanwezig op slechts één boom
3	soort aanwezig op meer dan 1 boom en maximaal de helft van de bomen (behalve als code 4 geldt)
4	meer dan 1 dm <sup>2</sup> per boom aanwezig op >¼ en maximaal de helft van de bomen
5	soort aanwezig op meer dan de helft van de bomen (behalve als code 6 geldt)
6	meer dan 1 dm <sup>2</sup> per boom aanwezig op meer dan de helft van de bomen

Deze schaal kunnen we ook als volgt weergeven:

	aantal bomen	totaal aantal exemplaren	% bomen met > 1 dm <sup>2</sup>	% bomen
1	1	1		
2	1	> 1		
3	> 1	> 1	≤ 25	≤ 50
4	> 1	> 1	> 25 en ≤ 50	
5	> 1	> 1	≤ 25	> 50
6	> 1	> 1	> 50	

Deze methode is redelijk objectief. Men noteert enkel of een soort al dan niet aanwezig is op één of meerdere bomen en of deze aanwezigheid over alle bomen heen gemiddeld meer of minder dan 1 dm<sup>2</sup> is op minder of meer dan de helft van de bomen. Het meer nauwkeurig schatten van het aantal dm<sup>2</sup> die de soort op een boom inneemt (bij soorten die 1dm<sup>2</sup> of meer oppervlakte innemen) deden we om nadien bij de analyse na te gaan of de correlatie met de ammoniakmetingen in de samplers groter is indien een meer nauwkeurigere meting van de bedekking gebeurt.

Per boom noteerden we de tijd nodig voor opname van boomvoet en rest van de stam apart. Dit laat toe om achteraf de duur en het resultaat van de opname van één boom te vergelijken met de opname van meerdere bomen (Geebelen & Hoffman 2001). Op basis van deze gegevens bepaalden we achteraf hoeveel bomen er minimaal nodig zijn. De opnametijd noteerden we om achteraf bij de keuze van een te hanteren beste methode de tijdefficiëntie in rekening te brengen.

### 3.5.2 Grid

Naast de NIW/AIW methode, waarbij de vegetatie op alle kanten van de bomen opgenomen werd, plaatsten we per opnamepunt op één enkele boom een grid met de bedoeling na te gaan in hoeverre informatie bekomen via deze methode vergelijkbaar of zelfs beter is met die van de eerste methode. We gebruikten een rooster (100 x 40 cm, ingedeeld in 40 vakken van 1dm<sup>2</sup>) waarmee in Vlaanderen voordien al ervaring werd opgedaan (Geebelen & Hoffmann 2001). Dit rooster plaatsten we telkens ongeveer op het zuidwesten van de boom. Zo proberen we het effect van microklimaatverschillen op de lichenenvegetatie minimaal te houden. Het microklimaat op een boom is sterk verschillend naargelang de zijde, maar is vrij gelijkmatig op dezelfde zijde van bomen die goed geëxposeerd en vrijstaand zijn. Door het grid telkens op het zuidwesten te plaatsen, bestudeerden we de korstmossen min of meer binnen eenzelfde microklimaat. De bovenkant van het grid plaatsten we hierbij telkens op 1,70 meter hoogte. Om een vergelijking tussen het grid en de opname van de stam mogelijk te maken definieerden we de boomvoet dan ook als het gedeelte tussen de grond en 0,7 m hoogte.

Aangezien we beide methoden onafhankelijk willen evalueren (zowel qua tijd nodig voor de opname als qua resultaat van de opname) plaatsten we in deze studie het grid zoveel mogelijk op de boom met de shelter. Daarnaast volgden we zoveel mogelijk de criteria van Asta et al. (2002a, 2002b): geen grid op de plaats waar beschadigingen van de schors of bastwonden aanwezig zijn, waar mossen meer dan 25% van de oppervlakte bedekken en waar knopen aanwezig zijn of uitstromend sap. Ook als zijtakken aanwezig waren, gebruikten we die boom niet.

Indien zijtakken aanwezig waren of aan één van de criteria van Asta et al. (2002a, 2002b) niet voldaan werd, kozen we de boom die zich én het dichtst bij de shelter bevond én die gelijkwaardig is aan de boom waarop de shelter geplaatst werd (dus de best geëxposeerde en meest vrijstaande boom met de hoogste lichenenbedekking). Als bomen van verschillende boomdikte aanwezig waren, hielden we ook met de dikte rekening (zie verder).

De oriëntatie bepaalden we met behulp van een kompas. We noteerden ook op welke boom het grid geplaatst werd.

Alle voorkomende korstmossen werden genoteerd. De frequentie van elke soort drukten we uit door sommatie van het aantal vakken waarin de soort voorkomt (dus maximum 40). Bedekking van elke soort werd geschat in procenten. Dit schatten gebeurde over de totale grid heen.

De tijd nodig voor de opname (inspectie van de bomen, plaatsing en afbraak van het grid inbegrepen) werd genoteerd.

### **3.5.3 Opmeten van de grootte van korstmossen**

Om na te gaan of en in hoeverre ammoniak effect heeft op de groei en de vitaliteit van lichenen maten we in dit onderzoek de doorsnede van de thalli van een aantal blad- en struikvormige soorten. Van een aantal soorten noteerden we ook of ze fertiel waren of niet.

Het opmeten van korstmossen heeft tot doel een onderscheid te kunnen maken tussen jonge, recent gevestigde korstmossen en grote, 'oudere' korstmossen om de (negatieve) invloed van ammoniak te kunnen differentiëren tussen het effect op 'overleving' en op 'vestiging' van korstmossen. Het grid geeft al informatie over de verhouding tussen aantal en bedekking van de verschillende soorten en het noteren van de bedekkingsgraad op de totale boom van de soorten die 1 dm<sup>2</sup> of meer voorkomen geeft ook al informatie over overleving. Van de soorten die grote, aaneengesloten, oppervlaktes innemen maten we de individuele thalli niet op. Naast het feit dat het hierbij soms moeilijk uit te maken was waar een individueel thallus eindigt en een ander begint speelt hier bovendien soms ook een concurrentie-effect naast een overlevingseffect. Wanneer een soort heel talrijk is, wordt de groei van een individu vaak geremd door andere individuen in de buurt. Hier is de totale oppervlakte dan ook een betere maat.

Op aanbeveling van de stuurgroep beperkten we dit meten tot een selectie van blad- en struikvormige soorten die frequent voorkwamen (Tabel 12). Er werd ook genoteerd of bepaalde soorten fertiel waren of niet (Tabel 14).

Van de soorten in Tabel 12 maten we de doorsnede van maximaal 10 à 15 thalli op en noteerden deze in verschillende klassen (Tabel 13). Dit meten gebeurde met behulp van een latje (Figuur 34). Per opnamepunt berekenden we de gemiddelde grootste grootte per soort.





Figuur 34. Meten van de doorsnede van de thallus.

Bij exemplaren die niet volledig cirkelvormig zijn namen we de langste doorsnede. De tijd nodig voor het opmeten werd genoteerd. Een aantal soorten maten we niet: bv. Heksvingermos (*Physcia tenella*), Kapjesvingermos (*P. adscendens*), Klein dooiermos (*Xanthoria polycarpa*) en Kroezig dooiermos (*X. candelaria*) omdat hun groeibereik vrij klein is waardoor het verschil tussen grote en kleine exemplaren onvoldoende spreiding geeft.

Tabel 12. Soorten waarvan de thallus gemeten werd.

Baardmos ( <i>Usnea spec.</i> )	Groot schildmos ( <i>Parmotrema chinense</i> )
Blauwgrijs steenschildmos ( <i>Parmelia saxatilis</i> )	Groot vingermos ( <i>Physcia stellaris</i> )
Bleek vingermos ( <i>Physcia dubia</i> )	Isidieus vingermos ( <i>Physcia clementei</i> )
Boschildmos ( <i>Flavoparmelia caperata</i> )	Lepelschildmos ( <i>Melanelia exasperatula</i> )
Eikenmos ( <i>Evernia prunastri</i> )	Lindeschildmos ( <i>Parmelina tiliacea</i> )
Gebogen schildmos ( <i>Hypotrachyna revoluta</i> )	Melig takmos ( <i>Ramalina farinacea</i> )
Gemarmerd vingermos ( <i>Physcia aipolia</i> )	Olijfschildmos ( <i>Pleurosticta acetabulum</i> )
Gestippeld schildmos ( <i>Punctelia subrudecta</i> )	Oranje dooiermos ( <i>Xanthoria calcicola</i> )
Gewoon schildmos ( <i>Parmelia sulcata</i> )	Rijpschildmos ( <i>Punctelia ulophylla</i> )
Gewoon schorsmos <i>Hypogymnia physodes</i>	Stoeprandvingermos ( <i>Physcia caesia</i> )
Glanzend schildmos ( <i>Melanelia glabratula</i> )	Trompettakmos ( <i>Ramalina fastigiata</i> )
Grauw rijpmos ( <i>Physconia grisea</i> )	Verstop-schildmos ( <i>Melanelia subaurifera</i> )
Groen boomschildmos ( <i>Flavoparmelia soledians</i> )	Witkopvingermos ( <i>Physcia tribacioides</i> )
Groot dooiermos ( <i>Xanthoria parietina</i> )	Witsstippelschildmos ( <i>Punctelia borrieri</i> )

Tabel 13. Opnameschaal.

< 1 cm	1–2cm	2-3cm	3-4cm	4-5cm	5-6cm	6-7cm	7-8cm	8-9cm	9-10cm	> 10cm
--------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	-------	--------	--------



### 3.5.4 Noteren van fertiliteit en bepalen van vitaliteit

Van een aantal soorten noteerden we per boom of ze over apotheciën beschikten (Tabel 14). Van alle soorten werd, indien dit het geval was, genoteerd indien ze er niet vitaal uitzagen. Niet vitaal betekent in de meeste gevallen dat het thallus verkleuringen vertoonde (witte of roodachtige vlekken, Figuur 35). Dit ter onderscheiding van veranderingen in het thallus onder invloed van lichenicole fungi. Hierbij groeien op het korstmoss schimmels die al dan niet een parasitaire werking uitoefenen (Figuur 36, de parasiet zijn de zwarte vlekken op de vruchtlichamen). De aanwezigheid van dergelijke schimmels werd ook genoteerd alsook het waardorganisme waarop deze voorkwamen. Deze schimmels beschouwden we als aparte soorten. De vitaliteit bepaalden we per boom per soort. Een soort werd op een boom als niet vitaal beschouwd als minstens één exemplaar van die soort er niet vitaal uitzag.

Tabel 14. Soorten waarvan de aanwezigheid van apotheciën werd genoteerd.

Groene schotelkorst ( <i>Lecanora conizaeoides</i> )	Olijfschildmos ( <i>Pleurosticta acetabulum</i> )
Grove geelkorst ( <i>Candelariella vitellina</i> )	Roestbruin schorssteeltje ( <i>Chaenotheca ferruginea</i> )
Heksenvingermos ( <i>Physcia tenella</i> )	Rond schaduwmos ( <i>Phaeophyscia orbicularis</i> )
Kapjesvingermos ( <i>Physcia adscendens</i> )	Trompeltakmos ( <i>Ramalina fastigiata</i> )
Klein schriftmos ( <i>Opegrapha niveoatra</i> )	Verzonken schriftmos ( <i>Opegrapha rufescens</i> )
Kort schriftmos ( <i>Opegrapha varia</i> )	Andere zeldzamere soorten



Figuur 35. Niet vitaal Gewoon schildmos (*Parmelia sulcata*).



Figuur 36. Geparasiteerd Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*).

### 3.5.5 Meten boomomtrek

Omdat de boomdikte een invloed heeft op de aanwezige korstmossen (soorten en bedekking) maten we van elke boom de omtrek op 1,3 m hoogte. Deze hoogte bepaalden we met behulp van een meter (Figuur 37).



Figuur 37. Meten van de boomomtrek.

### 3.5.6 Noteren van extra informatie

Per opnamepunt noteerden we volgende gegevens:

- Gemeente en straat
- Ecodistrict
- Ammoniakklasse (OPS-model VMM)
- De totale tijd per opname
- IFBL-kilometerhok
- Opnamenummer
- Dag opname
- Gps N – gps EOO
- Boomsoort
- Aantal bomen waarop we korstmossen bestudeerden
- Milieutype (Tabel 6)
- VMM-code (code van de samplers)
- Toestand van de ondergroei
- De ruwheid van de schors
- Op welke bomen zijtakken of waterscheuten aanwezig waren
- Of er mogelijke belemmeringen waren van de ammoniakstroom tussen de opname en de bron (bv. een bosje, een huis)
- De verkeersdruk



- De mate van expositie van de bomen (Tabel 5)
- Op welke bomen brandplekken (bestrijding processierupsen) aanwezig waren
- Mosgroei
- Bestoffing
- De aanwezigheid van waterpartijen (beken, kanalen, ...) in de omgeving  
Het omgevend landgebruik (Tabel 7)
- Ammoniak (honden, mest op akkers, begrazing)
- Op welke kant van de boom de meeste blad- en struikvormige soorten voorkwamen.

De mate van **inclinatie** van de bomen noteerden we niet omdat zeer weinig scheve bomen in het onderzoek gebruikt werden.

De **ruwheid** van de schors werd niet gemeten maar geschat. Hierbij gebruikten we drie categorieën: glad, ruw en zeer ruw. Glad betekent dat er geen of nauwelijks groeven in de stam voorkomen. Ruw betekent dat groeven aanwezig zijn maar deze zijn nog oppervlakkig. Bij bomen met een zeer ruwe schors zijn de groeven dieper. Het onderscheid tussen de twee laatste categorieën is het meest subjectief (Figuur 38 en Figuur 39).



Gladde schors

Ruwe schors

Zeer ruwe schors

Figuur 38. Ruwheidklassen van de schors bij Zomereiken.



Gladde schors

Ruwe schors

Zeer ruwe schors

Figuur 39. Ruwheidklassen van de schors bij Canadapopulieren.

Wat **zijtakken** betreft maakten we geen onderscheid tussen waterscheuten en (dikkere) takken die vermoedelijk al geruime tijd op de bomen aanwezig waren.

**Mosgroei** kan zich zowel op de voet als op de stam van de bomen voordoen. Deze groei kan zeer beperkt maar ook zeer abundant zijn. Mossen concurreren in zekere mate de lichenen weg. Meestal treedt mosgroei op in meer beschaduwde en daardoor ook vochtigere omstandigheden. Per opnamepunt werd mosgroei aangeduid als deze zich op meer dan 5 bomen van dat opnamepunt voordeed. In de meeste gevallen betrof het bemoste boomvoeten. Er werd geen schatting gegeven van de door het mos ingenomen oppervlakte maar om in aanmerking te komen moest minstens de helft van de boomvoet met mos bedekt zijn.

Omdat de aanwezigheid van meren, rivieren en dergelijke mogelijk een verhogende invloed heeft op de luchtvochtigheid noteerden we de aanwezigheid van **waterpartijen** (kanalen, beken, enz.) indien deze zich in de onmiddellijke omgeving van de onderzochte bomen bevonden.

Voor het bepalen van de mogelijke invloed van **verkeer** op de korstmosvegetatie noteerden we per opnamepunt de verkeersdrukke in 6 categorieën: geen, zeer weinig, weinig, middelmatig, veel en zeer veel verkeer. Dit is een subjectieve inschatting.

Gedurende het ganse jaar gingen we na of naast de ammoniakuitstoot van het veehouderijbedrijf nog **extra bronnen van ammoniak** op de onderzochte punten een invloed zouden kunnen doen gelden. Deze bronnen zijn drieërlei. Soms vond begrazing plaats (door schapen) zonder dat dit aanvankelijk te verwachten viel. Hierbij betrof het vooral punten op dijken waar met een verplaatsbaar raster werd gewerkt (Figuur 40).



Figuur 40. Begrazing door schapen binnen een verplaatsbaar raster.

Op deze punten noteerden we begrazing als mogelijke extra ammoniakbron. We noteerden ook of honden de bomen als toilet gebruikten. Ten derde gingen we na of er op de akkers zichtbare hopen mest gelegd werden. Naast deze drie zichtbare bronnen gingen we ook na of het landgebruik zelf een invloed op de resultaten had. Of akkers of weilanden al dan niet bemest worden is niet steeds zichtbaar. Daarom noteerden we telkens het landgebruik in de omgeving van de opnamepunten.

**Bestoffing** van de bomen, en voornamelijk van de boomvoeten, doet zich vooral voor langs drukke wegen en op zandgrond. De invloed van stof is groter naarmate de bomen meer stof kunnen opnemen en vasthouden wat samenhangt met de ruwheid van de schors (Barkman 1958). Met het stof worden ook nutriënten aangevoerd met gevolgen op de

lichenenbegroeiing. Stof kan ook een invloed hebben op de pH van de boom afhankelijk van de zuurtegraad van het stof. Bestoffing werd per opnamepunt aangeduid als meer dan 5 bomen op dat punt bestoft waren.

Bomen met **brandplekken**, ontstaan ten gevolge van de processierupsbestrijding, gebruikten we zo weinig mogelijk. Als dit niet mogelijk was noteerden we (per boom) de aanwezigheid van brandplekken.

### 3.5.7 pH-meting

Het was de bedoeling de pH in het veld op het oppervlak van de schors te meten met een pH-meter met oppervlaktecontact elektrode (Exstik Ph100 van Extech instruments). Dit bleek in de praktijk echter toch niet te lukken, zelfs niet bij aanpassing van de meter volgens de richtlijnen van Schmidt et al. (2001). Hierbij werd op de elektrode een kort verlengstuk aangebracht dat ca. 2 mm uitstak buiten de elektrode in de vorm van een flexibele en transparante darm. Bij de meting werd via een kleine insnijding met een injectienaald KCl ingebracht tussen de elektrode en het schorsstaal. In het veld bleek de KCl echter gemakkelijk via spleten in de schors weg te lopen. Daarom verzamelden we van elke boom een stukje schors met een minimale oppervlakte van 2 x 2 cm. De pH meting voerden we vervolgens thuis uit met een standaard opstelling: de pH-meter werd hierbij gemonteerd op een staander waardoor deze een gelijkmatige, stabiele neerwaartse druk op het horizontaal bevestigde schorsstaal uitoefende. De horizontale positie van de schors verminderde ook het weglekken van KCl.

Om de pH van het schorsoppervlak met dit toestel te kunnen meten was het noodzakelijk dat het stuk schors voldoende groot en voldoende vlak was. Daarom kon dit stuk niet steeds op ooghoogte verzameld worden. Het werd wel steeds van de stam verzameld, minstens 70 cm boven de grond, op de zuidwestenkant van de boom. Na het aanbrengen van de KCl op het schorsstaal werd de pH afgelezen na een standaardtijd van 3 minuten, nl. op het moment waarop een stabiel punt bereikt was. Onmiddellijk na het aanbrengen van de KCL wordt immers eerst de pH van KCL gemeten en naargelang er ionenuitwisseling plaatsgrijpt, daalt de pH (bij zure schors) tot die een stabiele waarde bereikt. De pH-meter traceerde deze daling en gaf een signaal op het ogenblik dat de pH gestabiliseerd was. Een aantal voorafgaandelijke testen toonden aan dat dit binnen de 3 minuten gebeurde (zie ook Schmidt et al. 2001). Door deze procedure met KCL is het niet mogelijk om meerdere metingen op dezelfde plaats op één schorsstaal te maken om de herhaalbaarheid van de meting te onderzoeken. De stabilisering van de meetcurve binnen de 3 minuten is echter de resultante van meerdere herhaalde metingen. De pH werd gemeten op een schorsstaal van elke boom waarop ook korstmossen bestudeerd werden, in totaal op 1403 bomen (één staal was niet bruikbaar).

### 3.5.8 Omzettingpunten populier-eik

In de offerte werd gesteld dat op 30 punten minstens 6 Zomereiken en 6 (Canada)populieren met dezelfde methodes zouden worden bemonsterd (NIW/AIW-methode, grid, opmeten van blad-en struikvormige soorten, noteren van fertiliteit en vitaliteit). Elk eiken-populierenpunt dat gelegen is binnen de 700 m van een of meerdere ammoniakbronnen (veehouderijbedrijven) moest zich op dezelfde afstand en in dezelfde windrichting t.o.v. deze bron(nen) bevinden. Deze regel gold minder strikt voor populieren en eiken die zich op meer dan 700 m van een ammoniakbron bevonden. Deze bemonstering had tot doel een ijkcurve voor omrekening van het voorkomen van nitrofyten tussen deze twee boomsoorten mogelijk te maken.

Belangrijk is dat deze bomen niet alleen zoveel mogelijk vergelijkbaar zijn ten aanzien van de aanwezige ammoniakbronnen maar ook ten aanzien van andere kenmerken (ruwheid stam, mate van blootstelling, ondergroei, ...). Een groot probleem hierbij is ook de boomdikte. Populieren groeien sneller dan eiken. Populieren en eiken van dezelfde boomdikte hebben



dan weer niet dezelfde leeftijd. Bovendien is de kans dat de ideale situatie zich voordoet in het veld te uitzonderlijk om dit als selectie criterium te stellen.

Een dergelijke ijkcurve is wenselijk omdat in bepaalde regio's in Vlaanderen (vooral Vlaams-Brabant en het zuiden van Limburg) onvoldoende bomen van één soort aanwezig zijn en omdat het niet mogelijk is ammoniakindicaties NIW van verschillende boomsoorten rechtstreeks met elkaar te vergelijken (van Herk 2002). van Herk ontwikkelde dergelijke curven om NIW-waarden van populieren, essen en wilgen naar die van Zomereiken te transformeren (van Herk 1996a, 2002). Hij verkreeg deze waarden door de NIW-waarden van deze boomsoorten via lineaire regressie met ammoniak depositiewaarden in verband te brengen.

Het niet rechtstreeks kunnen vergelijken van verschillende boomsoorten en zeker de onmogelijkheid Zomereiken en Canadapopulieren met elkaar te vergelijken is het gevolg van heel wat factoren. Bij de bespreking van de natuurlijke factoren die een invloed hebben op de korstmossenvegetatie werden oa. volgende factoren vermeld:

- Kroontype (heeft o.a. invloed op de hoeveelheid water die de stam bereikt)
- pH
- Mate van lichtweerkaatsing
- Waterretentiecapaciteit
- Chemische samenstelling van de schors (oa.  $\text{NH}_4^-$  en  $\text{PO}_4^{3-}$  gehalte)
- Geografische en bodemtype factoren: populieren en Zomereiken groeien over het algemeen op verschillende bodems (met onder meer gevolgen op het soort en de hoeveelheid stof op de boom).

Bij Barkman (1958) lezen we dat Sernander al. (1912) vaststelde dat een aantal soorten lichenen die gevonden worden op zitplaatsen van vogels op rotsen en op bestofte bomen ook voorkomen op ratelpopulieren die vrij zijn van bestoffing (in bossen), die zich ver van menselijke nederzettingen bevinden, waarop geen vogels voorkomen, ver van de zee, zonder bastwonden, enz.. Barkman schoof twee groepen van verklaringen naar voor: de pH van de schors is bij populieren relatief hoog (5-7,3) of de schors van ratelpopulier is rijk aan stikstofverbindingen.

Welk van deze twee verklaringen het meest van tel is (Barkman verkoos zelf verklaring 2) is hier minder belangrijk (en volgens de meest recente bevindingen hebben beiden aspecten een invloed). Wel belangrijk is het feit dat ratelpopulieren van nature dragers van nitrofyten zijn ook als er geen externe bronnen van aanrijking aanwezig zijn. Of dit ook voor Canadapopulieren geldt, is niet bewezen. Feit is dat de schorseigenschappen van beide bomen vergelijkbaar zijn (bv. pH *Populus canadensis* 5,5 en *Populus tremula* 5,0; Barkman 1958). Volgens van Herk (mondelinge mededeling) echter zijn Canadapopulieren van nature geen dragers van nitrofyten. Hij verwijst hierbij naar *Populus alba*, ook een populierensoort, die ook niet dezelfde schorseigenschappen als Canadapopulieren bezit. Het feit dat hij een dosisresponscurve voor populieren hanteert waarbij hij stelt dat nitrofyten op populieren pas verschijnen bij een depositie van 500 mol/ha/jaar wijst in dezelfde richting.

Moesten nitrofyten van nature op populieren voorkomen, dan zou deze boomsoort minder geschikt zijn dan eiken voor het onderzoek van ammoniakvervuiling (op eiken komen van nature zeker geen nitrofyten voor). Men moet dan als het ware de hoeveelheid nitrofyten in mindering brengen die van nature op deze bomen (dus ook als geen aanrijking aanwezig is) voorkomen. En hoe kan men dit bepalen? Misschien door populieren te onderzoeken in identieke omstandigheden als de populieren in gebieden waar wel aanrijking aanwezig is. En de (gemiddelde) NIW gevonden op die bomen in mindering brengen. Deze bomen mogen dan niet in de buurt van drukke wegen staan of veehouderijbedrijven of waar honden passeren of de bomen mogen niet bestoft zijn. Dergelijke bomen zijn niet gemakkelijk te vinden (als ze al te vinden zijn want populieren vindt men het meest in de meest vervuilde gebieden).

Een ander probleem bij het bepalen van een ijkcurve is dat een boom maar een bepaalde hoeveelheid korstmossen kan dragen. Populieren en eiken in stikstofrijke omstandigheden zullen dan ook een gelijke NIW hebben en zijn in die omstandigheden dus niet geschikt om een curve te bepalen.

Bij een eerdere poging om een dergelijke curve te bepalen met behulp van eiken-populierenpunten bleek dat het verband behoorlijk veel ruis vertoonde (Van den Broeck et al. 2007) en ook dat de omzettingcurve verschilde van deze in gebruik in Nederland door van Herk (1996a).

Tijdens het zoeken naar de locaties keken we ook uit naar geschikte eiken-populierenpunten. Deze komen nagenoeg enkel voor in overgangsgebieden tussen de ecoregio's. Doorgaans vindt men dan een rij bomen van één soort gevolgd door een rij bomen van de andere soort. Dit is niet echt een ideaal punt. En ook al vindt men eiken en populieren bij elkaar in de buurt dan nog zijn de verschillen tussen deze 2 boomsoorten vaak groter dan de gelijkenissen.



Figuur 41. Eiken-populierenpunt.



Figuur 42. Punt met eiken en populieren.



Figuur 43. Eikenpunt met in de buurt populieren.



Figuur 44. Populieren in de buurt van eiken

In de Figuren 41–44 hierboven worden locaties getoond waar zowel Zomereiken als populieren in elkaars nabijheid groeien. Zomereiken zijn op deze locaties bv. duidelijk minder opgekrond dan populieren waardoor deze dan ook minder geëxposeerd zijn. Licht hangt oa. samen met temperatuur, luchtvochtigheid en verdamping. Expositie heeft invloed op de hoeveelheid ammoniak die de boom kan bereiken, enz.

Het bemonsteren van dergelijke ijkpunten (het zoeken van deze punten en verplaatsingstijden niet inbegrepen) zou bovendien een extra werktijd betekend hebben van 180 u.

De vraag stelt zich of dit wel een goede en haalbare methode is om de ijkcurve te bepalen met het doel waarden tussen boomsoorten om te rekenen.

In het totaal zijn er 68 locaties met Canadapopulieren en 79 met Zomereiken in de studie. Het is bijgevolg mogelijk om afzonderlijk na te gaan welke korstmossen met welke bedekking voorkomen bij welke ammoniakconcentraties en dit afzonderlijk voor eiken en populieren.

Het zoeken van en het inventariseren van eiken-populierenpunten voerden we om al deze redenen niet uit.

### **3.6 Methodiek ophanging samplers**

Bij de keuze van de boom waarop we de shelter plaatsten hielden we met de volgende zaken rekening. De shelter moet in principe op de noordoostelijke kant van de boom geplaatst worden (om te vermijden dat depositie van ammoniak via neerslag de sampler zou bereiken) en dit op 2,5 à 3 m hoogte (dit laatste met het oog op mogelijk vandalisme). Bomen die op of beneden 2,5 à 3 meter zijtakken vertoonden gebruikten we niet. De ladder moest voldoende stabiel gezet kunnen worden om de shelter te plaatsen. Dus indien de noordoostelijke zijde zich bij een aantal bomen aan de grachtkant bevond kozen we een boom waar de noordoostelijke zijde wel bereikbaar was of we plaatsten de shelter op een andere zijde. We hielden ook maximaal rekening met de ondergroei. Systematisch kozen we voor de boom met de minste ondergroei m.a.w. voor de best geëxposeerde en meest vrijstaande boom. Bovendien hielden we ook rekening met de dikte van de boom. Op locaties met bomen van verschillende dikte kozen we één van de dikste bomen. Indien ten slotte meerdere bomen in aanmerking kwamen kozen we de boom met de grootste lichenenbedekking.

De eerste dag bevestigden we de samplers met touwen aan de boom. Vanaf de tweede dag gebruikten we krammen en colsonbandjes (Figuur 45), behalve op twee locaties. Daar bevestigden we de shelter, op vraag van de eigenaar, met grote colsonbanden aan de boom. De tweede ronde bevestigden we de voordien met touwen vast gemaakte shelters ook met krammen en colsonbandjes. Het gebruik van touwen zorgde voor het verlies van enkele metingen omdat de shelters los kwamen. Aanvankelijk hingen we ook een aantal samplers aan rails in de shelter. Nadien gebruikten we klemmen omdat deze rails soms ook loskwamen met het vallen van de sampler tot gevolg. In totaal gingen daardoor tijdens de eerste ronde 4 van de 100 stalen verloren.



Figuur 45. Shelter met sampler vastgemaakt met klemmen.

Het is heel belangrijk dat op de shelters contactgegevens vermeld zijn. Daardoor kon het publiek de VMM contacteren met hun vragen. Het versturen van brieven naar de gemeente met algemene informatie over het project en de locaties waar de samplers geplaatst werden bleek soms onvoldoende te zijn, vooral bij die locaties waar andere instanties eigenaar van de bomen waren. Dank zij de aangebrachte contactgegevens konden we ook hen afdoende informeren. Het bleek dus niet nodig op voorhand overal na te gaan wie de eigenaar van de bomen was. Uiteindelijk moesten we nergens de shelters verwijderen. Omwonenden die vragen stelden m.b.t. de aanwezigheid van de shelters kregen de uitleg dat het hier ging om het meten van de luchtkwaliteit in relatie tot de korstmossen. Dit voldeed in alle gevallen.

Na het veldwerk verwijderden we alle krammen uit de bomen.

### **3.7 Gebruikte bio-indicatiemethodes**

#### **3.7.1 M.b.t. ammoniak**

##### *3.7.1.1 NIW/AIW methode*

De ammoniakbelasting werd berekend door middel van de nitrofytische indicatiewaarde (NIW) en de acidofytische indicatiewaarde (AIW). Beide werden als graadmeters voor ammoniak gebruikt. In deze twee graadmeters werden per opnamepunt de totale hoeveelheden nitrofytische respectievelijk acidofytische korstmossen tot uitdrukking gebracht.

Voor de berekening van de NIW werden de volgende kensoorten gebruikt:



Tabel 15 . Nitrofytische kensoorten gebruikt bij het berekenen van de nitrofytische indicatiewaarde (NIW) (zie afbeeldingen op elektronische bijlage 8 )

Bleek vingermos (*Physcia dubia*)  
Donkerbruine schotelkorst (*Rinodina oleae*)  
Gewone citroenkorst (*Caloplaca citrina*)  
Groot dooiermos (*Xanthoria parietina*)  
Groot vingermos (*Physcia stellaris*)  
Grove geelkorst (*Candelariella vitellina*)  
Heksenvingermos (*Physcia tenella*)  
Kapjesvingermos (*Physcia adscendens*)  
Klein dooiermos (*Xanthoria polycarpa*)  
Klein schaduwmos (*Phaeophyscia nigricans*)  
Kleine geelkorst (*Candelariella aurella*)  
Kleine schotelkorst (*Lecanora hagenii*)  
Kroezig dooiermos (*Xanthoria candelaria*)  
Muurschotelkorst (*Lecanora muralis*)  
Muurzonnetje (*Caloplaca holocarpa*)  
Oranje dooiermos (*Xanthoria calcicola*)  
Poedergeelkorst (*Candelariella reflexa*)  
Rond schaduwmos (*Phaeophyscia orbicularis*)  
Stoeprandvingermos (*Physcia caesia*)  
Valse citroenkorst (*Caloplaca flavocitrina*)  
Verborgen schotelkorst (*Lecanora dispersa*).

De NIW werd bekomen door het voorkomen van bovenvermelde nitrofyten per opnamepunt bij elkaar op te tellen. De per boom gescoorde aanwezigheid werd hierbij gesommeerd, waarna het gemiddelde aantal soorten per boom uitgerekend werd. Soorten die in ruime hoeveelheden aanwezig zijn (talrijkecode volgens Bakkerschaal '4' of '6'), werden dubbel geteld.

Een voorbeeld. Op een rij van 10 bomen komt Heksenvingermos op acht van de 10 bomen voor, telkens met één of enkele exemplaren, Groot dooiermos zit op elke boom met meer dan 1 dm<sup>2</sup> per boom. Heksenvingermos krijgt voor elke boom waarop het voorkomt 1 punt, Groot dooiermos 2 punten. Als we deze scores optellen, komen we aan 8 + 20 = 28. Deze score delen we door het aantal onderzochte bomen. Dit geeft een NIW van 2,8.

De AIW werd op gelijkaardige wijze berekend op basis van de aanwezigheid van zuurminnende soorten. Bijvoorbeeld: op een rij van zes bomen vinden we één exemplaar van het Eikenmos (*Evernia prunastri*) op boom 1 en boom 5. Er zijn geen andere acidofyten aanwezig. De AIW is dan 0,3 (aantal keren dat de soort op een boom gevonden werd/aantal bomen, dus 2/6).

Voor de AIW werden volgende kensoorten gebruikt:

Tabel 16. Acidofytische kensoorten voor het berekenen van de acidofytische indicatiewaarde (AIW) (zie afbeeldingen op elektronische bijlage 8).

Baardmos (*Usnea spec.*)  
Bekermos (*Cladonia spec.*)  
Blauwe veenkorst (*Trapeliopsis flexuosa*)  
Blauwgrijs steenschildmos (*Parmelia saxatilis*)  
Bruine veenkorst (*Placynthiella icmalea*)  
Eikenmos (*Evernia prunastri*)  
Gewone poederkorst (*Lepraria incana*)  
Gewoon schorsmos (*Hypogymnia physodes*)  
Gewoon schubjesmos (*Hypocenomyce scalaris*)  
Groene schotelkorst (*Lecanora conizaeoides*)  
Groot boerenkoolmos (*Platismatia glauca*)

Roestbruin schorssteeltje (*Chaenotheca ferruginea*)  
 Witkopschorsmos (*Hypogymnia tubulosa*).

De NIW/AIW bepaalden we niet enkel per opnamepunt maar ook voor het grid en op een willekeurige boom. Voor de grid gebruikten we de volgende aangepaste schaal (Tabel 17).

Tabel 17. Schaal voor het bepalen van de NIW/AIW van het grid.

1	1 - 2 exemplaren in het grid aanwezig
2	3 - 5 exemplaren in het grid
3	6 – 10 exemplaren
4	11 – 30 exemplaren
5	31 - 40 exemplaren
6	bedekking van de soort 1 - 20%
7	bedekking van de soort 20,5 – 40 %
8	bedekking van de soort 40,5 – 60 %
9	bedekking van de soort 60,5 – 80 %
10	bedekking van de soort 80,5 – 100%

Bij een bedekking van >40% van een kensoort telden we de NIW/AIW score van die kensoort dubbel. De totale score deelden we door 10.

Voor de individueel ad random geselecteerde boom werd de volgende aangepaste schaal gebruikt (Tabel 18):

Tabel 18. Schaal voor het bepalen van de NIW/AIW van de individuele boom.

1	slechts één exemplaar aanwezig
5	meer dan 1 exemplaar en/of 1 dm <sup>2</sup> of minder dan 1 dm <sup>2</sup> op de boom
6	meer dan 1 dm <sup>2</sup> op de boom

Bij waarde 6 wordt de NIW/AIW-waarde van de kensoort verdubbeld.

### 3.7.1.2 Andere methodes gebruikt door van Herk

van Herk gebruikte in één van zijn studies (1990) nog volgende indexen:

- ASN (aantal soorten nitrofyten per monsterpunt)
- NPW (nitrofytische presentiewaarde, NIW zonder verdubbeling bij score 4 of 6 op Bakkerschaal)
- Het type: onderbrenging van elke opnamepunt in het hoogst mogelijk type dat van toepassing is (Tabel 19) op basis van frequentie van voorkomen en bedekking bepaald met behulp van de Bakkerschaal.

Tabel 19. Bepaling van het Type.

Type	Omschrijving
1	Geen nitrofyten aanwezig
2	Hoeveelheid <i>Physcia tenella</i> of <i>Xanthoria polycarpa</i> 1, 2 of 3
3	Hoeveelheid <i>Physcia tenella</i> of <i>Xanthoria polycarpa</i> meer dan 3 of

	<i>P. adscendens</i> , <i>X. parietina</i> of <i>X. Candelaria</i> aanwezig
4	Hoeveelheid <i>Lecanora dispersa</i> (incl. <i>L. hagenii</i> ) of <i>Phaeophyscia orbicularis</i> 1, 2 of 3
5	Als 4 maar ook <i>Physcia dubia</i> en/ of <i>P. caesia</i> aanwezig
6	Hoeveelheid <i>Lecanora dispersa</i> (incl. <i>L. hagenii</i> ) of <i>Phaeophyscia orbicularis</i> 4 of 5
7	Hoeveelheid <i>Lecanora dispersa</i> (incl. <i>L. hagenii</i> ), <i>Phaeophyscia orbicularis</i> of <i>P. caesia</i> 6, of <i>P. dubia</i> 5 of hoeveelheid <i>Phaeophyscia orbicularis</i> 5 en tevens <i>Phaeophyscia nigricans</i> , <i>Candelariella aurella</i> , <i>Caloplaca holocarpa</i> of <i>Rinodina oleae</i> aanwezig
8	Hoeveelheid <i>Lecanora dispersa</i> (incl. <i>L. hagenii</i> ), <i>Phaeophyscia orbicularis</i> of <i>P. caesia</i> 6 en tevens hoeveelheid <i>Phaeophyscia nigricans</i> , <i>Candelariella aurella</i> , <i>Caloplaca holocarpa</i> of <i>Rinodina oleae</i> 1, 2 of 3
9	Hoeveelheid <i>Lecanora dispersa</i> (incl. <i>L. hagenii</i> ), <i>Phaeophyscia orbicularis</i> of <i>P. caesia</i> 6 en tevens hoeveelheid <i>Phaeophyscia nigricans</i> , <i>Candelariella aurella</i> , <i>Caloplaca holocarpa</i> of <i>Rinodina oleae</i> 4, 5 of 6

We berekenden al deze indexen voor al de opnamepunten (dus ook afzonderlijk voor eiken en populieren). Een aantal van deze indexen gebruikt de Bakkerschaal. Deze schaal is niet toepasbaar bij het berekenen van een aantal van deze parameters voor het grid en een willekeurige boom. Voor het bepalen van het type voor het grid ontwikkelden we de volgende schaal (Tabel 20):

Tabel 20. Aangepaste schaal voor het type op een grid.

Type	
1	Slechts één exemplaar in het grid en bedekking minder dan 2,5%
2	Meerdere exemplaren in het grid maar in slechts 4 of minder van de vakken en bedekking minder dan 2,5%
3	Meerdere exemplaren in het grid maar in maximaal de helft van het aantal vakken (20) (behalve als code 5 geldt) en bedekking minder dan 2,5%
4	Soort aanwezig in meer dan de helft van de vakken (behalve als code 6 geldt) en bedekking minder dan 2,5%
5	Bedekking meer dan 2,5 % maar minder dan of gelijk aan 50%
6	Bedekking meer dan 50%

Of, meer mathematisch geformuleerd:

Type	Aantal in grid	% in grid
1	1	<2,5
2	>1 en ≤4	<2,5
3	>4 en ≤20	<2,5
4	>20	<2,5
5		<2,5 maar ≥50
6		>50

Voor de individueel geselecteerde boom en voor het grid bepaalden we de overige parameters als volgt (Tabel 21):

Tabel 21. Berekeningswijzen voor de Nitrofytische indexen voor de individuele boom en het grid.

	Individuele boom	Grid
ASN	Aantal soorten nitrofyten op de boom	Aantal soorten nitrofyten in het grid
NPW	Schaal Tabel 18 zonder verdubbeling bij score 6	Schaal Tabel 17 zonder verdubbeling bij bedekking >40%
Het type	Schaal Tabel 18	Schaal Tabel 20

### 3.7.1.3 Hoffmann-indexen

De indexen van Hoffmann (1993) gebruiken we onder voorbehoud omdat ze volgens hemzelf slechts goed toepasbaar zijn in omstandigheden die niet tijdens dit onderzoek aanwezig zijn (nl. het berekenen van de formule op basis van de aangetroffen soorten per uurhok op minimaal drie bemonsteringspunten). In de formules die we hieronder weergeven staat  $f_i$  voor de gemiddelde frequentie van de  $i^e$  indicatorsoort op het opnamepunt. Deze frequentie is het voorkomen van de soort op het aantal bomen gedeeld door het aantal bomen van het opnamepunt. De  $J^e$  oppervlakte-eenheid is dan het opnamepunt en  $N_j$  is de N-indicatie van dat punt. We bepaalden deze indicatoren niet voor het grid en niet voor een individuele boom omdat dit nog kleinere eenheden zijn dan een bomenrij.

#### 3.7.1.3.1 $NH_3$ -bio-indicatiemethode op basis van N-indicatoren

$$\text{Formule: } N_j = \sum_{i=1}^m (f_i \times n_i)$$

waarbij  $N_j$  = N-indicatie van de  $J^e$  oppervlakte-eenheid,  $m$  = aantal N-indicatoren,  $f_i$  = gemiddelde frequentie van de  $i^e$  indicatorsoort in de  $J^e$  oppervlakte-eenheid,  $n_i$  = N-indicatiewaarde van de  $i^e$  soort.

Combinaties van N-indicatoren en hun indicatiewaarde die hoge correlaties vertonen met de geschatte  $NH_3$ -emissies:

- $6f_{\text{Lecidella elaeochroma}} + 4f_{\text{Lecanora chlorotera}} + 3f_{\text{Candelariella xanthostigma}} + 3f_{\text{Xanthoria polycarpa}} + 2f_{\text{Xanthoria candelaria}} + f_{\text{Physcia caesia}} + f_{\text{Xanthoria parietina}}$
- Zelfde formule maar dan zonder *Physcia caesia*
- Zelfde formule maar zonder *Physcia caesia* en *Xanthoria parietina*
- Zelfde formule maar zonder *Physcia caesia*, *Xanthoria parietina* en *Xanthoria candelaria*
- $4f_{\text{Lecidella elaeochroma}} + 2f_{\text{Xanthoria polycarpa}} + f_{\text{Candelariella xanthostigma}} + f_{\text{Xanthoria candelaria}}$

#### 3.7.1.3.2 $NH_3$ -bio-indicatiemethode op basis van A-indicatoren

$$\text{Formule: } A_j = \sum_{i=1}^m f_i$$

Waarbij  $A_j$  = A-indicatie van de  $J^e$  oppervlakte-eenheid, omgekeerd evenredig met  $N_j$ ,  $m$  = aantal A-indicatoren,  $f_i$  = gemiddelde frequentie van de  $i^e$  indicatorsoort in de  $J^e$  oppervlakte-eenheid.



$$3f_{\text{Hypogymniaphysodes}} + 2f_{\text{Lecanoraconizaeoides}} + f_{\text{Lepraiaincana}}$$

### 3.7.1.4 Extra acidofytische indexen

In navolging van de nitrofytische indexen ASN en NPW berekenden we op dezelfde manier een aantal extra acidofytische indexen:

- ASA: het aantal soorten acidofyten op het opnamepunt
- APW: de acidofytische presentiewaarde.

### 3.7.1.5 Bio-indicatiemethode gebaseerd op de bedekkingsgraad van de soorten

De Bakkerschaal en de daarop gebaseerde NIW/AIW-methode maken slechts beperkt gebruik van de bedekkingsgraad van de soorten. De maximale score op deze schaal wordt toegekend als een soort meer dan 1 dm<sup>2</sup> op meer dan de helft van de bomen op een opnamepunt aanwezig is. Meer dan 1 dm<sup>2</sup> kan hierbij zowel 1,5 dm<sup>2</sup> als bv. 30 dm<sup>2</sup> zijn. In de huidige studie werd de totale bedekkingsgraad van elke soort in het veld zo goed mogelijk ingeschat. Soorten die minder dan 1 dm<sup>2</sup> aanwezig waren kregen een waarde van 0,1. De bedekkingsgraad van een soort op het opnamepunt is dan een schatting van de totale oppervlakte van die soort op alle bomen van dat opnamepunt. Dit bepaalden we afzonderlijk voor voet (BD-V), stam (BD-S) en ganse boom (BD-B).

## 3.7.2 M.b.t. zwaveldioxide

Om dit na te gaan gebruikten we de methode die volgens Geebelen en Hoffmann (2001) in Vlaanderen een redelijk hoge correlatie met de SO<sub>2</sub>-concentratie data vertoont nl. het noteren van 17 bio-indicator soorten binnen het grid. Hierbij moet met de bedekking geen rekening gehouden worden.

Tabel 22. Bio-indicatorsoorten voor zwaveldioxide (Geebelen en Hoffmann 2001).

<i>Amandinea punctata</i>	<i>L. expallens</i> en <i>compallens</i>	<i>Physcia tenella</i>
<i>Diploicia canescens</i>	<i>Pleurosticta acetabulum</i>	<i>Ramalina farinacea</i>
<i>Lecanora carpinea</i>	<i>Flavoparmelia caperata</i>	<i>R. fastigiata</i>
<i>L. chlarotera</i>	<i>Melanelixia glabratula</i>	<i>R. fraxinea</i>
<i>L. conizaeoides</i>	<i>Punctelia subrudecta</i> , <i>P. borreri</i> en <i>P. ulophylla</i>	<i>Xanthoria parietina</i>
<i>Lecidella elaeochroma</i>	<i>Parmelia sulcata</i>	

*Lecanora expallens* en *L. compallens* moeten samengevoegd worden. Deze werden pas vrij recent als aparte soorten erkend. Hetzelfde geldt voor *Punctelia ulophylla* en *P. subrudecta*.

## 3.8 Gebruikte statistische methodes

In het project werden enerzijds veel beschrijvende parameters verzameld over de opnamepunten en anderzijds ook veel variabelen opgemeten over korstmossen en ammoniakconcentraties. In totaal werden 745 variabelen bekomen voor 144 lokaliteiten (cases). De overvloed aan variabelen komt omdat er veel soorten korstmossen zijn, maar ook omdat alles in veelvoud werd opgemeten om ook de beste methode te kunnen identificeren (meten op de voet, de stam, de hele boom of in een grid ? Wat geeft de beste informatie: de grootte van bladkorstmossen meten, de bedekking schatten en sommeren over de bomen, of de Bakkerschaal toepassen ?). Toch hebben we bovendien nog variabelen bijgemaakt voor de analyses. Sommige soorten zijn zo zeldzaam dat ze maar op amper een paar punten

gevonden werden. Die vallen in berekeningen al snel uit de boot, maar kunnen wel informatief zijn voor bijzondere groeiomstandigheden (bv. zeer zure schors waar heel weinig ammoniak voorkomt). Zo hebben we alle bekersoorten samengeteld in een samengestelde *Cladonia*-variabele (CLADOTOT BD-B). Evenzo voor alle *Parmelia* soorten en alle *Ramalina*'s. De bedekking van de zeldzamere soorten die gebruikt worden in de AIW en NIW index werden opgeteld respectievelijk in een zeldzame acidofiet variabele (ZELD\_AIW BD-B) en een zeldzame nitrofiet variabele (ZELD\_NIW BD-B).

Het is niet de bedoeling om voor elk van deze aspecten uitputtend op zoek te gaan naar alle mogelijke verbanden en invloeden. Zo is bijvoorbeeld het kusteffect op korstmossen een heel interessant fyto geografisch fenomeen, dat we voor elke soort korstmos individueel zouden kunnen uitpluizen. Om onze doelstelling te bereiken, volstaat het echter om ofwel een set korstmossen te kiezen waarop het kusteffect geen beduidend effect heeft, ofwel in de modellen de afstand tot de kust mee te nemen als verklarende factor.

Bij de verwerking hielden we vooral de doelstelling voor ogen, nl. het vinden van een set variabelen gebaseerd op kenmerken van de korstmosflora die het best toelaten de ammoniakconcentratie in te schatten. De selectie en de reductie van het aantal variabelen was dus een hoofdbekommernis vooraleer analyses konden starten.

Wat betreft de verschillende standplaatsfactoren volstaat het te onderzoeken of ze een beduidende impact hebben en in voorkomend geval die opnamepunten of bomen uit de analyses te weren. Wanneer bv. een stoffige boomvoet een te sterke impact zou hebben op het verband tussen ammoniak en korstmossen, dan kunnen we de verbanden opnieuw bekijken voor een selectie data waarbij we stoffige boomvoeten uitsluiten.

#### Selectie van relevante variabelen

Eerst werden enkelvoudige correlaties berekend tussen alle variabelen en alle 18 stikstofvariabelen (metingen 13 maanden, jaargemiddelde, jaarmaximum, jaarminimum, gemiddelde piekmaanden en gemiddelde dalmaanden). Deze berekeningen werden herhaald op de volledige dataset en voor populieren en eiken afzonderlijk. Alle variabelen die met geen enkele van de stikstofvariabelen een significante correlatie vertoonden, werden geacht onvoldoende potentieel te hebben om verklarend te zijn voor de stikstofniveaus. Zij werden niet verder in de analyses betrokken. Korstmossen die op minder dan 5 locaties voorkwamen werden ook niet weerhouden in de analyses omdat dit risico's inhoudt dat toevallige verbanden ongezien gaan doorwegen in de resultaten. De bedekkingen van het grid, opgemeten als percentages, werden getransformeerd via een boogsinus na omzetting van de vierkantswortel in radialen. De analyses werden afzonderlijk uitgevoerd voor punten met populieren en punten met eiken.

#### Univariaat

Parametrische variantie-analyse, (meervoudige) regressie en niet parametrische variantie-analyse (Kruskall-Wallis, Mann-Whitney U) werden gebruikt om hypothesen over verschillen of gelijkenissen in eenvoudige situaties te duiden. Zo werden ook de invloed van factoren op de residuele waarden van modellen nagegaan.

#### Multivariaat

Om in de complexe en omvangrijke dataset op zoek te gaan naar de meer relevante en informatieve variabelen gebruikten we multivariate methoden. Dit zijn voornamelijk exploratieve technieken om de meest relevante variabelen en verbanden te selecteren.

(1) principale componentenanalyse (PCA) om verbanden tussen korstmosvariabelen uit te zetten tegen ammoniakconcentraties en gerelateerde sets variabelen (afstand tot de kust, SO<sub>2</sub>, ... enz.). Uit de correlaties in deze omgeving kunnen we de korstmosparameters

identificeren die het grootste potentieel vertonen om verklarend te zijn voor ammoniakconcentraties (eventueel afzonderlijk voor gemiddelde, maximale en minimale ammoniakconcentraties). Met die selectie van kenmerken van soorten kan dan later verder gewerkt worden in de modellering van ammoniakwaarden. Het gaat hier dus in hoofdzaak om een techniek om uit het zeer grote aantal variabelen de meest relevante te weerhouden.

(2) canonische discriminantanalyse (CDA) om te onderzoeken welke selectie korstmospaarameters toelaten plaatsen te onderscheiden in die niet aan de WHO-norm voldoen van plaatsen met lagere waarden.

### Modellering

Optimalisatie via GLZ-modellen (Generalized lineair/niet lineair, log-normaal, log-Poisson) die gemeten ammoniakconcentraties (gemiddelde, piekmaanden, dalmaanden, maximum en minimum maand) proberen te verklaren op basis van een relevante selectie korstmossen. Enerzijds werden de mathematische methoden 'best-subset selectie', 'forward entry' en 'backward removal' toegepast om de betere modellen op te sporen, maar anderzijds werden ook modellen samengesteld op basis van expert judgment. Finale vergelijking tussen modellen en selectie van de beste modellen gebeurde op basis van het Akaike Information Criterion (AIC).

Validatie van de GLZ-modellen gebeurde enerzijds op de extra 'b' en 'd' punten, waarvoor de ammoniakwaarden geïnterpoleerd werden (tussenstations waar geen ammoniak gemeten werd). Anderzijds werd een crossvalidatie uitgevoerd via de n-x procedure, waarbij de modellen meermaals berekend werden op een subset met n-x punten en de x punten dan telkens werden berekend op basis van dit model.

### Biodiversiteit

De lokale biodiversiteit van de korstmosflora berekenden we via de rarefactionstatistiek (Heck et al. 1975; Krebs 1989; Herremans 2008). Het maximum aantal te verwachten soorten werd berekend op basis van de soortsaamenstelling en de relatieve bedekkingsgraad van de soorten als kenmerk van relatieve abundantie in de gemeenschap, telkens voor de 6 eerste bomen per opnamepunt.

## 4 Resultaten

### 4.1 Omgevingsfactoren

Op de locaties noteerden we verschillende standplaats- en omgevingsfactoren om hun mogelijke invloed op de korstmossen te bepalen. Omdat de meeste van deze factoren geen significante correlatie vertoonden met de ammoniakconcentratievariabelen worden ze geacht onvoldoende potentieel te hebben om verklarend te zijn voor de ammoniakconcentratieniveaus. De beschrijving van de frequentie van voorkomen van deze factoren op de verschillende opnamepunten werd in bijlage 3 opgenomen.

#### 4.1.1 Veranderingen rond opnamepunten

Rond opnamepunten vonden vaak veranderingen plaats waarvan een aantal waarschijnlijk van invloed zijn op de korstmossamenstelling en op de ammoniakconcentratie. Dit heeft ook invloed op de eisen die kunnen (en moeten) gesteld worden met betrekking tot de selectiecriteria van opnamepunten.

#### Geen populieren in begraasde gebieden

Op dijken werd soms gewerkt met verplaatsbare afsluitingen. D.w.z. dat deze soms wel en soms niet begraasd werden. Hiervan werd nooit onderzocht of dit effect heeft op de lichenenvegetatie. Prikeldraad rond een bepaald gebied betekent hoegenaamd niet dat het een weide is die begraasd zal worden. Dergelijke graslanden worden vaak gebruikt om te hooien en niet om te begrazen. Of deze sommige jaren dan toch niet begraasd werden, kon niet uitgemaakt worden. Bomen in dergelijke graslanden werden in de huidige studie niet gebruikt maar de vraag stelt zich of deze toch niet bruikbaar zijn.

#### Wegenwerken

Aan een aantal rustige en ook drukke banen werden in de loop van de studie werken uitgevoerd. In één geval werd hierdoor een zeer drukke weg een zeer rustige weg en omgekeerd werd een weg die verboden was voor het verkeer enkele maanden gebruikt als omleidingsweg. Bij dergelijke werken wordt heel veel stof geproduceerd. Waar drukke wegen een tijd rustige wegen worden en omgekeerd leidt dit tot minder, respectievelijk meer ammoniakbelasting. Het effect daarvan op korstmossen werd nog niet onderzocht.

#### Ondergroei

Sommige locaties werd regelmatig gemaaid, ook tot dicht tegen de boom, anderen werden zelden of zelfs niet gemaaid of er werd wel gemaaid maar niet tot tegen de voet. Het al dan niet maaien heeft zeker effect op het microklimaat (Barkman 1958) en daardoor ook op de korstmossen.

#### Zijtakken

Takken blijken soms zeer snel te groeien. Een locatie waar we bomen kozen zonder zijtakken kon na een half jaar bomen bezitten met zijtakken. Deze zijtakken zijn in feite waterscheuten die meestal op een gegeven moment gesnoeid worden. De invloed van zijtakken op de korstmosvegetatie is zeker groter in de zomer (bebladering) dan in de winter. Het effect daarvan op korstmossen is zeker een complex proces (bij bomen met takken is er op bepaalde plaatsen minder licht, een lagere temperatuur en dus een ander microklimaat) dat bovendien over de seizoenen heen verandert.



## 4.2 Geïventariseerde bomen

In het totaal werden op alle opnamepunten samen 1404 bomen geïventariseerd: 527 Canadapopulieren en 877 Zomereiken.

De gemiddelde omtrek van de Canadapopulieren op 1,3 m hoogte over alle geïventariseerde bomen heen bedroeg 1,9 m (standaarddeviatie 0,46). Die van de Zomereiken was 1,3 m (standaarddeviatie 0,47). De omtrek van de Canadapopulieren ligt duidelijk binnen de doelstellingen. De Zomereiken zijn in verhouding dunner, maar bevinden zich nog binnen de voorgenomen marge.

Op de locaties noteerden we naast verschillende standplaats- en omgevingsfactoren ook veel boomkenmerken om hun mogelijke invloed op de korstmossen te bepalen. Omdat de meeste van deze factoren geen significante correlatie vertoonden met de ammoniakconcentratievariabelen worden ze geacht onvoldoende potentieel te hebben om verklarend te zijn voor de ammoniakconcentratieniveaus. De beschrijving van het voorkomen van deze factoren op de verschillende opnamepunten werd in bijlage 4 opgenomen.

## 4.3 Korstmossen

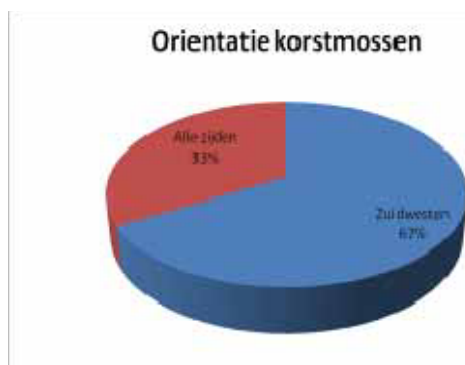
### 4.3.1 Opmerkingen m.b.t. de methodiek van korstmosopnames

Het werken met een grid verdient zeker de voorkeur als het om nauwkeurigheid van waarnemen gaat. Het werken met een grid toont immers aan dat een aantal soorten die belangrijk zijn voor de berekening van de NIW gemakkelijk over het hoofd gezien worden als niet met een grid gewerkt wordt. Het betreft hier voornamelijk microlichenen zoals *Caloplaca holocarpa*, *Lecanora hagenii*, *L. dispersa* en *Rinodina oleae*. Ook het bladvormige Klein schaduwmos (*Phaeophyscia nigricans*) hoort hier bij. Als niet met een grid gewerkt wordt, worden die meestal enkel opgemerkt als de soort talrijk aanwezig is. Misschien kunnen die best uit de NIW gehaald worden, tenzij in de toekomst enkel met een grid gewerkt wordt. Volgens van Herk (schriftelijke mededeling) betreft het hier echter wel zeer belangrijke indicatoren die bepaalde stadia van ernstige NH<sub>3</sub>-verontreiniging heel precies weergeven. Dit laatste geldt ook voor de soort *C. xanthostigma* die niet overeenkomt met Brits materiaal (Volgens Peter James hebben wij in Vlaanderen te maken met een nog onbeschreven soort) en soms lastig onderscheidbaar is van *C. vitellina* (zie ook 2.5.10.) Volgens van Herk zijn het zeker wel twee soorten en beide zijn nitrofytisch. Maar voorlopig is er geen betere naam voor dan *C. xanthostigma*. Ook andere soorten kunnen wel eens over het hoofd gezien worden, waarvan maar één klein exemplaar op de ganse boom aanwezig is. Een aantal soorten werden in vroegere studies zeker systematisch gemist. Meest opvallend is het nu talrijk aantreffen van *Catillaria nigroclavata* (gelijkt macroscopisch zeer sterk op *Amandinea punctata*). Deze soort werd in de huidige studie vaak verzameld, microscopisch nagekeken en bevestigd.

### 4.3.2 De oriëntatie van de korstmossen op de boom

In de literatuur wordt vaak vermeld dat korstmossen zich in Nederland (bv. Barkman 1958) en België (Geebelen & Hoffmann, 2001) voornamelijk op de zuidwestzijde van de boom bevinden.

In de praktijk blijken korstmossen zich inderdaad bij voorkeur op de zuidwestzijde te bevinden maar in ongeveer 1/3<sup>de</sup> van de gevallen komen ze op alle zijden voor (Figuur 46). Hierbij worden blad- en struikvormige soorten het minst vaak op het noordoosten gevonden. Maar het noordoosten van een boom kan wel bedekt zijn met soorten als Gewone poederkorst, schriftmossen, Vliegenstrontjesmos of andere korstvormige soorten. In vergelijking met de zuidwestzijde is de noordoostzijde wel steeds soortenarmer.



Figuur 46. Oriëntatie korstmossen: windrichting waarop de meeste korstmossen aanwezig waren ('alle zijden' staat voor een evenwichtig voorkomen op de stam).

Volgens Barkman (1958) kenmerken de verschillende zijden van een boom zich over het algemeen door een totaal verschillend microklimaat en dit ten gevolge van drie oorzaken: 1. de mate van belichting, 2. de overheersende windrichting bij regenweer en 3. de inclinatie van de boom. Het zuiden is hierbij de plaats waarop het meeste licht valt en aangezien de meeste struik- en bladvormige soorten lichtminnend zijn (Barkman 1958), zou hun grotere aanwezigheid op het zuiden hieraan toegeschreven kunnen worden. De zaken zijn echter niet zo eenvoudig. Meer licht betekent immers tegelijkertijd ook hogere temperaturen en daardoor ook grotere verdamping en dus meer droogtestress. Deze effecten spelen hierbij bovendien een grotere rol bij bomen met gladde schors dan bij bomen met diepe kloven in de schors. Blad- en struikvormige soorten die zich op het zuiden bevinden moeten per definitie dan ook meer droogteresistent zijn. Dit geldt nog meer voor de korstvormige soorten aangezien de temperatuur op de oppervlakte van de schors 20 tot 30° hoger kan zijn dan op een afstand van 2 à 3 cm van de schors (Barkman 1958). Daarnaast spelen nog andere factoren zoals de lichtadsorptiecapaciteit van de schors (deze is groter bij bomen met donkere schors, dus groter bij Zomereiken dan bij Canadapopulieren) en de mate waarin de schors water kan vasthouden. In Vlaanderen komt de wind meestal uit het zuidwesten. Het meeste water komt dan ook op de zuidwestkant van de bomen terecht. Maar ook hier liggen de zaken weer niet zo eenvoudig. Niet alleen het water wordt via de zuidwestenwind aangevoerd maar ook de eventuele luchtverontreiniging zal een groter effect hebben op de zuidwestkant van de bomen. Waarom dan op ongeveer 33% van de bomen de korstmossen toch op alle zijden voorkomen, daar hebben we momenteel geen verklaring voor.

### 4.3.3 Aangetroffen soorten

In de studie werden op de 144 opnamepunten 129 soorten gevonden (117 lichenen, 2 niet-gelicheniseerde schimmels en 10 lichenicole fungi) (Tabel 23). Omdat niet alle soorten een Nederlandse naam bezitten, werd de Latijnse naam het eerst geplaatst. Deze laat ook beter de verwantschap tussen de soorten zien. In bijlage 3 (voor Zomereiken) en bijlage 4 (voor Canadapopulieren) is een volledige lijst opgenomen van deze soorten met hun wetenschappelijke naam, het aantal opnamepunten waar elke soort aangetroffen werd, het percentage van de opnamepunten waar de soort aanwezig was en dit apart voor voet, stam en grid. De soorten zijn gerangschikt in dalende volgorde van aantreffen vertrekkende van de boomvoet. Met Tabel 23 als referentie voor de wetenschappelijke namen gebruiken we doorheen het vervolg van dit document enkel nog de Nederlandse namen voor korstmossen.

Tabel 23. In deze studie op 144 punten (1404 bomen) over Vlaanderen aangetroffen soorten.

Wetenschappelijke naam	Soortcode	Nederlandse naam	Aard
<i>Amandinea punctata</i>	amandpun	Vliegenstrontjesmos	Licheen
<i>Anisomeridium polypori</i>	anisopol	Schoorsteentje	Licheen
<i>Arthonia molendoi</i>	arthomol	*	Lichenicole fungus
<i>Arthonia radiata</i>	arthorad	Amoebekorst	Licheen
<i>Arthonia spadicea</i>	arthospa	Inktspatkorst	Licheen
<i>Arthopyrenia punctiformis</i>	arthopun	Gewone stipjes	Niet-gelicheniseerde schimmel
<i>Athelia arachnoidea</i>	athearac	Tweesporig vliesje	Lichenicole fungus
<i>Bacidia arnoldiana</i>	bacidarn	Boomvoetknoopjeskorst	Licheen
<i>Bacidia chlorotricula</i>	bacidchl	Gladde knoopjeskorst	Licheen
<i>Bacidia neosquamulosa</i>	bacidneo	Nieuwe knoopjeskorst	Licheen
<i>Buellia griseovirens</i>	buelgris	Grijsgroene stofkorst	Licheen
<i>Caloplaca citrina</i>	calocitr	Gewone citroenkorst	Licheen
<i>Caloplaca flavocitrina</i>	caloflav	Valse citroenkorst	Licheen
<i>Caloplaca flavovirescens</i>	calovire	Betoncitraenkorst	Licheen
<i>Caloplaca holocarpa</i>	caloholo	Muurzonnetje	Licheen
<i>Caloplaca obscurella</i>	caloobsc	Gewone kraterkorst	Licheen
<i>Caloplaca saxatilis</i>	calosaxi	Muurzonnetje	Licheen
<i>Candelaria concolor</i>	candcon	Vals dooiermos	Licheen
<i>Candelariella aurella</i>	candlaur	Kleine geelkorst	Licheen
<i>Candelariella reflexa</i>	candref	Poedergeelkorst	Licheen
<i>Candelariella vitellina</i>	candlvit	Grove geelkorst	Licheen
<i>Catillaria nigroclavata</i>	catinigr	Boomrookkorst	Licheen
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	chaenchr	Geel schorssteeltje	Licheen
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	chaenfer	Roestbruin schorssteeltje	Licheen
<i>Chaenotheca trichialis</i>	chaentri	Grijs schorssteeltje	Licheen
<i>Cladonia chlorophaea</i>	cladochl	Fijn bekermos	Licheen
<i>Cladonia coniocraea</i>	cladocon	Smal bekermos	Licheen
<i>Cladonia fimbriata</i>	cladofim	Kopjesbekermos	Licheen
<i>Cladonia macilenta</i>	cladmac	Dove heidelucifer	Licheen
<i>Cyrtidula quercus</i>		Pantoffelkorst	Niet-gelicheniseerde schimmel
<i>Dimerella pineti</i>	dimerpin	Valse knoopjeskorst	Licheen
<i>Diploicia canescens</i>	diplocan	Kauwgommos	Licheen
<i>Evernia prunastri</i>	evernpru	Eikenmos	Licheen
<i>Fellhanera boutellei</i>	fellhbou	Twijgdruppelkorst	Licheen
<i>Fellhanera viridisoediata</i>	fellhvir	Gewone druppelkorst	Licheen
<i>Flavoparmelia caperata</i>	flavocap	Bosschildmos	Licheen
<i>Flavoparmelia soredians</i>	flavosor	Groen boomschildmos	Licheen
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	flavoflav	Oosters schildmos	Licheen
<i>Fuscidea pusilla</i>	fuscusi	Schorssuikerkorst	Licheen
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	hyperadg	Dun schaduwmos	Licheen
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	hypocsca	Gewoon schubjesmos	Licheen
<i>Hypogymnia physodes</i>	hypogphy	Gewoon schorsmos	Licheen
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	hypogtub	Witkopschorsmos	Licheen

<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	hypoafro	Schilferig schildmos	Licheen
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	hypotrev	Gebogen schildmos	Licheen
<i>Illosporopsis christiansenii</i>	illochri	*	Lichenicole fungus
<i>Lecania cyrtella</i>	lecancyr	Boomglimschoteltje	Licheen
<i>Lecania erysibe</i>	lecanery	Stofglimschoteltje	Licheen
<i>Lecania naegelii</i>	lecannae	Rookglimschoteltje	Licheen
<i>Lecania rabenhorstii</i>	lecanrab	Steenglimschoteltje	Licheen
<i>Lecanora albescens</i>	lecanalb	Kalkschotelkorst	Licheen
<i>Lecanora argentata</i>	lecanarg	Bosschotelkorst	Licheen
<i>Lecanora barkmaniana</i>	lecanbar	Ammoniakschotelkorst	Licheen
<i>Lecanora carpinea</i>	lecancar	Melige schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora chlarotera</i>	lecanchl	Witte schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora compallens</i>	lecancom	Miskende schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora conizaeoides</i>	lecancon	Groene schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora dispersa</i>	lecandis	Verborgen schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora expallens</i>	lecanexp	Bleekgroene schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora hagenii</i>	lecanhag	Kleine schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora horiza</i>	lecanhor	Donkere schotelkorst	Licheen
<i>Lecanora muralis</i>	lecanmur	Muurschotelkorst	Licheen
<i>Lecanora saligna</i>	lecansal	Houtschotelkorst	Licheen
<i>Lecanora symmicta</i>	lecansym	Bolle schotelkorst	Licheen
<i>Lecidella elaeochroma</i>	lecidela	Gewoon purperschaaltje	Licheen
<i>Lecidella scabra</i>	lecidisca	Grijsgroene steenkorst	Licheen
<i>Lepraria incana</i>	leprainc	Gewone poederkorst	Licheen
<i>Lepraria lobificans</i>	lepralob	Gelobde poederkorst	Licheen
<i>Licheniconium erodens</i>	licherod	*	Lichenicole fungus
<i>Licheniconium lecanorae</i>	lichleca	*	Lichenicole fungus
<i>Licheniconium xanthoriae</i>	lichxant	*	Lichenocole fungus
<i>Marchandiobasidium aurantiacum</i>	marchaur	*	Lichenicole fungus
<i>Marchandiomyces corallinus</i>	marchcora	*	Lichenicole fungus
<i>Melanelia exasperatula</i>	melaexa	Lepelschildmos	Licheen
<i>Melanelia fuliginosa</i>	melaful	Glanzend schildmos	Licheen
<i>Melanelia subaurifera</i>	melasub	Verstop-schildmos	Licheen
<i>Micarea micrococca</i>	micarmic	Bosoogje	Licheen
<i>Micarea viridileprosa</i>	micarvir	Groenoogje	Licheen
<i>Mycoblastus fucatus</i>	mycofuca	Trilzwamkorst	Licheen
<i>Normandina pulchella</i>	normapul	Hamsteroortje	Licheen
<i>Opegrapha atra</i>	opegatra	Zwart schriftmos	Licheen
<i>Opegrapha niveoatra</i>	opegnive	Klein schriftmos	Licheen
<i>Opegrapha rufescens</i>	opegrufe	Verzonken schriftmos	Licheen
<i>Opegrapha varia</i>	opegvari	Kort schriftmos	Licheen
<i>Parmelia saxatilis</i>	parmesax	Blauwgrijs steenschildmos	Licheen
<i>Parmelia sulcata</i>	parmesul	Gewoon schildmos	Licheen
<i>Parmelina quercina</i>	parmeque	Eikenschildmos	Licheen
<i>Parmelina tiliacea</i>	parmetil	Lindeschildmos	Licheen



<i>Parmotrema chinense</i>	parmochi	Groot schildmos	Licheen
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i>	parmopse	*	Licheen
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	phaeonig	Klein schaduwmos	Licheen
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	phaeorb	Rond schaduwmos	Licheen
<i>Phlyctis argena</i>	phlycarg	Lichtvlekje	Licheen
<i>Physcia adscendens</i>	physcads	Kapjesvingermos	Licheen
<i>Physcia aipolia</i>	physcaip	Gemarmerd vingermos	Licheen
<i>Physcia caesia</i>	physccae	Stoeprandvingermos	Licheen
<i>Physcia clementei</i>	physccle	Isidieus vingermos	Licheen
<i>Physcia dubia</i>	physcdub	Bleek vingermos	Licheen
<i>Physcia stellaris</i>	physcste	Groot vingermos	Licheen
<i>Physcia tenella</i>	physcten	Heksenvingermos	Licheen
<i>Physcia tribacioides</i>	physctri	Witkopvingermos	Licheen
<i>Physconia distorta</i>	physcdis	Fors rijpmos	Licheen
<i>Physconia grisea</i>	physcgri	Grauw rijpmos	Licheen
<i>Placynthiella dasaea</i>	placydas	Okerbruine veenkorst	Licheen
<i>Placynthiella icmalea</i>	placyicm	Bruine veenkorst	Licheen
<i>Platismatia glauca</i>	platglau	Groot boerenkoolmos	Licheen
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	pleurace	Olijfschildmos	Licheen
<i>Porina aenea</i>	porinaen	Schors-olievlekje	Licheen
<i>Psilolechia lucida</i>	psiloluc	UV-mos	Licheen
<i>Punctelia borrieri</i>	punctbor	Witstippelschildmos	Licheen
<i>Punctelia subrudecta</i>	punctsub	Gestippeld schildmos	Licheen
<i>Punctelia ulophylla</i>	punctulo	Rijpschildmos	Licheen
<i>Pyrrhospora quereana</i>	pyrrhque	Grove mosterdkorst	Licheen
<i>Ramalina farinacea</i>	ramalfar	Melig takmos	Licheen
<i>Ramalina fastigiata</i>	ramalfas	Trompettakmos	Licheen
<i>Ramalina fraxinea</i>	ramalfra	Groot takmos	Licheen
<i>Ramalina lacera</i>	ramallac	Waaiertakmos	Licheen
<i>Rinodina oleae</i>	rinodgen	Donkerbruine schotelkorst	Licheen
<i>Rinodina pityrea</i>	rinopity	Blauwe mosterdkorst	Licheen
<i>Schismatomma decolorans</i>	schitdec	Purperkring	Licheen
<i>Scoliciosporum gallurae</i>	scoligal	Groene spiraalkorst	Licheen
<i>Strangospora pinicola</i>	stranpin	Gewoon muggenstrontjesmos	Licheen
<i>Taeniolella phaeophysciae</i>	taenphae	*	Lichenicole fungus
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	trapefle	Blauwe veenkorst	Licheen
<i>Usnea</i> sp.	usnespec	Baardmos	Licheen
<i>Xanthoria calcicola</i>	xanthcal	Oranje dooiermos	Licheen
<i>Xanthoria candelaria</i>	xanthcan	Kroezig dooiermos	Licheen
<i>Xanthoria parietina</i>	xanthpar	Groot dooiermos	Licheen
<i>Xanthoria polycarpa</i>	xanthpol	Klein dooiermos	Licheen
<i>Xanthoriicola physciacearum</i>	xanthphy	*	Lichenicole fungus

\* geen Nederlandse naam beschikbaar.

## **4.4 Inventarisaties**

### **4.4.1 Tijdsinvestering van de verschillende procedures**

De gemiddelde tijd nodig voor een volledige inventarisatie van één boom bedroeg ongeveer 7 minuten (gemiddeld boomvoet: 3 minuten en 43 seconden, boomstam: 3 minuten en 7 seconden). Voor 10 bomen bedroeg de totale gemiddelde inventarisatietijd 1 uur 10 minuten. Inventariseren met het grid duurde gemiddeld 30 minuten en 44 seconden. Het bepalen van de vitaliteit en het opmeten van een aantal soorten nam per opnamepunt 10 minuten en 36 seconden in beslag.

### **4.4.2 Opnames met behulp van het grid**

In totaal werden 130 grids geplaatst en geïnventariseerd. Op 13 van de punten waarop eiken aanwezig waren werd geen grid geplaatst omdat de bomen te dun waren. Op 1 van de opnamepunten met populieren werd geen grid geplaatst omdat alle bomen op dat punt zijtakken hadden.

### **4.4.3 Voorgestelde wijzigingen aan de methode**

In de NIW/AIW methode worden al de bomen die samen een opnamepunt vormen als een geheel gezien. D.w.z. dat bepaalde informatie zoals de bestoffing van de voet, de ondergroei en het milieutype per punt genoteerd worden. Asta et al. (2002a) noteren deze informatie per boom, wat beter de werkelijkheid weergeeft. Bomen en de korstmossen daarop kunnen immers op hetzelfde punt grote verschillen vertonen.

## **4.5 Ammoniakconcentraties**

### **4.5.1 Controle voor overbelading**

Van de drie punten waar gedurende 4 weken een extra sampler werd geplaatst zijn er maar twee bruikbaar. Bij het verwisselen van de sampler werd per vergissing op één locatie dezelfde sampler terug geplaatst waardoor deze er in totaal 8 weken gehangen heeft. De verschillen in gemeten ammonium ( $\text{NH}_4$ ) tussen de 4-wekelijkse en de som van de wekelijkse plaatsingen is op het ene punt 0,4  $\mu\text{g}$  en op het andere punt 15,6  $\mu\text{g}$ . Op het eerste punt is de som van de wekelijkse metingen hoger, op het tweede punt is deze lager. Het verschil is dus verwaarloosbaar op het ene punt maar niet op het andere. Maar algemeen kunnen we op basis van slechts twee punten geen zinvolle uitspraken doen.

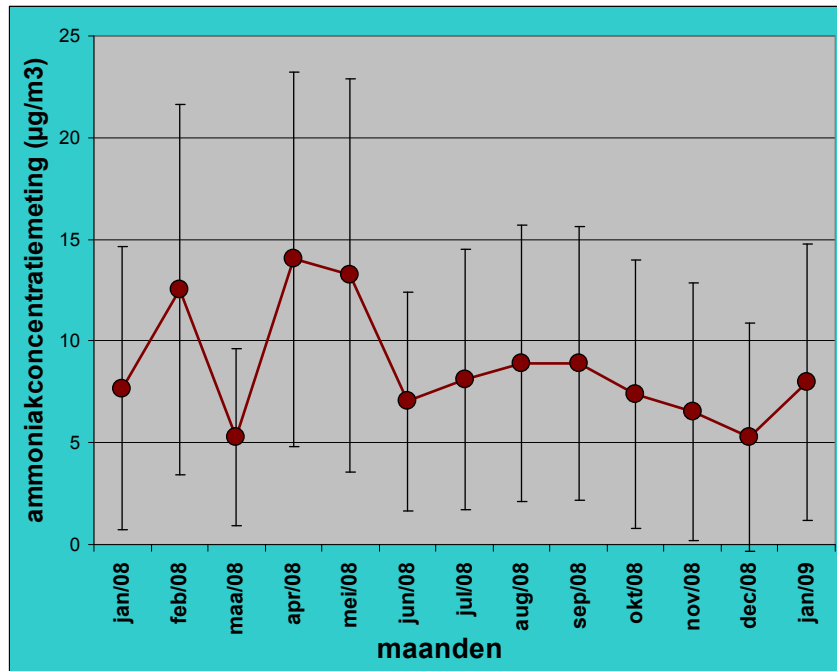
### **4.5.2 Ammoniakconcentratiemetingen**

#### *4.5.2.1 Validatie van de samplers*

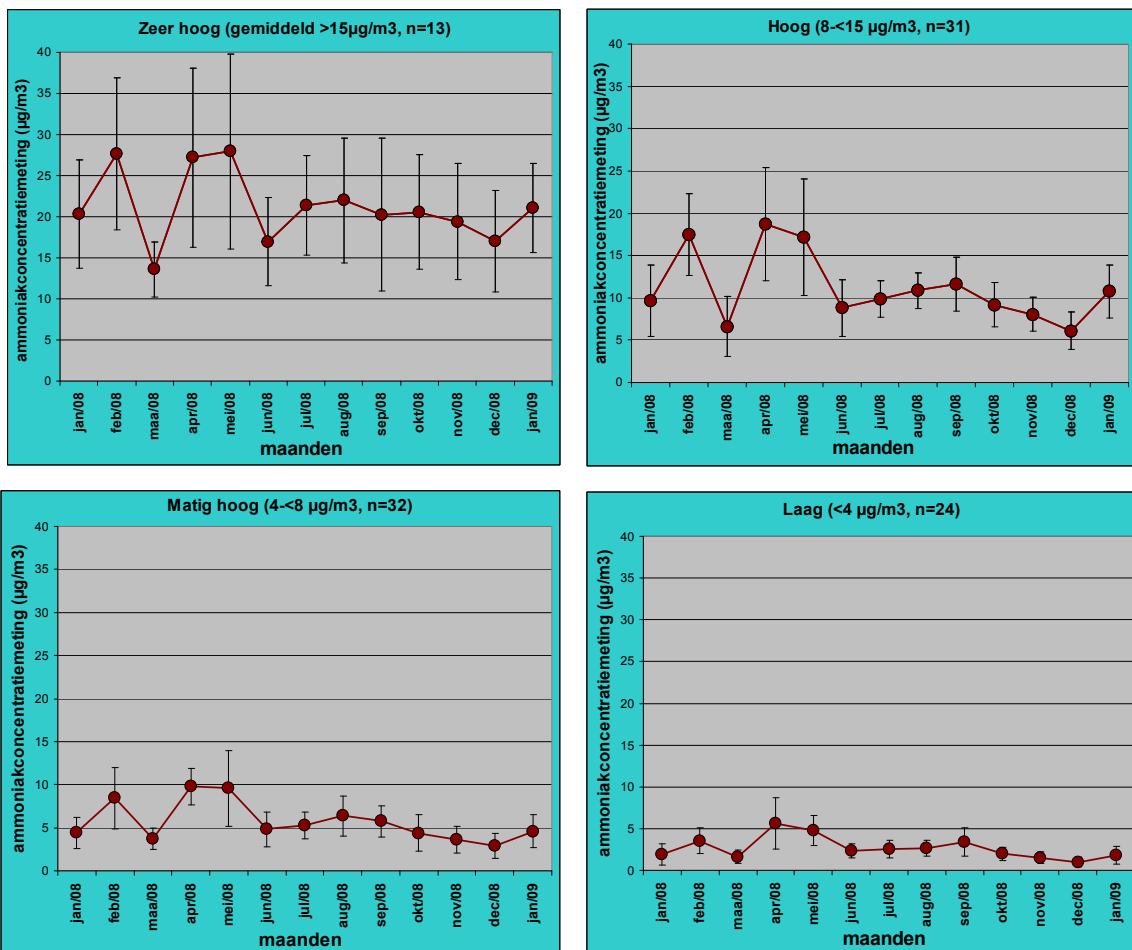
In totaal zijn 23 stalen verloren gegaan omwille van volgende redenen:

- Verwijderen van de shelter of de body (vandalisme, wegenwerken, ...): 13
- Op de grond gevallen shelters en/of body's: 6
- Vergissingen bij het vervangen van de sampler: 4

#### 4.5.2.2 Resultaten van de metingen



Figuur 47. Gemiddelde luchtconcentratie metingen van ammoniak per maand voor alle locaties samen.



Figuur 48. Ammoniakluchtconcentratie metingen opgesplitst volgens vier klassen van gemiddelde ammoniakdruk (op jaarbasis).

De gemiddelde ammoniakconcentraties in de lucht volgen over alle locaties heen min of meer hetzelfde patroon (Figuur 47 en 48). In de maanden februari, april en mei zijn deze het hoogst, in de maanden maart en december het laagste. Ook de maand juni is op de meeste locaties iets lager. Variaties in de gemiddelde ammoniakluchtconcentratie zijn het grootst in gebieden waar deze zeer hoog is en het kleinst in de gebieden waar deze laag is. Globaal zijn de variaties ook groter op momenten dat de concentratie het hoogst is. Toch is het opvallend dat onafhankelijk van het niveau de gemiddelden in de piekmaanden overal ongeveer een verdubbeling bedragen van het basisniveau.

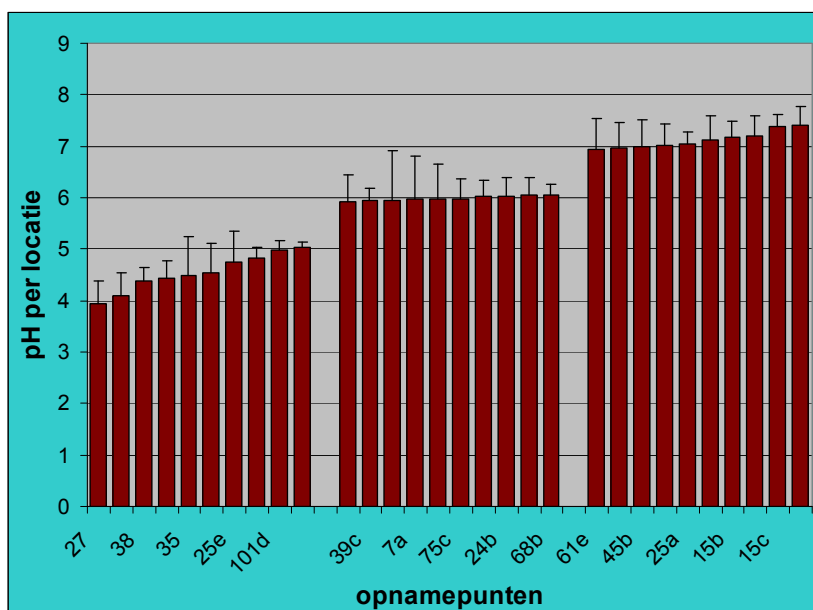
Deze conclusies zijn mooi in lijn met de resultaten uit het depositiemetnet verzuring (VMM 2007). Ze hangen oa. samen met de periodes van mestuitrijding:

- Van 21 september tot 21 januari geldt een uitrijdverbod voor mest.
- In februari begint men velden te bemesten.
- Ook in mei/juni valt een nieuwe periode van bemesting juist voor het zaaien van de maïs en na het maaien van het gras. Deze piek is in het meetnet minder dan deze in februari/maart.
- Van juni tot eind augustus zijn de concentraties meestal lager om daarna in het najaar weer hoger te worden.
- September komt in onze resultaten er niet echt als een piek uit maar als een gelijkmatige verhoging. Afhankelijk van de weersomstandigheden, zal de bemesting eerder verspreid gebeuren of juist niet. Een piek wordt waargenomen indien de periode die het uitrijden van de mest toelaat, eerder kort is.
- Dat we in de gebieden met hoge concentraties ook hoge waarden in de wintermaanden vonden, heeft te maken met twee oorzaken:
  - de metingen vonden plaats dichtbij een bron
  - de hele omgeving kan als bron worden gezien, door de intensieve veehouderij in de streek.

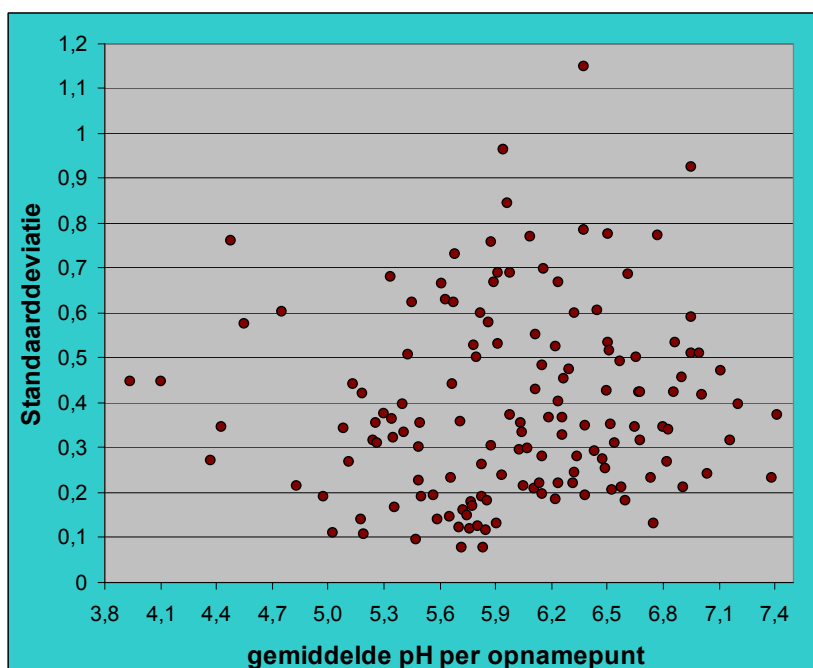
Er zijn 56 opnamepunten waar de jaargemiddelde ammoniakconcentratie onder de WHO-norm van  $8 \mu\text{m}/\text{m}^3$  bleef en 44 waar deze overschreden werd. Op maandbasis werd deze norm in 42% van alle metingen overschreden. In 80 van de 100 meetlocaties werd in de loop van het jaar de norm minstens éénmaal overschreden. Op 22% van de locaties lag het maandmaximum meer dan 3 maal hoger dan de norm, op 11% zelfs 4 maal hoger en het maximum van alle 1276 maandmetingen lag met  $55,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bijna 7 maal hoger dan de WHO-norm.

De variabiliteit van pH metingen tussen bomen op één locatie was relatief beperkt (Figuur 49). De standaarddeviaties van pH metingen op de 6-10 bomen van een locatie varieerde tussen een minimum van 0.078 en een maximum van 1.15. De foutmarge op deze metingen was niet heteroscedastisch, maw. de fout nam niet toe bij grotere waarden (Figuur 52).





Figuur 49. Variatie in pH tussen bomen op eenzelfde locatie: gemiddelde en standaarddeviatie per locatie. Selectie van driemaal 10 voorbeelden van locaties: 10 met laagste pH, 10 gemiddeld en 10 met hoogste pH.



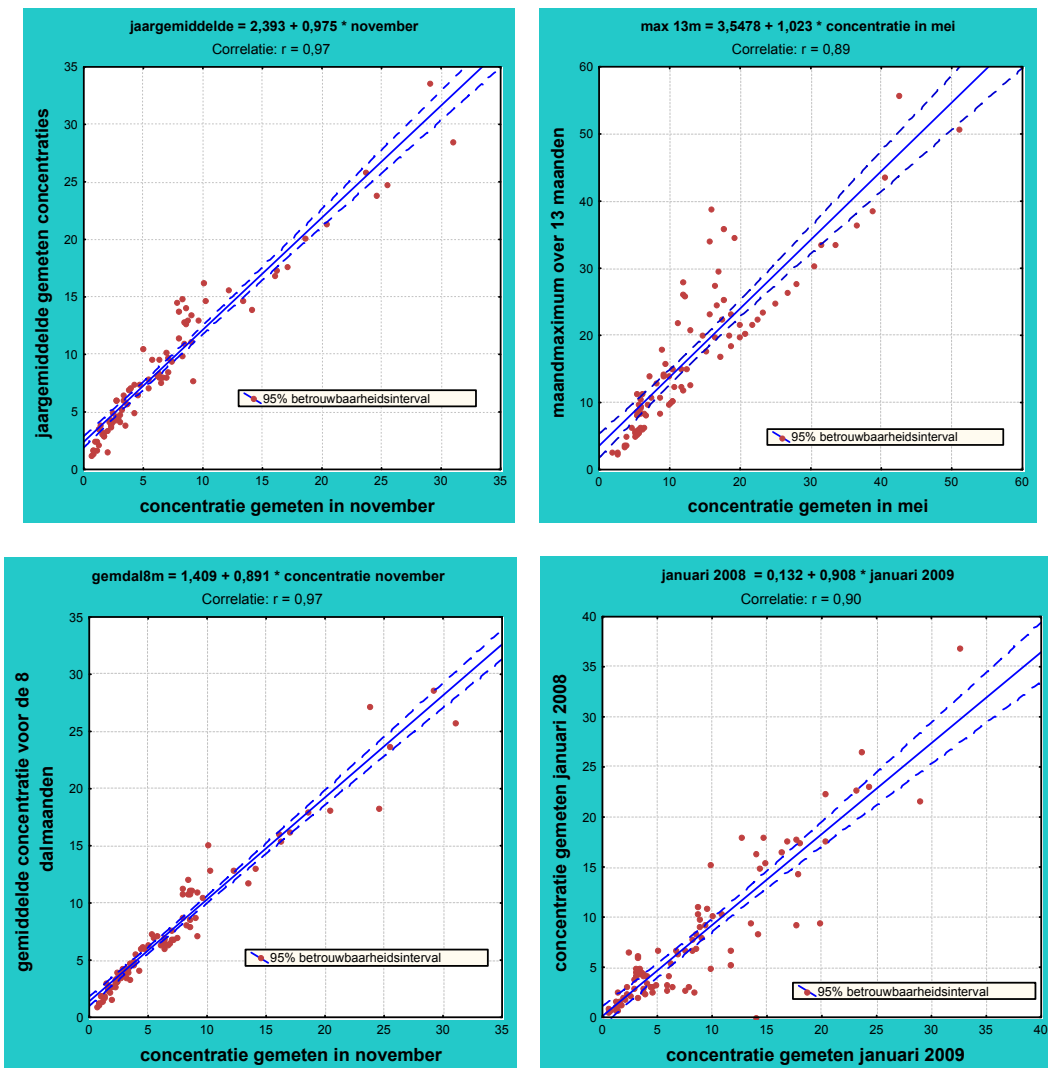
Figuur 50. Afwezigheid van verband tussen gemiddeld pH per opnamepunt en de standaarddeviatie van de metingen tussen de bomen van een opnamepunt.

De ammoniakconcentratie metingen correleerden onderling sterk (Tabel 24 en Figuur 51; zie ook alle figuren van PCA in deel 4.6.2.). Daarom valt het misschien te overwegen om bij toekomstige projecten niet noodzakelijkerwijze gedurende een gans jaar elke maand ammoniakconcentratie metingen uit te voeren dmv. passieve samplers, maar enkel in die maanden die het meest (of alleszins voldoende) informatief zijn. Alhoewel het niet strikt het onderwerp van deze studie is, gaan we toch even dieper in op de verbanden en de mogelijke keuzes.

De jaargemiddelde concentraties vertonen de hoogste correlaties met de maanden waarin de laagste ammoniakconcentraties gemeten werden; vooral juni tot november scoren goed. Het maximum van alle maandmetingen is grilliger en vertoont lagere correlaties; het is best in te schatten door een meting in april-mei. Het valt op dat veel punten mooi de bissectrice volgen (dus perfecte correlatie tussen mei en maximum), maar dat een aantal daar ver boven ligt: wellicht een gevolg van ammoniakpieken door uitrijden van mest. Een meting in juli en november geeft het best de minimum maandmeting weer. Het gemiddelde van de vier piekmaanden is het best in te schatten aan de hand van metingen in januari, februari en mei. Het gemiddelde van de dalmaanden komt het sterkst overeen met de maanden juni-augustus en oktober-november. De twee metingen in januari van opeenvolgende jaren lagen niet zo heel dicht bij elkaar ( $r=0.90$ ), maar daar kunnen bv. verschillen in windrichting tussen de twee jaren een belangrijke rol in spelen. Met twee metingen, nl. gedurende april-mei en november kan men een redelijk beeld krijgen over de ammoniakconcentraties gedurende een heel jaar: april-mei geeft de piekmaand weer, november het niveau van de dalmaanden.

Tabel 24. Correlatiecoëfficiënten tussen de maandconcentraties van ammoniak en het jaargemiddelde, de maximummaand, het gemiddelde van de vier piekmaanden en van de acht dalmaanden.

	<b>Jaar- gemiddelde</b>	<b>maandmax 13m</b>	<b>maandmin 13m</b>	<b>gemiddelde piek 4m</b>	<b>gemiddelde dal 8m</b>
januari 2008	0,90	0,76	0,91	0,85	0,90
februari 2008	0,91	0,87	0,78	0,92	0,87
maart 2008	0,89	0,81	0,87	0,82	0,90
april 2008	0,86	0,90	0,76	0,89	0,81
mei 2008	0,85	0,89	0,76	0,91	0,78
juni 2008	0,93	0,81	0,90	0,86	0,95
juli 2008	0,96	0,82	0,92	0,90	0,98
augustus 2008	0,95	0,80	0,88	0,88	0,96
september 2008	0,94	0,86	0,91	0,92	0,92
oktober 2008	0,95	0,79	0,92	0,88	0,97
november 2008	0,97	0,83	0,94	0,92	0,97
december 2008	0,91	0,76	0,90	0,83	0,94
januari 2009	0,96	0,88	0,91	0,94	0,94
gemiddeld januari	0,95	0,84	0,93	0,92	0,94

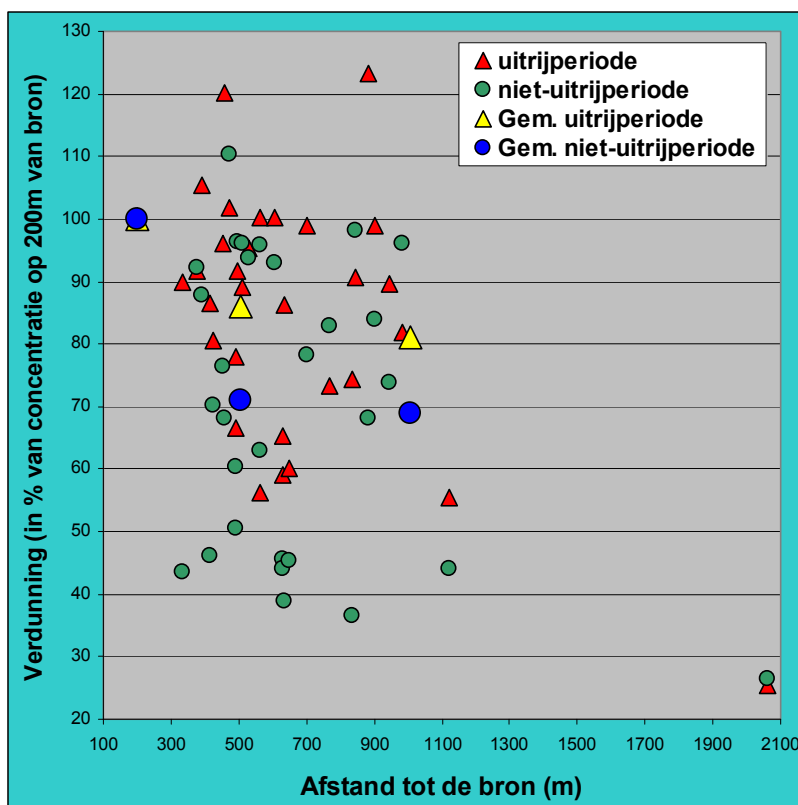


Figuur 51. Correlaties tussen ammoniakconcentratiemetingen in geselecteerde maanden, of met aggregaatmetingen over een heel jaar (jaargemiddelde, maximummaand, gemiddelde 8 dalmaanden). Punten in de grafiek zijn ammoniakmeetpunten.

#### 4.5.2.3 Bepalen van een ammoniakverdunningscurve

Ideale opnamepunten lagen als een reeks op toenemende afstand van een emissiebron (veehouderijbedrijf). In die reeks werden op het eerste (a), derde (c) en vijfde (e) punt de ammoniakconcentraties gemeten met samplers, maar de korstmossen werden op alle vijf de punten bestudeerd. Bedoeling was dat omwille van een berekenbare verdunning van de ammoniakconcentratie met toenemende afstand, de concentraties op de tussenliggende punten (b en d) zou kunnen berekend worden.

De gemeten ammoniakconcentraties werden in functie van de afstand voor de 30 locaties die ten NO van een veehouderijbedrijf gelegen zijn uitgezet in een figuur die de ammoniakverdunning weergeeft (Figuur 52). De jaargemiddelde ammoniakconcentraties van alle opnamepunten gelegen tussen 150 en 250m (opnamepunten a) van het veehouderijbedrijf maakten we gelijk aan 100% waarna we de verdunning in % van de 'a'-concentratie berekenden voor de punten tussen 350 en 500m (punten c) en op >700m (punten e). Omdat de gemeten ammoniakconcentratie de resultante is van emissies van het veehouderijbedrijf en het uitrijden van mest, werden de berekening afzonderlijk gemaakt voor de periodes waarin de meeste mest wordt uitgereden (januari, februari, april en mei: rode driehoeken) en de andere maanden, die buiten de hoofduitrijperiode vallen (groene punten).



Figuur 52. Verdunning van ammoniakconcentraties ivf. de afstand tot de bron voor de uitrijperiode van mest (januari, februari, april, mei) en buiten de uitrijperiode. Gemiddelde waarden voor de 'a', 'c' en 'e' punten.

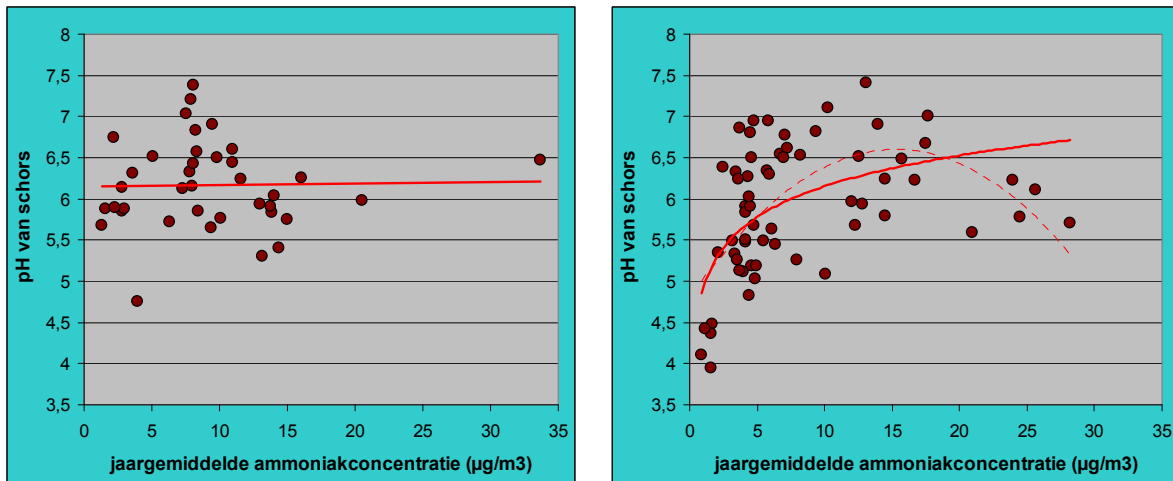
Bij het opmaken van Figuur 52 werden meerdere locaties weggelaten waar de ligging van de punten niet helemaal voldeed aan het oorspronkelijke zoekbeeld van een verdunninglijn. Bij de locaties 6, 15, 39, 40, 45, 46 en 103 is de ammoniakconcentratie bij punt b en/of c in meer dan de helft van de maanden (meestal 8 of 9) hoger dan op punt a. Hier is er dus kennelijk interferentie van bijkomende ammoniakbronnen, waardoor punten verder gelegen van de bron een hogere concentratie vertoonden dan het punt vlak bij de bron. Deze lokaliteiten werden niet gebruikt bij opmaken van Figuur 52. Uit de figuur valt wel af te leiden dat er een sterkere verdunning optreedt ivf. de afstand buiten de uitrijperiode van mest en meer storingen tijdens de uitrijperiode.

Om die reden werd voor het inschatten van de gemiddelde ammoniakconcentraties voor de tussenliggende punten 'b' en 'd' geen gebruik gemaakt van een algemene formule/kromme afgeleid uit alle data, maar werd lineair geïnterpoleerd in functie van de afstand van het tussenliggende punt tot a of c tussen de gemeten waarden voor elk van de plaatselijke reeksen.

#### 4.5.2.4 Relatie tussen ammoniakconcentratie en pH van de schors

Op Canadapopulieren konden we geen enkel verband vinden tussen de pH van de schors en de ammoniakconcentraties in de lucht in december (de maand waarin de pH-metingen werden uitgevoerd). Een nagenoeg identiek patroon stelden we vast voor de jaargemiddelde (Figuur 53 links) en de maximale ammoniakconcentraties op maandbasis. Zomereiken daarentegen vertonen een duidelijk verband tussen de pH van de schors en de ammoniakconcentratie en dit zowel in de maand december als wat betreft de jaargemiddelde (Figuur 53 rechts) en de maximale ammoniakconcentraties. Bij permanent zeer hoge ammoniakconcentraties in de lucht blijkt zelfs opnieuw een licht verzuringseffect op te treden. De polynomiale kromme (stippenlijn) beschrijft daarom wellicht beter het verband dan de logaritmische curve.





Figuur 53. Verband tussen de jaargemiddelde ammoniakconcentratie en de pH van de schors (links Canadapopulieren, rechts Zomereiken).

Barkman (1958) geeft voor Zomereiken een pH van 3,7 tot 5,0 met een gemiddelde van 4,5 en extremen van 2,9 tot 6,4. Uit Figuur 53 (rechts) blijkt dat een jaargemiddelde ammoniakconcentratie van 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Zomereiken al zodanig doet ontzuren dat hun pH gelijk wordt aan die van Canadapopulieren. De voor eiken karakteristieke gemiddelde schorszuurheid van pH 4,5 is bij een ammoniakbelasting van 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  al helemaal verdwenen.

De laagste gemiddelde gemeten pH in de huidige studie was 3,94 en de hoogste 7,41. Beide waarden werden op Zomereiken aangetroffen. De laagste gemeten schorszuurheid op Canadapopulieren bedroeg 4,75 en de hoogste 7,38. Het gemiddelde van alle Zomereiken samen was 5,89 en van Canadapopulieren 6,18.

## 4.6 Statistische analyses

### 4.6.1 Correlaties

De meer dan 550.000 correlaties worden niet individueel besproken, wel een paar grote trends.

Van de standplaatsvariabelen vertoonden enkel de volgende een significante enkelvoudige correlatie met de ammoniakconcentraties: begraasd weiland (positief), houtkant (negatief), honden (negatief), ruwheid schors (negatief), afstand tot de kust in westelijke richting (negatief) en pH (positief). Correlatie wil echter nog niet zeggen oorzakelijk verband. Dat honden bv. negatief zouden correleren met ammoniak is namelijk heel verdacht. Blijkt dat er meer bomen met invloed van honden voorkwamen diep in het binnenland (verder van de kust) dan in West-Vlaanderen waar de hoogste ammoniakconcentraties gemeten werden. Het negatieve verband tussen honden en ammoniak is dan ook terug te brengen tot een niet evenredig aanwezig zijn van bomen gebruikt door honden in de verschillende regio's.

Standplaatsvariabelen werden in de analyses toegevoegd aan de significante modellen om na te gaan of ze deze konden verbeteren, zeker wanneer de residuele waarden van de modellen significant bleken te verschillen in functie van een standplaatsvariabele.

Alle samengestelde variabelen op basis van korstmossen (NIW, AIW, NPW, APW, ASN, ASA, het type, Hoffmann-indexen) vertoonden zeer significante correlaties met de gemeten ammoniakconcentraties. Deze verbanden waren steeds minder sterk voor de samengestelde variabelen berekend op basis van informatie uit het voorkomen in het grid dan op basis van de totale boom.

Geen enkele van de vitaliteits- of fertiliteitsparameters vertoonde enig verband met ammoniakconcentraties. Hetzelfde gold voor de variabelen die soortdiversiteit van korstmossen weergeven (per boom, voet, stam, opnamepunt of verwacht in 6 bomen).

Van de korstmossen waarvan de diameter gemeten werd, waren er 16 soorten (42%) die significante verbanden vertoonden met ammoniak en 22 die geen enkel verband vertoonden.

Van de 133 korstmosparameters die we op de volledige boom bepaalden waren er 45 (34%) die minstens één beduidende correlatie hadden met één of andere ammoniakmeting. Voor de parameters bepaald op de voet van de boom was dit 28%, voor de stam 23% en voor informatie verzameld via het grid slechts 6%. De grid-methode bevat dus blijkbaar de minste informatie over ammoniakconcentraties.

#### **4.6.2 Principale componentenanalyse (PCA)**

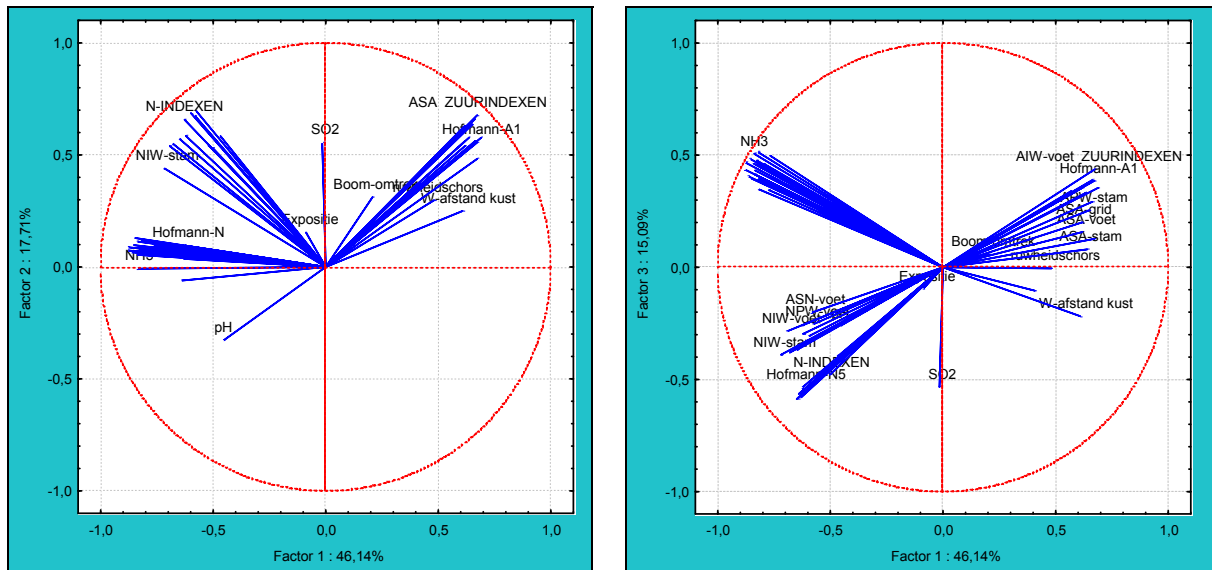
Een principale componentenanalyse is een exploratieve, multivariate techniek die de assen van voornaamste variatie, principale componenten of factoren genoemd, opspoorde in de data. De resultaten kunnen ruimtelijk voorgesteld worden waarbij de factoren loodrechte, onafhankelijke assen vormen en de variabelen op basis van hun correlaties met die factoren kunnen ingetekend worden. De weergave is meestal een tweedimensionele figuur waarbij telkens twee factoren tegen elkaar uitgezet worden. Variabelen die in het NO-kwadrant liggen, correleren positief met elk van de twee factoren, variabelen in het ZW-kwadrant correleren negatief met beide factoren. Variabelen in het ZO-kwadrant correleren positief met de factor op de horizontale as en negatief met die op de verticale as. Variabelen waarvan de vectorlijnen in eenzelfde kwadrant liggen, zijn onderling positief gecorreleerd. Variabelen die in tegenovergestelde kwadranten liggen, zijn negatief gecorreleerd. Variabelen die in aangrenzende kwadranten liggen, hebben beperkte correlaties. De zichtbare lengte van de vectorlijn van de variabelen is een maat voor de omvang van hun correlatie met de factoren.

De ammoniakconcentraties correleren steeds sterk met de eerste principale component (factor 1), waardoor het mogelijk is om korstmossen die indicatief zijn voor ammoniak te identificeren aan hun correlatie met deze factor (horizontale as in de figuren). Door in de analyse ook SO<sub>2</sub>-index, boomdikte, ruwheid van de schors, expositie, afstand tot de kust, e.d. mee op te nemen, kunnen we de invloed van deze factoren op sommige korstmossen identificeren, voor zover ze samen beduidende correlaties vertonen met één van de factoren van lagere orde.

Korstmossen met hoge factorladingen voor de eerste factor (aangegeven in het grijs in onderstaande tabellen in de volgende 4 hoofdstukken) zijn interessante kandidaten om ammoniakconcentraties te voorspellen. Daarmee rekenen we later verder in de modellen. Korstmossen met een relatief hoge correlatie met factoren 2 of 3 (in het grijs aangegeven) hebben eigenschappen die mogelijks storend zijn voor het verband met ammoniak (zoals bv. gevoeligheid voor de boomdikte of de expositie). Hun gebruik in modellen moeten we voor dergelijke factoren extra evalueren. We bespreken eerst de resultaten m.b.t. Zomereiken en vervolgens die m.b.t. Canadapopulieren.

#### 4.6.2.1 Verbanden tussen de ammoniakconcentraties en samengestelde indexen voor korstmossen

##### 4.6.2.1.1 Zomereiken



Figuur 54 en 55. Resultaat van de PCA voor Zomereiken met de factoren 1 en 2 (links) en 1 en 3 (rechts).

De eerste factor (die de grootste variatie naar zich toehaalt) verklaart 46% van de variatie, de tweede 18% en de derde 15%. Dit betekent dat er sterke bundels met verbanden bestaan tussen de variabelen. In de PCA liggen de punten met hoge ammoniakbelasting, aangewezen door de ammoniakmetingen, links op de horizontale as (Figuur 54). De Hoffmann-indexen lijken daar in de projectie van factor 1 x 2 vrij goed mee samen te vallen. Punten en variabelen die wijzen op lage ammoniakconcentraties liggen rechts en in het 'noordoosten' van Figuur 54.

De figuur met factoren 1 x 3 is meer verhelderend (Figuur 55).

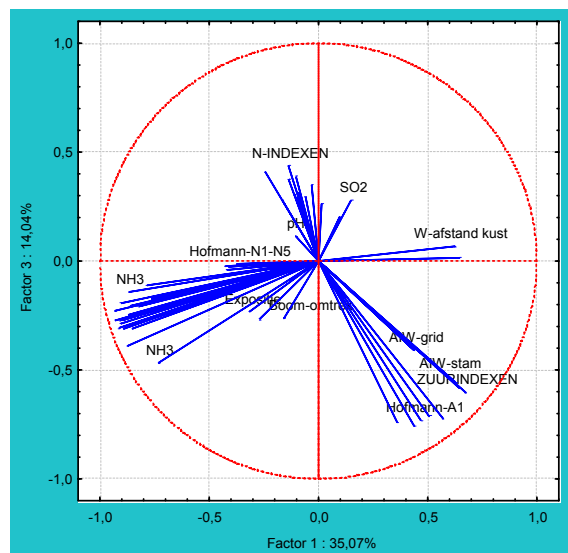
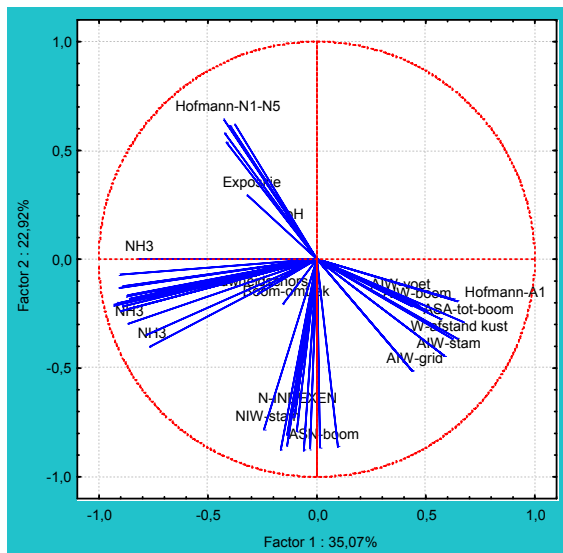
Er is enerzijds een hele sterke bundel in het noordwesten met de variabelen die ammoniakconcentraties weergeven, terwijl er van zuidwest naar noordoost korstmossindexen staan. Hierbij valt op dat de korstmossvariabelen die zure (of voedselarme) toestanden meten (in het noordoosten) vrij keurig staan tegenover de variabelen die meer basische (of voedselrijke) toestanden opmeten (in het zuidwesten). Geen van beide groepen valt echter bijzonder goed samen met de variaties in de ammoniakmetingen! Hier is misschien ruimte voor verbetering. Dit kan bv. door het zoeken naar andere korstmossen, zowel soorten die op afwezigheid van ammoniak wijzen als soorten die indicatief zijn voor hoge ammoniakconcentraties. Of via het nauwkeuriger rekening houden met de bedekkingsgraad van de korstmossen. In de literatuur worden alvast nog heel wat andere, in de huidige indexen niet gebruikte en veel voorkomende, nitrofytische soorten vermeld zoals Bleekgroene schotelkorst, Dun schaduwmos, Grauw rijpmos, Vals dooiermos en Vliegenstrontjesmos.

SO<sub>2</sub>-index, boomomtrek, afstand tot de kust, expositie, pH van de boom en ruwheid van de schors spelen in dit verhaal geen rol van betekenis. Ze wijzen kriskras in het rond zonder grote correlaties met korstmossvariabelen of ammoniakconcentraties.

Tabel 25. Correlaties van de variabelen met de verschillende factoren voor het verband tussen ammoniakconcentraties en samengestelde indexen bij Zomereiken.

	F1 (46%)	F2 (17,7%)	F3 (15,09%)		F1 (46%)	F2 (17,7%)	F3 (15,09%)
NH3piek4m	0,88	0,05	-0,44	Hofmann-N5	0,63	0,09	0,53
NH3gem13	0,88	0,06	-0,47	NPW-tot-boom	0,61	0,69	0,29
NH3jan2	0,86	0,04	-0,41	SKN - locatie	0,61	0,44	0,07
NH3dal8m	0,86	0,07	-0,49	ASN-voet	0,60	0,67	0,19
NH3jun	0,85	0,11	-0,40	NPW-voet	0,59	0,70	0,24
NH3mar	0,84	0,03	-0,47	NPW-grid	0,53	0,54	0,45
NH3nov	0,84	0,09	-0,51	NIW-grid	0,51	0,53	0,46
NH3apr	0,83	-0,03	-0,42	ASN-grid	0,47	0,57	0,38
NH3feb	0,83	0,05	-0,44	GempH	0,45	-0,33	0,27
NH3min13	0,83	0,04	-0,48	Expositie	0,09	0,15	0,09
NH3jul	0,83	0,06	-0,46	SO2grid	0,02	0,56	0,52
NH3dec	0,83	0,05	-0,48	GemBoom-omtrek	-0,20	0,31	-0,06
NH3aug	0,82	0,10	-0,40	K-afst-kust	-0,40	0,36	0,10
NH3okt	0,82	0,03	-0,52	ruwheidschors	-0,48	0,30	0,00
NH3max13	0,82	0,06	-0,35	AIW-grid	-0,56	0,57	-0,35
NH3jan1	0,80	0,04	-0,47	W-afstand kust (km)	-0,60	0,27	0,21
NH3mei	0,77	0,08	-0,35	ASA-voet	-0,61	0,63	-0,17
NH3sep	0,77	0,07	-0,50	ASA-grid	-0,61	0,57	-0,21
NIW-stam	0,73	0,44	0,38	APW-grid	-0,61	0,54	-0,36
NIW-voet	0,71	0,54	0,27	AIW-stam	-0,63	0,58	-0,34
NPW-stam	0,69	0,55	0,37	ASA-stam	-0,63	0,65	-0,09
NIW-tot-boom	0,66	0,58	0,36	APW-stam	-0,64	0,65	-0,27
Hofmann-N1	0,65	0,08	0,58	APW-tot-boom	-0,65	0,66	-0,30
Hofmann-N2	0,65	0,05	0,58	APW-voet	-0,66	0,56	-0,40
Hofmann-N4	0,64	-0,06	0,56	ASA-tot-boom	-0,66	0,69	-0,14
ASN-tot-boom	0,64	0,65	0,24	Hofmann-A1	-0,67	0,56	-0,40
Hofmann-N3	0,63	0,04	0,58	AIW-voet	-0,67	0,48	-0,45
ASN-stam	0,63	0,58	0,28	AIW-tot-boom	-0,68	0,58	-0,37

#### 4.6.2.1.2 Canadapopulieren



Figuur 56 en 57 Resultaat van de PCA voor Canadapopulieren met de factoren 1 en 2 (links) en 1 en 3 (rechts).

De verbanden bij Canadapopulieren zijn iets minder krachtig (Figuren 56 en 57 en Tabel 26). Ammoniakconcentraties bepalen nog steeds de hoofdas (het westen). Een aantal zure (of voedselarme) samengestelde indexen staat daar haaks tegenover (zuidoost) en de meer basische (voedselrijke) indexen staan er bijna loodrecht op (zuid). Hoffmann-indexen meten



iets helemaal anders. Deze correleren ook zwak met ammoniakconcentraties maar zijn wel vrij sterk tegengesteld aan de zure, voedselarme korstmosindexen. Ook dit geeft hoop dat optimalisatie op basis van andere korstmossen of het nauwkeuriger gebruiken van de bedekkingsgraad misschien zou kunnen voor verbetering zorgen.

SO<sub>2</sub>index, boomomtrek, afstand tot de kust, expositie, pH van de boom en ruwheid van de schors spelen in dit verhaal opnieuw geen rol van betekenis. Ze wijzen kriskras in het rond zonder grote correlaties met korstmosvariabelen of ammoniakconcentraties. De afstand tot de kust staat sterk tegenover de ammoniakconcentraties. Dat komt door de zeer grote concentraties ammoniak in West-Vlaanderen en ten noorden van Antwerpen (dicht bij de kust) en lage concentraties diep in Limburg. Dus dat is een gevolg van de inplanting van concentraties veehouderijen, niet van een effect van de kust op zich.

Tabel 26. Correlaties van de variabelen met de verschillende factoren voor het verband tussen ammoniakconcentraties en samengestelde indexen bij Canadapopulieren.

	F1 (35%)	F2 (23,5%)	F3 (14,1%)		F1 (35%)	F2 (23,5%)	F3 (14,1%)
NH3piek4m	0,939	0,179	0,244	NIW-tot-boom	0,167	0,866	-0,365
NH3gem13	0,936	0,173	0,289	NPW-stam	0,165	0,817	-0,424
NH3dal8m	0,918	0,164	0,325	GemBoom-omtrek	0,163	0,198	0,269
NH3aug	0,912	0,095	0,288	ASN-grid	0,131	0,687	-0,301
NH3sep	0,911	0,200	0,216	NPW-grid	0,128	0,741	-0,387
NH3okt	0,905	0,038	0,297	NIW-grid	0,122	0,712	-0,286
NH3jan2	0,899	0,184	0,326	ASN-stam	0,118	0,801	-0,307
NH3nov	0,894	0,088	0,286	GempH	0,099	-0,139	-0,128
NH3max13	0,878	0,268	0,159	NPW-voet	0,088	0,888	-0,285
NH3jul	0,877	0,134	0,405	NPW-tot-boom	0,060	0,883	-0,338
NH3mei	0,873	0,125	0,269	ASN-tot-boom	0,014	0,874	-0,249
NH3jun	0,872	0,191	0,284	ASN-voet	-0,069	0,869	-0,186
NH3jan1	0,867	0,149	0,221	SO2grid	-0,147	0,090	-0,287
NH3mi				AIW-voet	-0,363	0,180	0,727
n13	0,858	0,147	0,328	AIW-grid	-0,428	0,522	0,408
NH3feb	0,822	-0,030	0,214	ASA-grid	-0,428	0,522	0,408
NH3apr	0,796	0,325	0,127	APW-grid	-0,428	0,522	0,408
NH3mar	0,779	0,370	0,198	AIW-tot-boom	-0,439	0,223	0,747
NH3dec	0,735	0,123	0,478	Hoffmann-A1	-0,470	0,218	0,722
Hoffmann-N4	0,405	-0,644	-0,006	APW-voet	-0,508	0,247	0,702
Hoffmann-N2	0,400	-0,577	0,010	APW-tot-boom	-0,569	0,284	0,714
Hoffmann-N1	0,394	-0,535	-0,004	APW-stam	-0,577	0,450	0,529
Hoffmann-N3	0,375	-0,612	0,032	AIW-stam	-0,577	0,450	0,529
Hoffmann-N5	0,354	-0,623	-0,015	W-afstand kust (km)	-0,609	0,369	-0,044
ruwheidschors	0,276	0,132	0,289	ASA-voet	-0,627	0,196	0,551
NIW-stam	0,271	0,785	-0,395	K-afst-kust	-0,636	0,199	0,004
NIW-voet	0,195	0,881	-0,269	ASA-stam	-0,639	0,370	0,586
Het type - locatie	0,194	0,637	-0,268	ASA-tot-boom	-0,671	0,298	0,602

#### 4.6.2.2 Ammoniakconcentraties en de grootte van korstmossen

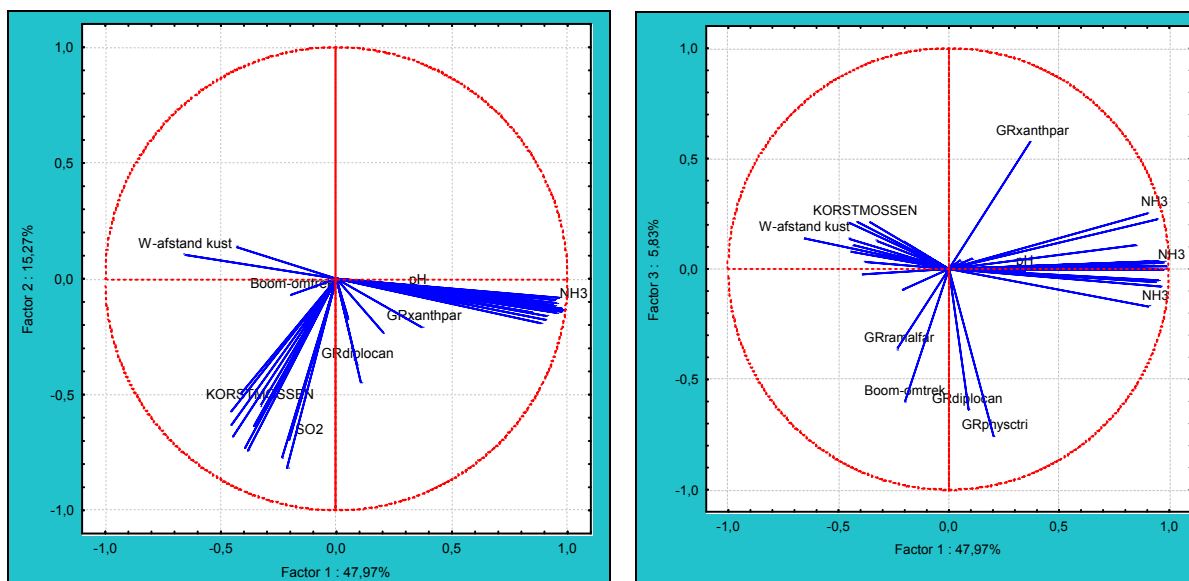
##### 4.6.2.2.1 Zomereiken

De grootte van de gemeten korstmossen staat haaks op de gemeten ammoniakconcentraties en correleert er maar heel matig mee. Buiten de zwak positief gecorreleerde *xanthpar* (Groot dooiermos) zijn alle korstmoscorrelaties negatief. Dat wil zeggen dat je via de grootte van korstmossen wel de afwezigheid of lage waarden van ammoniak kan meten, maar dat er (buiten min of meer *xanthpar*) amper soorten zijn die groter worden bij hoge concentraties ammoniak.

Op de tweede factor vertonen een aantal soorten een vrij beduidende correlatie met een hogere SO<sub>2</sub>-index. Het betreft hier voornamelijk meer SO<sub>2</sub>-gevoelige soorten waarvan de aanwezigheid precies gediend heeft bij de berekening van de SO<sub>2</sub>-index. Mathematisch dus een evident verband, dat verder niet veel zegt over SO<sub>2</sub>.

Op de derde as vertonen *diplocan* en *physctri* een positieve trend van groter worden op dikkere bomen, terwijl *xanthpar* het omgekeerde laat zien, nl. grotere exemplaren op kleinere eiken.

Over het algemeen zijn de verbanden tussen de grootte van de korstmossen en de ammoniakniveaus teleurstellend zwak. Vooral het ontbreken van korstmossen die positief reageren, geeft aan dat het moeilijk is om ammoniakconcentraties over een hele range te voorspellen door middel van de grootte van korstmossen.



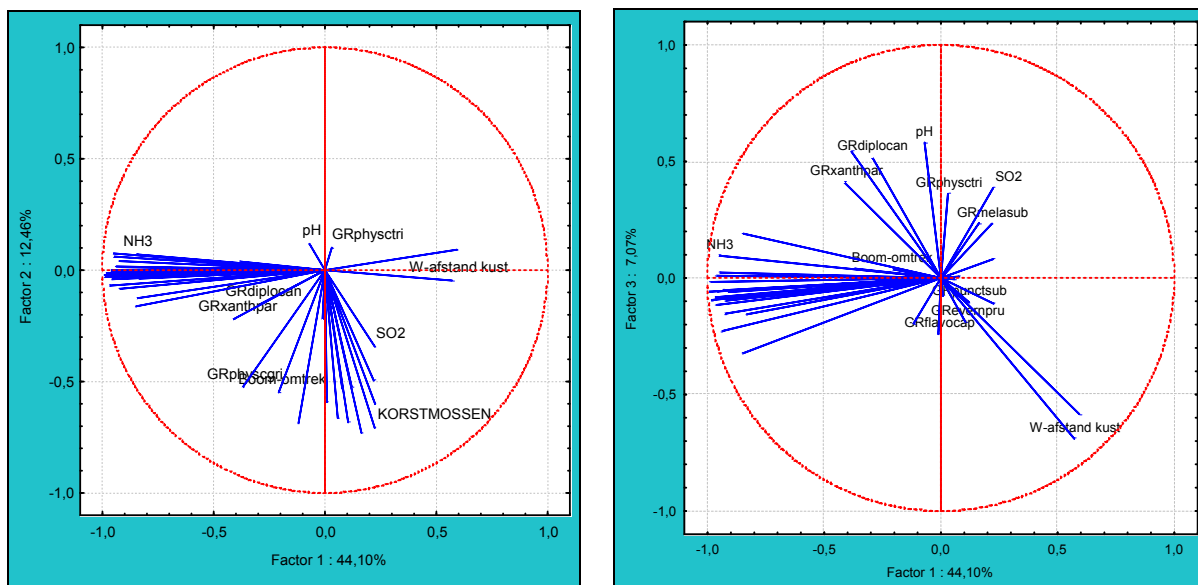
Figuur 58 en 59. Factoren 1 en 2 (links) en 1 en 3 (rechts) van een PCA m.b.t. het verband tussen de grootte van korstmossen en ammoniakconcentraties bij Zomereiken.

Tabel 27. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs). Voor afkortingen van soortvariabelen zie Tabel 23.

	F1 (48%)	F2 (15,3%)	F3 (5,8%)		F1 (48%)	F2 (15,3%)	F3 (5,8%)
SO2grid	-0,21	-0,7	0,13	NH3gem13	0,99	-0,14	0,01
GempH	0,35	-0,05	-0,01	NH3max13	0,88	-0,19	0
GemBoom-omtrek	-0,2	-0,07	-0,6	NH3min13	0,95	-0,09	0,22
K-afst-kust	-0,43	0,14	0,11	NH3piek4m	0,97	-0,14	0,03
W-afstand kust	-0,66	0,1	0,14	NH3dal8m	0,97	-0,13	0
Expositie	0,05	-0,17	0,04	GRdiplocan	0,09	-0,37	-0,64
NH3jan1	0,91	-0,16	0,03	GRevernpru	-0,45	-0,68	0,08
NH3feb	0,94	-0,11	-0,06	GRflavocap	-0,45	-0,57	0,14
NH3mar	0,95	-0,15	-0,05	GRflavosor	-0,36	-0,64	0,21
NH3apr	0,93	-0,14	0,01	GRhypogphy	-0,41	-0,5	0,21
NH3mei	0,85	-0,15	0,11	GRmelasub	-0,45	-0,63	0,21
NH3jun	0,93	-0,14	0	GRpargesul	-0,21	-0,82	-0,1
NH3jul	0,94	-0,12	0	GRparmochi	-0,33	-0,55	0,13
NH3aug	0,91	-0,18	-0,17	GRphyscgri	0,11	-0,45	0,05
NH3sep	0,9	-0,08	0,25	GRphysctri	0,2	-0,23	-0,76
NH3okt	0,96	-0,08	-0,08	GRpunctsub	-0,4	-0,73	-0,02
NH3nov	0,97	-0,13	0,03	GRpunctulo	-0,38	-0,74	0,03
NH3dec	0,94	-0,12	0	GRramalfar	-0,23	-0,77	-0,36
NH3jan2	0,95	-0,1	0,04	GRxanthpar	0,37	-0,21	0,57

#### 4.6.2.2.2 Canadapopulieren

Bij Canadapopulieren is het verband tussen ammoniakconcentraties en de grootte van korstmossen nog meer haaks dan bij eiken (Figuren 60 en 61, tabel 28). Enkel *physgri* en *xanthpar* vertonen een zwakke trend om groter te worden bij toenemende ammoniakconcentraties. Op de tweede as vertonen 11 soorten echter een duidelijkere trend om groter te worden op dikke populieren, een trend die we nauwelijks vaststelden op eiken. SO<sub>2</sub>index, expositie en afstand tot de kust spelen hier nauwelijks mee (ttz. sommige correleren wel met de derde as, maar daar houden korstmossen dan weer nauwelijks verband mee).



Figuur 60 en 61. Factoren 1 en 2 (links) en 1 en 3 (rechts) van een PCA m.b.t. het verband tussen de grootte van korstmossen en ammoniakconcentraties bij Canadapopulieren.

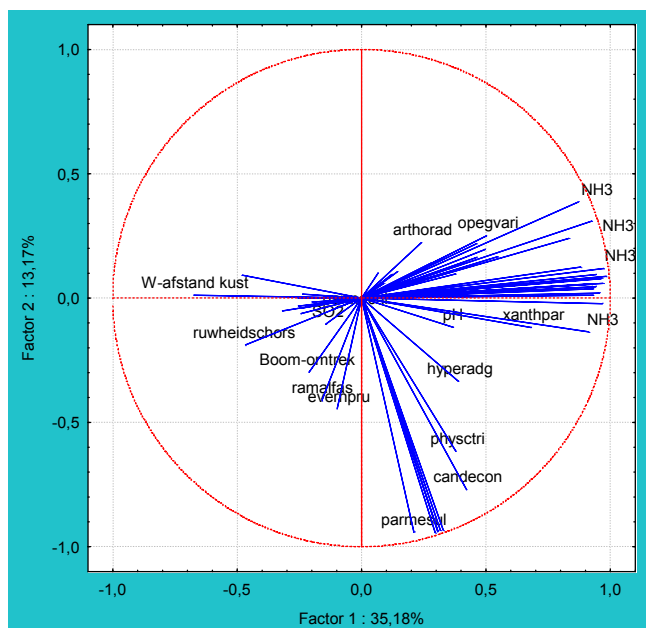
Tabel 28. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (44%)	F2 (12,5%)	F3 (7,1%)		F1 (44%)	F2 (12,5%)	F3 (7,1%)
SO2grid	0,22	-0,34	0,39	NH3max13	-0,93	-0,08	-0,1
GempH	-0,07	0,12	0,58	NH3min13	-0,93	0,04	-0,15
GemBoom-omtrek	-0,21	-0,55	0,04	NH3piek4m	-0,99	-0,03	-0,02
K-afst-kust	0,59	0,09	-0,58	NH3dal8m	-0,99	-0,01	-0,1
W-afstand kust	0,57	-0,05	-0,69	GRdiplocan	-0,29	-0,15	0,52
Expositie	-0,38	0,04	0,54	GRevernpru	0,1	-0,68	-0,19
NH3jan1	-0,91	0,01	-0,06	GRflavocap	-0,01	-0,22	-0,24
NH3feb	-0,85	0,07	0,19	GRflavosor	0,01	-0,59	-0,08
NH3mar	-0,85	-0,16	-0,32	GRhypogphy	0,23	-0,6	-0,11
NH3apr	-0,85	-0,13	-0,08	GRmelasub	0,22	-0,5	0,23
NH3mei	-0,94	0	-0,05	GRparmesul	0,06	-0,66	-0,01
NH3jun	-0,94	0,02	-0,23	GRparmochi	0,22	-0,71	0,08
NH3jul	-0,96	-0,04	-0,06	GRphyscgri	-0,37	-0,53	0,04
NH3aug	-0,96	0	0,01	GRphysctri	0,03	0,1	0,36
NH3sep	-0,96	-0,01	-0,12	GRpunctsub	0,12	-0,52	-0,1
NH3okt	-0,95	0,08	0,1	GRpunctulo	0,08	-0,53	0,01
NH3nov	-0,95	0,06	0,02	GRramalfar	0,16	-0,73	0,24
NH3dec	-0,84	-0,04	-0,16	GRxanthcal	-0,12	-0,69	-0,2
NH3jan2	-0,97	-0,07	-0,08	GRxanthpar	-0,41	-0,22	0,41
NH3gem13	-1	-0,02	-0,06				

#### 4.6.2.3 Ammoniakconcentraties en het voorkomen van korstmossen op de volledige boom

##### 4.6.2.3.1 Zomereiken

Ook hier zijn er helaas geen korstmossen die zeer hoge correlaties halen met ammoniakconcentraties (Figuur 62 en Tabel 29). Er zijn er wel 16 waarvan de aanwezigheid enigszins samenspoort met ammoniak (doorgaans positief). De tweede as stelt niet veel voor (een reeks korstmossen waarvan de aanwezigheid onderling gecorreleerd is). In de derde as zijn er een paar soorten die min of meer voorkomen op dikkere bomen. Dergelijke soorten moeten we in het oog houden en indien mogelijk weren uit de finale selectie van de korstmossen geschikt om ammoniak te modelleren.



Figuur 62. Factoren 1 en 2 van een PCA m.b.t. het verband tussen het voorkomen van korstmossen op de ganse boom en ammoniakconcentraties bij eiken.

Tabel 29. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

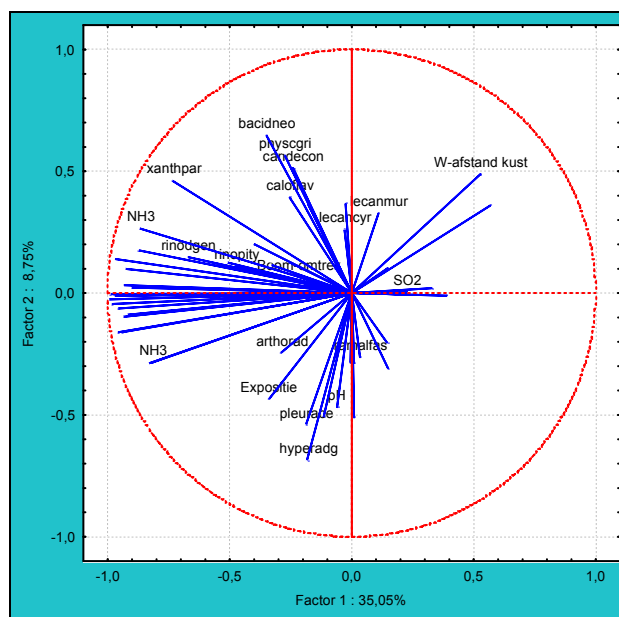
	F1 (35,2%)	F2 (13,2%)	F3 (7,4%)		F1 (35,2%)	F2 (13,2%)	F3 (7,4%)
SO2grid	-0,14	-0,1	-0,4	caloholo BD-B	0,09	0,06	-0,24
GempH	0,37	-0,12	0,19	candlvit BD-B	0,33	-0,93	0,06
GemBoom-omtrek	-0,21	-0,3	-0,58	candecon BD-B	0,42	-0,77	-0,08
ruwheidschors	-0,47	-0,19	-0,51	cladspec BD-B	-0,26	0	-0,08
K-afst-kust	-0,48	0,09	-0,41	evernpru BD-B	-0,1	-0,45	-0,03
W-afstand kust	-0,68	0,01	-0,17	fellhvir BD-B	-0,26	-0,03	-0,02
Expositie	0,08	0,02	0,02	hyperadg BD-B	0,39	-0,33	-0,1
NH3jan1	0,93	0,01	0,04	hypotrev BD-B	-0,25	-0,06	-0,24
NH3feb	0,92	0,06	-0,24	lecanchl BD-B	0,32	-0,93	0,08
NH3mar	0,96	0,02	-0,08	lecanocy BD-B	0,5	0,2	0
NH3apr	0,94	0,09	0,04	lecidela BD-B	0,55	0,17	0,59
NH3mei	0,83	0,24	-0,15	lecanhor BD-B	0,46	0,22	0,47
NH3jun	0,93	0,06	-0,24	lecanmur BD-B	0,46	0,16	-0,53
NH3jul	0,93	0,04	-0,19	lecannae BD-B	0,07	0,1	0,12
NH3aug	0,91	-0,14	-0,23	leprainc BD-B	-0,24	0,02	0,01
NH3sep	0,87	0,39	-0,17	lichleca BD-B	0,31	-0,94	0,07
NH3okt	0,97	-0,02	-0,08	marchaur BD-B	-0,25	-0,04	-0,03
NH3nov	0,97	0,08	-0,14	mycoque BD-B	0,28	0,14	0,19
NH3dec	0,94	0,05	-0,15	opegvari BD-B	0,5	0,25	0,54
NH3jan2	0,96	0,08	0,01	parmesul BD-B	0,21	-0,94	0,03
NH3gem13	0,98	0,09	-0,14	parmochi BD-B	-0,32	-0,05	-0,3
NH3max13	0,88	0,12	-0,16	phaeoorb BD-B	0,24	0,11	0,03
NH3min13	0,93	0,31	-0,09	physcgri BD-B	-0,12	-0,05	0,04
NH3piek4m	0,97	0,12	-0,09	physctri BD-B	0,38	-0,62	0,41
NH3dal8m	0,97	0,06	-0,17	pleurace BD-B	0,31	-0,94	0,07
amandpun BD-B	0,38	0,1	-0,56	ramalfar BD-B	0,3	-0,94	0,06
arthorad BD-B	0,24	0,22	0,71	ramalfas BD-B	-0,16	-0,41	-0,03
bacidneo BD-B	0,12	0,09	0,58	rinodgen BD-B	0,14	0,11	-0,01
buelgris BD-B	-0,2	-0,02	-0,04	xanthpar BD-B	0,68	-0,12	0,32

#### 4.6.2.3.2 Canadapopulieren

Bij Canadapopulieren wordt de eerste factor opnieuw sterk bepaald door ammoniakconcentraties (Figuur 63 en Tabel 30). Korstmossenmerken wijzen alle kanten uit



maar gelukkig zijn er toch meerdere (9) die een redelijke correlatie vertonen met ammoniak (grijs in tabel). In de derde as blijken er opnieuw een paar soorten te zijn die wat meer of minder voorkomen op dikke of dunne bomen.



Figuur 63. Factoren 1 en 2 van een PCA m.b.t. het verband tussen het voorkomen van korstmossen op de ganze boom en ammoniakconcentraties bij Canadapopulieren.

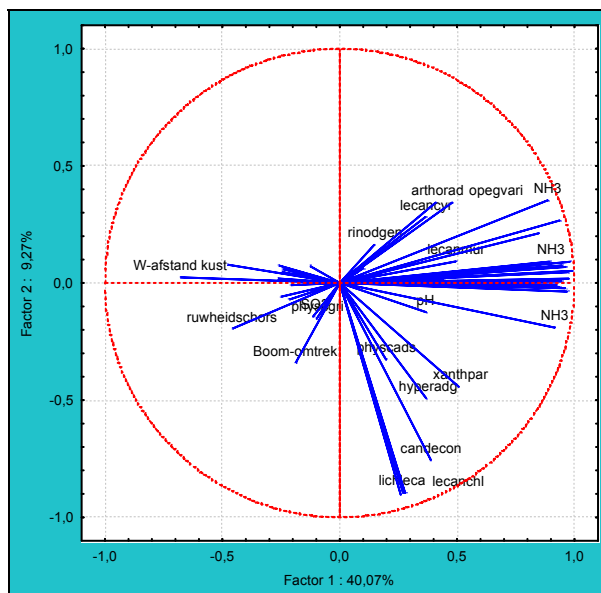
Tabel 30. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (35%)	F2 (8,8%)	F3 (8,1%)		F1 (35,2%)	F2 (13,2%)	F3 (7,4%)
SO2grid	0,22	0	-0,12	buelgris BD-B	0,33	0,02	0,1
GempH	-0,06	-0,47	0,12	calocitr BD-B	-0,51	0,13	0,43
GemBoom-omtrek	-0,22	0,07	-0,7	caloflav BD-B	-0,25	0,39	-0,27
ruwheidschors	-0,32	-0,01	-0,39	caloholo BD-B	-0,4	0,2	0,53
K-afst-kust	0,57	0,36	0,37	candecon BD-B	-0,24	0,51	-0,54
W-afstand kust	0,53	0,49	0,23	candlvit BD-B	0,01	-0,29	-0,15
Expositie	-0,34	-0,44	-0,03	evernpru BD-B	0,21	-0,01	-0,27
NH3jan1	-0,9	0,02	0,17	fellhvir BD-B	-0,26	0,13	-0,18
NH3feb	-0,82	-0,29	0,01	hyperadg BD-B	-0,18	-0,69	-0,31
NH3mar	-0,87	0,27	-0,21	lecanchl BD-B	0,14	-0,2	-0,02
NH3apr	-0,87	0,18	-0,19	lecancyr BD-B	-0,03	0,26	0,42
NH3mei	-0,93	0,03	0,13	lecidela BD-B	0	-0,28	0,03
NH3jun	-0,94	-0,01	-0,06	lecanhor BD-B	-0,12	-0,51	-0,18
NH3jul	-0,96	-0,16	0,02	lecanmur BD-B	0,11	0,33	0,33
NH3aug	-0,96	-0,06	0,12	leprainc BD-B	0,15	-0,31	-0,34
NH3sep	-0,97	0,14	0,09	opegvari BD-B	-0,33	0,12	-0,14
NH3okt	-0,94	-0,16	0,16	parmesul BD-B	0,01	-0,51	-0,39
NH3nov	-0,94	-0,1	0,18	parmochi BD-B	0,23	0,01	-0,02
NH3dec	-0,83	-0,29	-0,09	phaeoorb BD-B	-0,03	0,37	-0,14
NH3jan2	-0,97	-0,01	-0,09	physcgri BD-B	-0,28	0,57	-0,55
NH3gem13	-1	-0,03	0,01	pleurace BD-B	-0,19	-0,54	-0,33
NH3max13	-0,93	0,1	-0,16	ramalfas BD-B	0,03	-0,26	-0,05
NH3min13	-0,92	-0,09	0,16	ramalfar BD-B	0,15	0,1	-0,31
NH3piek4m	-0,99	0	-0,01	rinodgen BD-B	-0,67	0,15	0,51
NH3dal8m	-0,98	-0,05	0,03	rinopity BD-B	-0,48	0,11	0,62
amandpun BD-B	0,39	-0,01	-0,01	xanthcal BD-B	-0,18	0,36	-0,26
arthorad BD-B	-0,29	-0,25	0,23	xanthpar BD-B	-0,74	0,46	-0,15
bacidneo BD-B	-0,35	0,65	-0,55				

#### 4.6.2.4 Ammoniakconcentraties en het voorkomen van korstmossen op de boomvoet

##### 4.6.2.4.1 Zomereiken

Bij de voet van eiken wijzen de korstmosvariabelen ook alle richtingen uit, maar er zijn er toch 8 die een (steeds positieve) trend vertonen samen met ammoniakconcentraties. In de tweede factor is niet veel te beleven, behalve een reeks korstmossen die vaak samen voorkomen. In de derde factor zitten vijf soorten die wat gevoelig blijken voor de dikte van de boom en de ruwheid van de schors.



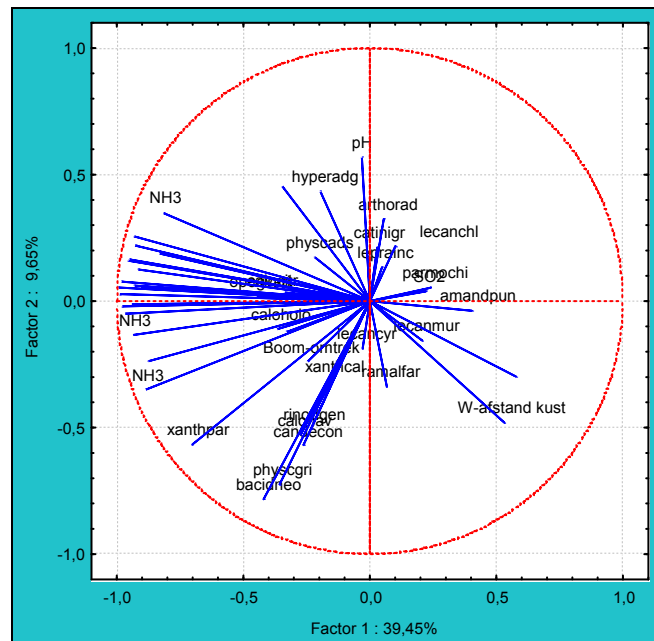
Figuur 64. Factoren 1 en 2 van een PCA m.b.t. het verband tussen het voorkomen van korstmossen op de boomvoet en ammoniakconcentraties bij eiken.

Tabel 31. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (40%)	F2 (9,3%)	F3 (7,4%)		F1 (35,2%)	F2 (13,2%)	F3 (7,4%)
SO2grid	-0,11	-0,14	0,24	NH3dal8m	0,98	0,02	0,14
GempH	0,37	-0,12	-0,24	amandpun BD-V	0,44	0,02	0,59
GemBoom-omtrek	-0,19	-0,34	0,62	arthorad BD-V	0,41	0,34	-0,55
ruwheidschors	-0,46	-0,2	0,6	bacidneo BD-V	-0,13	0,07	-0,24
K-afst-kust	-0,48	0,08	0,5	caloholo BD-V	0,1	0,06	0,43
W-afstand kust	-0,68	0,02	0,24	candecon BD-V	0,39	-0,75	0,01
Expositie	0,08	0,05	0	cladspec BD-V	-0,27	0,02	0,21
NH3jan1	0,92	-0,01	-0,06	fellhvir BD-V	-0,25	-0,06	0,02
NH3feb	0,93	0,01	0,2	hyperadg BD-V	0,37	-0,49	-0,12
NH3mar	0,96	-0,02	0,04	hypogphy BD-V	-0,25	0,05	0,01
NH3apr	0,95	0,07	-0,09	hypotrev BD-V	-0,22	-0,07	0,22
NH3mei	0,85	0,21	0,12	lecanchyl BD-V	0,28	-0,9	-0,13
NH3jun	0,94	0,01	0,21	lecancyr BD-V	0,37	0,28	-0,45
NH3jul	0,93	-0,02	0,16	lecanmur BD-V	0,49	0,09	0,55
NH3aug	0,92	-0,19	0,18	lecanlal BD-V	-0,26	0,08	0,14
NH3sep	0,89	0,35	0,16	leprainc BD-V	-0,24	0,06	0,09
NH3okt	0,97	-0,04	0,07	lichleca BD-V	0,27	-0,9	-0,13
NH3nov	0,97	0,05	0,09	opegvari BD-V	0,48	0,34	-0,52
NH3dec	0,94	0,01	0,11	parmochi BD-V	-0,21	-0,01	0,29
NH3jan2	0,96	0,07	-0,05	physcads BD-V	0,2	-0,33	-0,17
NH3gem13	0,99	0,05	0,1	physcgri BD-V	-0,1	-0,15	-0,13
NH3max13	0,89	0,09	0,1	ramalfar BD-V	0,26	-0,9	-0,13
NH3min13	0,94	0,27	0,07	rinodgen BD-V	0,15	0,16	0,12
NH3piek4m	0,98	0,09	0,05	xanthpar BD-V	0,51	-0,44	-0,31

#### 4.6.2.4.2 Canadapopulieren

Ook hier wijzen de korstmosvariabelen alle kanten uit. Maar er zijn er wel 7 die min of meer een samenhang vertonen met ammoniakconcentraties (zelfs sterk positief voor *xanthpar*). In de tweede factor sporen 6 soorten omgekeerd samen met de pH en ééntje parallel. Ze komen enerzijds meer voor op Canadapopulieren die om een of andere reden wat zuurder zijn en *hyperadg* vertoont een voorkeur voor wat meer basische boomvoeten. In de derde factor zitten drie soorten die vooral voorkwamen op de voet van dunnere bomen (*caloholo*, *lecancy* en *lecanmur*).



Figuur 65. Factoren 1 en 2 van een PCA m.b.t. het verband tussen het voorkomen van korstmossen op de boomvoet en ammoniakconcentraties bij Canadapopulieren.

Tabel 32. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (39,5%)	F2 (9,7%)	F3 (7,8%)		F1 (39,5%)	F2 (9,7%)	F3 (7,8%)
SO2grid	0,22	0,04	-0,31	NH3dal8m	-0,98	0,08	0,09
GempH	-0,03	0,57	-0,1	amandpun BD-V	0,4	-0,04	0,01
GemBoom-omtrek	-0,25	-0,24	-0,68	arthorad BD-V	0,06	0,32	-0,25
ruwheidschors	-0,33	-0,12	-0,36	bacidneo BD-V	-0,42	-0,78	-0,2
K-afst-kust	0,58	-0,3	0,57	calocitr BD-V	-0,39	0,02	0,38
W-afstand kust	0,53	-0,48	0,46	caloflav BD-V	-0,27	-0,53	-0,08
Expositie	-0,35	0,45	-0,23	caloholo BD-V	-0,37	-0,11	0,51
NH3jan1	-0,91	0,05	0,2	candecon BD-V	-0,26	-0,57	-0,42
NH3feb	-0,82	0,35	-0,09	catinigr BD-V	0,03	0,21	-0,19
NH3mar	-0,89	-0,35	0	fellhvir BD-V	-0,34	0,03	-0,07
NH3apr	-0,88	-0,24	-0,13	hyperadg BD-V	-0,2	0,43	-0,21
NH3mei	-0,93	0,06	0,12	lecanchl BD-V	0,1	0,22	-0,21
NH3jun	-0,94	-0,01	0,08	lecancyr BD-V	-0,03	-0,19	0,7
NH3jul	-0,96	0,16	0,06	lecanmur BD-V	0,21	-0,16	0,58
NH3aug	-0,95	0,17	0,11	leprainc BD-V	0,05	0,13	-0,18
NH3sep	-0,97	-0,05	0,12	opegvari BD-V	-0,45	0,02	0,03
NH3okt	-0,93	0,26	0,1	parmochi BD-V	0,24	0,05	0,09
NH3nov	-0,93	0,22	0,17	physcads BD-V	-0,22	0,17	-0,09
NH3dec	-0,83	0,19	0,07	physcgri BD-V	-0,36	-0,72	-0,36
NH3jan2	-0,98	-0,02	0,01	ramalfar BD-V	0,07	-0,34	-0,36
NH3gem13	-0,99	0,05	0,05	rinodgen BD-V	-0,23	-0,51	0,37
NH3max13	-0,94	-0,13	-0,11	xanthcal BD-V	-0,16	-0,32	-0,18
NH3min13	-0,92	0,13	0,24	xanthpar BD-V	-0,7	-0,57	-0,11
NH3piek4m	-0,99	0,03	0				

#### 4.6.2.5 Ammoniakconcentraties en korstmossen op de stam en in het grid

##### 4.6.2.5.1 Zomereiken

Hetzelfde patroon herhaalt zich steeds: korstmoskenmerken die ongeveer alle kanten uitwijzen, behalve goed samenvallen met ammoniakconcentraties. Toch zijn er weer 11 korstmossen die min of meer samengaan met ammoniakconcentraties, waarvan *xanthpar* en *opegvari* het sterkst positief en *flavocap* het sterkst negatief correleren met ammoniak. In de tweede factor zitten zes soorten die een sterke trend vertonen om samen voor te komen, maar jammer genoeg amper gerelateerd aan ammoniak (lage correlaties met de eerste factor). In de derde factor zitten acht soorten die wat meer voorkomen wanneer de soorten die gevoelig zijn voor hogere SO<sub>2</sub> waarden minder voorkomen (SO<sub>2</sub>grid en acht soorten hebben de hoogste correlatie met factor 3). Aan het niveau van de correlaties is bij *xanthpar* goed te zien dat informatie verzameld op de hele stam informatiever is over ammoniak dan informatie enkel in het grid (0.73 tegen 0.34).

Tabel 33. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (39,5%)	F2 (9,7%)	F3 (7,8%)		F1 (39,5%)	F2 (9,7%)	F3 (7,8%)
SO2grid	-0,15	-0,15	-0,67	caloholo BD-S	0,06	-0,03	-0,31
GempH	0,36	-0,16	0	candecon BD-S	0,37	-0,78	-0,06
GemBoom-omtrek	-0,2	-0,29	0	evernpru BD-S	-0,27	-0,15	-0,29
ruwheidschors	-0,46	-0,17	-0,04	flavocap BD-S	-0,44	-0,1	-0,55
K-afst-kust	-0,46	0,07	-0,32	hyperadg BD-S	0,3	-0,15	-0,38
W-afstand kust	-0,66	0	-0,29	lecanchl BD-S	0,28	-0,93	0,2
Expositie	0,06	-0,01	-0,13	lecancyr BD-S	0,41	0,07	-0,17
NH3jan1	0,93	-0,02	-0,11	lecanhor BD-S	0,43	0,25	0,16
NH3feb	0,93	0,02	0	lichleca BD-S	0,27	-0,93	0,2
NH3mar	0,96	-0,02	-0,06	marchaur BD-S	-0,25	-0,09	-0,58
NH3apr	0,94	0,07	0	melaexa BD-S	0,09	0,05	-0,23
NH3mei	0,84	0,21	-0,06	melasub BD-S	-0,27	-0,1	-0,37
NH3jun	0,93	0,01	-0,11	opegvari BD-S	0,48	0,25	0,1
NH3jul	0,94	-0,01	-0,09	parmesul BD-S	0,17	-0,95	0,06
NH3aug	0,91	-0,18	-0,08	parmochi BD-S	-0,24	-0,08	-0,57
NH3sep	0,89	0,34	-0,14	phaeonig BD-S	0,32	0,12	-0,21
NH3okt	0,97	-0,06	0,02	phaeoorb BD-S	0,28	0,1	-0,23
NH3nov	0,97	0,03	-0,08	physcgri BD-S	-0,16	-0,06	-0,25
NH3dec	0,94	0	-0,05	pleurace BD-S	0,27	-0,94	0,19
NH3jan2	0,97	0,03	-0,08	punctbor BD-S	-0,14	-0,09	-0,64
NH3gem13	0,99	0,04	-0,07	ramalfar BD-S	-0,23	-0,38	-0,63
NH3max13	0,89	0,09	-0,06	xanthpar BD-S	0,73	0,02	-0,03
NH3min13	0,94	0,27	-0,14	xanthphy BD-S	0,24	-0,14	-0,54
NH3piek4m	0,98	0,08	-0,05	amandpun BD-G	0,31	0,09	-0,2
NH3dal8m	0,98	0,01	-0,08	lecanchl BD-G	0,27	-0,93	0,2
amandpun BD-S	0,36	0,1	-0,14	physcten BD-G	-0,24	-0,05	-0,38
bacidneo BD-S	0,23	0,16	0,2	xanthpar BD-G	0,34	-0,17	-0,3
buelgris BD-S	-0,2	-0,02	0,03				

##### 4.6.2.5.2 Canadapopulieren

Vier korstmossen zijn redelijk gecorreleerd met de ammoniakconcentratieingen: *calocitr*, *caloholo*, *xanthpar* (positief) en *melasub* (negatief). Ook hier valt uit het niveau van de correlaties bij *xanthpar* goed af te leiden dat informatie verzameld op de hele stam beduidend informatiever is m.b.t. ammoniakconcentraties dan informatie uit het grid (-0.74 tegen -0.33).

Tabel 34. Factorladingen van de variabelen op de eerste drie principale componenten (voornaamste correlaties in grijs).

	F1 (36,5%)	F2 (9,1%)	F3 (7,7%)		F1 (39,5%)	F2 (9,7%)	F3 (7,8%)
SO2grid	0,22	0,35	-0,05	bacidneo BD-S	-0,29	0,7	0,12
GempH	-0,07	-0,22	-0,24	calocitr BD-S	-0,66	-0,26	0,23
GemBoom-omtrek	-0,22	0,6	-0,38	caloholo BD-S	-0,38	-0,17	0,37
ruwheidschors	-0,32	0,38	-0,24	candecon BD-S	-0,22	0,67	0,08
K-afst-kust	0,58	-0,11	0,4	evernpru BD-S	0,18	0,3	-0,47
W-afstand kust	0,54	0,08	0,38	flavocap BD-S	0,19	0,14	0,12
Expositie	-0,34	-0,29	-0,34	hyperadg BD-S	-0,19	-0,34	-0,72
NH3jan1	-0,9	-0,09	0,13	lecanchl BD-S	0,14	-0,1	-0,1
NH3feb	-0,83	-0,17	-0,13	lecancyr BD-S	-0,01	-0,07	0,3
NH3mar	-0,87	0,25	0,06	lecanhor BD-S	-0,16	-0,08	-0,46
NH3apr	-0,87	0,26	0,03	melasub BD-S	0,33	-0,05	-0,39
NH3mei	-0,93	-0,04	0,12	opegvari BD-S	-0,19	0,42	0,02
NH3jun	-0,95	-0,03	-0,01	parmesul BD-S	0,03	0,01	-0,78
NH3jul	-0,96	-0,14	-0,11	parmochi BD-S	0,16	0,29	-0,36
NH3aug	-0,95	-0,12	0,03	phaeoorb BD-S	-0,07	0,25	0,24
NH3sep	-0,97	0,04	0,17	physcgri BD-S	-0,18	0,68	-0,01
NH3okt	-0,94	-0,22	0	pleurace BD-S	-0,23	0,19	-0,28
NH3nov	-0,94	-0,18	0,07	punctbor BD-S	-0,24	0,53	0,11
NH3dec	-0,84	-0,21	-0,3	ramalfar BD-S	0,29	0,1	-0,28
NH3jan2	-0,97	0,02	-0,06	xanthpar BD-S	-0,74	0,36	0,25
NH3gem13	-1	-0,03	0,01	xanthphy BD-S	-0,09	0,68	-0,19
NH3max13	-0,93	0,16	0,02	amandpun BD-G	0,22	-0,1	0,02
NH3min13	-0,92	-0,18	0,03	hyperadg BD-G	-0,16	-0,34	-0,65
NH3piek4m	-0,99	0,01	0,02	physcten BD-G	0,04	0,55	-0,27
NH3dal8m	-0,99	-0,08	0	xanthpar BD-G	-0,33	0,15	-0,07
amandpun BD-S	0,22	0,11	-0,25				

#### 4.6.3 Canonische Discriminant Analyse (CDA)

##### 4.6.3.1 Scheiding ammoniakconcentraties boven of onder WHO-norm dmv. korstmossen

Via een discriminantanalyse proberen we of categorieën van ammoniakconcentraties kunnen onderscheiden worden op basis van opgemeten korstmoskenmerken. We testten of locaties met gemiddelde ammoniakconcentraties beneden de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kunnen onderscheiden worden van plaatsen met gemiddeld hoge en zeer hoge ammoniakconcentraties ( $>8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Boven de WHO-norm blijven we twee groepen (hoog en zeer hoog) onderscheiden om de resultaten grafisch in twee dimensies te kunnen plotten.

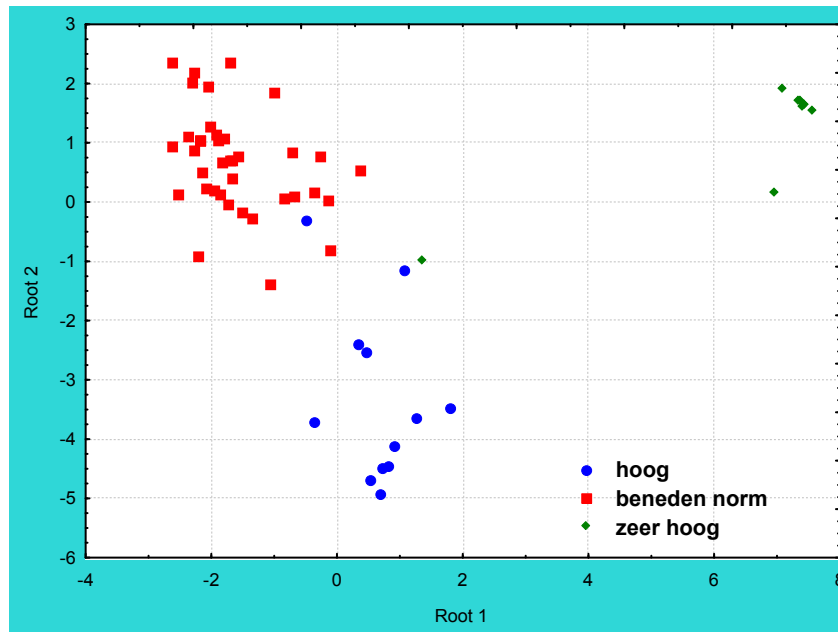
Omdat in de berekeningsprocedure de matrix geïnverteerd wordt, mogen er geen overtollige variabelen in de analyses voorkomen die onderling bijna perfect gecorreleerd zijn. Anders ontstaan zogenaamde tolerantieproblemen. Vermits in de proefopzet de aanwezigheid van dezelfde soorten korstmossen eerst gemeten werd op verschillende delen van de boom en nadien deze informatie nog eens geïntegreerd werd voor de hele boom, was de opzet een recept voor tolerantieproblemen. Een hele reeks redundante variabelen is dan ook uit de analyse moeten geweerd worden om de analyse technisch mogelijk te maken. Het weglaten van redundante variabelen heeft geen invloed op de conclusies of betrouwbaarheid van de analyse; hun rol in het onderscheidingsvermogen wordt immers volledig overgenomen door een andere variabele waarmee ze perfect correleren. Een tabel met de tolerantiewaarden, de proportie van de variantie uniek voor iedere variabele, nemen we op in de resultaten.

##### 4.6.3.1.1 Zomereiken

Op basis van korstmoskenmerken is het nagenoeg perfect mogelijk om punten met ammoniakconcentraties beneden de WHO-norm te onderscheiden van punten boven deze



norm (CDA 3 groepen, 30 variabelen: Wilks' Lambda: 0,02693 approx. F (60,60)=5,0937  $p < 0,00001$ ). Op een totaal van 62 punten is er slechts ééntje met gemeten ammoniakconcentratie boven de norm, dat via de korstmossenmerken onder de norm geklasseerd wordt (correcte classificatie =98%). Er is ook nog een punt met zeer hoge concentratie dat als hoog geklasseerd wordt, maar dat doet hier niet verder terzake (beide zijn boven de WHO-norm).



Figuur 66. Resultaten van een canonische discriminant analyse dmv. korstmossen van ammoniakmeetpunten op Zomereiken, enerzijds met ammoniakconcentraties boven (hoog en zeer hoog) en beneden de WHO-norm. De punten in de grafiek geven meetlocaties weer: de scheiding verwezenlijkt op basis van informatie van korstmossen tussen punten boven en beneden de norm is nagenoeg compleet.

Deze scheiding wordt gerealiseerd op basis van 30 korstmosvariabelen, maar in feite zijn er maar 18 die een beduidende bijdrage leveren aan het onderscheiden van de ammoniakgroepen; korstmossen met hoge tolerantiewaarden dragen veel bij aan de scheiding, variabelen met kleine tolerantiewaarden minder. Groot dooiermos (*xanthpar*) is het korstmos dat de allerbelangrijkste informatie bevat over ammoniakconcentraties. Andere soorten die belangrijk bijdroegen aan het onderscheiden van ammoniakconcentraties zijn in afnemende volgorde van belang: Gewoon schorsmos (*hypogphy*), Bosschildmos (*flavocap*), Muurschotelkorst (*lecanmur*), Groen boomschildmos (*flavosor*), Amoebekorst (*arthorad*), Verstoppschildmos (*melasub*), Rijpschildmos (*punctulo*), Eikenmos (*evernprun*), Boomglimschoteltje (*lecancyr*), Donkere schotelkorst (*lecanhor*), Vliegenstrontjesmos (*amandpun*), Groot schildmos (*parmochi*), Gestippeld schildmos (*punctsub*) en Gewoon purperschaaltje (*lecidela*).

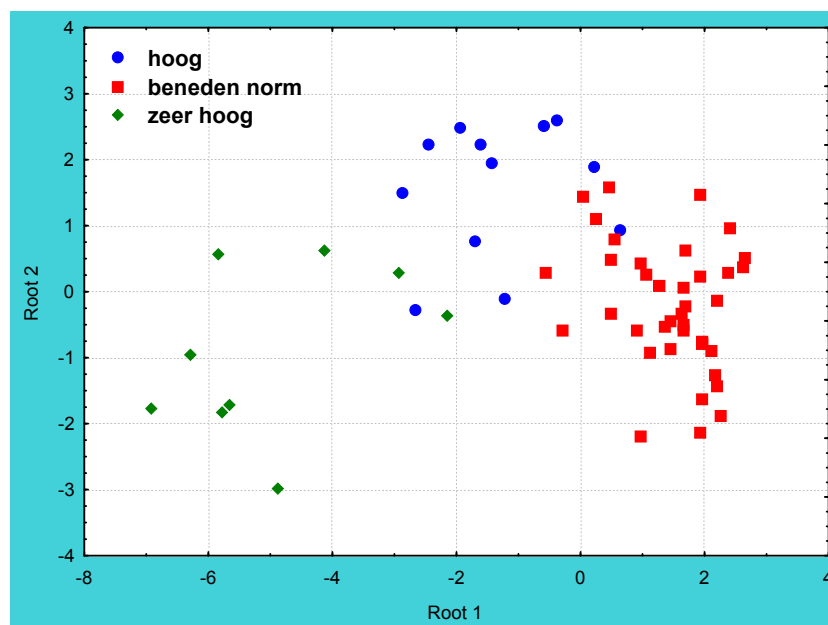
Van deze 18 zijn er 5 die momenteel reeds gebruikt worden in samengestelde korstmosindexen (NIW, AIW, Hoffmann-indexen, enz.), maar van 13 soorten is het kennelijke ammoniakindicatiepotentieel tot hertoe onbenut gebleven.

Tabel 35. Tolerantiewaarden voor de CDA op eiken: de waarde geeft de proportie van de variantie weer uniek voor elke variabele.

	Tolerantie		Tolerantie
GRxanthpar	0,62	GRpunctsub	0,19
GRhypogphy	0,34	lecancyr BD-B	0,17
GRflavocap	0,33	lecidela BD-B	0,14
lecanmur BD-B	0,33	pleurace BD-B	0,03
GRflavosor	0,32	hyperadg BD-B	0,02
arthorad BD-V	0,32	hyperadg BD-V	0,02
flavocap BD-S	0,28	amandpun BD-V	0,02
GRmelasub	0,27	amandpun BD-B	0,01
GRpunctulo	0,26	opegvari BD-B	0,01
GREvernpru	0,26	candecon BD-V	0,01
lecancyr BD-V	0,24	candecon BD-B	0,01
lecanhor BD-B	0,22	opegvari BD-V	0,01
amandpun BD-G	0,21	candlvit BD-B	0,01
parmochi BD-B	0,21	lecanchl BD-B	0
GRparmochi	0,21	lichleca BD-B	0

### Uitsluiting

Een CDA vraagt echter om een multinormale verdeling van alle variabelen, en dat is minstens bij een aantal korstmossen die maar heel sporadisch voorkomen helemaal niet het geval. Als we deze soorten (lecanchi, lecancyr, lecanhor, lecanmur, lichleca, opegvari, parmochi, pleurace, ramalfar, arthorad, candecon, flavocap (stam)) uit de analyse weglaten, bekomen we nog steeds een zeer significante scheiding (3 groepen, 17 variabelen, Wilks' Lambda: 0,09074 approx.  $F(34,86)=5,8675$   $p < 0,00001$ ). Hierbij spelen nog 13 korstmossen een beduidende rol. Samen zorgen zij voor een classificatie met twee fouten (één onderschatting en één overschatting), of 97% correcte inschatting van ammoniakconcentraties, een gelijkaardig resultaat met bovenstaande analyse. Het gaat hier dan in afnemende volgorde van belang om Vals dooiermos (*candecon*), Gewoon purperschaaltje (*lecidela*), Groot dooiermos (*xanthpar*), Verstopschildmos (*melasub*), Groot schildmos (*parmochi*), Gewoon schorsmos (*hypogphy*), Bosschildmos (*flavocap*), Groen boomschildmos (*flavosor*), Gestippeld schildmos (*punctsub*), Eikenmos (*evernpru*), Rijpschildmos (*punctulo*) en Grove geelkorst (*candlvit*).



Figuur 67. Resultaten van een canonische discriminant analyse dmv. korstmossen (met min of meer normale verdeling) van punten op Zomereiken met ammoniakconcentraties boven (hoog en zeer hoog) en beneden de WHO-norm. De scheiding tussen de meetpunten gerealiseerd met korstmossen is nagenoeg compleet.

Tabel 36. Tolerantiewaarden voor de CDA op eiken: de waarde geeft de proportie van de variantie weer uniek voor elke variabele.

	Tolerantie		Tolerantie
candecon BD-B	0,56	GRpunctsub	0,35
lecidela BD-B	0,51	GRvernpru	0,35
GRxanthpar	0,51	GRpunctulo	0,3
GRmelasub	0,48	candlvit BD-B	0,23
GRparmochi	0,46	hyperadg BD-B	0,05
GRhypogphy	0,45	hyperadg BD-V	0,04
GRflavocap	0,42	amandpun BD-B	0,03
xanthpar BD-B	0,41	amandpun BD-V	0,03
GRflavosor	0,41		

We kunnen het classificatievermogen van de vorige twee CDA's op basis van 18 en 13 soorten vergelijken met de reeds bestaande samengestelde indexen (Tabel 36). De huidige CDA kan (voor de meetreeks waarop hij gebaseerd is !) een veel groter percentage punten correct klasseren dan de bestaande indexen, die algemeen een probleem hebben om hogere ammoniakconcentraties correct te klasseren. Dat is zeer begrijpelijk voor alle 'zuur'indexen, die zich concentreren op het onderscheiden van plaatsen met zeer weinig ammoniak, maar het is ook vrij universeel geldend voor alle indexen dat ze veel plaatsen met waarden boven de WHO-norm klasseren als beneden de norm. Ook zuur-N combinaties van indices (bv. NIW-AIW) doen het niet echt veel beter. Dit laat verhopen dat het mogelijk is om op basis van een selectie soorten een nieuwe index te berekenen die meer betrouwbaar kan inschatten of een plaats werd blootgesteld aan gemiddelde ammoniakconcentraties boven of onder de WHO-norm. Crossvalidatie met punten die niet in de berekening voorkwamen is hier echter nog wel nodig.

Tabel 37. Samengestelde korstmossindexen.

ASN	Aantal soorten nitrofyten per monsterpunt	ASA	Aantal soorten acidofyten per monsterpunt
NIW	Nitrofytische indicatiewaarde	AIW	Acidofytische indicatiewaarde
NPW	Nitrofytische presentiewaarde	APW	Acidofytische presentiewaarde
Het type	Classificatie van het opnamepunt in een type		
Hoffmann-indexen	N1, N2, N3, N4, N5		A1

Tabel 38. Classificatiesucces (62 punten) in CDA van samengestelde variabelen op basis van korstmossen om ammoniakconcentraties boven of onder de WHO-norm te onderscheiden.

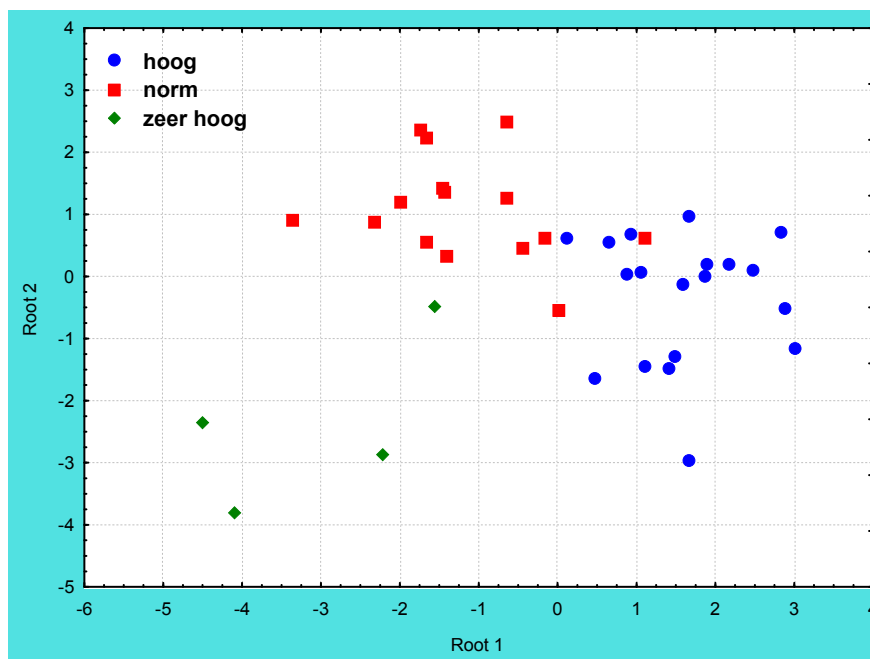
	% correct	NH3 overschat	NH3 onderschat
CDA met 18 soorten	98,4	0	1
CDA met 13 soorten	96,8	1	1
NPW-totaal-boom	71,0	1	17
NPW-voet	75,8	1	14
NPW-stam	72,6	1	16
NPW-grid	69,4	0	19
NIW-totaal-boom	67,7	1	19
NIW-voet	72,6	2	15
NIW-stam	72,6	1	16
NIW-grid	69,4	0	19
ASN-totaal-boom	69,4	1	18
ASN-voet	69,4	2	17

ASN-stam	71,0	1	17
ASN-grid	66,1	0	21
Hoffmann-N1	67,7	0	20
Hoffmann-N2	69,4	0	19
Hoffmann-N3	69,4	0	19
Hoffmann-N4	66,1	0	21
Hoffmann-N5	72,6	0	17
Het type-boom	72,6	1	16
NIW & AIW-boom	74,2	0	16
NIW & AIW-stam	74,2	0	16
APW-totaal-boom	66,1	0	21
APW-voet	66,1	0	21
APW-stam	66,1	0	21
APW-grid	66,1	0	21
AIW-totaal-boom	66,1	0	21
AIW-voet	66,1	0	21
AIW-stam	66,1	0	21
AIW-grid	66,1	0	21
ASA-totaal-boom	66,1	0	21
ASA-voet	66,1	0	21
ASA-stam	66,1	0	21
ASA-grid	66,1	0	21
Hoffmann-A1	66,1	0	21

#### 4.6.3.1.2 Canadapopulieren

Op Canadapopulieren loopt het onderscheiden van ammoniakbelasting niet zo vlot. Op basis van 20 korstmossenmerken, waarvan er 11 sterk bijdragen tot de analyse kan een gedeeltelijke scheiding van punten boven en beneden de WHO-norm bekomen worden: het model is niet significant (20 variabelen, 3 groepen, Wilks' Lambda: 0,11156 approx. F (40,32)=1,5952 p=0,0881). Het model scoort 4 plaatsen van de 38 verkeerd in (89.5% correcte classificatie): twee worden overschat, twee onderschat.

Groot dooiermos (*xanthpar*) is ook hier het korstmos dat de allerbelangrijkste informatie bevat over ammoniakconcentraties. Andere soorten die belangrijk bijdroegen aan het onderscheiden van ammoniakconcentraties zijn in afnemende volgorde van belang: Grijsgroene stofkorst (*buelgris*), Kauwgommos (*diplocan*), Verstop-schildmos (*melasub*), Muurzonnetje (*caloholo*), Gewone druppelkorst (*fellhvir*), Gewone citroenkorst (*calocitr*), Grauw rijpmos (*physcgri*), Vliegenstrontjesmos (*amandpun*) en Blauwe mosterdkorst (*rinopity*). Drie soorten komen ook voor in de eerste selectie op eiken (Groot dooiermos, Verstop-schildmos en Vliegenstrontjesmos).



Figuur 68. Resultaten van een canonische discriminant analyse dmv. korstmossen van punten op Canadapopulieren met ammoniakconcentraties boven (hoog en zeer hoog) en beneden de WHO-norm.

Tabel 39. Tolerantiewaarden voor de CDA op Canadapopulieren: de waarde geeft de proportie van de variantie weer uniek voor elke variabele.

	Tolerantie		Tolerantie
GRxanthpar	0,63	amandpun BD-B	0,14
buelgris BD-B	0,58	bacidneo BD-V	0,09
GRdiplocan	0,52	rinodgen BD-B	0,08
melasub BD-S	0,5	bacidneo BD-B	0,04
caloholo BD-B	0,35	opegvari BD-B	0,03
fellhvir BD-V	0,32	opegvari BD-V	0,03
calocitr BD-B	0,31	xanthpar BD-B	0,02
GRphyscgri	0,24	xanthpar BD-V	0,02
amandpun BD-V	0,18	physcgri BD-B	0,01
rinopity BD-B	0,16	physcgri BD-V	0,01

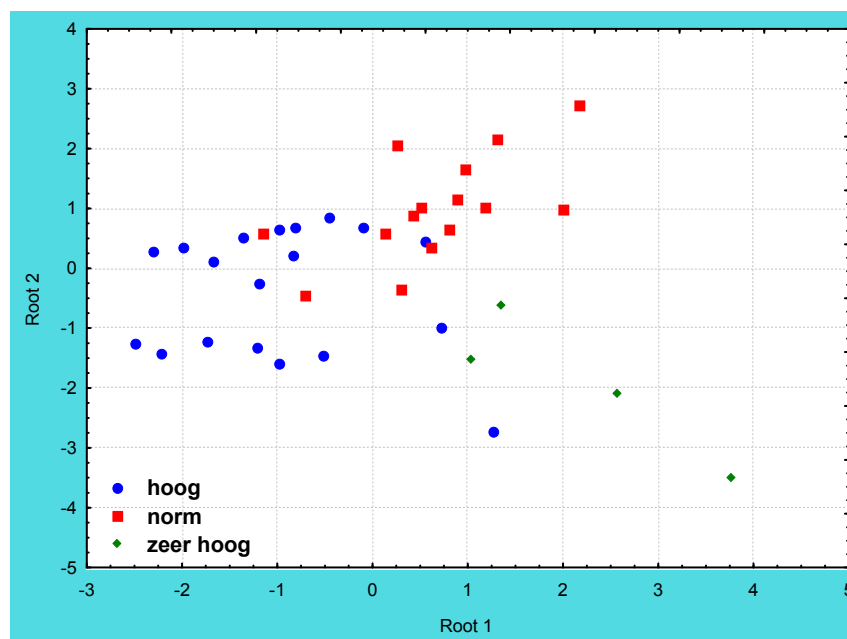
### Uitsluiting

Ook bij Canadapopulieren zijn er een aantal soorten die owv. hun beperkte aanwezigheid geen normale verdeling vertonen en waarvan het dus niet uit te maken valt of hun potentie als ammoniakindicator echt is of op toeval berust. Wanneer we deze variabelen (*basidneo*, *buelgris*, *calocitr*, *caloholo*, *rinopity*, *melasub*) voor de veiligheid uit de analyse laten, bekomen we een model van vergelijkbare kwaliteit (marginaal significant; 13 variabelen, 3 groepen, Wilks' Lambda: 0,23193 approx. F (26,46)=1,9045 p=0,0277), maar de scheiding is wat minder volledig. Er worden 7 punten verkeerd geklasseerd (82% correct, 4 te laag en 3 te hoog). Zes soorten spelen nu een beduidende rol in de scheiding van ammoniakconcentraties: Groot dooiermos (*xanthpar*), Kauwgommos (*diplocan*), Donkerbruine schotelkorst (*rinodgen*), Grauw rijpmos (*physcgri*), Gewone druppelkorst (*fellhvir*) en Vliegenstrontjesmos (*amandpun*).



Tabel 40. Tolerantiewaarden voor de CDA op Canadapopulieren: de waarde geeft de proportie van de variantie weer uniek voor elke variabele.

	Tolerantie		Tolerantie
GRxanthpar	0,73	opegvari BD-B	0,04
GRdiplocan	0,71	opegvari BD-V	0,03
rinodgen BD-B	0,41	xanthpar BD-B	0,03
GRphyscgri	0,41	xanthpar BD-V	0,03
fellhvir BD-V	0,36	physcgri BD-B	0,02
amandpun BD-V	0,18	physcgri BD-V	0,02
amandpun BD-B	0,16		



Figuur 69. Resultaten van een canonische discriminant analyse dmv. korstmossen (met min of meer normale verdeling) van punten op Canadapopulieren met ammoniakconcentraties boven (hoog en zeer hoog) en beneden de WHO-norm.

We kunnen ook hier het classificatievermogen van de vorige twee CDA's op basis van 11 en 7 soorten vergelijken met de reeds bestaande samengestelde indexen (Tabel 41). De huidige CDA kan (voor de gevallen waaruit hij zelf afgeleid werd!) een groter percentage punten correct klasseren dan de bestaande indexen, die algemeen de ammoniakconcentraties overschatten via populieren (op eiken was er een onderschatting). Zuur-N combinaties van indices (bv. NIW-AIW) doen het iets beter en de Hoffmann-indices, die speciaal ontwikkeld werden voor populieren, scoren hier duidelijk wat beter met meer evenwichtige verdeling tussen over- en onderschatting. Het verschil met de CDA resultaten is niet zo groot, zodat het niet zo zeker is dat er voor populieren op basis van een nieuwe selectie soorten een nieuwe index te berekenen valt die veel beter zal scoren dan de Hoffmann-indexen om betrouwbaar in te schatten of een plaats werd blootgesteld aan gemiddelde ammoniakconcentraties boven of onder de WHO-norm (zie verder GLZ 4.6.4.2.).

Tabel 41. Classificatiesucces in CDA van samengestelde variabelen op basis van korstmossen om ammoniakconcentraties boven of onder de WHO-norm te onderscheiden op Canadapopulieren (38 punten).

	% correct	NH3 overschat	NH3 onderschat
CDA met 11 soorten	89,5	2	2
CDA met 7 soorten	81,6	3	4
NPW-totaal-boom	65,8	13	0

NPW-voet	68,4	12	0
NPW-stam	65,8	10	3
NPW-grid	65,8	11	2
NIW-totaal-boom	65,8	9	4
NIW-voet	63,2	9	5
NIW-stam	65,8	8	5
NIW-grid	65,8	11	2
ASN-totaal-boom	68,4	12	2
ASN-voet	68,4	14	0
ASN-stam	65,8	11	2
ASN-grid	68,4	10	4
Hoffmann-N1	76,3	5	4
Hoffmann-N2	76,3	5	4
Hoffmann-N3	76,3	5	4
Hoffmann-N4	76,3	5	4
Hoffmann-N5	76,3	6	3
Het type-boom	65,8	9	4
NIW & AIW-boom	71,1	8	3
NIW & AIW-stam	76,3	8	1
APW-totaal-boom	65,8	9	4
APW-voet	63,2	10	4
APW-stam	73,7	9	1
APW-grid	71,1	11	0
AIW-totaal-boom	65,8	9	4
AIW-voet	63,2	10	4
AIW-stam	73,7	9	1
AIW-grid	71,1	11	0
ASA-totaal-boom	68,4	9	3
ASA-voet	65,8	8	5
ASA-stam	71,1	7	4
ASA-grid	71,1	11	0
Hoffmann-A1	63,2	10	4

#### 4.6.4 Generalized Lineaire/niet Lineaire Modellen (GLZ)

De voorgaande multivariate analyses (PCA en CDA) zijn exploratieve technieken die een goed inzicht geven in de structuur van de data en de verbanden tussen parameters. CDA geeft aan dat een onderscheid tussen plaatsen met hoge en lage ammoniakconcentraties via korstmossen zeker goed mogelijk is op eiken en wat minder op populieren. Deze analyses stellen echter een aantal voorwaarden aan de gegevens, bv. over de normaliteit van de verdeling, en we weten dat hieraan bij data van het type aan-/afwezigheid van levende wezens niet helemaal voldaan is, en voor de meer zeldzame zelfs al helemaal niet aan voldaan is. Daarom is het beter om met veralgemeende voorspellingsmodellen (GLZ) te gaan werken voor klassering en voorspelling van data: deze technieken halen meer uit de data, met minder risico's op artefacten.

We gebruikten meervoudige regressiemodellen met onderliggende normale of Poisson-verdeling voor de variabelen en een logaritmische linkfunctie. We bouwden en vergeleken verschillende modellen. Enerzijds selecteerden we modellen mathematisch op basis van de resultaten uit de CDA, op basis van significante variabelen in andere modellen of na toepassing van het 'best-subset' criterium, of via 'backwards removal' of 'forwards entry' van variabelen. Anderzijds werden ook modellen toegevoegd en samengesteld op basis van expert judgment. Ook hebben we alle samengestelde indexen en hun onderliggende selectie korstmossen ter vergelijking getest. Finale vergelijking en selectie van de modellen gebeurde op basis van het Akaike Information Criterium (AIC). We vergeleken daarnaast ook de

correlatie tussen gemeten en voorspelde ammoniakconcentratiewaarden en het percentage juist geklasseerde waarden als bijkomende criteria (Tabel 43). Voor een goed model moet AIC zo klein mogelijk zijn terwijl  $r$  en het percentage correct geklasseerde waarden zo groot mogelijk moeten zijn.

De meeste variabelen van voorkomen en bedekking van korstmossen vertonen veel nulwaarden en een klein aantal grote waarden. De verdeling is bijgevolg allesbehalve normaal. Ze volgt eerder een Poisson-verdeling. GLZ-modellen die gebruik maken van een onderliggende Poisson-verdeling waren inderdaad aanzienlijk beter (lagere AIC) dan modellen die een normale verdeling veronderstellen. We gebruikten dan ook Poisson-verdelingen voor criteria die te maken hebben met het voorkomen en de bedekking van korstmossen.

Het berekenen van diverse GLZ modellen is een (onder)zoektocht waarbij diverse modellen berekend werden voor verschillende omstandigheden, zoals voor alle korstmossen enerzijds en voor een beperkte set goed herkenbare soorten anderzijds. Voor lagere ammoniakconcentraties werd een afzonderlijke modellen berekend en ook de data van Zomereiken (4.6.4.1.) en Canadapopulieren (4.6.4.2.) vereisten een afzonderlijke aanpak. Het vergelijken van de kwaliteiten van de verschillende opnamemethodes van korstmossen vereiste het berekenen van telkens andere modellen; evenzo voor de verbeterde datatransformatie na logaritmische herschaling of de vergelijking met bestaande indexen. Voor elke geval wordt eerst een model berekend met een ruime set variabelen; dan worden variabelen geëlimineerd tot modellen overblijven met een zo beperkt mogelijke set significante variabelen.

#### 4.6.4.1 *Verbanden tussen ammoniakconcentraties en korstmossen op Zomereiken*

We vergeleken GLZ-modellen op basis van gemeten grootte van korstmossen (GR variabelen), bedekking op de boom (voet+stam) (BD-B variabelen), bedekking op de boomvoet (BD-V variabelen), bedekking op de stam (BD-S variabelen), voorkomen in een grid (BD-G variabelen) en bedekking na omzetting in de Bakkerschaal (BA variabelen).

Alle modellen met veel variabelen (vanaf >15) geven de indruk het bijzonder goed te doen m.b.t. de toetsingscriteria (correlatie voorspeld-gemeten, percentage correct voorspeld, afwijking op de voorspelling, percentage correct geklasseerd) (Tabel 42). Dat komt omdat ze het grootste deel van de variantie in de data opgebruiken en er zo in slagen om heel veel punten uit deze dataset dicht bij de lijn te leggen waar voorspelde en gemeten waarde gelijk zijn. De AIC waarden geven echter aan dat de fit van de modellen op de data niet bijzonder groot is. Hun performantie op een onafhankelijke dataset biedt dan ook geen garanties op een gelijkaardig succes. Eender welk model met veel variabelen zal het schijnbaar goed doen (op de dataset waarop het ontwikkeld werd). We moeten dus zoeken naar modellen met het kleinste aantal, doch significante, variabelen die het best bij de data passen (beste 'fit' met laagste AIC).

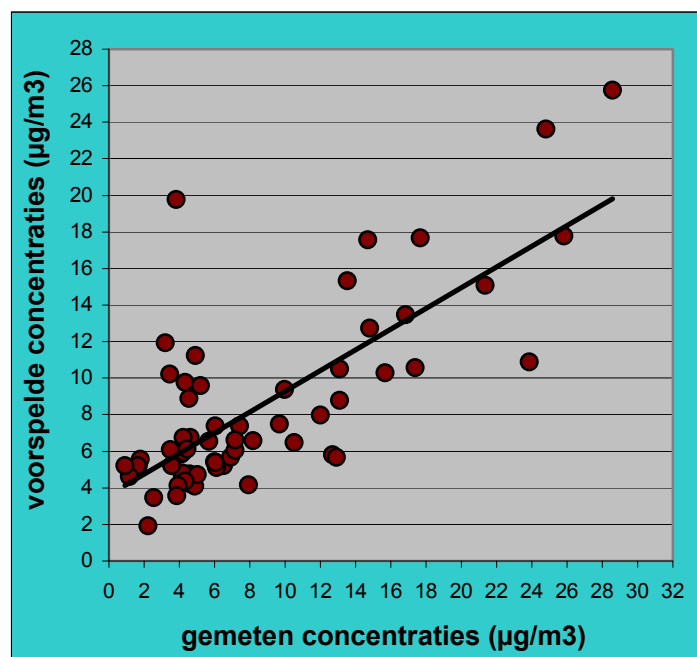
Korstmossen kwantitatief opmeten via de bedekking in een grid op één boom leverde duidelijk veel minder nuttige informatie op dan de andere methoden die informatie op meerdere bomen verzamelen (modellen 21-24 in Tabel 42). Er zijn uiteindelijk maar zes variabelen significant, AIC is veel hoger en de verbanden tussen gemeten en voorspelde waarden zijn een stuk slechter dan voor de andere modellen.

Ook het meten van de grootte van korstmossen is minder informatief dan het werken met voorkomen en bedekking/abundantie. De AIC waarde van de modellen 1-4 is hoger dan voor de modellen die gebruik maken van bedekkingskenmerken. Toch is het aantal punten waarvan de ammoniakwaarde 'juist' voorspeld werd (maw. waarvan de gemeten waarde binnen het 95% betrouwbaarheidsinterval rond de voorspelde waarde valt) vrij hoog. Anderzijds is de gemiddelde afwijking tussen voorspelde en gemeten waarde vrij groot, met een zeer grote standaardafwijking. Enerzijds wordt een kleine helft van de punten correct

voorspeld, maar bij de andere helft van de punten zijn de afwijkingen zeer groot. Vooral veel lage waarden worden tot 2 à 3-maal overschat.

Boomvoeten blijken het meest informatief voor de ammoniakconcentratie. De modellen 12 en 13 behoren tot de beste uit Tabel 42. Enkel het aantal correct voorspelde punten ligt aan de lage kant. Bedekking van korstmossen bepalen op boomvoeten leverde betere informatie op dan het bepalen van de bedekking op de stam. Het samentellen van de informatie van de voet en de stam bracht geen verbetering (vergelijk modellen 5-9 met 10-20, Tabel 42).

Verder valt op dat alle gemiddelde afwijkingen positief zijn (Tabel 42). Maw. meer waarden werden sterker overschat dan onderschat. Vooral veel van de lage waarden werden veelvoudig overschat, wat in de percentages zwaar gaat doorwegen. Bij de middelwaarden werden er trouwens heel wat onderschat (Figuur 70). Hier kunnen we een argumentatie in vinden om afzonderlijke modellen te maken voor lage en hoge ammoniakconcentraties (bv. waarden beneden en vanaf 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



Figuur 70. Verband tussen gemeten en voorspelde ammoniakconcentraties voor model 2. Lagere waarden worden soms veelvoudig overschat, hogere waarden eerder onderschat.

Het omzetten van geschatte aanwezigheid/bedekking van korstmossen op boomvoet en stam in de meer categorische Bakkerschaal resulteerde niet in een verlies aan informatie. Integendeel zelfs: de beste modellen op basis van Bakkerschalen (modellen 29-30) bevatten een uitgebreide reeks stevig significante variabelen die zelfs wat beter zijn dan de overeenkomstige BD-B modellen 8 en 9. De categorische Bakkerschaal waardeert de aanwezigheid van korstmossen in klein aantal relatief op en maakt de overvloedige aanwezigheid relatief minder belangrijk. Het feit dat dergelijke modellen het relatief beter doen, kan er op wijzen dat de aanwezigheid van een aantal soorten in klein aantal relatief meer informatie bevat dan wanneer ze in grote overvloed voorkomen. Dit suggereert dat een logaritmische transformatie van de data misschien aangewezen is.

De modellen 33-35 (Tabel 43) met voor bedekking (BD-B)  $\log_{10}(x+1)$  getransformeerde data tonen inderdaad aan dat deze transformatie voor een verbetering van de fit zorgt (vergelijk modellen 33-35 in Tabel 43 met 7-9 in Tabel 42). Ook de gemiddelde omvang van de misschatting en de variatie hierop zijn drastisch lager op basis van modellen met logaritmisch

getransformeerde data. De modellen houden overigens niet dezelfde selectie variabelen over. Voor de boomvoet heeft de logaritmische transformatie nauwelijks effect op de kwaliteit van de modellen (vergelijk modellen 12-14 en 39-41 in Tabellen 42 en 43). Voor de stam daarentegen is er via transformatie van de data een opvallende verbetering van de modellen (vergelijk modellen 17-20 en 44-46 in Tabellen 42 en 43). Vooral AIC en de spreiding op de misschatting zijn fors verbeterd. Modellen 43-45 zijn de beste tot hertoe. We gebruiken bijgevolg verder logaritimisch getransformeerde data voor de bedekking.

We kunnen nu op zoek gaan naar modellen die de beste variabelen combineren uit de verschillende inventarisatiemethodes in de hoop beter passende modellen te bekomen. Hierbij moeten we onderling sterk gecorreleerde variabelen vermijden. Dus bv. best niet voor dezelfde soort de bedekking op de boomvoet én de bedekking op de volledige boom als variabelen opnemen. Bovendien kunnen we best meteen economisch denken en de voorkeur geven aan die variabelen die het snelst opgemeten kunnen worden. Grid variabelen vallen dan af. Het inventariseren van korstmossen in een grid op één boom nam evenveel tijd in beslag dan het bepalen van de bedekking op de voet van tien bomen (nl. ca. een half uur) en resulteerde in minderwaardige modellen. Het opmeten van de grootte van kostmossen ging snel (ca. 10 minuten). De grootte-variabelen krijgen dus de voorkeur in een gemengd model samen met de variabelen bepaald op de boomvoet en eventueel bijkomende soorten van de stam.

Tabel 42. Vergelijking van korstmosinventarisatiemethodes mbt. het verband met ammoniak. Verband tussen gemiddelde jaarconcentratie van ammoniak en korstmoscriteria via GLZ-modellen (op basis van log-Poisson op originele waarden) op punten met Zomereiken.

Gebruikte afkortingen voor korstmosvariabelen: GR'afkorting wetenschappelijke naam' = gemeten grootte, 'afkorting naam' BD-B = bedekking boom (voet+stam); 'afkorting naam' BD-V = bedekking boomvoet; 'afkorting naam' BD-S = bedekking stam, 'afkorting naam' BD-G = bedekking Grid, BA-'afkorting naam' = Bakkerschaal. Voor afkortingen van soortvariabelen zie Tabel 23.

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem. -vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
<b>A. Grootte van de korstmossen (GR'var')</b>			(* gem = gemeten; vsp = voorspeld; 'correct'=gemeten valt binnen 95% betrouwbaarheidsinterval van vsp)				
1	alle variabelen met significante of hoopgevende correlatie	14 GRdiplocan, GRRevernpru, GRflavocap, GRflavosor, GRhypogphy, GRlecanmur, GRmelasub, GRparmetil, GRparmochi, GRphyscdub, GRphysctri, GRpleurace, GRpunctsub, Grxanthpar	254,2	0,76	56	40,1 ± 111,0	84
2	P<0,20 in model 1	8 GRdiplocan, GRRevernpru, GRflavocap, GRlecanmur, GRmelasub, GRphyscdub, GRphysctri, Grxanthpar	244,3	0,75	50	40,6 ± 111,3	84
3	best-subset selectie model 2	7 GRdiplocan, GRflavocap, GRlecanmur, GRmelasub, GRphyscdub, GRphysctri, Grxanthpar	246,6	0,74	42	40,8 ± 110,1	84
4	best-subset selectie model 2 alle variabelen significant	6 GRdiplocan, GRflavocap, GRlecanmur, GRphyscdub, GRphysctri, Grxanthpar	248,8	0,73	46	39,5 ± 102,8	84

**B. Bedekking over heel de boom (voet + stam) ('var' BD-B)**

5	alle variabelen met significante of hoopgevende correlatie	43 amandpun BD-B, arthorad BD-B, arthospa BD-B, candecon BD-B, candlvit BD-B, catinigr BD-B, cladocon BD-B, evermpru BD-B,	205,0	0,99	100	2,6 ± 17,8	100
---	--	---	-------	------	-----	------------	-----



			flavocap BD-B, hyperadg BD-B, hypogphy BD-B, hypotrev BD-B, lecanbar BD-B, lecanca BD-B, lecanchl BD-B, lecanicyr BD-B, lecanexp BD-B, lecanhor BD-B, lecanmur BD-B, lecidela BD-B, leprainc BD-B, lichleca BD-B, marchaur BD-B, melasub BD-B, mycoque BD-B, opegrufe BD-B, opegvari BD-B, parmochi BD-B, phaeonig BD-B, phaeorb BD-B, physcaip BD-B, physcste BD-B, physcten BD-B, pleurace BD-B, punctulo BD-B, stranpin BD-B, xanthpar BD-B, xanthpol BD-B, PARMETOT BD-B, RAMATOT BD-B, CLADOTOT BD_B, ZELD_AIW BD-B, ZELD_NIW BD-B					
6	P<0,20 in model 5	23	amandpun BD-B, candlvit BD-B, evernpru BD-B, flavocap BD-B, hyperadg BD-B, hypogphy BD-B, lecanbar BD-B, lecanchl BD-B, lecanmur BD-B, lecidela BD-B, lichleca BD-B, melasub BD-B, mycoque BD-B, opegrufe BD-B, opegvari BD-B, physcaip BD-B, physcste BD-B, pleurace BD-B, stranpin BD-B, xanthpar BD-B, CLADOTOT BD_B, ZELD_AIW BD-B, ZELD_NIW BD-B	174,5	0,97	79	7,4 ± 32,7	97
7	enkel significante variabelen uit model 6	9	amandpun BD-B, hyperadg BD-B, lecanchl BD-B, lecanmur BD-B, lecidela BD-B, opegvari BD-B, physcaip BD-B, physcste BD-B, pleurace BD-B	200,9	0,88	39	29,8 ± 89,5	89
8	best-subset selectie uit model 7	7	amandpun BD-B, hyperadg BD-B, lecanchl BD-B, lecanmur BD-B, lecidela BD-B, physcaip BD-B, physcste BD-B	199,8	0,87	39	29,8 ± 89,3	87
9	best-subset selectie uit model 7; alle variabelen significant	6	amandpun BD-B, hyperadg BD-B, lecanchl BD-B, lecanmur BD-B, lecidela BD-B, physcste BD-B	200,4	0,87	29	29,9 ± 87,0	85

### C. Bedekking boomvoet ('var' BD-V)

10	alle variabelen met significante of hoopgevendende correlatie	28	amandpun BD-V, arthorad BD-V, arthospa BD-V, candecon BD-V, candlref BD-V, candlvit BD-V, cladocon BD-V, cladspec BD-V, flavocap BD-V, hyperadg BD-V, hypotrev BD-V, lecanbar BD-V, lecanca BD-V, lecanchl BD-V, lecanexp BD-V, lecanmur BD-V, lecansal BD-V, lecidela BD-V, leprainc BD-V, lichleca BD-V, opegvari BD-V, parmesul BD-V, physcads BD-V, pleurace BD-V, punctsub BD-V, punctulo BD-V, ramalfar BD-V, xanthpar BD-V	207,7	0,93	76	14,4 ± 48,8	95
11	P<0,20 in model 10	13	amandpun BD-V, arthospa BD-V, candecon BD-V, candlref BD-V, hypotrev BD-V, lecanbar BD-V, lecanchl BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, leprainc BD-V, lichleca BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V	185,7	0,92	50	16,6 ± 53,0	95
12	best-subset selectie	9	amandpun BD-V, candecon BD-V,	186,5	0,91	39	22,0 ± 64,8	97

	uit model 11		candlref BD-V, hypotrev BD-V, lecanbar BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V						
13	best-subset selectie uit model 11; alle variabelen significant	8	amandpun BD-V, candlref BD-V, hypotrev BD-V, lecanbar BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V	187,8	0,90	39	23,1 ± 66,9	95	
14	best-subset selectie uit model 11; alle variabelen significant	7	amandpun BD-V, candlref BD-V, lecanbar BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V	192,6	0,89	35	27,9 ± 87,4	90	

#### D. Bedekking stam ('var' BD-S)

15	alle variabelen met significante of hoopgevende correlatie	31	amandpun BD-S, candecon BD-S, candlvit BD-S, evernpru BD-S, fellhvir BD-S, flavocap BD-S, hyperadg BD-S, hypogphy BD-S, hypotrev BD-S, lecanbar BD-S, lecanchl BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, leprainc BD-S, lichleca BD-S, marchaur BD-S, melasub BD-S, opegrufe BD-S, opegvari BD-S, parmesul BD-S, phaeonig BD-S, phaeoorb BD-S, physcgri BD-S, physcste BD-S, physcten BD-S, pleurace BD-S, punctulo BD-S, stranpin BD-S, xanthpar BD-S, xanthphy BD-S, xanthpol BD-S,	202,9	0,96	76	13,1 ± 49,3	92	
16	P<0,20 in model 14	18	amandpun BD-S, candlvit BD-S, flavocap BD-S, hyperadg BD-S, lecanbar BD-S, lecanchl BD-S, lecanicyr BD-S, leprainc BD-S, lichleca BD-S, opegrufe BD-S, opegvari BD-S, physcgri BD-S, physcste BD-S, physcten BD-S, pleurace BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S	189,5	0,94	66	17,6 ± 61,1	90	
17	best-subset selectie uit model 16	10	amandpun BD-S, candlvit BD-S, flavocap BD-S, lecanicyr BD-S, leprainc BD-S, physcgri BD-S, physcste BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S	188,1	0,92	50	21,3 ± 69,4	90	
18	best-subset selectie uit model 16	9	amandpun BD-S, candlvit BD-S, lecanicyr BD-S, leprainc BD-S, physcgri BD-S, physcste BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S	191,9	0,92	40	21,9 ± 68,9	84	
19	best-subset selectie uit model 16; alle variabelen significant	7	amandpun BD-S, flavocap BD-S, lecanicyr BD-S, leprainc BD-S, physcgri BD-S, physcste BD-S, xanthpar BD-S	194,8	0,91	40	29,4 ± 92,3	85	
20	best-subset selectie uit model 16; alle variabelen significant	6	amandpun BD-S, flavocap BD-S, lecanicyr BD-S, leprainc BD-S, physcgri BD-S, xanthpar BD-S	196,3	0,90	37	30,7 ± 94,4	84	

#### E. Bedekking binnen een grid ('var' BD-G)

21	alle variabelen met significante of hoopgevende correlatie	9	amandpun BD-G, candecon BD-G, lecanchl BD-G, lecidela BD-G, melasub BD-G, phaeoorb BD-G, physcads BD-G, physcten BD-G, xanthpar BD-G,	298,3	0,59	31	52,2 ± 123,7	79	
22	best-subset selectie uit model 21	8	amandpun BD-G, lecanchl BD-G, lecidela BD-G, melasub BD-G,	299,8	0,58	31	52,3 ± 123,8	77	

			phaeoorb BD-G, physcads BD-G, physcsten BD-G, xanthpar BD-G, amandpun BD-G, lecanchl BD-G, lecidela BD-G, phaeoorb BD-G, physcads BD-G, physcsten BD-G, xanthpar BD-G,	300,0	0,57	29	52,2 ± 121,4	77
23	best-subset selectie uit model 21	7						
24	best-subset selectie uit model 21; alle variabelen significant	6	amandpun BD-G, lecanchl BD-G, lecidela BD-G, phaeoorb BD-G, physcsten BD-G, xanthpar BD-G,	300,6	0,56	23	52,2 ± 119,0	76

#### F. Bedekking op basis van Bakkerschaal (BA-'var')

25	alle variabelen met significante of hoopgevendende correlatie	44	BA-amandpun, BA-arthorad, BA-athearac, BA-buelgris, BA-caloholo, BA-candecon, BA-candlref, BA-candlvit, BA-dimerpin, BA-evernpru, BA-flavocap, BA-flavosor, BA-hyperadg, BA-hypogphy, BA-hypotrev, BA-lecanbar, BA-lecanchl, BA-lecancon, BA-lecancyr, BA-lecandis, BA-lecanexp, BA-lecanhag, BA-lecanhor, BA-lecanmur, BA-lecansal, BA-lecidela, BA-lecidsca, BA-lichleca, BA-marchaur, BA-melasub, BA-opeggrufe, BA-opegvari, BA-parmochi, BA-phaeonig, BA-phaeoorb, BA-physcads, BA-physcste, BA-pleurace, BA-punctsub, BA-xanthpar, BA-xanthphy, BA-Clad-spec, BA-zeldniw, BA-zeldaiw,	209,4	0,98	100	4,4 ± 24,3	98
26	P<0,20 in model 25	29	BA-buelgris, BA-candecon, BA-candlvit, BA-evernpru, BA-flavocap, BA-flavosor, BA-hyperadg, BA-hypogphy, BA-lecanchl, BA-lecancon, BA-lecancyr, BA-lecandis, BA-lecanhag, BA-lecanhor, BA-lecidela, BA-lecidsca, BA-melasub, BA-opeggrufe, BA-opegvari, BA-parmochi, BA-phaeonig, BA-phaeoorb, BA-physcads, BA-physcste, BA-pleurace, BA-xanthpar, BA-xanthphy, BA-Clad-spec, BA-zeldaiw	193,1	0,96	94	8,1 ± 36,0	95
27	P<0,15 in model 26	17	BA-candecon, BA-evernpru, BA-flavocap, BA-hypogphy, BA-lecandis, BA-lecanhor, BA-lecidela, BA-lecidsca, BA-opegvari, BA-parmochi, BA-phaeonig, BA-phaeoorb, BA-physcads, BA-physcste, BA-pleurace, BA-xanthpar, BA-zeldaiw	184,8	0,93	74	12,1 ± 43,9	90
28	enkel significante variabelen uit model 27	11	BA-candecon, BA-flavocap, BA-lecandis, BA-lecanhor, BA-lecidela, BA-lecidsca, BA-opegvari, BA-parmochi, BA-physcste, BA-pleurace, BA-zeldaiw	184,6	0,90	50	16,0 ± 52,3	84
29	best-subset selectie uit model 28; alle variabelen significant	10	BA-candecon, BA-flavocap, BA-lecandis, BA-lecanhor, BA-lecidsca, BA-opegvari, BA-parmochi, BA-physcste, BA-pleurace, BA-zeldaiw	186,0	0,89	50	15,6 ± 49,8	84
30	best-subset selectie uit model 28; alle variabelen significant	9	BA-candecon, BA-flavocap, BA-lecandis, BA-lecanhor, BA-lecidsca, BA-opegvari, BA-physcste, BA-pleurace, BA-zeldaiw	188,2	0,87	48	16,5 ± 51,6	90

31	best-subset selectie uit model 28; BA-candecon niet significant	8	BA-candecon, BA-flavocap, BA-lecandis, BA-lecidsca, BA-parmochi, BA-phycste, BA-pleurace, BA-zeldaiw,	189,5	0,87	48	17,1 ± 50,6	85
32	best-subset selectie uit model 28; alle variabelen significant	7	BA-flavocap, BA-lecandis, BA-lecidsca, BA-parmochi, BA-phycste, BA-pleurace, BA-zeldaiw,	190,9	0,86	45	17,8 ± 52,1	89

Tabel 43. Vergelijking tussen korstmosopnamemethoden mbt. het verband met ammoniak. Verband tussen gemiddelde jaarconcentratie van ammoniak en korstmoscriteria via GLZ-modellen (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden).

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem -vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
<b>A. Bedekking over heel de boom (voet + stam) ('var' BD-B); Log10 getransformeerd</b>							
33	P<0,20 in model	10 amandpun BD-B, flavocap BD-B, hyperadg BD-B, lecanmur BD-B, leprainc BD-B, lichleca BD-B, opegvari BD-B, physcste BD-B, ZELD_AIW BD-B	177,8	0,91	45	12,7 ± 45,2	92
34	best-subset selectie uit model 33	9 amandpun BD-B, flavocap BD-B, hyperadg BD-B, lecanmur BD-B, leprainc BD-B, lichleca BD-B, opegvari BD-B, physcste BD-B, ZELD_AIW BD-B	181,7	0,89	42	12,9 ± 41,7	92
35	best-subset selectie uit model 33; alle variabelen significant	8 amandpun BD-B, flavocap BD-B, hyperadg BD-B, lecanmur BD-B, lichleca BD-B, opegvari BD-B, physcste BD-B, ZELD_AIW BD-B	187,9	0,88	37	15,5 ± 49,4	92

**B. Bedekking boomvoet ('var' BD-V); Log10 getransformeerd**

36	alle variabelen met significante of hoopgevend correlatie	25 amandpun BD-V, arthorad BD-V, candlvit BD-V, evernpru BD-V, flavocap BD-V, hyperadg BD-V, hypogphy BD-V, lecanbar BD-V, lecanmur BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, leprainc BD-V, lichleca BD-V, opegvari BD-V, parmesul BD-V, physcads BD-V, pleurace BD-V, punctsub BD-V, punctulo BD-V, ramalfar BD-V, xanthpar BD-V, CLADOTOT BD_V, ZELD_AIW BD-V, ZELD_NIW BD-V	210,7	0,91	73	14,2 ± 48,5	94
37	P<0,20 in model 36	13 amandpun BD-V, evernpru BD-V, hyperadg BD-V, hypogphy BD-V, lecanbar BD-V, lecanmur BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, physcads BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V, ZELD_AIW BD-V	191,8	0,90	60	17,7 ± 66,3	92
38	best-subset selectie uit model 36	10 amandpun BD-V, hypogphy BD-V, lecanbar BD-V, lecanmur BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V, ZELD_AIW BD-V	192,2	0,89	44	17,7 ± 63,4	87
39	best-subset selectie uit model 36	9 amandpun BD-V, hypogphy BD-V, lecanbar BD-V, lecanmur BD-V, lecanexp BD-V, lecidela BD-V, punctulo BD-V, xanthpar BD-V, ZELD_AIW BD-V	192,9	0,88	42	18,1 ± 64,0	92
40	best-subset selectie uit model 36; alle variabelen significant	8 amandpun BD-V, evernpru BD-V, hyperadg BD-V, lecanmur BD-V, lecidela BD-V, xanthpar BD-V, ZELD_AIW BD-V	194,5	0,88	45	19,4 ± 66,3	89



41	best-subset selectie uit model 11; alle variabelen significant	7	amandpun BD-V, evernpru BD-V, lecanexp BD-V, lecanmur BD-V, lecidela BD-V, xanthpar BD-V, ZELD_AIW BD-V	197,1	0,87	44	20,5 ± 69,3	87
----	--	---	---	-------	------	----	-------------	----

### C. Bedekking stam ('var' BD-S); Log10 getransformeerd

42	alle variabelen met significante of hoopgevendende correlatie	24	amandpun BD-S, candlvit BD-S, evernpru BD-S, fellhvir BD-S, flavocap BD-S, hyperadg BD-S, hypogphy BD-S, lecanbar BD-S, lecanchl BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, leprainc BD-S, melasub BD-S, opegvari BD-S, phaeoorb BD-S, phycscste BD-S, physcten BD-S, pleurace BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthphy BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S, ZELD_NIW BD-S	182,9	0,97	76	6,7 ± 31,3	95
43	P<0,20 in model 42	15	amandpun BD-S, candlvit BD-S, flavocap BD-S, lecanbar BD-S, lecanchl BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, leprainc BD-S, melasub BD-S, phycscste BD-S, physcten BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S	168,7	0,96	69	7,6 ± 33,0	95
44	best-subset selectie uit model 43; alle variabelen significant	10	amandpun BD-S, candlvit BD-S, lecanbar BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, melasub BD-S, phycscste BD-S, punctulo BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S	170,0	0,95	47	12,0 ± 45,4	94
45	best-subset selectie uit model 43; alle variabelen significant	9	amandpun BD-S, candlvit BD-S, lecanbar BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, melasub BD-S, phycscste BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S	172,8	0,94	45	13,8 ± 49,3	90
46	best-subset selectie uit model 43; alle variabelen significant	8	amandpun BD-S, candlvit BD-S, flavocap BD-S, lecanicyr BD-S, lecidela BD-S, melasub BD-S, phycscste BD-S, ZELD_AIW BD-S	176,4	0,93	50	15,4 ± 52,7	92

Model 44, op basis van informatie van korstmossen op de stam is het best passende en meest performante model tot hiertoe.

#### 4.6.4.1.1 Kunnen we een model maken geschikt voor niet-specialisten?

De modellen 44 en 47-50 zijn gebouwd op meerdere soorten die enkel door korstmosspecialisten met zekerheid kunnen herkend worden. Eén van de doelstellingen van de studie was te onderzoeken of ammoniakconcentraties voorspelbaar zijn met een beperkte reeks opvallende en goed herkenbare korstmossen, waardoor de studie door een 'leek' zou kunnen uitgevoerd worden na een korte opleiding. Hiervoor onderzochten we of met de herkenbare soorten van model 42 een beduidend model te bekomen was. Omdat in de composietvariabele van zeldzame AIW-soorten vier moeilijk herkenbare soorten zaten berekenden we eerst een nieuwe en afgeslankte samengestelde variabele met zes 'goed herkenbare zeldzame AIW-soorten' (ZELD\_herk\_AIW BD-S). Deze variabele blijkt niet noodzakelijk. Bij de selectie van de beste subset van model 54 naar 55 blijven enkel nog 7

significante variabelen over (Tabel 44). De Muurschotelkorst is een informatieve soort die in de praktijk vrijwel uitsluitend te vinden is op boomvoeten (de variabele voor de stam, lecanmur BD-S, had niet genoeg waarnemingen om in de modellen gebruikt te kunnen worden). We hebben voor deze soort dan ook een boomvoet variabele opgenomen in het model. De bekomen modellen zijn helemaal niet slecht in het geheel van alle tot hiertoe berekende modellen, maar zijn toch minder goed dan model 44. Het is dus inderdaad mogelijk om op basis van slechts 7 goed herkenbare soorten korstmossen ammoniakconcentraties te voorspellen, zij het met minder precisie dan op basis van een ruimere set van soorten waaronder ook moeilijk herkenbare. De gemiddelde afwijking tussen geschatte en gemeten waarden blijft positief (+20%), wat op een tendens tot overschatten wijst (Tabel 42).

Merk op dat uit de modellen niet steeds één en dezelfde significante set soorten naar voor komt. Er zijn dus meerdere korstmossen die ongeveer op een evenwaardige wijze iets zeggen over de aanwezige ammoniakconcentratie. Afhankelijk van diverse factoren wordt nu eens de ene, dan weer de andere soort opgenomen in de modellen, maar er zijn dus allicht meerdere, bijna evenwaardige, uitkomsten met alternatieve sets korstmossen mogelijk.

Model 55 is een stevig model op basis van een nauwkeurige selectie van variabelen. Dat blijkt ook uit een prestatievergelijking met een reeks modellen op basis van een toevallige selectie van zeven BD-S variabelen. Met een AIC van 190.4 doet model 55 het veel beter dan een reeks modellen op basis van een random selectie van variabelen die gemiddeld een AIC van  $299.6 \pm 31.9$  (Stdv) scoorden (minimum AIC=269.8 (n=15)).

Tabel 44. Verband tussen gemiddelde jaarconcentratie van ammoniak en goed herkenbare korstmossen via GLZ-modellen (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden).

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem-vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) $\pm$ stdv	% WHO correct
<b>Uitsluitend gemakkelijk herkenbare soorten</b>							
51	soorten uit model 42	14 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, lecanexp BD-S, lecidela BD-S, leprainc BD-S, melasub BD-S, physcten BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_herk_AIW BD-S	196,1	0,89	54	16,7 $\pm$ 59,1	89
52	model 51 min lecanexp en physcten	12 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, lecidela BD-S, leprainc BD-S, melasub BD-S, punctulo BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_herk_AIW BD-S	192,4	0,89	52	16,6 $\pm$ 58,7	87
53	best-subset selectie model 52	9 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, leprainc BD-S, melasub BD-S, xanthpar BD-S, ZELD_herk_AIW BD-S	189,1	0,88	46	17,4 $\pm$ 60,0	89
54	best-subset selectie model 52	8 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S, ZELD_herk_AIW BD-S	189,3	0,88	41	17,9 $\pm$ 59,2	89
55	best-subset selectie model 52; alle variabelen significant	7 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S	190,4	0,88	38	20,2 $\pm$ 62,1	90

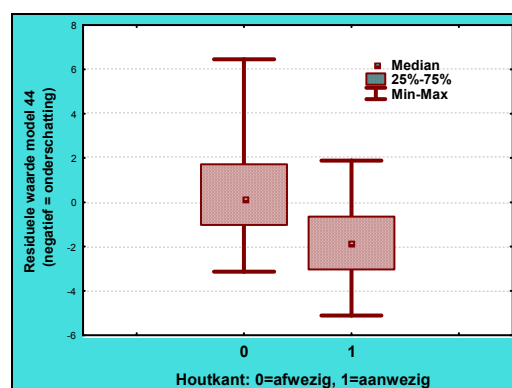
#### 4.6.4.1.2 Verband tussen omgevingsvariabelen en de residuele waarden van GLZ-modellen

We onderzochten of een aantal genoteerde 'omgevingsvariabelen' nog iets meer van de residuele waarden van de modellen kunnen verklaren. Maw. we gingen na of die variabelen de nog niet verklaarde variatie, nadat we de informatie uit de korstmossen variabelen maximaal hebben benut, verder konden duiden. Omdat een 20-tal tests tegelijk uitgevoerd en vergeleken werden is een strenger significantieniveau aan te raden, bv.  $p < 0.005$ .

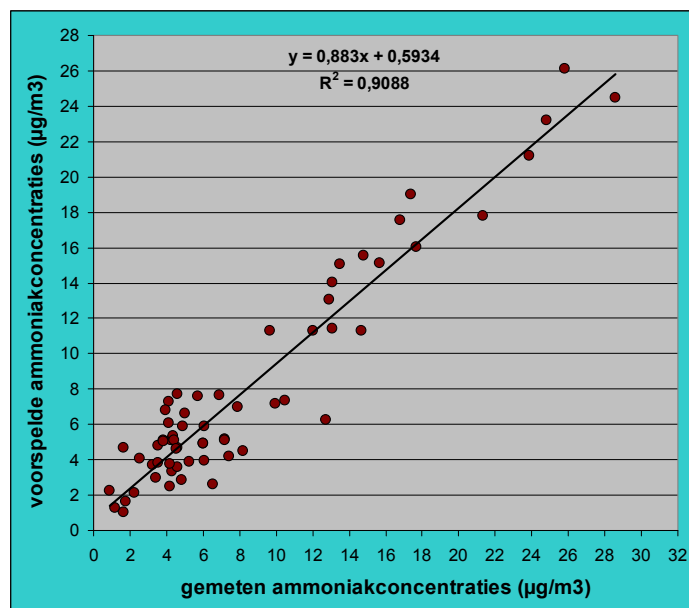
Tabel 45. Effecten van omgevingsvariabelen op de residuele waarden van model 44.

	test	significantie
aantal bomen	Kruskall-Wallis	neen $p=0,08$
ecodistrict	Kruskall-Wallis	neen $p=0,31$
SO2 categorie	Kruskall-Wallis	neen $p=0,94$
milieutype	Kruskall-Wallis	neen $p=0,18$
bestofte voet	Mann-Whitney U	neen $p=0,32$
ruwheid schors	Kruskall-Wallis	neen $p=0,35$
boomomtrek	correlatie	neen $p=0,92$
expositie	Kruskall-Wallis	neen $p=0,39$
verkeer	Kruskall-Wallis	neen $p=0,19$
honden	Mann-Whitney U	neen $p=0,28$
zijtakken	Mann-Whitney U	neen $p=1,0$
begraasd weiland	Mann-Whitney U	neen $p=0,99$
grasland	Mann-Whitney U	neen $p=0,98$
bos	Mann-Whitney U	neen $p=0,75$
houtkant	Mann-Whitney U	ja $p=0,004$
bebouwing	Mann-Whitney U	neen $p=0,04$
maisakker	Mann-Whitney U	neen $p=0,04$
pH	correlatie	neen $p=0,46$
kust-effect	correlatie	neen $p=0,38$

Ecodistrict, milieutype, bestofte boomvoeten, aanwezigheid van honden, afstand tot de kust e.d. hebben allemaal geen invloed meer op de kwaliteit van de voorspelling in model 44 (Tabel 45). Enkel de aanwezigheid van houtkanten nabij het meetpunt biedt een bijkomende verklaring voor de residuele waarden van het model. Waar een houtkant aanwezig is, wordt het ammoniakniveau op basis van korstmossen onderschat met  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Figuur 71). Die correctie kan eventueel op de voorspelde waarden toegepast worden. Hierdoor verbetert de voorspelling inderdaad nog: de gemiddelde procentuele afwijking daalt van 12.0 naar 4.5 (Figuur 72).



Figuur 71. Verband tussen gemeten en voorspelde ammoniakconcentraties voor model 44, op basis van 7 goed herkenbare korstmossoorten. Residuele waarden van model 44 zijn lager bij de aanwezigheid van een houtkant: het model onderschat de gemiddelde jaarconcentratie ammoniak dan met 2 µg/m<sup>3</sup>.



Figuur 72. Verband tussen gemeten gemiddelde jaarammoniakconcentraties en voorspelde concentraties volgens model 44, na correctie van waarden bij aanwezigheid van houtkanten.

Geen enkele van de omgevingsvariabelen vertoonde nog een significant verband met de residuele waarden van model 55. Hier zijn dus geen correcties meer nodig.

Ondanks de kwaliteiten van model 44, merken we bij kleine ammoniakconcentraties in Figuur 72 nog een relatief grotere spreiding van punten rond de regressie. Voorspellingen van kleine concentraties zijn minder correct. Vermits het model de betrouwbaarheidsgrenzen geeft voor de voorspelling van de ligging van elk punt, kunnen we dit verder onderzoeken. Hierbij blijkt dat er beneden de WHO-norm van 8 µg/m<sup>3</sup> duidelijk meer punten zijn waarvan de voorspelling significant afwijkt van de gemeten waarde dan boven de WHO-norm (Fisher exact test, 2-tailed p=0.007). Dat wil zeggen dat model 44 relatief beter en nauwkeuriger presteert voor grotere ammoniakconcentraties (doch merk ook op dat er veel minder punten zijn boven de norm). Ook dit wijst er op dat het voor kleine ammoniakconcentraties (bv. tot 10 µg/m<sup>3</sup>) nog kan lonen om te proberen een afzonderlijk model te berekenen (zie verder onder 4.6.4.1.5.).

Tabel 46. Correctheid van de voorspelling van ammoniakconcentraties op basis van het 95% betrouwbaarheidsinterval.

	gemeten ammoniakconcentratie	
	beneden WHO-norm	boven WHO-norm
voorspelde waarde significant verschillend van gemeten waarde	27	6
voorspelde waarde 'juist', maw. niet significant verschillend van gemeten waarde	14	15

#### 4.6.4.1.3 GLZ-modellen en bestaande samengestelde indexen

De nieuwe GLZ-modellen behalen, op de dataset waarop ze werden ontwikkeld, een beduidend beter resultaat dan de vroegere samengestelde indexen (vergelijk Tabellen 42 tot 46). Het model gebaseerd op de ASN-ASA indexen doet het wel behoorlijk goed (model 59) maar het beste index-model (59) presteert duidelijk minder goed dan het beste GLZ-model op basis van de originele korstmossinformatie (vergelijk Figuren 71 en 72).

Tabel 47. Verband tussen gemiddelde jaarconcentratie van ammoniak en samengestelde korstmossindexen dmv. GLZ (op basis van log-Poisson), of modellen op basis van de originele soorten en expertise.

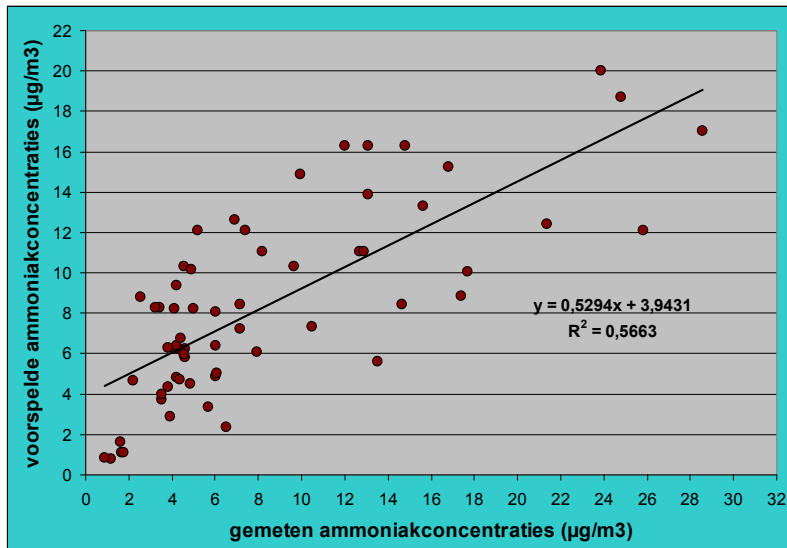
model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem- vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct	
<b>A. samengestelde indexen</b>								
(* gem = gemeten; vsp = voorspeld; 'correct'=gemeten valt binnen 95% betrouwbaarheidsinterval van vsp)								
56	NIW index	1	NIW-totaal boom	(p=0,0002)	0,46	13	51,0 ± 109,1	58
57	AIW index	1	AIW-totaal boom	(p<0,001)	0,40	16	41,9 ± 103,0	56
58	NIW-AIW indexen	2	NIW-totaal boom, AIW-totaal boom	281,1	0,58	19	35,1 ± 72,5	66
59	ASN-ASA indexen	2	ASA-totaal boom, ASN-totaal boom	223,2	0,75	26	21,4 ± 61,0	74
60	NPW-APW indexen	2	NPW-totaal boom, APW-totaal boom	270,7	0,60	26	32,1 ± 69,0	68
61	Hoffmann N5-A1 indexen	2	Hoffmann N5, Hoffmann A1	328,3	0,40	19	48,7 ± 86,9	61
<b>B. op basis van de soorten gebruikt in de indexen</b>								
62	NIW-AIW soorten (5 variabelen significant)	22	candlref BD-B, candlvit BD-B, evernpru BD-B, hypogphy BD-B, lecancon BD-B, lecanadis BD-B, lecanhag BD-B, lecanmur BD-B, leprainc BD-B, phaeoorb BD-B, physcads BD-B, physcdae BD-B, physcdub BD-B, physcste BD-B, physcten BD-B, rinodgen BD-B, xanthcan BD-B, xanthpar BD-B, xanthpol BD-B, CLADOTOT BD_B, ZELD_AIW BD-B, ZELD_NIW BD-B	211,4	0,90	65	15,2 ± 53,1	87
63	forward entry en backward removal op model 62	10	candlvit BD-B, hypogphy BD-B, lecanmur BD-B, physcads BD-B, physcste BD-B, physcten BD-B, xanthcan BD-B, xanthpar BD-B, CLADOTOT BD_B, ZELD_AIW BD-B	193,1	0,89	55	16,6 ± 54,4	84
64	best-subset selectie model 62	9	candlvit BD-B, hypogphy BD-B, lecanmur BD-B, physcste BD-B, physcten BD-B, xanthcan BD-B, xanthpar BD-B, CLADOTOT BD_B, ZELD_AIW BD-B	193,1	0,88	53	16,6 ± 54,4	84



65	best-subset selectie model 62; alle variabelen significant	8	candlvit BD-B, hypogphy BD-B, lecanmur BD-B, physcste BD-B, physcten BD-B, xanthcan BD-B, xanthpar BD-B, ZELD_AIW BD-B	194,6	0,88	50	19,1 ± 60,1	82
66	Hoffmann soorten	10	hypogphy BD-B, lecanchl BD-B, lecancon BD-B, lecidela BD-B, leprainc BD-B, physcdae BD-B, xanthcan BD-B, xanthpar BD-B, xanthpol BD-B, CLADOTOT BD_B	252,9	0,73	42	30,5 ± 74,6	77

### C. op basis van expertise

67	expert beoordeling DVDB	32	amandpun BD-B, arthorad BD-B, candecon BD-B, diplocan BD-B, evernpru BD-B, flavocap BD-B, hyperadg BD-B, hypogphy BD-B, lecanchl BD-B, lecanclis BD-B, lecanhag BD-B, lecidela BD-B, leprainc BD-B, melagla BD-B, parmesul BD-B, parmochi BD-B, phaeoorb BD-B, physcads BD-B, physcgri BD-B, physcten BD-B, punctsub BD-B, xanthpar BD-B, RAMATOT BD-B, CLADOTOT BD_B, GRvernpru, GRflavocap, GRmelagla, GRparmesul, GRparmochi, GRpunctsub, GRramalfar, GRxanthpar	210,4	0,95	87	11,7 ± 45,2	95
68	forward entry en backward removal op model 67	10	amandpun BD-B, candecon BD-B, hyperadg BD-B, lecanchl BD-B, lecidela BD-B, phaeoorb BD-B, physcgri BD-B, xanthpar BD-B, GRflavocap, GRxanthpar	187,6	0,90	45	19,1 ± 59,5	89
69	best-subset selectie model 68; alle variabelen significant	8	amandpun BD-B, hyperadg BD-B, lecanchl BD-B, lecidela BD-B, phaeoorb BD-B, physcgri BD-B, GRflavocap, GRxanthpar	185,0	0,90	42	19,9 ± 60,8	90



Figuur 73. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en voorspelde concentraties volgens model 59, op basis van de ASN-ASA indexen.

De korstmossoorten die gebruikt worden in de NIW-AIW indexen laten toe beduidend betere modellen te maken dan de NIW-AIW-indexwaarden zelf (Tabel 47, modellen 62-65). De soortenkeuze voor deze indexen is dus intrinsiek gefundeerd en gezond. Vermits de Bakkerschaal geen grote afbreuk bleek te doen aan de informatie (Tabel 42, F), gaat de informatie misschien verloren ten gevolge van het te eenvoudig optelsysteem van de indexen. De indexen hebben daarbij wel het voordeel dat mits een beetje hoofdrekenen het resultaat onmiddellijk gekend is. Dit in tegenstelling tot GLZ-modellen die lang niet voor iedereen toegankelijk zijn, zeker niet in het veld.

Tenslotte maakten we een model met alle soorten die volgens Van den Broeck in een ideaal model zouden moeten zitten (model 67, Tabel 47). Daar blijven na selectie nog acht significante variabelen van over, die inderdaad een goed model vormen (model 69), iets sterker dan het model voor de leek (model 55), maar minder krachtig dan het mathematisch geselecteerde beste model (model 44).

#### 4.6.4.1.4 Crossvalidatie: 'onbekende' punten voorspellen

Tot nu toe hebben we steeds binnen één en dezelfde dataset verbanden opgespoord tussen ammoniakconcentraties en korstmossen. Deze verbanden werden vastgelegd met GLZ-modellen. Deze modellen laten toe voor de meeste punten van de dataset een redelijke voorspelling te maken. De echte test van de kwaliteit van de modellen ligt in hun capaciteit 'onbekende punten' (die dus niet betrokken waren bij de ontwikkeling van de modellen) te voorspellen. Wanneer modellen een gelijkaardige nauwkeurigheid behalen op onbekende en bekende punten, dan zijn het valide, robuuste modellen die een ruimere toepassing hebben dan de dataset waarop ze ontwikkeld werden.

We voerden deze validatie op drie manieren uit.

(1) In de proefopzet maten we de ammoniakconcentratie op 62 opnamepunten (voor eiken). Daarnaast inventariseerden we de korstmossen op 26 'tussenliggende' (b en d) punten waar geen samplers waren geplaatst. Door een lineaire gradiënt van verdunning van ammoniak te veronderstellen tussen de punten a en c (of c en e) hebben we op basis van de afstand van de punten b tussen a en c (en van punten d tussen c en e) via interpolatie ingeschat wat de gemiddelde jaarconcentratie ammoniak was op deze tussenliggende punten. Op basis van de modellen ontwikkeld op de 62 gemeten punten voorspelden we de concentraties voor de 26 tussenliggende punten en vergeleken deze met de geïnterpoleerde waarden.

(2) Omdat de voorspellingen voor deze 26 bijkomende punten van een gelijkaardige kwaliteit waren voegden we nadien alle data samen. Op deze set van 88 punten pasten we een n-8 crossvalidatie analyse toe. Hierbij berekenden we het model op 80 punten. Vervolgens voorspelden we met dat model de 8 overige (voor het model onbekende punten). Deze procedure herhaalden we 11 maal, telkens met een andere set punten tot alle punten als 'onbekende punten' aan de beurt waren gekomen en voorspeld waren.

(3) van Herk (1998b) voerde in Zuid-Oost Friesland, de Gelderse Vallei en Noord-Oost Brabant een studie uit naar de relatie tussen ammoniakconcentraties en epifytische korstmossen. Daartoe werden ammoniakconcentraties gemeten met samplers en korstmossen geïnventariseerd en NIW-AIW indexen berekend. van Herk stelde deze dataset ter beschikking voor de validatie van onze resultaten. Omdat we in onze GLZ-modellen gesommeerde geschatte bedekking gebruikten ipv. Bakkerschalen, kunnen we op deze dataset enkel maar de modellen valideren die opgebouwd zijn op aanwezigheid van soorten of met variabelen op basis van Bakkerschalen.

Tabel 48. Validatie van GLZ-modellen. (a) kenmerken van modellen berekend op de 62 punten waar ammoniakconcentraties gemeten werden; (b) toepassing van dit model op 26 bijkomende, 'ongekende' punten waar ammoniakconcentraties geschat werden door interpolatie; (c) gemiddelde van 11 modellen telkens berekend op 80 punten; (d) crossvalidatie van modellen (c) op telkens 8 'ongekende' punten; (e) model op basis van 88 punten; (f) validatie van modellen (e) op 'ongekende' dataset van van Herk (1998b).

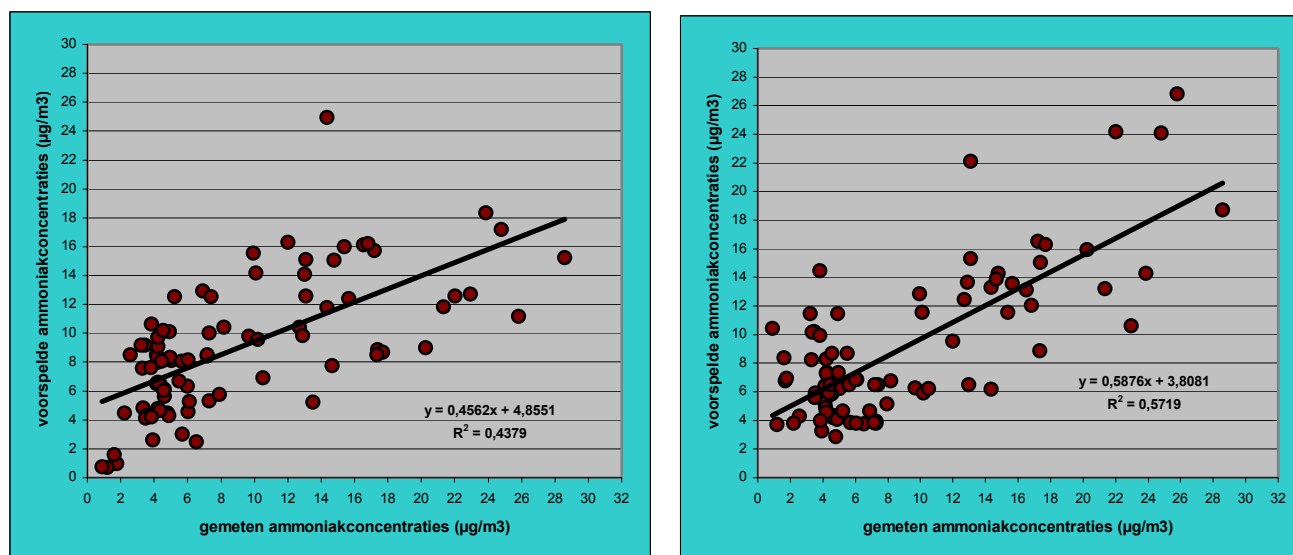
model	oorsprong	aantal	var.	AIC	r gem- vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
<b>A. samengestelde indexen</b>								
58 a	NIW-AIW indexen	2	model 62 punten	281,1	0,58	19	35,1 ± 72,5	66
58 b			extra 26 punten	145,6	0,43	15	41,0 ± 77,1	62
58 e			model 88 punten	422,5	0,55	17	37,5 ± 74,5	64
58 f			104 punten (data van Herk) op basis van model 88 punten	1430,4	0,78	5	-51,9 ± 24,5	64
van Herk (1998b)	NIW regressie		88 punten (huidige data) op basis van regressie op 104 punten (van Herk 1998b)	-	0,44	-	239 ± 235	47
59 a	ASN-ASA indexen	2	model 62 punten	223,2	0,75	26	21,4 ± 61,0	74
59 b			extra 26 punten	112,7	0,66	31	31,5 ± 55,6	81
59 c			11x 80 punten	298,0	0,73	23	23,6 ± 59,0	80
59 d			11x extra 8 punten	34,7	0,66	25	25,8 ± 67,4	70
59 e			model 88 punten	331,1	0,73	23	22,3 ± 61,1	78
59 f			104 punten (data van Herk) op basis van model 88 punten	2684,4	0,73	0	-67,1 ± 14,4	13
<b>B. op basis van soortensamenstellingen van de indexen</b>								
62 a	NIW-AIW soorten	22	model 62 punten	211,4	0,90	65	15,2 ± 53,1	87
62 b			extra 26 punten	177,6	0,63	42	21,2 ± 81,1	73
<b>C. andere</b>								
67 a	expert beoordeling DVDB	32	model 62 punten	210,4	0,95	87	11,7 ± 45,2	95
67 b			extra 26 punten	175,7	0,69	83	15,8 ± 70,7	75
44 a	kleinste, beste Log10 BD-S	10	model 62 punten	170,0	0,95	47	12,0 ± 45,4	94
44 b			extra 26 punten	156,1	0,48	13	24,7 ± 72,2	67
55 a	kleinste, beste makkelijk herkenbare soorten	7	model 62 punten	190,4	0,88	38	20,2 ± 62,1	90
55 b			extra 26 punten	146,0	0,66	31	14,9 ± 76,4	81
55 c			11x 80 punten	281,9	0,82	36	28,6 ± 74,7	86
55 d			11x extra 8 punten	45,4	0,76	35	45,6 ± 143,4	76
25 a	XXL Bakkerschaal	44	model 62 punten	209,4	0,98	100	4,4 ± 24,3	98
25 b			extra 26 punten	1082,6	0,21	58	326 ± 909	69
27 a	halfweg selectie	17	model 62 punten	184,8	0,93	74	12,1 ± 43,9	90
27 b	Bakkerschaal		extra 26 punten	312,0	0,17	46	71,3 ± 196,7	85
27 e			model 88 punten	305,0	0,85	52	18,6 ± 54,9	89

27 f		104 punten (data van Herk) op basis van model 88 punten	2782,0	0,62	9	505 ± 272	28	
29 a	kleinste, beste	10	model 62 punten	186,0	0,89	50	15,6 ± 49,8	84
29 b	Bakkerschaal		extra 26 punten	275,7	0,11	42	76,2 ± 212,3	58

Behalve de GLZ-modellen op basis van Bakkerschalen (modellen 25-29 in Tabel 42) crossvalideren de andere modellen van Tabel 48 met een aanvaardbare nauwkeurigheid. Het is hierbij normaal dat een model minder nauwkeurig presteert op ongekende punten dan op de dataset waarop het werd ontwikkeld. Bij de vergelijking van de AIC waarden dient er ook rekening mee gehouden dat AIC afhankelijk is van het aantal punten waarop het model werd berekend (en dus groter wordt bij meer punten).

Modellen op basis van veel korstmosvariabelen (62, 55 en 25) crossvalideren niet beter dan modellen op basis van een klein aantal significante variabelen. De best validerende modellen zijn 59, 67 en 55. De twee eerste zijn gebaseerd op informatie van een hele lijst aanwezige korstmossen (bij 59 via de omweg van twee samengestelde indexen) en vereisen expert kennis. Model 55 gebruikt zeven gemakkelijk herkenbare soorten.

Het resultaat van crossvalidatie geeft aan dat gemiddelde ammoniakconcentraties voorspellen op basis van een beperkte reeks korstmossen uiteindelijk veel minder nauwkeurig is (Figuur 74) dan op basis van Figuur 72 had verwacht kunnen worden. Toch is het resultaat op basis van de zeven gemakkelijke soorten (model 55d, Figuur 74 rechts) beter dan dat op basis van veel soorten in de ASN-ASA indexen (model 59d, Figuur 74 links). Met een correlatie van  $r=0.76$  wordt voor model 55d een acceptabel niveau bereikt voor een biologisch voorspellingsmodel.



Figuur 74. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en voorspelde concentraties bij crossvalidatie (n=8) op onbekende punten volgens model 59d (links) en model 55d (rechts).

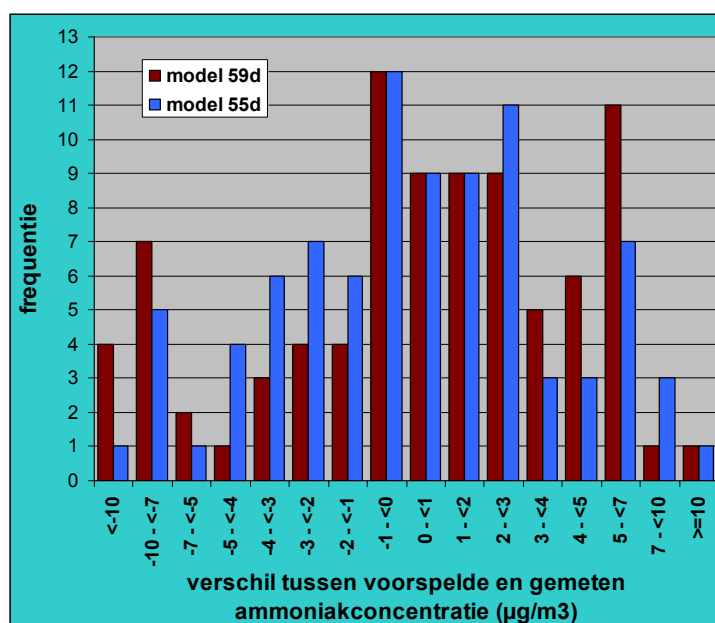
Willen we weten hoe (on)nauwkeurig ammoniakconcentraties uiteindelijk kunnen voorspeld worden moeten we het verband tussen gemeten en voorspelde waarden verder analyseren. In absolute afwijking is de misschatting gemiddeld verwaarloosbaar ( $0.03$  tot  $0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , Tabel 49), maar de spreiding is groot (STDV  $4.3$ - $4.91$ ). Meer dan de helft van de gegevens ligt weliswaar op minder dan  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  van de vermoedelijke werkelijke waarde, maar er zijn ook grotere afwijkingen tot  $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Figuur 75). Wetende dat de dmv. samplers gemeten



waarden in realiteit ook niet perfect overeenkomen met de werkelijke concentraties en dat voor bijna een derde van de punten de ammoniakwaarden een schatting zijn op basis van een lineaire interpolatie, is dit resultaat zeer behoorlijk. Model 55d op basis van slechts zeven korstmossen presteert een fractie beter dan model 59d op basis van samengestelde indexen. Om de betrouwbaarheid van de voorspellingen te vergroten kan men overigens op het terrein meerdere opnames maken per doelgebied en dan de resultaten combineren. Bij een model dat crossvalideert met 70% correcte WHO-norm voorspellingen, kan via het nemen van de mediaanwaarde voor meerdere meetpunten per geografische eenheid (bv. een kilometerhok met concentraties overal boven of onder de WHO-norm) een nauwkeurigheid bereikt worden van meer dan 95 procent juiste waarden bij 4-5 meetpunten (zie ook aanbevelingen en te volgen procedures).

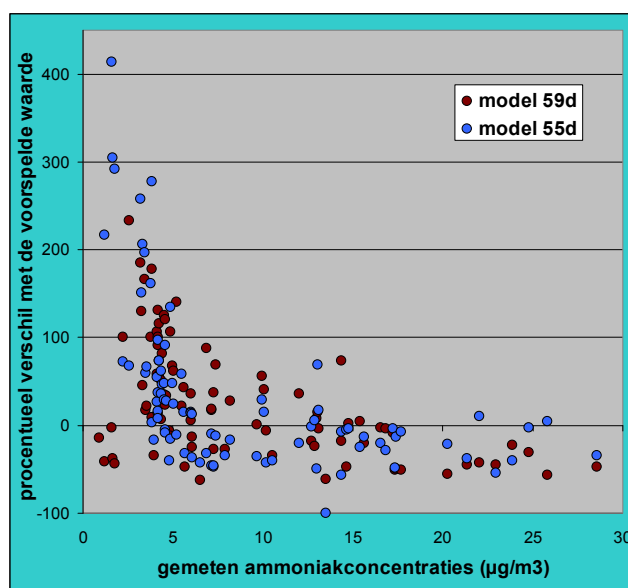
Tabel 49. Nauwkeurigheid van ammoniakconcentratievoorspellingen ahv. korstmossen; percentages van de 88 punten die bij crossvalidatie (n=8) aan de verschillende afwijkcriteriën voldoen.

	afwijking in absolute waarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )					afwijking in percentage		
	<2	<3	<4	Gemiddeld	STDEV	<20%	<30%	<50%
model 59d	38,6%	53,4%	62,5%	0,03	4,91	27,3%	38,6%	63,6%
model 55d	39,8%	60,2%	70,4%	0,17	4,30	33,0%	44,3%	69,3%

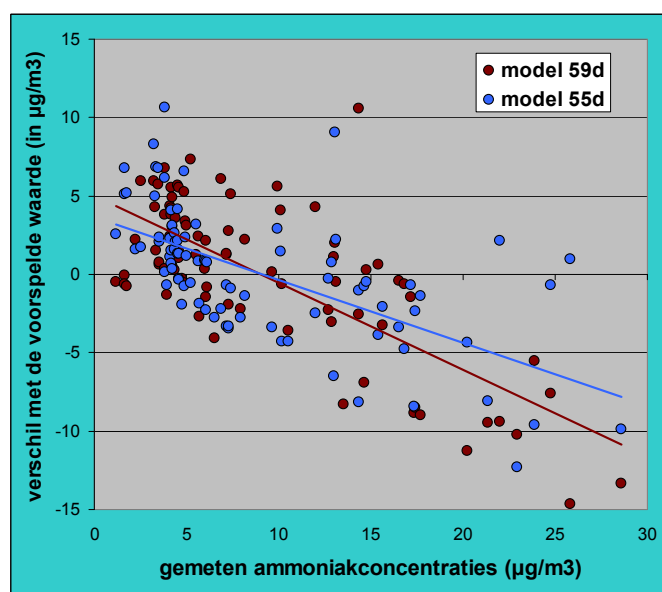


Figuur 75. Omvang van de verschillen (in absolute waarde,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tussen gemeten (of geïnterpoleerde) ammoniakconcentraties en concentraties voorspeld op basis van korstmossen voor 'onbekende punten' bij crossvalidatie voor modellen 59d en 55d.

Procentueel zijn de afwijkingen veel groter, met een tiental waarden tot meer dan 100%. Deze hoge procentuele misschattingen zijn echter uitsluitend terug te vinden bij de hele kleine ammoniakconcentraties (vooral bij model 55), zodat het in absolute termen in feite toch om vrij kleine misschattingen gaat (Figuur 76). Boven een ammoniakconcentratie van  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , ligt 59% (model 55d) tot 67% (model 59d) van de punten op minder dan 30% verschil van de werkelijke waarde. De modellen zijn dus bij lage concentraties ammoniak ( $<6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) niet meer nauwkeurig. Lage concentraties vergen een aparte aanpak. Er is ook een opvallende tendens waarbij de modellen bij lage ammoniakconcentraties gaan overschatten en bij hoge concentraties onderschatten (Figuur 77).



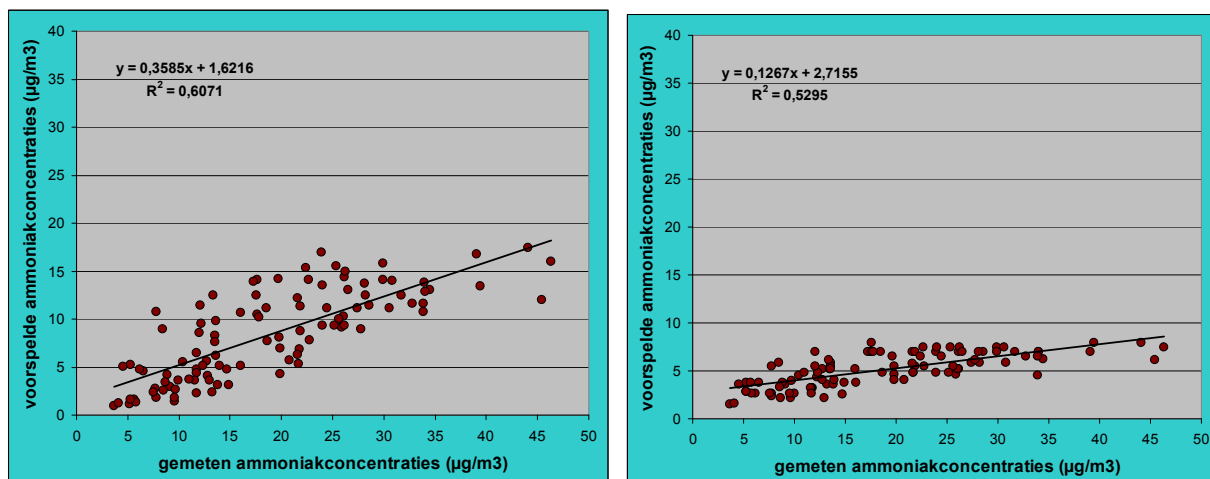
Figuur 76. Verband tussen de ammoniakconcentratie en de procentuele fout op de voorspelde concentratie. Bij hele lage concentraties is de fout relatief groot. Concentraties voorspeld op basis van korstmossen voor 'onbekende punten' met twee crossvalidatiemodellen (model 59d en 55d).



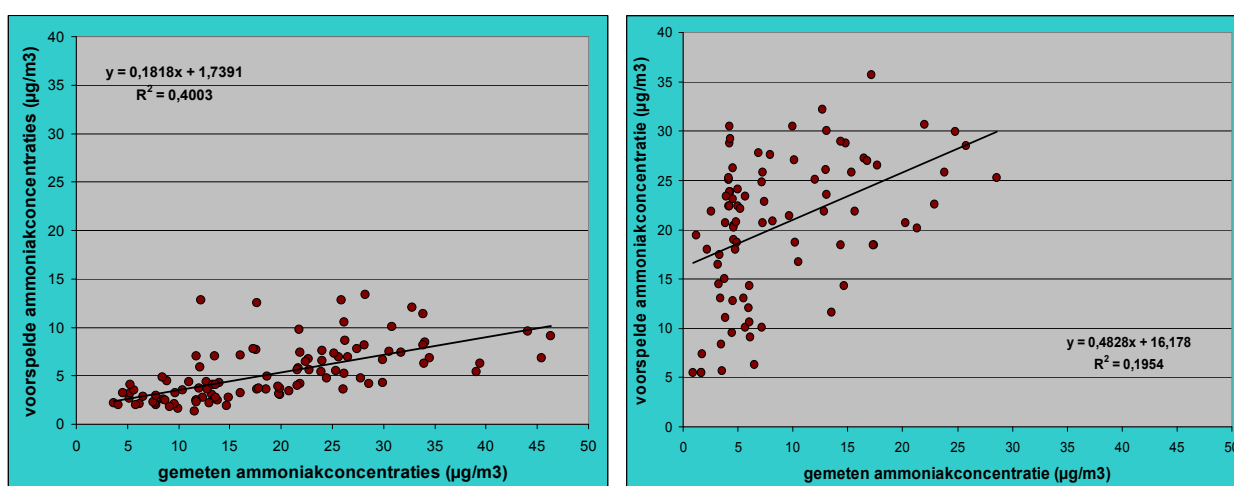
Figuur 77. Verband tussen de ammoniakconcentratie en de absolute fout op de voorspelde concentratie. Concentraties voorspeld op basis van korstmossen voor 'onbekende punten' met twee crossvalidatiemodellen (model 59d en 55d).

Crossvalidatie met de in Nederland in 1996-97 verzamelde gegevens (van Herk 1998a) geeft merkwaardige resultaten. Modellen op basis van de NIW-AIW-indexen en de ASN-ASA-indexen geven een voorspelling met een vrij hoge correlatie en een puntenzwerm binnen een vrij nauwe marge (zie kleine stdv op gemiddelde afwijking bij model 58f en 59f in Tabel 48). In absolute waarde echter liggen de voorspellingen veel te laag (zie grote negatieve afwijkingen van modellen 58f en 59f, Figuur 78). Wanneer we de rollen omkeren en GLZ-modellen berekenen op de data van van Herk (1998) en deze crossvalideren met de huidige dataset, dan liggen de voorspellingen veel te hoog. Ook de regressie van ammoniak tov. NIW

voorgesteld door van Herk (1998b) geeft op onze dataset veel te hoge NH<sub>3</sub> waarden, vooral voor lage concentraties (Tabel 48, Figuur 79). Van GLZ-modellen op basis van Bakkerschalen wisten we reeds dat ze slechter crossvalideren en dat wordt hier ook bevestigd met de Nederlandse gegevens (model 27f in Tabel 48; Figuur 79).

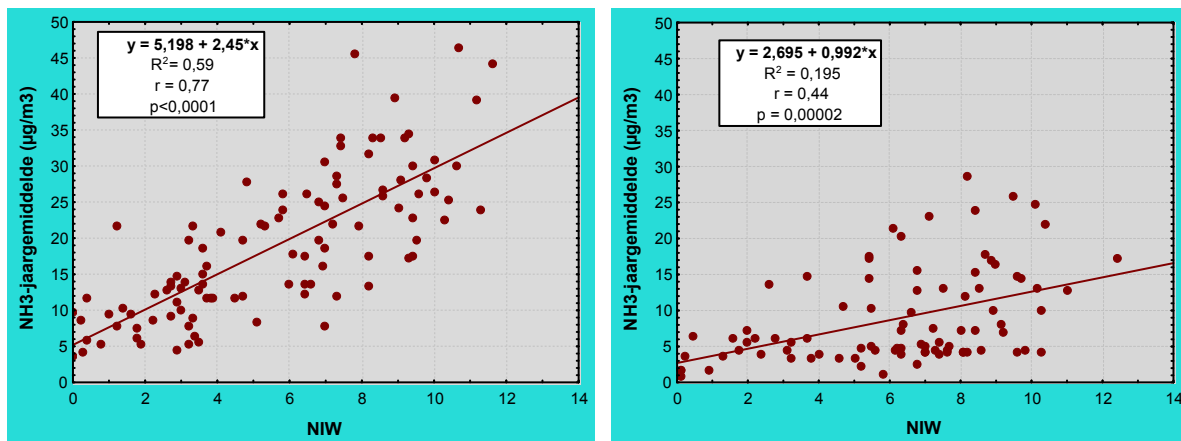


Figuur 78. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en voorspelde concentraties bij crossvalidatie (n=8) op onbekende punten (van Herk 1998) volgens model 58f (links) en model 59f (rechts).



Figuur 79. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en voorspelde concentraties: (links) bij crossvalidatie (n=8) op onbekende punten (van Herk 1998b) volgens model 27f gebaseerd op Bakkerschalen en (rechts) bij crossvalidatie van de regressie van van Herk (1998b) op de huidige gegevens.

De basisrelaties tussen gemeten waarden en op basis van korstmossen voorspelde waarden blijven wel behouden tussen beide studies, maar het ziet er naar uit dat de ijking ondertussen verlopen is. Uit Figuur 76 blijkt inderdaad dat er in de huidige studie een ander verband bestond tussen NIW en ammoniakconcentraties dan in de studie van van Herk (1998b). De redenen hiervoor kunnen meervoudig zijn: fyto-geografisch (andere soorten in andere aantallen in andere regio's), tijdsgebonden (het voorkomen van veel korstmossen is ondertussen onder invloed van klimaatopwarming en/of afname van SO<sub>2</sub> en/of toename of afname van ammoniak of andere stoffen gewijzigd) of eventueel methodologisch zijn (verschillende operatoren die de studie uitvoerden).



Figuur 80. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en NIW-index op basis van twee datasets: links van Herk (1998) en rechts de huidige studie.

#### 4.6.4.1.5 Modellen voor ammoniakconcentraties <math><10 \mu\text{g}/\text{m}^3</math>

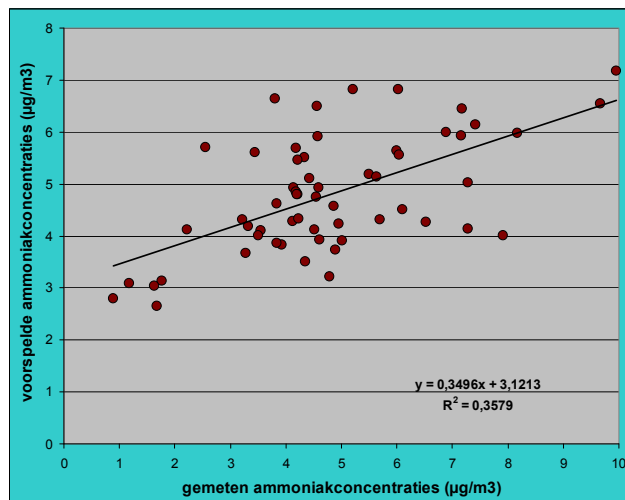
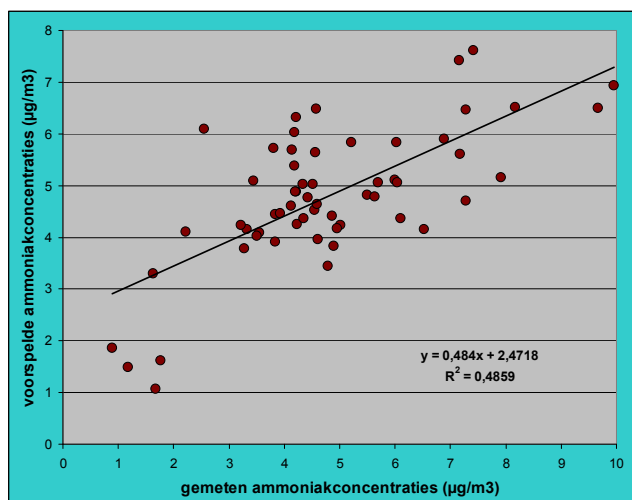
Bij de analyses bleek herhaaldelijk dat de voorspellingen bij lage ammoniakconcentraties beduidend minder goed waren en dat er noodzaak was aan afzonderlijke modellen voor lage concentraties.

Bij een gemengd model met alle potentieel interessante korstmosvariabelen voor lage concentraties (model 70, Tabel 50) blijkt geen enkele variabele significant. Zowel 'backward removal' als 'forward entry' selectie op model 70 leveren telkens dezelfde twee significante variabelen op. Het verband kan nog beduidend verbeterd worden door de gemiddelde pH toe te voegen, wat dan meteen de enig significante variabele wordt (model 72). Dat impliceert dat we uitsluitend op basis van de pH een model kunnen maken om ammoniakconcentraties te voorspellen beneden  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Zo'n model (73) presteert minder goed dan model 72, maar daar staat tegenover dat je daar helemaal geen kennis van korstmossen voor nodig hebt (Figuur 81). Met de korstmosindexen ASN-ASA kan een evenwaardig model gebouwd worden als model 72. Een model met NIW-AIW-indexen doet het minder goed (Tabel 50). Alle voorspelde waarden liggen bij deze beperkte modellen inderdaad beneden  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dit was bij de algemene modellen lang niet het geval.

Alles bij elkaar genomen zijn ammoniakconcentraties beneden de  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$  niet echt zeer gedetailleerd te voorspellen met een afzonderlijk GLZ-model. Indien het nodig is beneden deze waarden een onderscheid te maken, kan dit het meest eenvoudig gebeuren op basis van de correlatie tussen ammoniakconcentraties en de gemiddelde pH van de oppervlakte van de schors van een reeks bomen (Figuur 82). Vooral voor het identificeren van hele lage jaargemiddelde ammoniakconcentraties ( $<2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) lijkt dit een bruikbare optie. Gebruik van korstmosinformatie en pH (model 72) is iets nauwkeuriger, maar vraagt ook veel meer kennis en tijd.

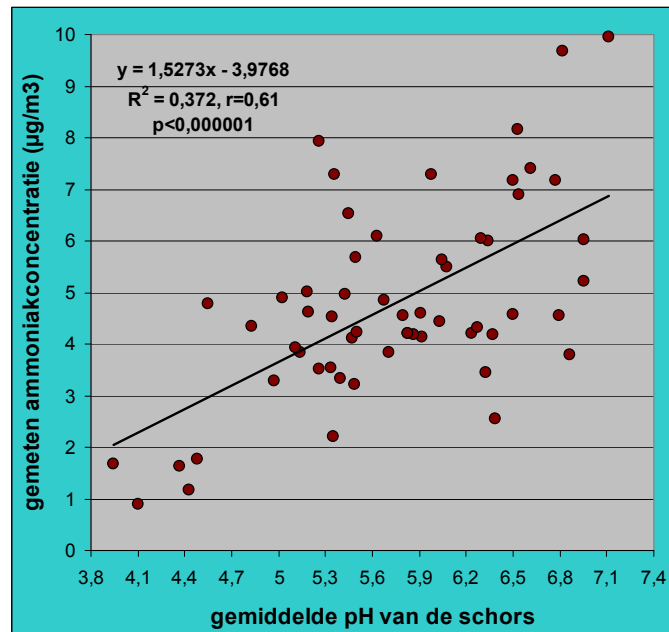
Tabel 50. Voorspelling van gemiddelde jaarconcentratie ammoniak met GLZ-modellen voor 58 punten met gemeten of geïnterpoleerde ammoniakconcentraties <math><10 \mu\text{g}/\text{m}^3</math> (op basis van log-Poisson op logaritmisch getransformeerde waarden voor BD-variabelen).

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem- vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv
(* gem = gemeten; vsp = voorspeld; 'correct'=gemeten valt binnen 95% betrouwbaarheidsinterval van vsp)						
70	alle significante en hoopvolle correlaties	39 amandpun BD-V, candecon BD-V, candlvit BD-V, diplocan BD-V, fellhvir BD-V, lecanbar BD-V, lecanexp BD-V, lecanhag BD-V, lecannae BD-V, lecanisal BD-V, lecidela BD-V, leprainc BD-V, marchaur BD-V, physcten BD-V, ramalfar BD-V, CLADOTOT BD_V, ZELD_AIW BD-V, amandpun BD-S, candecon BD-S, candlvit BD-S, diplocan BD-S, hyperadg BD-S, lecanbar BD-S, lecanchl BD-S, lecanexp BD-S, lecanhag BD-S, leprainc BD-S, marchaur BD-S, physcuae BD-S, ramalfar BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S, ZELD_NIW BD-S, GRdiplocan, GRmelasub, GRparmesul, GRphyscuae, physcten BD-B, xanthcan BD-B	199,6	0,92	100	3,1 ± 20,0
71	forward entry and backward removal model 70; variabelen significant	2 ZELD_AIW BD-S, Grphyscuae	144,7	0,60	34	11,4 ± 42,4
72	model 71 + pH	3 ZELD_AIW BD-S, Grphyscuae, gemiddelde pH	141,4	0,70	53	9,1 ± 36,1
73	pH	1 gemiddelde pH	214,5	0,60	22	14,6 ± 48,4
74	ASN-ASA-indexen	2 ASN-totaal boom, ASA-totaal boom	144,6	0,61	47	11,1 ± 36,3
75	ASA-index	1 ASA-totaal boom	229,5	0,41	24	18,1 ± 55,1
76	NIW-AIW-indexen	2 NIW-totaal boom, AIW-totaal boom	151,1	0,47	33	14,3 ± 42,8
77	AIW-index	1 AIW-totaal boom	230,3	0,40	28	17,4 ± 51,9



Figuur 81. Verband tussen gemeten gemiddelde ammoniakconcentraties en voorspelde concentraties met GLZ-modellen voor waarden <math><10 \mu\text{g}/\text{m}^3</math>. Model 72 (links) op basis van korstmossenmerken én pH, model 73 (rechts) enkel op basis van pH.





Figuur 82. Verband tussen de gemiddelde pH van het schorsoppervlak van een reeks bomen en de jaargemiddelde ammoniakconcentraties (voor waarden  $< 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

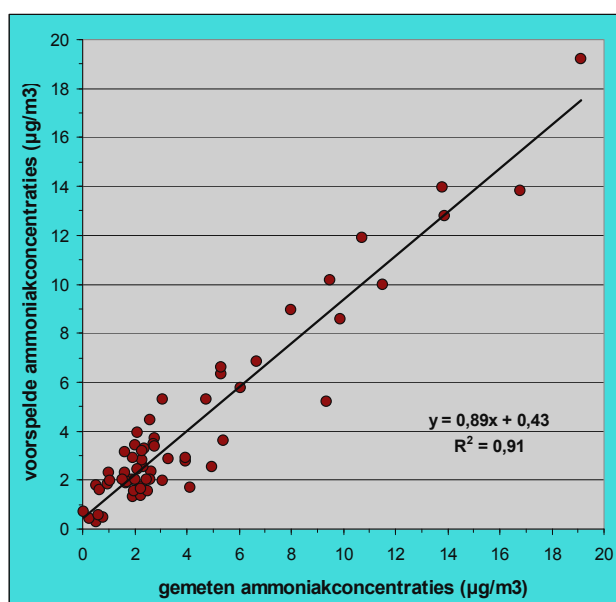
#### 4.6.4.1.6 Relatie tussen korstmossen en gemiddelde, minimum of maximum ammoniakconcentraties

De modellen die we tot nu toe maakten betroffen verbanden tussen de gemiddelde jaarconcentratie ammoniak en de korstmossen. Mogelijks zijn korstmossen meer of minder gerelateerd aan andere ammoniakparameters zoals de maximum of minimum maandwaarde, en de gemiddelde waarde tijdens dalmaanden of piekmaanden. Daartoe berekenden we de drie beste modellen voor gemiddelde jaarconcentratie (44, 55, 69 zie Tabellen 43, 44 en 47) ook voor de maximum ammoniakconcentratie (op maandbasis), de minimum ammoniakconcentratie (op maandbasis), de ammoniakpiek (4 maanden) en de 8-dalmaanden (Tabel 51).

De modellen blijven nog behoorlijk, maar maximum en piekconcentraties van ammoniak zijn opvallend minder goed te modelleren met korstmossen dan de gemiddelde jaarconcentratie. De minimum maandwaarden en de dalmaanden behalen de beste verbanden. De hogere gemiddelde afwijkingen (in percentage) zijn te wijten aan de veel kleinere waarden van de minimumconcentraties, waardoor de afwijkingen relatief groter worden. De cijfers in Tabel 49 bevestigen dat korstmossen minder reageren op voorbijgaande piekconcentraties van ammoniak, maar vooral gevoelig zijn voor de gedurende langere tijd minimaal aangehouden ammoniakconcentraties. Daarom vertonen de ammoniakconcentraties van de dalmaanden (maart, juni, juli, augustus, september, oktober, november en december) aanzienlijk betere verbanden met korstmossen dan de gemiddelde jaarwaarden (vgl. de kwaliteit van het verband in Figuur 83 met Figuur 72).

Tabel 51. Kenmerken van voorspellingen van ammoniakconcentraties met GLZ-modellen voor 62 punten met gemeten ammoniakconcentraties (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden voor BD-variabelen). Voor details van modellen zie Tabellen 43, 44 en 47.

model	AIC	r gem-vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
<b>A. Jaargemiddelde ammoniakconcentratie</b>					
44	170,0	0,95	47	12,0 ± 45,4	94
55	190,4	0,88	38	20,2 ± 62,1	90
69	185,0	0,90	42	19,9 ± 60,8	90
<b>B. Maximum ammoniakconcentratie (op maandbasis)</b>					
44	259,5	0,82	37	18,7 ± 59,8	85
55	282,5	0,77	27	23,2 ± 65,6	85
69	275,6	0,80	27	25,9 ± 70,2	77
<b>C. Minimum ammoniakconcentratie (op maandbasis)</b>					
44	155,6	0,96	65	31,7 ± 145,9	98
55	169,9	0,88	45	31,4 ± 80,7	95
69	167,9	0,91	50	51,7 ± 225	94
<b>D. Ammoniakconcentratie tijdens 4 piekmaanden</b>					
44	192,4	0,90	48	15,4 ± 57,5	77
55	215,9	0,83	37	20,4 ± 62,1	69
69	202,8	0,88	37	21,4 ± 65,1	76
<b>E. Ammoniakconcentratie tijdens 8 dalmaanden</b>					
44	171,2	0,96	50	12,0 ± 43,1	95
55	194,1	0,89	42	22,4 ± 65,1	95
69	192,8	0,90	44	21,1 ± 61,0	94



Figuur 83. Verband tussen gemeten en voorspelde ammoniakconcentraties in de 8 dalmaanden op basis van model 44 (zonder correcties op basis van de residuele waarden).

Minimum maandconcentraties ammoniak zijn het best te voorspellen bij eiken (Tabel 51). Ook bij crossvalidatie blijkt dit de beste resultaten te geven. Model 55 toegepast op de 62 gemeten punten levert bij een n-8 crossvalidatie gemiddelde een afwijking van  $-0.11$  (STDV  $\pm 2.15$ )  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ammoniakconcentratie tussen gemeten en via korstmossen voorspelde waarden. Het percentage correct geklasseerde punten volgens de WHO-norm was 90%. Dit betekent dat door het nemen van de meest voorkomende voorspelling (boven of onder de WHO-norm) van drie korstmosmeetpunten per geografische eenheid (bv. een kilometerhok, met concentraties overal aan dezelfde kant van de norm) een nauwkeurigheid kan bereikt worden van meer dan 95 procent juiste waarden. Bij vier meetpunten kan het foutrisico verder dalen tot minder dan 1 procent.

#### 4.6.4.2 Verbanden tussen ammoniakconcentraties en korstmossen op Canadapopulieren

Omdat korstmossen op Canadapopulieren minder verband vertonen met ammoniakconcentraties dan Zomereiken, namen we enkel gemengde modellen (met alle variabelen) in beschouwing. Op basis van negen zeer significante korstmoskenmerken konden we een GLZ-model bouwen dat goed paste bij de data (model 102 Tabel 52). Toch presteert dit model minder goed dan het beste model op eiken (model 44 Tabel 43).

Wanneer we ons beperken tot goed herkenbare soorten korstmossen, komen we ook tot een robuust model met acht significante variabelen (model 106 Tabel 52). De voorspellingscapaciteit van model 106 is echter kleiner dan die van model 102 (Figuur 84). Omdat boomvoeten vaker interferentie ondervinden van de omgeving, vervingen we in model 106 de boomvoet variabelen (BD-V) door het voorkomen van dezelfde soorten op de stam (BD-S) (model 107). Dat zorgde echter niet voor een verbetering.

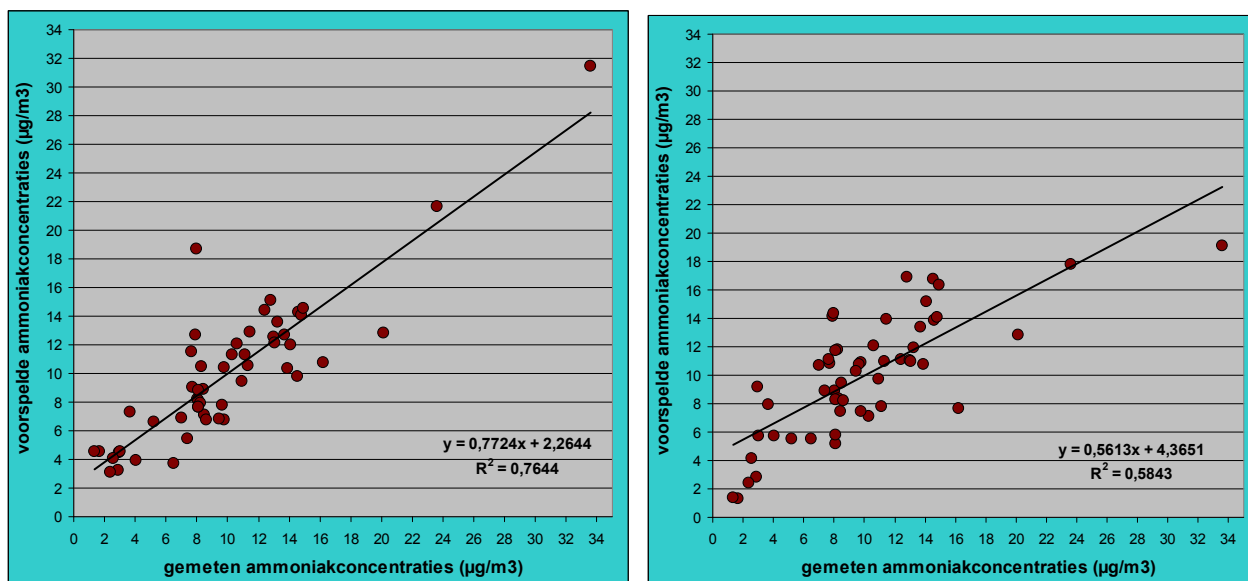
Het beste model op Zomereiken gebaseerd op eenvoudig herkenbare soorten (model 55) pasten we ook toe op Canadapopulieren. Dat leverde een zwakker model op (Tabel 52). Tussen korstmossen en ammoniakconcentraties op populieren bestaan duidelijke verbanden, maar die verschillen van de verbanden op eiken.

Ook modellen op basis van de samengestelde indexen overtuigen niet voor Canadapopulieren (Tabel 51, C).

Tabel 52. Voorspelling van gemiddelde jaarconcentratie ammoniak met GLZ-modellen voor 53 punten met gemeten of geïnterpoleerde ammoniakconcentraties (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden voor BD-variabelen) op Canadapopulieren.

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem- vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) $\pm$ stdv	% WHO correct
<b>A. Gemengd model</b>		(* gem = gemeten; vsp = voorspeld; 'correct'=gemeten valt binnen 95% betrouwbaarheidsinterval van vsp)					
100	alle variabelen met significante of hoopvolle correlaties	45 GRdiplocan, GRevernpru, GRphyscgri, GRramalfar, GRxanthcal, GRxanthpar, amandpun BD-V, bacidneo BD-V, calocitr BD-V, caloholo BD-V, candecon BD-V, evernpru BD-V, fellhvir BD-V, opegvari BD-V, physcads BD-V, physcgri BD-V, ramalfar BD-V, xanthcan BD-V, xanthpar BD-V, xanthpol BD-V, amandpun BD-S, arthorad BD-S, bacidneo BD-S, calocitr BD-S, caloholo BD-S, candecon BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, hyperadg BD-S, lecancom BD-S, lecanexp BD-S, leprainc BD-S, opegvari BD-S, parmochi BD-S, pleurace BD-S, ramalfar BD-S, ramalfas BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S, CLADOTOT BD_V,	200,5	0,99	100	2,20 $\pm$ 15,1	89

			ZELD_AIW BD-V, ZELD_NIW BD-V, CLADOTOT BD_S, ZELD_AIW BD-S, ZELD_NIW BD-S						
101	forward entry and backward removal model 100	12	GRevernpru, GRphyscgri, bacidneo BD-V, caloholo BD-V, opegvvari BD-V, xanthpar BD-V, amandpun BD-S, calocitr BD-S, caloholo BD-S, hyperadg BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S	160,9	0,89	70	11,9 ± 46,1	85	
102	best-subset selectie model 101; alle variabelen significant	9	GRevernpru, GRphyscgri, caloholo BD-V, opegvari BD-V, xanthpar BD-V, amandpun BD-S, calocitr BD-S, caloholo BD-S, hyperadg BD-S	160,7	0,87	60	13,3 ± 50,1	81	
103	best-subset selectie model 101; alle variabelen significant	7	GRevernpru, GRphyscgri, opegvvari BD-V, xanthpar BD-V, amandpun BD-S, calocitr BD-S, hyperadg BD-S	164,3	0,83	60	15,1 ± 54,7	81	
<b>B. Uitsluitend gemakkelijk herkenbare soorten</b>									
104	gemakkelijk herkenbare soorten uit model 100	29	GRdiplocan, GRevernpru, GRphyscgri, GRramalfar, GRxanthcal, GRxanthpar, candecon BD-V, evernpru BD-V, lecanmur BD-V, physcads BD-V, ramalfar BD-V, xanthcan BD-V, xanthpar BD-V, xanthpol BD-V, CLADOTOT BD_V, candecon BD- S, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, lecanexp BD-S, leprainc BD-S, parmochi BD-S, ramalfar BD-S, ramalfas BD-S, xanthpar BD-S, xanthpol BD-S, CLADOTOT BD_S, ZELD_herk_AIW BD-S	192,2	0,89	87	6,1 ± 33,6	85	
105	forward entry and backward removal model 104	10	GRramalfar, candecon BD-V, ramalfar BD-V, xanthpar BD-V, candlvit BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S, CLADOTOT BD_V, CLADOTOT BD_S, ZELD_herk_AIW BD-S	177,9	0,76	57	11,6 ± 43,5	75	
106	best-subset selectie model 105; alle variabelen significant	8	GRramalfar, candecon BD-V, ramalfar BD-V, xanthpar BD-V, candlvit BD-S, CLADOTOT BD_V, CLADOTOT BD_S, ZELD_herk_AIW BD-S	174,1	0,76	53	11,8 ± 44,5	75	
107	model 106 maar BD-V vervangen door BD-S	8	GRramalfar, candecon BD-S, ramalfar BD-S, xanthpar BD-S, candlvit BD-S, CLADOTOT BD_V, CLADOTOT BD_S, ZELD_herk_AIW BD-S	189,3	0,67	51	12,9 ± 39,8	74	
55	model 55 (best op eiken)	7	lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S	192,0	0,65	45	17,1 ± 48,6	81	
<b>C. Samengestelde indexen</b>									
58	NIW-AIW indexen	2	NIW-totaal boom, AIW-totaal boom	233,3	0,40	21	32,1 ± 76,6	68	
59	ASN-ASA indexen	2	ASA-totaal boom, ASN-totaal boom	208,3	0,49	32	23,1 ± 61,6	66	
61	Hoffmann N5-A1 indexen	2	Hoffmann N5, Hoffmann A1	239,3	0,32	15	36,9 ± 92,2	57	



Figuur 84. Verband tussen gemeten en voorspelde gemiddelde ammoniakconcentratie op Canadapopulieren voor model 102 (links) en model 106 (rechts).

Geen enkele van de standplaatsfactoren vertoonde nog een verband met de residuele waarden van modellen 102 en 106 (bij  $p < 0.01$ ).

#### 4.6.4.2.1 Crossvalidatie op 'onbekende' data

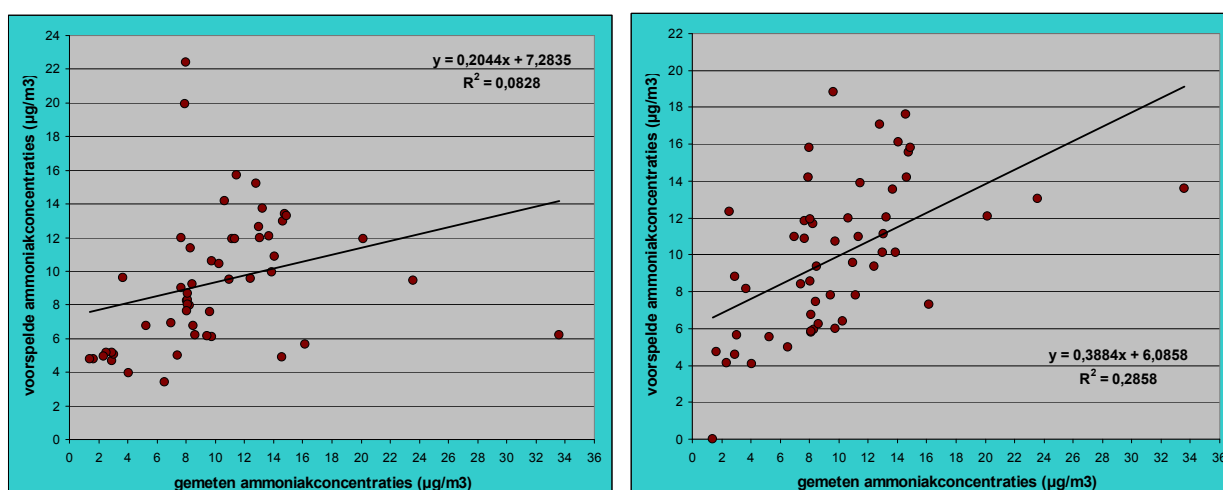
Modellen 102 en 106 werden gecrossvalideerd via de n-5 methode. We herrekenden tienmaal het model telkens op 48 punten, terwijl telkens vijf andere punten uit de analyse werden gehouden. De ammoniakconcentratie werd dan op basis van het model ingeschat voor deze voor het model nog 'onbekende' punten.

Beide modellen crossvalideren zwak (Tabel 53). De correlaties tussen gemeten en voorspelde waarden zijn laag, zelfs verwaarloosbaar laag voor model 102. De gemiddelde misschatting bedraagt bij model 102 bij crossvalidatie op punten vreemd aan het model  $-0.63 \pm \text{stdv } 5.89 \mu\text{g/m}^3$ . De variatie is groot. Vooral kleine en grote concentraties vertonen grote afwijkingen. Ook model 106 geeft crossvalidatieproblemen. Ook technisch: de variabele *Cladonia*'s op de stam geeft zero variantie en moet dus uit het model. De gemiddelde misschatting is verwaarloosbaar  $-0.0005 \pm \text{stdv } 4.88 \mu\text{g/m}^3$ , maar de variatie is groot bij crossvalidatie op punten vreemd aan het model (Figuur 85). Ondanks de robuuste modellen met sterk significante verbanden, crossvalideren de modellen op populieren bijgevolg onvoldoende om rechtstreeks bruikbare voorspellingen op te kunnen baseren. Door meerdere opnames (4-5) te maken in eenzelfde geografische eenheid (bv. kilometerhok) met uniforme concentraties (of toch minstens met concentraties aan dezelfde kant van de WHO-norm) kan via de meest voorkomende waarde toch nog een bruikbare inschatting gemaakt worden of de lokale waarden beneden of boven de WHO-norm van  $8 \mu\text{g/m}^3$  gelegen zijn. Deze afleiding is gebaseerd op kansrekening, waarbij de kans dat meerdere opnamepunten allemaal verkeerd ingeschat worden veel kleiner is dan die op een foute classificatie van één punt.



Tabel 53. Crossvalidatie van de voorspelling van gemiddelde jaarconcentratie ammoniak met GLZ-modellen op Canadapopulieren (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden voor BD-variabelen): modellen (a) en (b) berekend op een voor het model 'gekende' dataset, (c) crossvalidatie op een 'ongekende' dataset via n-5 selectie.

model	oorsprong	aantal var.	AIC	r	% vsp 'correct'	gemiddelde		
						afwijking $\pm$ stdv	% WHO correct	
102a	kleinste, beste, gemengd	9	model 53 punten	160,7	0,87	60	13,3 $\pm$ 50,1	81
102b			10x 48 punten	142,6	0,87	67	12,7 $\pm$ 59,4	83
102c			10x extra 5 punten	44,3	0,29	75	17,6 $\pm$ 67,9	75
106a	kleinste, beste, makkelijk herkenbare soorten	8	model 53 punten	174,1	0,76	53	11,8 $\pm$ 44,5	75
106b			10x 48 punten	159,4	0,73	48	17,1 $\pm$ 54,9	72
106c			10x extra 5 punten	35,2	0,53	52	20,4 $\pm$ 76,2	69

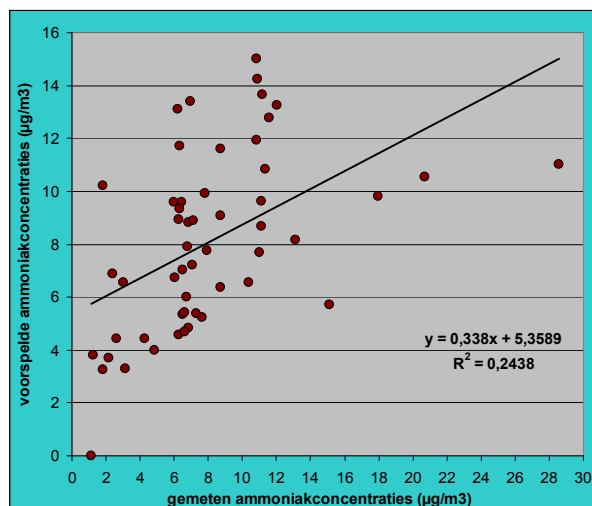


Figuur 85. Beperkt verband tussen gemeten en voorspelde gemiddelde ammoniakconcentratie bij crossvalidatie van model 102 (links) en model 106 (rechts) op Canadapopulieren.

In tegenstelling tot Zomereiken is er bij Canadapopulieren ook geen beter verband te vinden tussen korstmossen en de acht dalmaandwaarden van ammoniakconcentraties tov. de gemiddelde jaarconcentratie (Tabel 54, Figuur 86).

Tabel 54. Crossvalidatie van de voorspelling van de ammoniakconcentratie gedurende de 8 dalmaanden met GLZ-modellen op Canadapopulieren (op basis van log-Poisson op logaritmisches getransformeerde waarden voor BD-variabelen): modellen (a) en (b) berekend op een voor het model 'gekende' dataset, (c) crossvalidatie op een 'ongekende' dataset via n-5 selectie.

model	oorsprong	aantal var.	AIC	r	% vsp 'correct'	gemiddelde		
						afwijking $\pm$ stdv	% WHO correct	
106a	kleinste, beste, makkelijk herkenbare soorten	8	model 53 punten	184,0	0,70	40	20,2 $\pm$ 61,6	76
106b			10x 48 punten	165,1	0,71	49	18,8 $\pm$ 58,4	76
106c			10x extra 5 punten	37,0	0,53	47	23,6 $\pm$ 83,3	71



Figuur 86. Beperkt verband tussen gemeten en voorspelde ammoniakconcentratie gedurende de 8 dalmaanden bij crossvalidatie van model 106 op Canadapopulieren.

#### 4.6.5 Klimaatgevoeligheid

Korstmossen reageren snel op veranderingen in hun omgeving. Ook op veranderingen in klimaat. De vrij snelle klimaatopwarming zorgt er voor dat meerdere soorten korstmossen in onze streken snel in aantal afnemen en andere soorten snel toenemen. De korstmosflora verandert dus snel: in midden-Limburg was op 45 jaar ongeveer de helft van de soorten verdwenen of nieuw (Van den Broeck et al. 2006). De sterkst afnemende soort was zowel in midden-Limburg als in de Denderstreek (Vlaams-Brabant) de Groene schotelkorst (resp. – 46% en -80%), terwijl Kapjesvingermos toenam met resp. 45% en 56% (Van den Broeck et al. 2006, 2007).

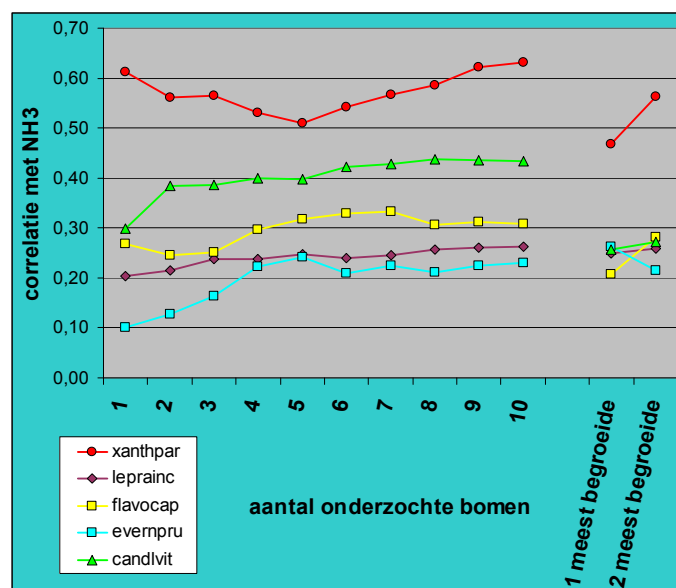
Jammer genoeg is er geen set korstmossen bekend die wel erg gevoelig zijn voor ammoniak, maar ongevoelig voor klimaatverandering en ook nog andere stoffen als  $SO_2$  of  $NO_x$  die in het verleden en mogelijks in de toekomst op grote schaal een invloed hadden of kunnen hebben op het voorkomen van korstmossen. Modellen bouwen op basis van soorten die ongevoelig zijn voor andere omgevingsinvloeden dan ammoniak is dus niet mogelijk. Op zijn best kunnen modellen of indexen een set soorten bevatten die een goede balans houdt tussen soorten die positief reageren en soorten die negatief reageren op klimaatopwarming (van Herk pers. med). In model 55 komen twee soorten voor die eerder Mediterrane tot warm-gematigde omstandigheden verkieszen (Kauwgommos en Bosschildmos) en vijf die liever koel-gematigde groeiomstandigheden hebben (Muurschotelkorst, Groot dooiermos, Eikenmos, Grove geelkorst en Gewone poederkorst) (van Herk et al. 2000). In het model komt dus een soort voor (Groot dooiermos) die in Limburg en Vlaams Brabant in het lijstje met de sterkst toegenomen soorten voorkomt en een soort (Eikenmos) die op Canadapopulieren in Vlaams-Brabant bij de sterkste dalers was. Maar die toe- of afnames zijn dus helemaal niet alleen maar het gevolg van klimaatverandering: vooral veranderingen in ammoniakconcentraties speelden hier een hoofdrol (Van den Broeck et al. 2006, 2007). Model 55 kan dus verwacht worden om gevoelig te zijn aan klimaatopwarming, of ook veranderingen in andere verontreinigende stoffen dan ammoniak, waardoor de ijking kan verlopen met de tijd. Het is daarom verstandig om de ijking af en toe te verifiëren, bv. om de 3-5 jaar bij toepassing van een model met een beperkt aantal soorten en 5-10 jaar bij een model met veel soorten.

#### 4.6.6 Optimaal aantal bomen voor een opnamepunt

Bij de studie van ammoniak met korstmossen is het gebruikelijk deze te inventariseren op een rij van 10 bomen. De realiteit verplicht echter af en toe met minder tevreden te zijn en zo neemt men aan dat minimum 6 bomen kunnen volstaan voor een geschikt opnamepunt.

Gezien de beduidende tijd nodig om een boom op korstmossen te inventariseren (gemiddeld ca. 7 minuten), is bij het bepalen van een economisch optimale methode de vraag of het niet met minder bomen kan zeker aan de orde. Bovendien zijn kortere rijen geschikte bomen ook veel makkelijker te vinden dan lange rijen, wat heel veel zoektijd bespaart bij het identificeren van geschikte punten.

Om na te kijken of het niet met minder bomen per opnamepunt kan, hebben we voor Zomereiken een dataset geselecteerd met enkel opnamepunten waar ammoniak gemeten werd met samplers en waar korstmossen bestudeerd werden op 10 bomen: zo waren er 51 punten. Daarop hebben we voor de korstmossoorten van model 55 de enkelvoudige correlaties berekend tussen de jaargemiddelde ammoniakconcentratie en het voorkomen van de korstmossoorten op de eerste de beste boom, op de twee eerste bomen, drie bomen, ... enz. tot 10 bomen. Dan hebben we voor elk van de 51 punten de meest door korstmossen begroeide en de tweede meest met korstmossen begroeide boom geselecteerd en daar de correlaties met ammoniak voor berekend. We gebruikten log<sub>10</sub> getransformeerde gemiddelde bedekking per soort per boom als uiteindelijke variabelen. De gegevens konden niet berekend worden voor Muurschotelkorst omdat dit taxon te weinig voorkwam in deze beperkte dataset: de soort kwam nl. nergens voor op de 'eerste de beste boom'.



Figuur 87. Correlaties tussen bedekking voor vijf korstmossoorten (log<sub>10</sub> van gemiddelde oppervlakte per boomstam) en jaargemiddelde ammoniakconcentratie (µg/m<sup>3</sup>) in functie van het aantal per punt onderzochte bomen (1 tot 10) en voor een selectie van de allermeeft en twee meest met korstmossen begroeide bomen per lokaliteit. Negatieve correlaties voor leprainc, flavocap en evermpru weergegeven als positieve correlaties.

Doorgaans nam de correlatie tussen de bedekking en de jaargemiddelde ammoniakconcentratie toe naarmate er meer bomen bestudeerd werden (Figuur 87). Maar dat hoeft niet altijd zo te zijn: als die 'eerste de beste' boom toevallig veel meer dan gemiddeld begroeid is met een doelsoort en de volgende bomen nauwelijks, dan neemt de informatiedichtheid na die eerste boom weer af. Dat is kennelijk wat er gebeurde met Groot dooiermos (*xanthpar* in Figuur 87). Behalve voor dit uitzonderlijk geval neemt de correlatie vanaf 4 bomen niet zo veel meer toe. De allermeeft begroeide boom is niet noodzakelijk ook heel informatief: soms wel (*evermpru*, *leprainc*) soms duidelijk niet (*xanthpar*, *candlvit*,

*flavocap*). Dit kan toeval zijn, of te maken hebben met het feit dat de grotere bedekking van de meest met korstmossen bedekte bomen vaak niet te wijten is aan de doelsoorten van het model 55. Met de twee meest begroeide bomen komen we al heel aardig in de buurt van de correlaties op basis van een hele rij bomen, behalve voor Grove geelkorst (*cand/vit*) die blijkbaar liever voorkomt op minder overvloedig begroeide bomen. Een opnamepunt moet dus voor de hier betrokken soorten duidelijk met minder dan 10 bomen kunnen.

Op dezelfde dataset hebben we ook een afgeleide van model 55 berekend, telkens voor korstmosdata op basis van de eerste boom, twee bomen, drie bomen, ... enz. tot 10 bomen. Model 55 zelf kon niet berekend worden omdat Muurschotelkorst op te weinig plaatsen voorkwam en die soort werd dus weggelaten. Voor een selectie op basis van voor elk opnamepunt de meest met korstmossen begroeide boom kon ook dit afgeleide model niet berekend worden omdat Kauwgommos (*diplocan*) nergens aanwezig was.

Tabel 55. Kwaliteitscriteria van GLZ-modellen die op Zomereiken het verband met de jaargemiddelde ammoniakconcentratie weergeven op basis van korstmosinformatie afkomstig van 1- 10 bomen per opnamepunt of op basis van de twee bomen per punt met de meeste korstmossen (51 punten).

variabelen model 55 (zonder lecanmur)	AIC	r gem-vsp	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
op basis van 1 boom	232,7	0,69	42,8 ± 89,0	78
op basis van 2 bomen	240,0	0,66	42,8 ± 86,4	76
op basis van 3 bomen	237,2	0,67	41,1 ± 89,5	73
op basis van 4 bomen	233,0	0,68	40,8 ± 92,3	78
op basis van 5 bomen	227,4	0,69	39,7 ± 98,3	84
op basis van 6 bomen	222,2	0,71	38,4 ± 95,0	82
op basis van 7 bomen	215,0	0,73	36,9 ± 95,7	84
op basis van 8 bomen	214,0	0,74	34,9 ± 88,0	82
op basis van 9 bomen	209,5	0,75	33,6 ± 85,0	80
op basis van 10 bomen	207,5	0,76	32,7 ± 83,1	80
op basis van de 2 meest begroeide bomen	214,6	0,73	31,6 ± 77,0	82

Vanaf 5 bomen per opnamepunt neemt de kwaliteit van de modellen duidelijk toe; het model op basis van 10 bomen is het meest robuuste (Tabel 55). Het model op basis van de twee meest met korstmossen begroeide bomen verschilt daar echter nauwelijks van.

Voor meer algemene korstmossen is het bijgevolg goed mogelijk om het aantal te bestuderen bomen per opnamepunt terug te brengen van 10 tot 3 à 4. Voor de minder algemene soorten neemt de kans om ze toch nog aan te treffen in een opnamepunt toe met het aantal bestudeerde bomen, en is de kans om ze foutief te missen voor een punt groot wanneer maar enkele bomen bestudeerd worden. Ongelukkig hebben modellen de neiging om precies sommige van die minder algemene acidofyten te selecteren omdat hun aanwezigheid zo informatief is voor lage ammoniakdruk. Algemeen kunnen we dus stellen dat modellen (of indexen) die gebaseerd zijn op schaarse soorten op een groter aantal bomen per opnamepunt dienen gebaseerd te worden. Modellen op basis van algemene soorten kunnen het stellen met enkele goed geselecteerde bomen. Model 55 zou moeten kunnen toegepast worden op basis van 4 van de meest begroeide bomen, mits ook op een tiental boomvoeten voor Muurschotelkorst gekeken wordt.

Om het probleem van de lagere trefkans voor schaarsere soorten op een beperkt aantal bomen te ondervangen, kunnen we ipv. een model toe te passen dat ontwikkeld is op basis van data verzameld op 10 bomen, specifieke modellen bouwen die gebaseerd zijn enkel op de data van één of enkele bomen per opnamepunt. Daarin komen zeldzamere soorten dan zo weinig voor, dat ze normaal minder in de modellen weerhouden zullen worden.

We selecteerden voor de 91 punten met eiken waar door meting of interpolatie de ammoniakconcentratie gekend was de sterkst met korstmossen begroeide boom. De ammoniakconcentraties werden dan gemodelleerd met een GLZ op basis van de bedekking van die meest begroeide bomen met 27 makkelijk herkenbare soorten. We herhaalden dit afzonderlijk voor informatie van de stam en van de volledige boom. Vermits we in dit model meer opnamepunten gebruiken, nl. 91 ipv. 51 zoals bij de zoektocht naar het beste aantal bomen (Tabel 55), dient de AIC overeenkomstig proportioneel aangepast om de vergelijking correct uit te voeren (waarden in tabel 56 x 0.56). Nadien herhaalden we hetzelfde voor de bedekking met goed herkenbare korstmossen van de drie meest begroeide bomen per opnamepunt.

Modellen op basis van informatie van drie bomen zijn iets beter dan modellen gebaseerd op informatie van slechts één boom per opnamepunt (Tabel 56: modellen 110-111 tov. modellen 108-109). Modellen die informatie gebruiken van de hele boom zijn een fractie beter dan diegene die enkel informatie van de stam gebruiken (Tabel 56: model 110 tov. 108 en model 111 tov. 109). Met omgerekende AIC-waarden van 172-193 doen deze modellen gebaseerd op de selectie van de meest begroeide bomen het aanmerkelijk beter dan het algemeen model 55 (of een afgeleide) toegepast op een beperkt aantal bomen zoals in Tabel 55. Maar de modellen in Tabel 55 werden maar gebaseerd op 5-6 soorten, terwijl voor elk van de modellen in Tabel 56 informatie van 11 tot 14 soorten gebruikt werd, inclusief via variabelen die zelf reeds een samenstelling van soorten zijn. Een algemene regel bevestigt zich hier: gebruik van meer soorten zorgt voor betere modellen.

Tabel 56. GLZ modellen voor de voorspelling van ammoniakconcentratie op basis van goed herkenbare korstmossen op de meest begroeide Zomereiken per opnamepunt; (log-Poisson modellen op basis van logaritmisches getransformeerde waarden).

model	oorsprong	variabelen	AIC	r gem-vsp	% vsp 'correct'	gemiddelde afwijking vsp/gem (%) ± stdv	% WHO correct
(* gem = gemeten; vsp = voorspeld; 'correct'=gemeten valt binnen 95% betrouwbaarheidsinterval van vsp)							
<b>Op basis van de meest begroeide boom</b>							
108	forward entry and backward removal "STAM"; alle variabelen significant	amandpun-stam-1, candlref-stam-1, hyperadg-stam-1, lecanchl-stam-1, lecanch+lecanhag-stam-1, leprainc-stam-1, physcads+physcten-stam-1, physcgri-stam-1, xanthpar-stam-1	344,3	0,74	36	30,7 ± 90,1	85
109	forward entry and backward removal "BOOM"; alle variabelen significant	amandpun-boom-1, candlref-boom-1, candlvt-boom-1, lecanchl-boom-1, lecidela-boom-1, physcdae-boom-1, physcgri-boom-1, punctsub+punctulo+punctbor-boom-1, xanthpar-boom-1, herkenbaar-NIW-boom-1	324,1	0,81	35	28,3 ± 75,6	87
<b>Op basis van de 3 meest begroeide bomen</b>							
110	forward entry and backward removal "STAM"; alle variabelen significant	amandpun-stam-3, evernpru-stam-3, flavocap-stam-3, hyperadg-stam-3, lecanchl-stam-3, lecidela-stam-3, physcdae-stam-3, physcgri-stam-3, xanthpar-stam-3	316,1	0,80	34	24,8 ± 68,8	81
111	forward entry and backward removal "BOOM"; alle variabelen significant	amandpun-boom-3, candecon-boom-3, candlref-boom-3, candlvt-boom-3, herkenbaar-NIW-boom-3, flavocap-boom-3, melasub-boom-3, lecidela-boom-3, lecanchl-boom-3, xanthpar-boom-3	306,9	0,85	59	23,3 ± 65,3	86

In vergelijking met model 55 (tabel 44) ontwikkeld en toegepast op korstmossinformatie van 6-10 bomen, doen de modellen gebaseerd op de 1-3 meest begroeide bomen het aanzienlijk minder goed. Maw. het kan allemaal met minder dan 10 bomen, maar daar wordt een prijs voor betaald onder vorm van wat lagere nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van de voorspellingen. Uiteindelijk zullen het dus de vereisten voor nauwkeurigheid en



betrouwbaarheid zijn die zullen bepalen welke benadering de meest geschikte is: meer bomen en meer korstmossen, of weinig soorten op enkele bomen.

#### 4.6.7 Kostprijs van biomonitoring en kostenvergelijking

- (A) Om voor een punt de jaargemiddelde ammoniakconcentratie te meten met passieve samplers zijn er volgende aspecten met belangrijke kost:
- selectie van een geschikt opnamepunt (inclusief verplaatsingstijd) (2u12 minuten)
  - 13x verplaatsing h/t naar het opnamepunt om de sampler te plaatsen/vervangen (13x 60 km)
  - 13x reistijd h/t naar het opnamepunt (13x 60 minuten)
  - 13x tijd om samplers te plaatsen/vervangen (13x 10 minuten)
  - 12 samplers + analysekosten.
- (B) Om in een kilometerhok op vier punten alle korstmossen door een specialist te bestuderen op telkens 10 bomen zijn nodig:
- selectie van 4 geschikte opnamepunten in eenzelfde zone (inclusief verplaatsingstijd) (3u30)
  - 1x verplaatsing h/t naar de opnamezone (60 km)
  - 4x tijd om 10 bomen te bestuderen (telkens 1u10 minuten).
- (C) Om in een kilometerhok op vier punten de 7 gemakkelijk herkenbare korstmossen door een niet-specialist te bestuderen op telkens 10 bomen zijn nodig:
- selectie van 4 geschikte opnamepunten in eenzelfde zone (inclusief verplaatsingstijd) (3u30)
  - 1x verplaatsing h/t naar de opnamezone (60 km)
  - 4x tijd om 10 bomen te bestuderen (telkens 20 minuten).
- (D) Om in een kilometerhok op vier punten de 7 gemakkelijk herkenbare korstmossen door een niet-specialist te bestuderen op telkens 4 bomen zijn nodig:
- selectie van 4 geschikte opnamepunten in eenzelfde zone (inclusief verplaatsingstijd) (2u30)
  - 1x verplaatsing h/t naar de opnamezone (60 km)
  - 4x tijd om 4 bomen te bestuderen (telkens 10 minuten).

Wanneer we volgende kosten aannemen:

- aanschaf en analysekosten passieve sampler @ 30 €
- kilometervergoeding @ 0.30 €/km
- werktijd @ 30 €/uur,

komen we voor bovenstaande opties tot een kostenplaatje van:

- (A) = 1115 € (onder voorbehoud)
- (B) = 263 €
- (C) = 163 €
- (D) = 113 €

Wanneer bovendien optie D zou kunnen uitgevoerd worden door een netwerk van vrijwilligers, waarbij de verplaatsingen lokaal worden en de 'werktijd' vergoed wordt aan een dagvergoeding voor vrijwilligers, kan de kost teruggevoerd worden tot 30 € voor een opnamezone (met 4 herhalingen). Daarmee komt de kostprijs voor een biomonitoring door een vrijwilligersnetwerk op basis van een beperkte selectie kostmossen uit op een 35<sup>ste</sup> van de kostprijs voor het effectief meten van ammoniakconcentraties gedurende een jaar.

## 5 Conclusies

Algemeen genomen werden sterke verbanden vastgesteld tussen korstmossen en ammoniakconcentraties, vooral op Zomereiken, maar ook op Canadapopulieren. Met GLZ modellen was het op basis van Zomereiken mogelijk om robuuste, sterk significante modellen te valideren die gemiddeld een verwaarloosbare misschatting hebben ( $0.00-0.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), maar de spreiding van de misschatting is groot (STDV 4.30). Meer dan de helft van de voorspelde waarden ligt weliswaar op minder dan  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  van de vermoedelijke werkelijke waarde, maar er zijn ook veel grotere afwijkingen tot  $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gemiddelde ammoniakconcentratiewaarden nauwkeurig voorspellen ahv. korstmossen was bijgevolg niet steeds mogelijk. Vooral bij lage concentraties beneden  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  werd de relatieve afwijking groot. Door meerdere punten te bestuderen in eenzelfde geografische eenheid (bv. kilometerhok) met concentraties aan dezelfde kant van de WHO-norm kan het gemiddelde nauwkeuriger aansluiten bij de werkelijke waarde. Verwachtingen over lokale concentraties (boven of onder de WHO-norm) kunnen bv. gebaseerd zijn op het OPS-model of op lokale terreinkennis van ammoniakbronnen. In gebieden met concentraties die sterk verschillen van plaats tot plaats, met concentraties soms boven soms onder de norm, is de techniek van het nemen van gemiddelde/mediaan van meerdere opnames minder betrouwbaar.

Tabel 57. Overzicht van de beste GLZ-modellen voor verschillende omstandigheden en kenmerken van hun performantie. (\*) modellen voor concentraties  $<10\mu\text{g}/\text{m}^3$  werden berekend op minder opnamepunten en de parameters zijn bijgevolg niet vergelijkbaar tussen modellen 72-73 en de andere modellen.

model	zie	variabelen	AIC	r gem- vsp	% vsp 'correct'	gemiddeld e afwijking vsp/gem (%) $\pm$ stdv	% WHO correct
<b>ZOMEREIKEN</b>							
<b>Studie van alle korstmossoorten door specialist</b>							
44	4.6.4.1. Tabel 43	10 amandpun BD-S, candlvit BD-S, lecanbar BD-S, lecanycr BD-S, lecidela BD-S, melasub BD-S, physcste BD-S, punctulo BD-S, xanthpol BD-S, ZELD_AIW BD-S	170,0	0,95	47	12,0 $\pm$ 45,4	94
<b>Studie van gemakkelijk herkenbare soorten korstmossen ook door niet-specialist op 10 bomen</b>							
55	4.6.4.1.1. Tabel 44	7 lecanmur BD-V, candlvit BD-S, diplocan BD-S, evernpru BD-S, flavocap BD-S, leprainc BD-S, xanthpar BD-S	190,4	0,88	38	20,2 $\pm$ 62,1	90
<b>Studie van gemakkelijk herkenbare soorten korstmossen ook door niet-specialist op 3 meest begroeide bomen</b>							
111	4.6.6. Tabel 56	9 amandpun-boom-3, candecon- boom-3, candlref-boom-3, candlvit-boom-3, herkenbaar- NIW-boom-3, flavocap-boom-3, melasub-boom-3, lecidela-boom- 3, lecanchl-boom-3, xanthpar- boom-3	306,9	0,85	59	23,3 $\pm$ 65,3	86
<b>Concentraties ammoniak <math>&lt;10\mu\text{g}/\text{m}^3</math>; studie van alle korstmossoorten door specialist (*)</b>							
72	4.6.4.1.5. Tabel 50	3 ZELD_AIW BD-S, Grphysccae, gemiddelde pH	141,4	0,70	53	9,1 $\pm$ 36,1	
<b>Concentraties ammoniak <math>&lt;10\mu\text{g}/\text{m}^3</math>; geen korstmoskennis nodig (*)</b>							
73	4.6.4.1.5. Tabel 50	1 gemiddelde pH	214,5	0,60	22	14,6 $\pm$ 48,4	

<b>CANADAPOPULIEREN</b>								
<b>Studie van alle korstmossoorten door specialist</b>								
102	4.6.4.2. Tabel 52	9	GRevernpru, GRphyscgri, caloholo BD-V, opegvari BD-V, xanthpar BD-V, amandpun BD-S, calocitr BD-S, caloholo BD-S, hyperadg BD-S	160,7	0,87	60	13,3 ± 50,1	81
<b>Studie van gemakkelijk herkenbare soorten korstmossen ook door niet-specialist</b>								
106	4.6.4.2. Tabel 52	8	GRramalfar, candecon BD-V, ramalfar BD-V, xanthpar BD-V, candlvit BD-S, CLADOTOT BD_V, CLADOTOT BD_S, ZELD_herk_AIW BD-S	174,1	0,76	53	11,8 ± 44,5	75

Modellen op basis van informatie van alle korstmossen, dus bekomen na een studie door een korstmosspecialist, gaven de beste resultaten, maar op Zomereiken kon ook een robuust GLZ model gebouwd worden op basis van zeven eenvoudig herkenbare soorten korstmossen: Muurschotelkorst, Grove geelkorst, Kauwgommos, Eikenmos, Bosschildmos, Gewone poederkorst en Groot dooiermos (Tabel 57). Door 4-5 opnames te maken in eenzelfde geografische eenheid (bv. kilometerhok) met concentraties in dezelfde WHO-categorie kan door gebruik van de meest voorkomende waarde een meer betrouwbare inschatting gemaakt worden of de lokale waarden beneden of boven de WHO-norm van 8 µg/m<sup>3</sup> gelegen zijn. Op deze wijze kan met dit model op Zomereiken de kans op een foute inschatting tot minder dan 2 op 100 teruggedrongen worden. Met de gangbare methode om korstmosinformatie om te rekenen naar ammoniakconcentraties ontwikkeld voor Nederland (NIW-AIW, waarbij voor de aanwezigheid van bepaalde soorten punten opgeteld worden) bekwamen we een 47% juiste WHO-norm classificatie. Algemeen is er een verband tussen de nauwkeurigheid van de voorspelling en complexiteit van het model: GLZ modellen die informatie van veel soorten gebruiken halen nauwkeurigere resultaten dan modellen met een beperkte selectie goed herkenbare soorten (Tabel 57) en GLZ modellen deden het beter dan de meer eenvoudig te berekenen NIW-AIW methode.

Bij lage jaargemiddelde ammoniakconcentraties zijn de GLZ-modellen minder nauwkeurig. Het was niet mogelijk om voor deze concentraties afzonderlijk via een bijkomend GLZ-model op basis van korstmosinformatie veel verbetering te bekomen. Op Zomereiken kan de pH van de oppervlakte van de schors als een substituut voorspeller van de hele lage ammoniakconcentraties gebruikt worden ipv. korstmosinformatie.

Het verband tussen korstmossen en de minimum maandconcentratie ammoniak in de loop van een jaar was op Zomereiken aanzienlijk sterker dan het verband met de gemiddelde jaarconcentratie. Bij crossvalidatie kon met hetzelfde GLZ-model (op basis van zeven goed herkenbare soorten) de minimumconcentratie geschat worden met een nauwkeurigheid van 0.11 µg/m<sup>3</sup> (STDV ±2.15). Het percentage correct geklasseerde punten volgens de WHO-norm was 90%. Dit betekent dat door het nemen van de meest voorkomende voorspelling (boven of onder de WHO-norm) van drie korstmosmeetpunten per geografische eenheid (bv. een kilometerhok, met concentraties aan dezelfde kan van de WHO-norm) een nauwkeurigheid kan bereikt worden van meer dan 95 procent juiste waarden. Bij vier meetpunten kan het foutrisico dan verder dalen tot minder dan 5 fouten per 1000 schattingen.

Ondanks modellen met sterk significante verbanden, crossvalideren de modellen op Canadapopulieren onvoldoende om rechtstreeks betrouwbare voorspellingen van de ammoniakconcentraties op te kunnen baseren voor één enkel opnamepunt. Het beste model was op basis van 9 soorten, waarvan de meeste enkel herkenbaar door een specialist. Het beste model voor niet specialisten is een heel stuk minder krachtig en is gebaseerd op 5 algemene soorten, een familiegroep (alle beker mossen) en een samengestelde variabele van nog eens 10 zeldzamere soorten. Door echter 4-5 opnames te maken in eenzelfde

geografische eenheid (bv. kilometerhok) met concentraties aan eenzelfde kant van de WHO-norm kan door gebruik van de meest voorkomende waarde voor deze modellen toch ook een inschatting gemaakt worden of de gemiddelde jaarconcentratie ammoniak beneden of boven de WHO-norm van  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gelegen is, met een nauwkeurigheid van meer dan 95% correcte waarden.

De vele standplaatsvariabelen vertoonden geen verder verband met de overblijvende, niet door de modellen verklaarde variantie (maw. waren van geen invloed meer). Bij de selectie van punten werd vooraf natuurlijk wel reeds zo veel mogelijk potentieel storende factoren vermeden. De afstand tot de kust bleek in de modellen evenmin nog een bijkomende verklaring te bieden. In de studie werden echter geen punten gebruikt die in westelijke richting dichter dan 40 km van de kust lagen. Voorzichtigheidshalve mogen we de modellen dus beter niet extrapoleren tot de kustzone.

Aangezien modellen op basis van een beperkt aantal gemakkelijk herkenbare korstmossen ook aanvaardbare voorspellingen opleveren (vooral op eiken), is het haalbaar om een biomonitoringnetwerk voor ammoniakconcentraties uit te bouwen met een ploeg niet-deskundigen (bv. vrijwilligers). Een opleiding in het herkennen van de soorten en de toe te passen methoden is echter wel nodig. Door informatie van meerdere opnamepunten binnen een beperkt geografisch doelgebied (bv. per kilometerhok) te combineren kan een indeling van punten volgens de WHO-norm zeer nauwkeurig gebeuren; dit kan met veel minder kennis, inspanning en grotere nauwkeurigheid op eiken dan op populieren.

Voor meer algemene soorten korstmossen blijkt het ook niet nodig om 10 bomen per opnamepunt te bestuderen zoals nu gebruikelijk is. Voor model 55 zouden 4 boomstammen en 10 boomvoeten (specifiek voor Muurschotelkorst) volstaan.

De kostprijs van een dergelijke biomonitoringsmethode (met 4 meetpunten per meetzone) bedraagt een tiende van de kostprijs voor metingen met passieve samplers indien het kan uitgevoerd worden door een vrijwilligersnetwerk. Wanneer ook het aantal te bestuderen bomen gereduceerd wordt tot de 4 meest met korstmossen bedekte, kan de kostprijs verder dalen tot 30€ voor een meetzone (met 4 meetpunten). Uitgevoerd door een korstmosspecialist in professionele tijd kost biomonitoring ongeveer een kwart van metingen met samplers. Voor populieren is dit echter toch sterk aan te raden.

## **5.1 Aanbevelingen & procedure**

### **5.1.1 Selectie van punten**

Wanneer men beoogt achtergrondconcentraties van ammoniak in te schatten, dienen studiepunten geselecteerd zo ver mogelijk van een ammoniakbron; vanaf meer dan 1.5 kilometer van een bron wordt aangenomen dat enkel het achtergrondniveau nog speelt. Wanneer het de bedoeling is om emissiewaarden te kennen, dienen punten op een te bepalen afstand en in een te bepalen richting van de bron gekozen te worden.

Zomereiken genieten de voorkeur, maar indien deze niet beschikbaar zijn kunnen ook Canadapopulieren gebruikt worden. Afhankelijk of in het voorspellingsmodel enkel algemenere of ook zeldzame soorten voorkomen, dient een opnamepunt uit 3-10 bomen te bestaan. Bij de selectie van geschikte bomen wordt standaard rekening gehouden met een hele reeks situaties die de ammoniakconcentratie zouden kunnen beïnvloeden. Alhoewel we in de modellen vaststelden dat enkel houtkanten een significante invloed hadden op de nauwkeurigheid van het model, dient toch bij selectie best gelet op deze algemene voorschriften ivm. dikte (minstens 0.6 m omtrek, liefst  $>0.9$  m), zijtakken (geen), beschaduwing (geen bomen in een bos), gebruik door honden (liefst niet), bestoffing (vermijden) en op elementen van het omliggend landschap en landgebruik: houtkanten (vermijden), bossen (vermijden), ... e.d. (zie hoofdstukken 2.10 en 3.1. voor meer details).



Soms moet echter aanvaard worden dat de beschikbare bomen net iets minder ideaal zijn dan voorgeschreven.

Wanneer het de bedoeling is om model 55 toe te passen op Zomereiken, kan volstaan worden met de studie van 4 boomstammen en 10 boomvoeten (deze laatste enkel voor Muurschotelkorst). Door informatie van meerdere opnamepunten binnen een beperkt geografisch doelgebied (bv. per kilometerhok) te combineren kan de precisie verbeterd worden: 4-5 punten leveren samen een nauwkeurig beeld.

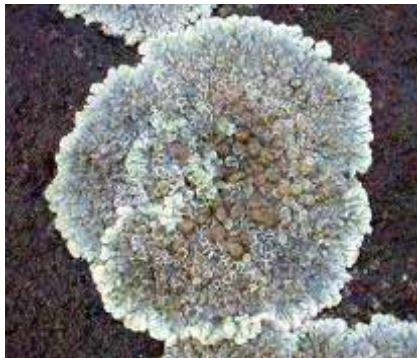
Om herhaling in de toekomst mogelijk te maken is het aan te raden van elke punt een situatiokaartje te tekenen met daarop de bomen en een aantal situatietekens (oa. GPS-coördinaten, gemeente, straat) die toelaten het opnamepunt en elke boom daarvan later terug te vinden.

### 5.1.2 Studie van korstmossen

Ofwel wordt de studie uitgevoerd door een korstmosspecialist en kan men gaan voor een studie van alle soorten korstmossen en berekening van de meer nauwkeurigere modellen die ook informatie gebruiken van moeilijker te herkennen soorten (bv. model 44 voor Zomereiken of 102 voor Canadapopulieren).

Ofwel gebeurt de studie niet door een specialist, en dan verschillen de korstmosdoelsoorten tussen Zomereiken en Canadapopulieren. Omdat bij populieren de voorspellingen gebaseerd op het gebruik van meerdere moeilijk herkenbare soorten (model 102) aanzienlijk beter zijn dan die door model 106 op basis van goed herkenbare soorten, wordt sterk aangeraden bij populieren beroep te doen op een korstmosspecialist.

Niet-specialisten bestuderen op eiken enkel de volgende zeven gemakkelijk herkenbare soorten: Muurschotelkorst op de boomvoet en de overige zes op de stam, Grove geelkorst, Kauwgommos, Eikenmos, Bosschildmos, Gewone poederkorst en Groot dooiermos (Figuur 88).



Muurschotelkorst *Lecanora muralis*



Grove geelkorst *Candelariella vitellina*





Kauwgommos *Diploicia canescens*



Eikenmos *Evernia prunastri*



Boschildmos *Flavoparmelia caperata*

Gewone poederkorst *Lepraria incana*



Groot dooiermos *Xanthoria parietina*

Figuur 88. Eenvoudig te herkennen korstmossoorten te bestuderen op eiken. (Foto's Marc Herremans)

De aanwezigheid van korstmossoorten wordt genoteerd en voor soorten die een oppervlakte bedekken van  $> 1 \text{ dm}^2$  wordt de totale oppervlakte die ze innemen geschat dmv. een doorzichtig rooster (zie 3.6.1). Al naargelang de beoogde parameter wordt de opname uitgevoerd op de boomvoet of op de stam. Met de stam bedoelen we het gedeelte tussen 70 cm vertrekend van de grond en 1.70 m hoogte, met de voet het gedeelte onder 70 cm. Om deze gebieden af te lijnen wordt gebruik gemaakt van een stok van 1.70 m hoog waarbij een merkteken op 70 cm hoogte werd aangebracht. Door middel van krijt worden deze gebieden afgebakend. De inventarisatie gebeurt voor elke boom apart (te beginnen bij boom 1 van het situatiekaartje). Bij het inventariseren wordt gebruik gemaakt van een lijst waarop de soorten vermeld staan met daarachter per boom een open plaats om het aantal ingenomen  $\text{dm}^2$  te noteren. Indien een soort afwezig is wordt in deze ruimte een nul genoteerd om zeker te zijn dat de soort niet over het hoofd gezien werd. Indien een soort minder dan  $1 \text{ dm}^2$  aanwezig is wordt een kruisje geplaatst en indien een soort 1 of meer dan  $1 \text{ dm}^2$  op de boom aanwezig is wordt het aantal  $\text{dm}^2$  genoteerd afgerond tot op een halve  $\text{dm}^2$ .

### 5.1.3 Verwerking van de resultaten

De som van de bedekkingen voor het opnamepunt wordt per soort omgerekend naar gemiddelde bedekking per soort per bestudeerde boom. Die gegevens worden  $\log_{10}$  getransformeerd en de informatie wordt toegevoegd aan de dataset voor het gekozen model (databank in bijlage 8 op elektronische drager).

Op basis van de dataset uit de studie met de parameters gespecificeerd in de details van de modellen (zie lijst van variabelen in Tabellen 42-51) wordt een GLZ-model berekend waarbij de data uit deze studie het model bepalen en ammoniakconcentraties berekend worden voor de nieuwe bijkomende data (in diverse software doorgaans het 'crossvalidation sample' genoemd).

Het identificeren van lage ammoniakconcentraties ( $<8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en vooral dan hele lage jaargemiddelde ammoniakconcentraties ( $<2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) kan eenvoudiger gebeuren door het bepalen van de gemiddelde pH van de oppervlakte van de schors van de reeks bomen. Hiervoor is dus geen kennis van korstmossen nodig.

Om de precisie van meerdere lokale metingen te verhogen bij het inschatten van de WHO-norm kan de volgende procedure toegepast worden, bv. bij 4-5 meetpunten:

(a) wanneer de voorspelde waarden  $<6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verschillen, het gemiddelde of de mediaan gebruiken.

(b) wanneer het verschil  $>6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , de meest extreme waarde laten vallen en wanneer de overige voldoende conform zijn het gemiddelde of de mediaan gebruiken. Wanneer meer dan 2 van de metingen duidelijk boven of onder de norm liggen, die waarde (nl. boven of onder) aanvaarden als correcte inschatting. Bij een ex aequo bij vier meetpunten (dus 2 boven, 2 onder de norm), kan best een vijfde punt bestudeerd worden en opnieuw de meest voorkomende waarde gebruikt worden. Vermits dergelijke half-half gevallen vaak maar zullen blijken bij verwerking van de resultaten achteraf, is het best om steeds vijf bomenrijen per doelzone te onderzoeken, zeker in gebieden waar de verwachte ammoniakconcentratie in de buurt van de WHO-norm ligt.

## 6 Literatuur

- Anoniem, 2002. Effects of NO<sub>x</sub> and NH<sub>3</sub> on lichen communities and urban ecosystems. A pilot study. A rapport produced by Imperial College & The Natural History Museum, as partners in the A.P.R.I.L.
- Anoniem, 2004a. Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnetten. Kalenderjaar 2003 en meteorologisch jaar 2003-2004, Erembodegem, België.
- Anoniem, 2004b. Lozingen in de lucht 1990-2003. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België.
- Anoniem, 2007. Lozingen in de lucht 1990-2006. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België.
- Anoniem, 2008. Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag immissiemeetnetten. Kalenderjaar 2007, Erembodegem, België.
- Anoniem, 2009. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositiemeetnet verzuring 2007. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België.
- Aptroot, A. & Roos, R., 1993. Korstmoss-oases in Amsterdam. *De levende natuur* 84(4): 130-134.
- Asta, J., Erhardt, W., Ferreti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C. & Wirth, V., 2002a. European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress.
- Asta, J., Erhardt, W., Ferreti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C. & Wirth, V., 2002b. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In Nimis, P., Scheidegger, C. & Wolseley, P.A. (Eds.). *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*, 273 – 279.
- Barkman, J.J., 1958. On the ecology of Cryptogamic Epiphytes. With special reference to the Netherlands. Doctoraat, Assen, Nederland.
- Barkman, J.J., 1963. De epifyten-flora en –vegetatie van Midden-Limburg (België). *Ver. Kon. Nederl. Akad. Wetensch. Afd. Natuurk.*, 2<sup>de</sup> reeks 54 (4): 1-46.
- Brodeková, L., Gilmer, A., Dowding, P., Fox, H. & Guttová, A., 2006. An assessment of epiphytic lichen diversity and environmental quality in Knocksink Wood Nature Reserve, Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 106B (3): 215-223.
- Caldiz, M.S., 2005. Diversity and growth of epiphytic macrolichens in northwestern Patagonian *Nothofagus* forest. Doctoraat, Alnarp, Sweden.
- Cape, J.N., van der Eerden, L.J., Sheppard, L.J., Leith, I.D. & Sutton, M.A., 2009. Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157: 1033-1037.
- Davies, L., Bates, J.W., Bell, J.N.B., James, P.W. & Purvis, O.W., 2007. Diversity and sensitivity of epiphytes tot oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution* 146: 299-310.
- De Bakker, A.J. de & van Dobben, H.F., 1988. Effecten van ammoniakemissie op epifytische korstmossen, een correlatief onderzoek in de Peel. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, RIN-rapport 88/53, Leersum.
- De Bakker, A.J., 1989. Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.* 38 (3): 337-342.
- De Sloover, J. & Lambinon, J., 1965. Contribution à l'étude des lichens corticoles du bassin de la Dendre. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 98: 229-273.

Diederich, P. & Sérusiaux, E., 2000. The Lichens and Lichenicolous Fungi of Belgium and Luxembourg. An Annotated Checklist. Luxembourg, Musée National d'Histoire Naturelle.

Dobson, F., 2000 & 2005. Lichens. An Illustrated Guide to the British and Irish Species. The Richmond Publishing Co. Ltd., Slough, UK.

Erisman, J.W., Domburg, P., de Haan, B.J., de Vries, W., Kros, W. & Sanders, K., 2005. The Dutch nitrogen cascade in the European perspective. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Wageningen, Nederland.

Fischer, K. & Fiedler, K., 2000. Response of the copper butterfly *Lycaena tityrus* to increased leaf nitrogen in natural food plants: evidence against the nitrogen limitation hypothesis. *Oecologia* 124: 235-341.

Fowler, D., Pitcairn, C.E.R., Sutton, M.A., Flechard, C., Loubet, B., Coyle, M. & Munro, M.C., 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. *Environmental Pollution* 102: 343-348.

Frahm, J.-P. & Stapper, N.J., 2008. *Biomonitoring* 68 (6): 251-256;

Franzen-Reuter, I. & Stapper, N.J., 2003. Nachweis eutrophierender Luftverunreinigungen in NRW. Landesweite Kartierung epiphytischer Flechten und Moose. *Löb-Mitteilungen* 1/03, 71-73.

Franzen-Reuter, I., 2007. Epiphytische Flechten als Akkumulationsindikatoren für erhöhte Stickstoff-Depositionen. Intern tussentijds rapport Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Normenausschuss KRdL. Schriftenreihe Band 37. Düsseldorf, 159 pp.

Frati, L., Santoni, S., Nicolardi, V., Gaggi, C., Brunialti, G., Guttova, A., Gaudino, S., Pati, A., Pirintsos, S.A. & Loppi, S., 2007. Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. *Environmental Pollution* 146: 311-316.

Frati, L., Brunialti, G. & Loppi, S., 2008. Effects of reduced nitrogen compounds on epiphytic lichen communities in Mediterranean Italy. *Science of the Total Environment* 407: 630-637.

Geebelen, W., 1995. Onderzoek naar de relatie tussen reële luchtvervuilingsmeltingen en het voorkomen van epifyten in Vlaanderen 1994-1995. Licentiaatsthesis, Universiteit Gent, Faculteit wetenschappen, Gent, België.

Geebelen, W. & Hoffmann, M., 2001. Evaluation of bio-indication methods using epiphytes by correlation with SO<sub>2</sub>-pollution parameters. *Lichenologist* 33(3): 249-260.

Geebelen, W., Bijmens, O., Adriaenssens, E., Makkonen, S., Ruttens, A., Carleer, R., Yperman, J., Clijsters, H., Holopainen, T., Vangronsveld, J. & Claeys, N., 2005. Transplanted lichens as biomonitors for atmospheric fluoride pollution near two fluoride point sources in Flanders (Belgium). *Belgian Journal of Botany* 138 (2): 141 – 151.

Gilbert, O.L., 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist* 8: 173-178.

Gombert, S., Asta, J. & Seaward, M.R.D., 2003. Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution* 123: 281-290.

Gombert, S., Asta, J. & Seaward, M.R.D., 2005. The use of autoecological and environmental parameters for establishing the status of lichen vegetation in a baseline study for long-term monitoring survey. *Environmental Pollution* 135: 510-514.

Grennfelt, P. & Thörnelöf, E., 1992. Critical Loads for Nitrogen – a Workshop Report. Report Nord 1992, 41, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

Headley, A.D., Beaudin, I., Seaward, M.R.D., Ashmore, M.R. & Kalbekkan, S., 1999. A new approach to detecting lichen response to change air pollution. University of Bradford. West Yorkshire, U.K.

- Heck, K.L., van Belle, G. & Simberloff, D., 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 56: 1459-1461.
- Helsen, N., 2001 Bepaling van de luchtvervuiling in de omgeving van Leuven langs autosnelwegen en autowegen aan de hand van epifytische lichenen. Licentiaatsthesis, Katholieke universiteit Leuven, Faculteit wetenschappen, dep. Biologie, laboratorium voor planteneecologie.
- Herremans, M., 2008. Biodiversiteit meten: alleen maar enkele bomen, of toch ook maar eens het bos? *Natuur.focus* 7: 60-67.
- Hoffmann, M., 1993. Verspreiding, fytosociologie en ecologie van epifyten en epifytengemeenschappen in Oost- en West-Vlaanderen. Universiteit Gent. Faculteit wetenschappen. Academiejaar 1992-93.
- Hoffmann, M., 1994. Korstmossen in Vlaanderen en hun relatie met luchtkwaliteit. *Leefmilieu '94/2*: 50 – 56.
- Hombroeckx, M. (2000) Bepaling van de luchtverontreiniging in de omgeving van Leuven aan de hand van korstmossen als indicator organisme op *Populus*. Licentiaatsthesis, Katholieke universiteit Leuven, Fakulteit wetenschappen, dep. Biologie, instituut voor plantkunde.
- Honegger, R., 1996. Experimental studies of growth and regenerative capacity in the foliose lichen *Xanthoria parietina*. *New Phytologist* 133: 573-581.
- Jeran, Z., Jaćimović, R., Batič F. & Masavar, R., 2002. Lichens as intergrating air pollution monitors. *Environmental Pollution* 120: 107-113.
- Jovan, S., 2008. Lichen Bioindication of Biodiversity, Air Quality, and Climate; Baseline Results Fron Monitoring in Washington, Oregon, and Calofornia. United States Department of Agriculture. Forest Service.
- Ketner-Oostra, R., 2004. Veranderingen van de mos- en de licheenvegetatie in de droge duinen van Terschelling sinds 1970. *Buxbaumia* 68: 2-6.
- Knabe, W., 1981. Algen und Flechten als Zeiger der Luftqualität. Untersuchungen zum Grünordnungsrahmenplan im Auftrag des Oberstadtdirektors der Landeshauptstadt Düsseldorf, Garten-, Friedhofs- und Forstamt. 21 Seten und 4 karten im Anhang.
- Köllner, B., Gärtner, A. & Radermacher, L., 2007. Ermittlung und Bewertung der Ammoniak-Belastung aus landwirtschaftlichen Quellen. Anlagengezogene Messungen und Entwicklung eines Bioindikationsverfahrens. Intern rapport Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV), NRW.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- Kuylensstierna, J.C.I., Hicks, W.K., Cinderby, S. & Cambridge H., 1989. Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale. *Environmental Pollution* 102: 591-598.
- Larsen, R.S., Bell, J.N.B., James, P.W., Chimonides, P.J., Rumsey, F.J., Tremper, A. & Purvis, O.W., 2007. Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution* 146: 332 – 340.
- Loppi, S. & De Dominicis, V., 1996. Lichens as long-term biomonitors of air quality in central Italy. *Acta botanica Neerlandica* 45 : 563-570.
- Loppi, S., Pirintsos, S.A. & De Dominicis, V., 1997. Analysis of the distribution of epiphytic lichens on *Quercus pubescens* along an altitudinal gradient in a Mediterranean area (Tuscany, Central Italy). *Israel Journal of Plant Sciences* 45 : 53-58.
- Makkonen, S., Hurri, R.S.K. & Hyvärinen, M., 2007. Differential Responses of Lichen Symbionts to Enhanced Nitrogen and Phosphorus Availability: An Experiment with *Cladonia Stellaris*. *Annals of Botany* 99(5): 877-884.



- Margot, J., 1965. Evolution de la végétation épiphytisque du peuplier en relation avec l'âge et les modifications de l'écorce. Acad. Roy. Belg. Cl. Sci. Mém. 36(7): 1-82.
- Mitchell, R.J., Truscot, A.M., Leith, I.D., Cape, J.N., van Dijk, N., Tang, Y.S., Fowler, D. & Sutton, M.A., 2005. A study of the epiphytic communities of Atlantic oak woods along an atmospheric nitrogen deposition gradient. *Journal of Ecology* 93: 482-492.
- Munzi, S., Stergios, A.P. & Loppi, S., 2009. Chlorophyll degradation and inhibition of polyamine biosynthesis in the lichen *Xanthoria parietina* under nitrogen stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 281-285.
- Nash, T.H., 1976. Sensitivity of Lichens to Nitrogen Dioxide Fumigations. *The Bryologist* 79(1): 103-106.
- Nimis, P.L., Castello, M. & Perotti, M., 1990. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (Northern Italy). *The Lichenologist* 22: 333-344.
- Nylander, W., 1886. Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société de Botanique de France* 13: 164-172.
- Oksanen, J., Laara, E. & Zobel, K., 1991. Statistical analysis of bioindicator value of epiphytic lichens. *The lichenologist* 23: 167-180.
- Otnyukova, T., 2007. Epiphytic lichen growth abnormalities and element concentrations as early indicators of forest decline. *Environmental Pollution* 146: 359-365.
- Overloop, S., Bossuyt, M., Ducheyne, S., Dumortier, M., Eppinger, R., Van Gijseghem, D., Van Hoof, K., Vogels, N., Vanden Auweele, W., Wustenberghs, H. & D'hooghe, J., 2007. Mira, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen. Achtergronddocument 2007, Vermesting. Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieुरapport.be](http://www.milieुरapport.be).
- Palmqvist, K. & Dahkman L., 2006. Responses of the green algal foliose lichen *Platismatia glauca* to increased nitrogen supply. *New Phytologist* 171: 343-356.
- Pitcairn, C.E.R., Skiba, U.M., Sutton, M.A., Fowler, D., Munro, R. & Kennedy, V., 2002. Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg Nitrogen Index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables. *Environmental Pollution* 119: 9-21.
- Poikolainen, J., 2004. Mosses, Epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys. University of Oulu, Faculty of Science, department of Biology.
- Purvis, O.W., Coppins, B.J., Hawksworth, D.L., James, P.W. & Moore, D.M., 1994. *The Lichen Flora of Great Britain and Ireland*. Natural History Museum Publications & British Lichen Society, London, UK.
- Purvis, O.W., Chimonides, J., Din, V., Erotokritou, L., Jeffries, T., Jones, G.C., Louwhoff, S., Read, H. & Spiro, B., 2003. Which factors are responsible for the changing lichen floras of London? *The Science of the Total Environment* 310: 179-189.
- Quanten, E., 1986. Vergelijkende studie van de epifytenflora in Midden-Limburg: 1960-1985. Licentiaatsthesis, Universiteit Gent, Faculteit wetenschappen, Gent, België.
- Quinn, P.K., Barrett, K.J., Dentener, F.J., Lipschultz, F. & Six, K.D., 1996. Estimation of the air/sea exchange of ammonia for the North Atlantic Basin. *Biogeochemistry* 35: 275-304.
- Rogerson, R.J., Evans, D.J.A. & McCoy, W.D., 1986. Five-Year Growth of Rock Lichens in a Low-Arctic Mountain Environment, Northern Labrador. *Géographie physique et Quaternaire* 40 (1): 85-91.
- Ruoss, E., Vonarburg, C. & Joller, T., 1991. Möglichkeiten und Grenzen der Flechtenbioindikation bei der Bewertung der Umweltsituation in der Zentralschweiz. Bioindikation ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle. *VDI Berichte* 901: 81-101.

Ruoss, E., 1992. Flechten im Kanton Luzern. Untersuchungen zur Bioindikation und Floristik, sowie zum Immissionsökologie voralpiner Hochmoore. Veröffentlichungen des Natur-Museums Luzern 3: 1-98.

Sancho, L.G., Green, T.G.A. & Pintado, A., 2007. Slowest tot fastest: Extreme range in lichen growth rates supports their use as an indicator of climate change in Antartica. *Flora* 202: 667-673.

Sansen, U. & Deronde, L., 1990. Lichenometry of *Lecanora muralis* as a method for an air pollution survey by school children. *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.* 12: 100-110.

Schneiders, A., Hens, M., Van Landuyt, W., Overloop, S., Ronse, A., Herremans, M. & Van den Broeck, D., 2007. Vermesting. In: Dumortier, M., De Bruyn, L., Hens, M., Peymen, J.,

Schneiders, A., Van Daele, T. & Van Reeth, W., 2007. Natuurrapport 2007. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het instituut voor Natuur- en Bosonderzoek nr. 4, Brussel, pp. 75-95.

Schmidt, J., Kricke, R. & Feige, G.B., 2001. Measurements of bark pH with a modified flathead electrode. *The Lichenologist* 33 (5): 456-460.

Simoens, I., 1994. De luchtverontreiniging van Leuven en omgeving aan de hand van lichenen als bio-indicatoren. Licentiaatsthesis, KUL, Faculteit wetenschappen, dep. Biologie.

Sparrius, L.B., van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F., 2001. Landelijk Meetnet Korstmossen. Inhoudelijke rapportage 1999. *Buxbaumiella* 56: 2-32.

Sparrius, L.B., 2003. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Friesland in 2003. BIO.DIV in opdracht van de provincie Fryslân, Gouda.

Sparrius, L.B., 2007. Response of epiphytic lichen communities to decreasing ammonia air concentrations in a moderately polluted area of The Netherlands. *Environmental Pollution* 146: 375-379.

Spier, J.L. & van Herk, C.M., 2001. Een vergelijking van de lichenensamenstelling op vrijstaande polderiepen (*Ulmus spec.*) in Groningen, Friesland, Noord-Holland, Utrecht en Zeeland. *Buxbaumiella* 57: 3-10.

Stapper, N.J., Franzen-Reuter, I. & Frahm, J-P., 2005. Stickstoffgehalte in der Blattflechte *Parmelia sulcata* als Indicator atmosphärischer Stickstoffenträge in einer Grossstadt am Beispiel Düsseldorf. *Immissionsschutz* 3: 84-89.

Stapper, N.J., 2007. Bioindikation eutrophierender Luftverunreinigungen in Nordrhein-Westfalen mit epiphytischen Flechten und Moosen. In: Stickstoff und die Wirkung auf die Vegetation, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN - Schriftenreihe Band 37. Düsseldorf, 159 pp.

Sverdrup, H., Belyazid, S., Kurz, D. & Braun, S., 2008. Proposed method for estimating critical loads for nitrogen based on biodiversity using a fully integrated dynamic model, with testing in Switzerland and Sweden. Background document for the 18<sup>th</sup> CCE workshop on the assessment of nitrogen effects under the ICP for Modelling and Mapping, LRTAP Convention (UNECE), Bern, Switzerland, 21)25 April 2008.

Van Avermaet, P., Van Hooste, H. & Overloop, S., 2006. MIRA, Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, verzuring. Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be).

Van den Broeck, D., Polfliet, T., Herremans, M., Vanreusel, W. & Verbeylen, G., 2006. Monitoring van ammoniak en zwaveldioxide met korstmossen in Limburg. Eindverslag Bijzonder Leefmilieuproject i.s.m. Provincie Limburg 2005-2006. Rapport Natuurpunt Studie 2007/7, Mechelen, België.

Van den Broeck, D., Herremans, M., Polfliet, T., Vanreusel, W. & Van Dorsselaer P., 2007. Monitoring van ammoniak en zwaveldioxide met korstmossen in Vlaams-Brabant. Eindverslag

bijzonder natuurbeschermingsproject i.s.m. Provincie Vlaams-Brabant 2006-2007. Rapport Natuurpunt Studie 2006/5, Mechelen, België.

Van der Gucht, K. & Hoffmann, M., 1990. The impact of air pollution on the occurrence of corticolous and saxicolous lichens in the industrial area north of Ghent (Belgium). *Mém. Soc. Roy. Belg.* 12: 111-126.

van Dobben, H.F. & ter Braak, C.J.F., 1998. Effects of atmospheric NH<sub>3</sub> on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment* 32 (3): 551-557.

van Dobben, H.F. & ter Braak, C.J.F., 1999. Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: a comparison of indicator scales. *Lichenologist* 31 (1): 27-39.

van Dobben, H.F., Wolterbeek, H.Th, Wamelink, G.W.W. & ter Braak, C.J.F., 2001. Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants. *Environmental Pollution* 112: 163-169.

Van Eetvelde, J., 2004. Evolutie van de epifytenflora in de Denderstreek sinds 1962: leiden veranderingen in luchtvervuilingstoestand tot soortenshifts? Licentiaatsthesis, Universiteit Gent, Faculteit wetenschappen, Gent, België.

van Herk, C.M., 1990. Epifytische korstmossen in de provincies Drenthe, Overijssel en Gelderland. Provincie Overijssel, hoofdgroep ROI, Zwolle, Nederland.

van Herk, C.M., 1995. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Overijssel. LON in opdracht van provincie Overijssel, hoofdgroep MW, bureau MBG-G.

van Herk, C.M., 1996a. Monitoring van ammoniak en zwaveldioxide met korstmossen in de provincie Utrecht. LON in opdracht van de provincie Utrecht, dienst Water en Milieu en dienst Ruimte en Groen, Soest.

van Herk, C.M., 1996b. Monitoring van korstmossen in relatie tot bodemkwaliteit, bosvitaliteit en luchtverontreiniging in de provincie Drenthe. LON in opdracht van de provincie Drenthe, dienst Water en Milieuhygiëne, Soest.

van Herk, C.M., 1996c. Monitoring van ammoniak met korstmossen in de Gelderse Vallei. LON in opdracht van Project monitoring verzuring Gelderse Vallei m.m.v. provincie Gelderland, dienst MW en dienst RWG en provincie Utrecht, dienst W1M en dienst R&G, Soest.

van Herk, C.M., 1996d. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Noord-Brabant. Provincie Noord-Brabant, dienst WMV en dienst RNV, 's Hertogenbosch.

van Herk, C.M., 1997a. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Friesland. LON in opdracht van de provincie Friesland, afd. Milieu en Water. Soest.

van Herk, C.M., 1997b. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Groningen. LON in opdracht van de provincie Groningen, dienst Ruimte en Milieu. Soest.

van Herk, C.M., 1997c. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland. LON in opdracht van de provincie Zeeland, directie Ruimte, Milieu en Water. Soest.

van Herk, C.M., 1998a. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Drenthe. LON in opdracht van de provincie Drenthe, Productgroepen Bodem en Landelijk Gebied.

van Herk, C.M., 1998b. Onderzoek naar de relatie tussen de ammoniakconcentratie en epifytische korstmossen. LON in opdracht van Stichting Vernieuwing Gelderse Vallei, provincie Friesland en provincie Noord-Brabant.

van Herk, C.M., 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist* 31(1): 9-20.

- van Herk, C.M., 2000. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Overijssel in 1999. Concept. LON in opdracht provincie Overijssel.
- van Herk, C.M., 2002a. Monitoring van epifytische korstmossen in de provincie Utrecht, 1997 - 2001. LON in opdracht van de provincie Utrecht, dienst Water en Milieu en dienst Ruimte en Groen, Soest.
- van Herk, C.M., 2002b. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland, 1997 - 2000. LON in opdracht van de provincie Zeeland, directie Ruimte, Milieu en Water, Soest.
- van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F., 2000. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34 (2): 141-154.
- van Herk, C.M., 2004a. Monitoring van ammoniak met korstmossen in Zeeland, 1997 - 2003. LON in opdracht van de provincie Zeeland, directie Ruimte, Milieu en Water, Soest.
- van Herk, C.M., 2004b. Korstmossen in Gelderland: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1990-2002. LON in opdracht van de provincie Gelderland, REW/LG en MW/LCI, Soest.
- van Herk, C.M., 2006. Korstmossen in Overijssel: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1989-2005. LON in opdracht van de Provincie Overijssel, eenheid Landbouw, Natuur & Landschap, team Natuur en landschap, Soest.
- van Herk, C.M., 2007. Korstmossen in Zeeland: milieuindicatie, natuurwaarde, veranderingen 1997-2006. LON in opdracht van de Provincie Zeeland, directie Ruimte, Milieu en Water, Soest.
- Vanholen, B., 2000. Epifytische macrolichenen van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. *Scripta Botanica Belgica* 26.
- Van Katwijk, M.M. & ter Braak, J.C.F., 2003. Handleiding voor het gebruik van multivariate analysestechnieken in de ecologie. *Ecoscience*, Universiteit Nijmegen, Nederland.
- Van Landuyt, W., Vanhecke, L., Hoste, I., Hendrickx, F. & Bauwens, D., 2008. Changes in the distribution area of vascular plants in Flanders (northern Belgium): eutrophication as a major driving force. *Biodivers Conserv* 17: 3045-3060.
- Vanreusel, W. & Jacobs, I., 2007. Toestand van de Bruine vuurvliinder in Vlaanderen. Ecologie, verspreiding en aanzet tot soortbescherming. Eindrapport van de studie 'Onderzoek naar de verspreiding van de Bruine vuurvliinder met inbegrip van basis autoecologisch onderzoek'. Rapport Natuurpunt Studie 2007/12, Mechelen, België.
- Van Steertegem M. (eindred.), 2007. Mira-T 2007 Indicatorrapport, Milieuraapport Vlaanderen, Vlaams Milieumaatschappij, Aalst.
- VMM, 2007. 'Zure regen' in Vlaanderen. Depositiemetnet verzuring 2005-2006, Erembodegem.
- Wirth, V., 1991. Zeigerwerte von flechten. In: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (H. Ellenberg, H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth & D. Paulissen. *Scripta Geobotanica* 18: 215-237.

## Bijlage 1. Coördinaten van de opnamepunten

Opname- nummer	Gemeente	Straat	Kmhok	GPS N	GPS E00	Lambert
De Kempen						
1a	Meer (Hoogstraten)	Boskantweg	A5.54.41	51°27'53.9	4°45'02.4	176564 239591 176635
1b	Meer (Hoogstraten)	Boskantweg	A5.54.41	51°27'57.2	4°45'05.3	239752 176657
1c	Meer (Hoogstraten)	Boskantweg	A5.54.41	51°28'01.5	4°45'08.4	239797 176737
1d	Meer (Hoogstraten)	Boskantweg	A5.54.41	51°28'06.3	4°45'12.7	239939 176756
1e	Meer (Hoogstraten)	Boskantweg	A5.54.41	51°28'08.1	4°45'14.1	239973
4a	Wuustwezel	Zuymoeren	B4.28.42	51°23'49.3	4°31'50.8	161304 231963 161559
4b	Wuustwezel	Zuymoeren	B4.28.42	51°23'49.9	4°32'22.4	232078 161697
4c	Wuustwezel	Zuymoeren	B4.28.42	51°23'51.2	4°32'26.0	232142 161870
4e	Wuustwezel	Zuymoeren	B4.28.24	51°23'58.4	4°32'21.7	232249
6a	Weelde (Ravels)	Turnhoutseweg	B5.28.24	51°23'56.2	5°00'02.8	194067 232441 194103
6b	Weelde (Ravels)	Turnhoutseweg	B6.21.13	51°23'59.1	5°00'10.7	232492 194242
6c	Weelde (Ravels)	Turnhoutseweg	B6.21.13	51°23'59.1	5°00'34.4	232681 194333
6d	Weelde (Ravels)	Turnhoutseweg	B6.21.13	51°24'04.3	5°00'25.2	232805 194527
6e	Weelde (Ravels)	Turnhoutseweg	B6.21.13	51°24'31.1	5°00'48.3	233077
7a	Wuustwezel	Delahayeweg	B5.21.31	51°23'25.2	4°32'33.9	162110 232023 161943
7b	Wuustwezel	Delahayeweg	B5.21.31	51°23'37.2	4°32'36.9	232144 162220
7c	Wuustwezel	Klein Moerkensweg	B5.21.13	51°23'59.8	4°32'41.0	232251 162361
7d	Wuustwezel	Klein Moerkensweg	B5.21.13	51°23'53.2	4°32'55.8	232366 162595
7e	Wuustwezel	Klein Moerkensweg	B5.21.13	51°24'07.6	4°32'59.7	232506
25a	Geel	Domeinstraat	C6.21.34	51°12'06.5	5°01'09.1	195460 210407 195436
25b	Geel	Domeinstraat	C6.21.34	51°12'10.9	5°01'01.8	210488 195338
25c	Geel	Franse Baan	C6.21.34	51°12'15.3	5°01'01.4	210671 193026
25e	Geel	Sasachtweg	C5.38.22	51°11'55.0	4°59'01.0	210041
26a	Geel	Gebeunt	C5.38.13	51°11'26.1	4°56'51.2	190546 209141 190736
26b	Geel	Raamberg	C5.38.11	51°11'28.9	4°57'04.3	209210 190732
26c	Geel	Raamberg	C5.38.11	51°11'33.3	4°57'05.3	209340
26e	Geel	Zeggendijk	C5.38.11	51°11'55.5	4°57'03.9	190714



							209994
27	Lommel	Katoenstraat	C6.25.13	51°13'19.2	5°14'00.5	210357 212885 210417	
28	Lommel	Katoenstraat	C6.25.13	51°13'19.2	5°14'00.5	212842	
35	Leopoldsburg	Vlaanderenlaan	C6.55.23	51°06'43.3	5°15'50.5	212707 200506	
60a	Bree	Luysenstraat	C7.34.31	51°10'37.8	5°37'64.8	238007 207724 238082	
60b	Bree	Luysenstraat	C7.34.31	51°10'39.9	5°37'66.3	207921 238292	
60c	Bree	Luysenstraat	C7.34.31	51°10'40.3	5°37'88.5	207802 238419	
60d	Bree	Houterstraat	C7.34.31	51°10'41.5	5°38'00.7	207866 240350	
60e	Bree	Soerdijkstraat	C7.34.43	51°09'68.9	5°39'40.7	206594	
61a	Bree	Elsputtersstraat	C7.44.12	51°09'17.9	5°38'28.9	239036 205758 239130	
61b	Bree	Elsputtersstraat	C7.44.12	51°09'19.5	5°38'35.4	205803 239303	
61c	Bree	Elsputtersstraat	C7.44.12	51°09'34.1	5°38'70.6	205873 240134	
61e	Bree	Schaafdijkstraat	C7.34.34	51°10'02.7	5°38'87.3	207264	
63a	Lille	Wespedongen	C5.26.21	51°13'92.3	4°51'62.9	184301 213697 184498	
63b	Lille	Wespedongen	C5.26.21	51°14'00.1	4°51'80.3	213773 184616	
63c	Lille	Wespedongen Castelsebaan	C5.26.21	51°14'05.4	4°51'86.0	213956 197733	
63e	Mol	(landweg)	C6.21.44	51°12'06.5	5°03'12.0	210328	
100a	Geel	Millegemseweg	C6.31.41	51°10'48.8	5°02'09.4	196641 208032 186172	
100c	Westerlo	Zwarte Heide	C5.57.31	51°06'30.1	4°53'03.5	200114 186064	
100d	Westerlo	Zwarte Heide	C5.57.31	51°06'30.9	4°53'04.1	199893 198814	
100e	Mol	Oude Bleken	C6.22.33	51°12'32.9	5°02'53.3	210999	
Zandstreek							
15a	Sint-Laureins	Langendijk	C3.11.23	51°15'32.4	3°39'32.3	100232 216856 100249	
15b	Sint-Laureins	Langendijk	C3.11.23	51°15'34.2	3°39'39.4	216921 100350	
15c	Sint-Laureins	Langendijk	C3.11.23	51°15'38.5	3°39'45.8	217090 100499	
15d	Sint-Laureins	Langendijk	C3.11.21	51°15'36.7	3°39'50.3	217322 100542	
15e	Sint-Laureins	Langendijk	C3.11.21	51°15'46.8	3°39'51.7	217395	
18a	Sint-Laureins	Celiekerkweg	C2.26.22	51°13'33.7	3°30'02.8	89551 213482	
18b	Sint-Laureins	Celiekerkweg	C2.26.22	51°13'38.2	3°30'07.8	89637	

							213587
							89666
18c	Sint-Laureins	Celiekerkweg	C2.26.22	51°13'45.4	3°30'16.6	213634	89729
18d	Sint-Laureins	Celiekerkweg	C2.26.22	51°13'46.5	3°30'24.2	213652	89920
18e	Sint-Laureins	Moershoofdeweg	C2.26.22	51°13'50.6	3°30'31.1	213823	
							84994
24a	Maldegem	Torredreef	C2.35.44	51°10'12.2	3°26'22.2	207092	85117
24b	Maldegem	Torredreef	C2.35.44	51°10'14.4	3°26'29.6	207069	85206
24c	Maldegem	Torredreef	C2.35.44	51°10'11.1	3°26'34.0	207049	91593
24e	Sint-Laureins	Caatsweg	C2.27.12	51°13'45.6	3°31'57.2	213603	
							71534
45a	Oostkamp	Papenvijversstraat	C2.52.12	51°07'08.4	3°14'47.2	201648	71437
45b	Oostkamp	Kampveldstraat	C2.52.12	51°07'11.1	3°14'48.4	201622	71495
45c	Oostkamp	Kampveldstraat	C2.52.12	51°07'14.5	3°14'50.6	201813	71542
45d	Oostkamp	Kampveldstraat	C2.52.12	51°07'19.2	3°14'53.5	201920	71591
45e	Oostkamp	Kampveldstraat	C2.52.12	51°07'24.2	3°14'56.7	202009	
							67131
46a	Oostkamp	Westkantstraat	D2.11.32	51°03'45.4	3°11'12.8	195385	67205
46b	Oostkamp	Westkantstraat	D2.11.32	51°03'49.7	3°11'15.0	195487	67179
46c	Oostkamp	Westkantstraat	D2.11.32	51°03'54.9	3°11'14.3	195633	67174
46d	Oostkamp	Westkantstraat	D2.11.32	51°03'55.6	3°11'14.4	195716	67175
46e	Oostkamp	Westkantstraat	D2.11.32	51°04'04.2	3°11'13.2	195978	
							149379
65	Tisselt (Willebroek)	Westdijk	D4.25.24	51°02'22.7	4°21'35.3	192326	
							140944
66	Bornem	Buitenland	C4.53.23	51°06'38.1	4°14'40.2	200456	
							140941
68a	Lippelo (St-Amands)	Biesten	D4.23.41	51°02'20.2	4°14'24.1	192208	140918
68b	Lippelo (St-Amands)	Biesten	D4.23.23	51°02'24.0	4°14'23.1	192273	140936
68c	Lippelo (St-Amands)	Biesten	D4.23.23	51°02'27.4	4°14'21.4	192343	141066
68d	Lippelo (St-Amands)	Breutheide	D4.23.24	51°02'33.8	4°14'29.0	192525	141149
68e	Lippelo (St-Amands)	Breutheide	D4.23.24	51°02'36.0	4°14'33.9	192591	
							75406
71a	Wingene	Eikendreef	D2.13.14	51°04'26.2	3°18'19.4	196482	75519
71b	Wingene	Eikendreef	D2.13.14	51°04'27.2	3°18'24.8	196523	75647
71c	Wingene	Eikendreef	D2.13.14	51°04'28.3	3°18'28.3	196574	75747
71d	Wingene	Eikendreef	D2.13.14	51°04'31.1	3°18'32.7	196637	

71e	Wingene	Munkelstraat	D2.12.13	51°04'26.6	3°14'30.9	71023 196654
80a	Moerbeke	Molenstraat	C3.36.21	51°11'59.5	3°56'25.5	120006 210052
80c	Moerbeke	Koewachtsteenweg	C3.27.13	51°13'14.7	3°58'29.3	122461 212368
80e	Moerbeke	Papdijk (landweg)	C3.26.34	51°12'28.9	3°55'48.3	119327 211066
82a	Moerbeke	Drongendreef	C3.36.23	51°11'17.1	3°56'32.6	120211 208894
82b	Moerbeke	Drongendreef	C3.36.23	51°11'22.8	3°56'33.7	120299 209477
82c	Moerbeke	Drongendreef	C3.36.23	51°11'31.3	3°56'35.9	120327 209643
82d	Moerbeke	Drongendreef	C3.36.21	51°11'34.1	3°56'37.5	120337 209711
82e	Moerbeke	Drongendreef	C3.36.21	51°11'35.2	3°57'03.6	120362 209773
83a	Meerdonk	Dijkstraat	C4.11.42	51°14'47.3	4°07'43.4	133236 215219
83b	Meerdonk	Dijkstraat	C4.11.42	51°14'50.4	4°08'08.1	133225 215327
83c	Meerdonk	Dijkstraat	C4.11.42	51°14'49.8	4°07'56.9	133206 215393
83d	Meerdonk	Dijkstraat	C4.11.42	51°14'52.6	4°08'09.8	133181 215557
83e	Meerdonk	Dijkstraat	C4.11.42	51°15'03.4	4°07'54.9	133278 215786
(Zand)						
Leemstreek						
33a	Berchem (Kluisbergen)	Oudenaarde Baan	E2.47.12	50°48'01.4	3°31'59.4	91092 165901
33b	Berchem (Kluisbergen)	Oudenaarde Baan	E2.47.12	50°48'03.4	3°32'02.8	91223 166006
33c	Berchem (Kluisbergen)	Oudenaarde Baan	E2.47.12	50°48'05.9	3°32'07.6	91387 166112
33d	Berchem (Kluisbergen)	Oudenaarde Baan	E2.47.12	50°48'14.2	3°32'23.9	91515 166198
33e	Berchem (Kluisbergen)	Oudenaarde Baan	E2.37.34	50°48'27.0	3°32'55.5	91713 166311
37	Tielt-Winge	Postweg	D5.57.14	50°56'05.1	4°53'79.5	187134 180578
38	Tielt-Winge	Postweg	D5.57.14	50°56'10.5	4°53'78.0	187092 180678
39a	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'28.6	2°54'55.9	47724 174807
39b	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'32.7	2°55'06.6	47849 174892
39c	Ieper	Noorderring	E1.14.43	50°52'35.0	2°55'13.0	47990 174970
39d	Ieper	Noorderring	E1.14.43	50°52'36.5	2°55'18.0	48102 175013
39e	Ieper	Noorderring	E1.14.43	50°52'38.7	2°55'23.7	48286 175127
40a	Ieper	Noorderring	E1.14.33	50°52'17.3	2°54'14.8	47026 174504
40b	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'18.5	2°54'23.1	47150 174520

40c	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'35.7	2°54'58.1	47161 174541 47411
40d	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'20.9	2°54'33.4	174646 47638
40e	Ieper	Noorderring	E1.14.34	50°52'23.7	2°54'43.2	174757
43	Tervuren	Spaans Huisdreef	E4.38.24	50°49'38.4	4°31'31.8	161062 168583
44	Tervuren	Koninklijke Wandeling	E4.48.11	50°48'19.8	4°29'34.8	158769 166122
53a	Zemst	Bos Van AA	D4.36.32	51°00'05.4	4°23'31.2	151538 187848 151391
53c	Zemst	Bos Van AA	D4.36.32	50°59'50.7	4°23'20.1	187488 151118
53e	Zemst	Sluisweg	D4.46.12	50°58'54.1	4°23'20.3	186234
64	Zemst	Sluisweg	D4.36.31	50°59'42.7	4°22'38.9	150623 187225
75a	Wingene	Heremeersstraat	D2.12.32	51°04'02.5	3°15'06.0	71678 196191 71686
75b	Wingene	Heremeersstraat	D2.12.32	51°04'07.8	3°15'09.5	195921 71696
75c	Wingene	Heremeersstraat	D2.12.32	51°04'13.0	3°15'06.9	195827 77757
75e	Wingene	Sint-Pietersveldstraat	D2.13.22	51°05'09.6	3°20'10.1	197681
91a	Bekkevoort	Oude Leuvensebaan	D5.58.11	50°56'34.9	4°57'03.2	190933 181488 192625
91c	Bekkevoort	Tiense Steenweg	E5.18.23	50°54'06.4	4°58'27.2	176954 188850
91e	Tielt-Winge	Berkendreef	D5.47.43	50°57'08.2	4°55'17.9	182577
93a	Tielt-Winge	Kastanjeweg	D5.57.34	50°55'10.2	4°54'14.6	187647 178914 151968
93c	Hombeek	Dukestraat	D4.36.32	51°00'06.0	4°23'47.2	187945 155992
93e	Vilvoorde	Otte Dementockdreef	D4.57.21	50°56'40.0	4°27'09.3	181505
101a	Oudenaarde	Minderbroedersstraat	E2.38.11	50°50'16.2	3°34'29.8	94050 170004 94191
101b	Oudenaarde	Minderbroedersstraat	E2.38.11	50°50'18.5	3°34'41.5	170051 94485
101c	Oudenaarde	Minderbroedersstraat	E2.38.11	50°50'19.0	3°34'47.5	170111 94667
101d	Oudenaarde	Minderbroedersstraat	E2.38.11	50°50'20.5	3°34'55.5	170153 94946
101e	Oudenaarde	Minderbroedersstraat	E2.28.33	50°50'22.8	3°35'08.1	170216
102a	Oudenaarde	Berchemweg	E2.37.42	50°48'91.4	3°34'04.7	93474 167471 93535
102b	Oudenaarde	Berchemweg	E2.37.42	50°48'97.2	3°34'16.7	167511 93740
102c	Oudenaarde	Berchemweg	E2.37.42	50°48'99.9	3°34'23.0	167667

102d	Oudenaarde	Berchemweg	E2.37.42	50°49'04.9	3°34'33.9	93889 167792 94041
102e	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.31	50°49'07.8	3°34'39.3	167884
103a	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.31	50°49'16.0	3°34'41.4	94255 168075 94407
103b	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.13	50°49'04.3	3°35'07.5	168254 94558
103c	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.13	50°49'25.2	3°35'47.2	168393 94720
103d	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.13	50°49'47.1	3°35'05.1	168530 94875
103e	Oudenaarde	Berchemweg	E2.38.13	50°49'52.5	3°35'16.8	168652



## Bijlage 2. Locaties

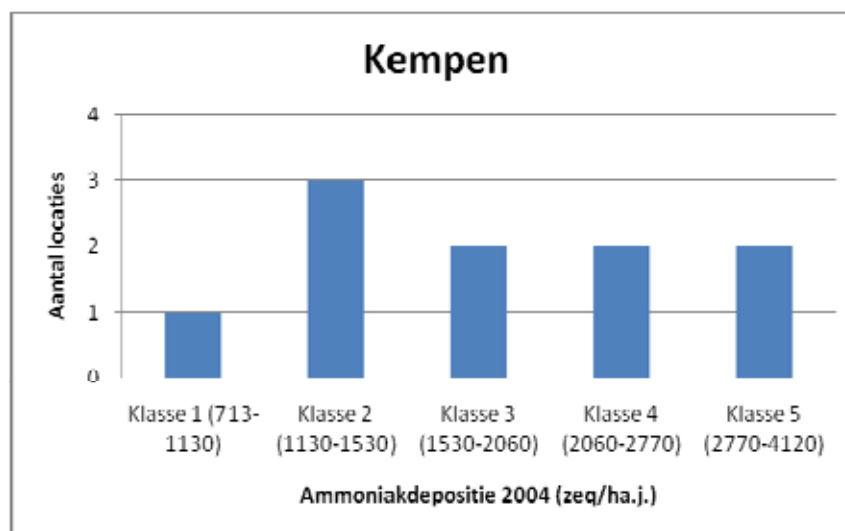
De locaties zijn per ecoregio gegroepeerd. Eerst tonen we per ecoregio een grafiek van de 30 ten NO van een veehouderijbedrijf gelegen locaties in functie van hun verdeling over de verschillende ammoniakklassen. Dan volgt een grafiek met alle locaties (zowel de 30 locaties gelegen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf als de 10 locaties met achtergrondbelasting) in functie van hun verdeling over de zwaveldioxideklassen maar dit per gemeente omdat de beschikbare SO<sub>2</sub>-gegevens enkel per gemeente beschikbaar zijn. Aangezien in sommige gemeentes meer dan 1 locatie gelegen is, is het totaal aantal locaties in de grafieken daardoor niet meer gelijk aan 40. Vervolgens tonen we per ecoregio twee grafieken, één met de gemiddelde omtrek van de eiken per opnamepunt en één met de gemiddelde omtrek van de populieren. Ten slotte bespreken we elke locatie apart. Het nummer dat voor de gemeente staat is het locatienummer. Dan volgt het adres en een Google-kaartje van de locatie met daarop de opnamepunten die door middel van de letters A tot E worden aangeduid. A staat voor een opnamepunt dat op 150-250m ten NO van een veehouderijbedrijf gelegen is. Bij B ligt dit op een afstand van 250-350m, bij C tussen 350 en 500m, bij D tussen 500 en 700m en bij E op meer dan 700m. De 10 achtergrondbelastingpunten worden op de kaartjes aangeduid met hun locatienummer.

In de op het kaartje volgende beschrijving van de locatie bespreken we elk opnamepunt in detail waarbij we oa. informatie geven over de dikte van de bomen, het milieutype, het omliggend landgebruik enz. Per locatie vermelden we ook de codes van de samplers, de NH<sub>3</sub>-categorie. Tot slot vertellen we iets over de korstmossenvegetatie.

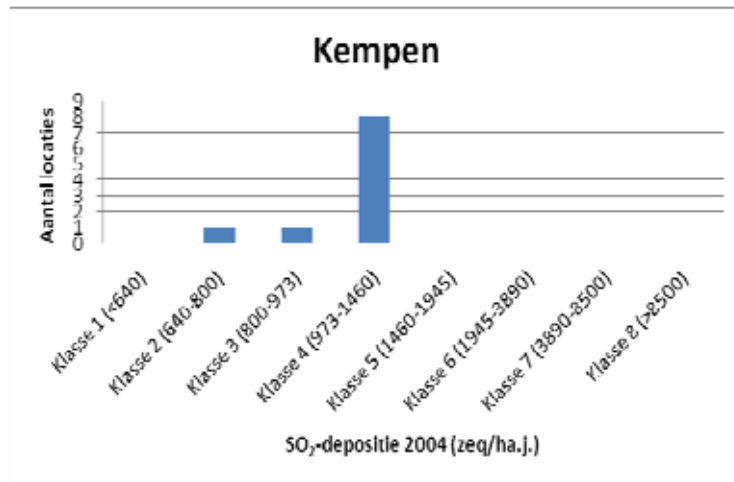
### De Kempen

#### Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten

*Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingklassen*

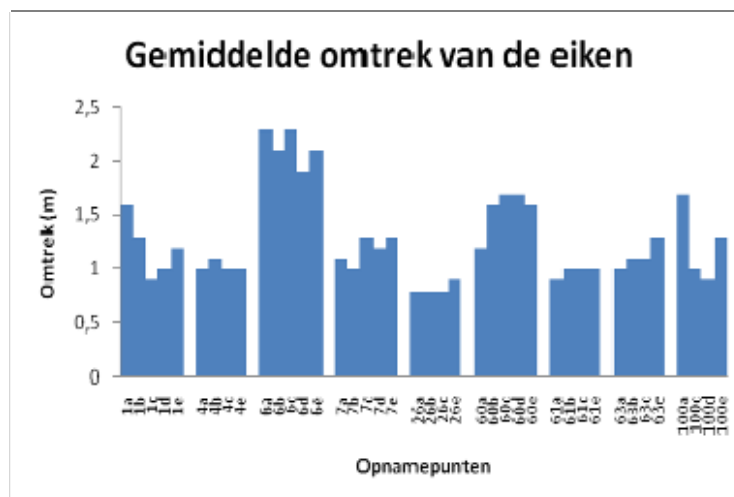


Grafiek 1. Aantal locaties per NH<sub>3</sub>-klassen in de Kempen

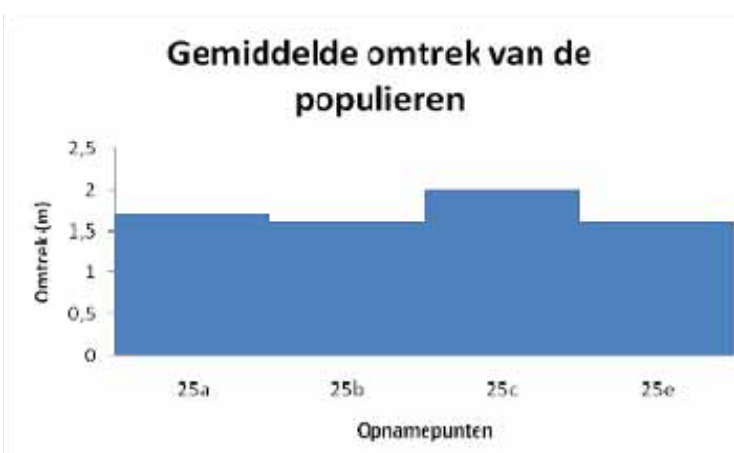


Grafiek 2. Aantal locaties per gemeente per SO<sub>2</sub>-klasse in de Kempen

*Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen*



Grafiek 3. Gemiddelde omtrek van de eiken per opnamepunt



Grafiek 4. Gemiddelde omtrek van de Canadapopulieren per opnamepunt

## Bespreking van de locaties

### 1. Meer (Hoogstraten)

Adres: Boskantweg



#### Beschrijving van de locatie:

Goed geëxposeerde, volledig vrijstaande Zomereiken op kort gras ten noordoosten van een veehouderijbedrijf dat langs dezelfde weg ligt. De bomen, overwegend zonder zijtakken, staan langs een asfaltweg waarlangs zeer weinig verkeer rijdt. (enkel lokaal en voornamelijk landbouwrijtuigen). De locatie bevindt zich in een landelijk gebied (milieutype W2). De locatie bestaat uit 5 opnamepunten waarvan drie met sampler.

Links en rechts (ten noordwesten en zuidoosten) van opnamepunt 1a bevindt zich een weide die begraasd wordt door koeien. Tussen de bomen en de weide bevindt zich een beek. Opnamepunt 1a bestaat uit 10 bomen met een dikte die varieert tussen 1.3 en 2.4 m (gemiddelde 1.6). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler.

Opnamepunt 1b is identiek aan 1a met dit verschil dat de bomen iets dunner zijn (boomdikte varieert tussen 1 en 1.6 m, gemiddeld 1.3 m).

Bij opnamepunt 1c (10 bomen) worden de weides links en rechts van de bomen minder intensief begraasd. De bomen zijn nog dunner (tussen 0.7 en 1.2, gemiddeld 1 m) en vertonen enkele kleine waterscheuten. Het grid werd op een andere, dikkere boom geplaatst dan de shelter. De bomen staan over het algemeen schuin en de schors is gladder dan bij de bomen van opnamepunten 1a en 1b.

In het midden van opnamepunt 1d ligt ten noordwesten een klein bosje. De 4 bomen voor het bosjes werden niet geïventariseerd. Links en rechts van het bosje en ten zuidoosten van de bomen ligt weiland. De 10 Zomereiken variëren in dikte tussen 0.7 en 1.2 m (gemiddeld 1 m) en kenmerken zich door een gladde schors.

Opnamepunt 1e is gelegen tussen een bieten- (noordwesten) en een maïsakker (zuidoosten) die ook het jaar voordien met maïs was beplant. De Zomereiken zijn iets dikker (1.0 – 1.4 m, gemiddeld 1.2 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler. Tussen opnamepunt 1d en punt 1e ligt een bosje aan beide kanten van de weg.

Codes samplers: HOboa, HObob en HOboc

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

De korstmossen bevinden zich overwegend op de zuidwest kant. Op de onderzochte bomen werden 36 soorten korstmossen aangetroffen, 1 lichenicole fungus en twee niet-gelicheniseerde schimmels.

#### 4. Wuustwezel

Adres: Zuymoeren



##### Beschrijving van de locatie:

Goed geëxposeerde, volledig vrijstaande Zomereiken langs een weg met weinig verkeer op wat gras ten noordoosten van een veehouderijbedrijf dat ongeveer 50 meter van de weg af ligt. De locatie bevindt zich in een landelijk gebied (milieutype W2). De locatie bestaat uit 4 opnamepunten waarvan drie met sampler.

Opnamepunt 4a bestaat uit 10 bomen waarvan 4 met enkele zijtakken. De dikte varieert tussen 0.8 en 1.2 m met een gemiddelde omtrek van 1 m. De stammen zijn eerder glad. Het grid werd geplaatst op een andere boom dan de sampler. Ten zuidoosten van het punt bevindt zich een akker waarop vorig en dit jaar maïs verbouwd wordt. Aan de andere kant bevindt zich een weide die slechts door een viertal koeien begraaasd wordt.

Punt 4b telt 9 iets dikkere Zomereiken (0.8 - 1.2 m, gemiddeld 1.1 m) en bevindt zich ook tussen de weide en de maïsakker. 6 bomen hebben een beperkt aantal zijtakken en 1 boom veel. De schors van de bomen is ruwer.

Punt 4c telt 7 Zomereiken van een gelijkaardige dikte (gemiddelde 1 m) maar met een iets gladdere schors. Deze liggen tussen twee maïsakkers. 4 bomen hebben een beperkt aantal zijtakken. Het grid werd op een andere boom geplaatst dan de shelter, namelijk een boom zonder zijtakken.

Punt 4e bestaande uit 10 Zomereiken met ruwe schors, waarvan 6 met een beperkt aantal zijtakken, ligt ook tussen twee maïsvelden. De dikte varieert tussen 0.9 en 1.2, gemiddeld 1 m. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler.

Codes samplers: WUzua, WUzub, WUzuc

NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

Deze bevinden zich op alle kanten van de bomen, meest op zuidwesten en minst op noordoosten. De korstmossen zien er over het algemeen zeer vitaal uit. Er zijn weinig of geen afgestorven of afstervende exemplaren. Er konden 40 soorten korstmossen genoteerd worden, twee lichenicole fungi en één niet-gelicheniseerde schimmel. Alle soorten behoren tot de groep nitro- en neutrofyten.

## 6. Weelde (Ravels)

Adres: Turnhoutseweg



### Beschrijving van de locatie:

Locatie gelegen in gedeeltelijk landelijk en gedeeltelijk stedelijk gebied (milieutype W4). Goed geëxposeerde, volledig vrijstaande, overwegend oude, Zomereiken op kort gras langs een drukke baan die tijdens het project echter afgesloten is voor doorgaand verkeer wegens wegenwerken verder op de baan. De bomen situeren zich ten noordoosten van een veehouderijbedrijf dat langsheen dezelfde weg gelegen is. Langsheen deze baan staan ook een beperkt aantal woningen. Locatie 6 bestaat uit 5 opnamepunten van telkens 10 bomen. De dikste boom (3 m) is dubbel zo dik als de dunste (1.5 m). Toch kennen alle bomen een zeer ruwe schors met diepe spleten. Slechts twee van de 50 bomen hebben één enkele zijtak. Sommige bomen vertonen brandwonden. Volgens de buurtbewoners is dit het gevolg van de processierupsbestrijding die 5 jaar geleden werd uitgevoerd. Het gras van de berm wordt sporadisch gemaaid. Op punt 6c werd het grid geplaatst op dezelfde boom als de sampler, op de twee overige punten niet.

Ten zuidoosten van punt 6a bevindt zich een akker waarop vorig en dit jaar maïs verbouwd wordt. Links van deze akker is een weide die begraaasd wordt door schapen. Tegenover de boom met de shelter bevindt zich aan de andere kant van de weg een woning met tuin. Rechts van deze woning bevindt zich een maïsakker.

Ten zuidoosten van punt 6b bevindt zich een maïsakker, ten noordwesten woningen. Punt 6c is gelegen naast een niet begraaasde weide. Aan de overkant bevinden zich enkele woningen met tuinen. Ten noordwesten van punt 6e bevindt zich links een maïsveld en rechts een weide die door veel koeien begraaasd wordt, ten zuidoosten een bietenakker (die nadien tot maïsakker opgevormd wordt) en een weide die niet begraaasd wordt. De gemiddelde dikte van de punten is bij punt 6a: 2.3 m, bij punt 6b: 2,1 m, bij punt 6c: 2.3 m, bij punt 6d: 1.9 m en bij punt 6e: 2.1 m.

Codes samplers: RAtua, RAtub, RAtuc

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

Over het algemeen zijn de korstmossen in slechte staat. Veel bladvormige korstmossen zijn gedeeltelijk afgestorven. In totaal werden 33 soorten op de bomen aangetroffen.



## 7. Wuustwezel

Adres: Delahayeweg en  
Klein Moerkensweg



### Beschrijving van de locatie:

Bomen gelegen ten noordnoordoosten van een veehouderijbedrijf dat op ongeveer 170 m van de weg ligt. Locatie 7 bestaat uit 5 opnamepunten van telkens 10 Zomereiken. Op drie van deze punten werd een sampler geplaatst. Het verkeer beperkt zich tot wat landbouwrijtuigen. De locatie ligt in landelijk gebied (milieutype W2).

De meeste bomen hebben een omtrek van 1 à 1.4 m met enkele uitschieters naar beneden (2 bomen van 0.8 en 1 van 0.9) en naar boven (2 bomen van 1.6 en 1 van 1.8). Minder dan de helft van de bomen vertonen enkele kleine of wat grotere zijtakken. De schors van de bomen op punten a en b is eerder glad, die op de punten c tot en met e is ruwer.

Punt 7a ligt tussen een maïsakker (noordwesten) die nadien tot grasland omgevormd wordt en grasland (zuidwesten) dat gemaaid wordt. De bomen staan op gras dat kort gehouden wordt. Gemiddeld zijn de bomen 1.1 m dik. Punt 7b ligt tussen twee maïsakkers. Het gras rond de voet staat hoger en er zijn af en toe ook wat braamstruiken aanwezig. De bomen zijn gemiddeld 1 m dik.

De bomen van beide punten zijn goed geëxposeerd en staan volledig vrij. De bomen van de punten c tot en met e staan langs een weg waarlangs langs beide kanten eiken staan. De bomen zijn niet hoog opgekroond waardoor de stam gedeeltelijk door de kruin beschaduwde wordt. Ten noordwesten van deze drie punten bevindt zich een maïsakker en ten zuidwesten een grasland dat niet begraaft wordt. De bomen bevinden zich gedeeltelijk op een mossige ondergrond. Bij punt c is opslag van Robinia aanwezig. Gemiddeld zijn de bomen iets dikker (1.3 m). De bomen van punt 7d zijn gemiddeld 1.2 m dik en die van punt 7e 1.3 m.

Bij punt 7a werd het grid op dezelfde boom als de shelter geplaatst, bij c en e niet.

Codes samplers: WUdea, WUdeb, WUdec

NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

Op de bomen werden 39 soorten aangetroffen en 2 lichenicole fungi. De korstmossen staan overwegend op de zuidwestkant. Over het algemeen zijn de lichenen in goede staat. Slechts zelden werd een afstervend exemplaar waargenomen.

25. Geel

Adres: Domeinstraat en  
Franse Baan



Beschrijving van de locatie:

De locatie bevindt zich in landelijk gebied (milieutype W2). De Canadapopulieren bevinden zich deels ten noordwesten en deels ten noordoosten van een groot veehouderijbedrijf. Er zijn 4 opnamepunten. Op twee van deze punten werd een sampler geplaatst. Er is weinig verkeer. Aan weerskanten van de weg van de punten 25a en 25b ligt een akker die zowel dit als vorig jaar met maïs beplant werd. Ten zuiden van punt 25c ligt ook een maïsakker terwijl ten noorden daarvan een voormalig veehouderijbedrijf gelegen is. In de winter is het gras aan de voet laag maar in de lente schiet dit op en in de zomer staan de bomen in hoog gras en brandnetels. Slechts enkele bomen hebben een paar zijtakken. Aan de overkant van de weg van de punten 25a en 25b staan ook bomen (deels Canadapopulieren en deels Zomereiken). De 10 populieren van punt 25a hebben een zeer ruwe schors en variëren in dikte van 1.0 tot 2.2 m (gemiddeld 1.8). Ook de 10 bomen van punt 25b zijn zeer ruw ook al zijn ze dunner (tussen 1.4 en 1.7, gemiddeld 1.6). De 8 bomen van punt 25c zijn dan weer dikker (1.7 tot 2.2, gemiddeld 2 m) en bezitten een boomvoet begroeid met mos. Een viertal bomen zijn ook stoffig. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler. Punt 25d werd nog niet geïventariseerd.

Code samplers: GEdo, GEfr

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Over het algemeen zijn de lichenen in goede staat, behalve Grauw rijpmos dat op punt 25a afsterft. De korstmossen bevinden zich vooral tussen het zuidwesten en het oosten. Er werden 33 soorten korstmossen en twee lichenicole fungi genoteerd. De korstmossen zijn allen nitro- en neutrofyten.

Adres: Sasachtweg



Beschrijving van de locatie:

Omdat in de Domeinstraat en de Frans Baan geen punt op meer dan 700 m van de veehouderij beschikbaar was werd een andere locatie gekozen. Deze locatie bestaat uit 10 zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren en is langs een akker gelegen (voormalige weide, milieutype A). De bomen staan op kort gras en hebben een ruwe schors. De dikte varieert tussen 1.3 en 1.8, gemiddeld 1.6. Er is weinig verkeer. Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter.

Code sampler: GEsa

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Groot dooiermos vormt op de bomen slechts enkele kleine lobjes. Op boom 10 is dit taxon aan het afsterven. 26 soorten korstmossen werden aangetroffen.

26. Geel

Adres: Raamberg en Gebeunt



Beschrijving van de locatie:

Opnamepunten 26a, 26b en 26c liggen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf in de berm van een weg waarlangs zeer weinig verkeer passeert (milieutype W2). De schors van de Zomereiken is ruw. De bomen zijn allen eerder aan de dunne kant (0.6 tot 0.9 m) met enkele uitzonderingen (bomen van 1 tot 1.2 m). Alle bomen zijn vrijstaand en zeer goed geëxposeerd. Er zijn maar drie bomen met enkele kleine zijtakken. De bomen staan op gras dat sporadisch gemaaid wordt. Punt 26a ligt tussen twee akkers waarop zowel vorig jaar als dit jaar maïs verbouwd wordt. Punt 26b ligt tussen twee akkers met gras en ten noordwesten van punt 26c ligt een akker die verleden jaar met maïs beplant was en dit jaar deels met maïs en deels met aardappelen. Ten zuidoosten van punt 26c ligt een akker waarop verleden en dit jaar deels gras en deels maïs geplant werd. Punt 26a bestaat uit 7, punt 26b uit 10 en punt 26c uit 9 Zomereiken. Het grid werd telkens op een dikkere boom geplaatst als de shelter. Enkele bomen vertonen brandplekken (bestrijding processierupsen). Dergelijke bomen werden zoveel mogelijk niet geïnventariseerd. De gemiddelde dikte van de bomen van de drie punten bedraagt telkens 0.8 m.

Code samplers: GEra en GEge

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Nagenoeg alle korstmossen staan aan de zuidwestenkant van de bomen. De vitaliteit is erg variabel. Op sommige bomen zijn de blad- en struikvormige soorten in zeer slechte staat (afstervend), op andere bomen zijn ze zeer mooi ontwikkeld en vitaal.



Adres: Zeggendijk



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde jonge Zomereiken in de berm tussen een beek en een weg waarlangs zeer weinig auto's en veel fietsers passeren (milieutype W2). Aan de andere kant van de beek bevindt zich een manege. Tussen deze manege en de beek is er een houtkant met oa. berken en dennen. Uitgezonderd deze manege bevindt de locatie zich op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf. De dikte van de bomen varieert tussen 0,6 en 1,1 m (gemiddeld 0.9). Het grid werd geplaatst op de boom waarop de shelter aanvankelijk geplaatst was. Ten gevolge van vandalisme (3 x is de sampler verwijderd) is deze verplaatst naar een boom die gelegen is op het grasland aan de overkant van de weg (op ongeveer 75 m van de bomenrij). De bomen bezitten geen zijtakken en bevinden zich op kort gras en wat mos.

Code sampler: GEze

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Toplocatie op het gebied van korstmossen met heel wat zeer zeldzame soorten (oa. Isidius vingermos, Oosters schildmos, Groot takmos) en verder een mengeling van nitro- en acidofyten.



27 en 28. Lommel  
Adres: Katoenstraat



#### Beschrijving van de locatie:

Locatie 27 is een achtergrondbelastingsmeetpunt bestaande uit 10 Zomereiken en locatie 28 één uit 10 Canadapopulieren. De populieren staan op één rij tussen een beek met helder water en een landweg die doorgaans voor verkeer afgesloten is (milieutype W1). Achter de beek bevindt zich een maïsakker. De populieren zijn goed opgekroond en bezitten een zeer gladde schors hoewel de gemiddelde dikte 1,4 m bedraagt. Er is nauwelijks ondergroei aanwezig. Het grid werd geplaatst op een boom met iets meer korstmossen dan de boom waarop de shelter stond. De Zomereiken bevinden zich aan de andere kant van de weg en staan verspreid op een stuk onbewerkte grond. De gemiddelde dikte van de bomen bedraagt 1,7 m maar is over de bomen heen zeer uiteenlopend (tussen 1,3 en 2,4 m). De bomen zijn niet opgekroond en staan deels beschut in een houtkant. Grid en shelter werden op dezelfde boom geplaatst.

Code samplers:

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Hoewel de Canadapopulieren en de Zomereiken in elkaars nabijheid staan is de korstmosvegetatie op beide soorten sterk verschillend. Op de eiken overheerst een acidofytische vegetatie met vooral zeer veel Groene schotelkorst waarbij heel wat delen een gele kleur bezitten (kommervormen). Bij de populieren bevinden de korstmossen zich voornamelijk op de voet en op en in schorsspleten.

### 35. Leopoldsburg

Adres: Vlaanderenlaan



#### Beschrijving van de locatie:

Locatie 35 bestaat uit 10 zeer goed geëxposeerde en vrijstaande oude Zomereiken op kort gras tussen een aarden fietspad en de rijbaan tegenover gebouwen van het Militair Domein (milieutype W2). Deze locatie is één van de 10 locaties waar de achtergrondbelasting gemeten wordt. Er bevinden zich geen veehouderijen in de onmiddellijke buurt. Wel is er vrij veel verkeer. De schors van de bomen is zeer ruw. De dikte van de bomen varieert tussen 1.8 en 2.4 m (gemiddeld 2 m). Drie bomen bezitten enkele zijtakken. Het grid werd op een andere boom (rijkere begroeiing) geplaatst dan de shelter. De locatie bevindt zich in stedelijk gebied. Het gras van de berm wordt voortdurend kort gehouden. De locatie is min of meer beschermd. Langs de kant van de bomen bevinden zich enkele villa's in een parkachtige omgeving (veel bomen).

Code sampler: LEV1

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Het punt is rijk aan zuurminnende soorten. Sommige van deze zijn echter in slechte staat. Gewoon schubjesmos vertoont op sommige plaatsen roze vlekken, terwijl Groene schotelkorst soms gelig is (kommervorm). Gewone poederkorst bevindt zich enkel in de diepe spleten van de bomen. Er zijn zeer weinig nitrofyten.

60. Bree

Adres: Luysenstraat  
en Houterstraat



Beschrijving van de locatie:

Locatie 60 (Luysenstraat en Houterstraat) bestaat uit 4 opnamepunten met Zomereiken. Op 2 punten werden samplers geplaatst. De bomen liggen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf. De eerste 5 bomen van punt 60a staan langs een verharde weg (milieutype W2), de overige 5 langs een aarden weg (milieutype W1). De verharde weg loopt tussen een weide en een akker met maïs, de aarden weg tussen twee maïsakkers. Op drie bomen zijn brandplekken aanwezig (processierupsbestrijding). Zeven van de tien bomen vertonen een sterke ondergroei van brandnetels en bramen. De bomen zijn zeer uiteenlopend op het gebied van dikte (tussen 0.7 en 2 m, gemiddeld 1.2), gladheid van de schors (eerder glad tot zeer ruw), standplaats en mate van beschaduwing. Boom 10 staat zeer scheef. De 10 bomen van punt 60b staan verder op de weg langsheen een akker met maïs (vroeger weiland, milieutype W2). Ook aan de overkant van de weg is een maïsakker gelegen. Bomen 8, 9 en 10 staan in de buurt van een woning. Alle bomen vertonen, voornamelijk op de zuidoostzijde, brandplekken. De bomen hebben een gemiddelde dikte van 1,6 m. Punt 60c ligt langs dezelfde aarden landweg als de 5 bomen van opnamepunt 60a (milieutype W1). Deze bomen liggen gedeeltelijk langs een maïsakker (voormalige weide) en gedeeltelijk langs een grasland (zonder begrazing). Aan de overkant van de weg bevindt zich een akker met maïs en een weide. Op de bomen zijn zeer veel restanten van processierupsen aanwezig. De gemiddelde dikte bedraagt 1,7 m.

Punt 60d is een berm gelegen langs een verharde weg waarvan links en rechts een begraasde weide gelegen is (milieutype WL). De 10 Zomereiken bezitten een zeer ruwe schors. De helft van de bomen bezit één of meerdere zijtakken. Er is zeer weinig verkeer. Drie bomen vertonen brandplekken. De bomen zijn gemiddeld 1,7 m dik.

Codes samplers: BRlu en BRho

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

De korstmossen groeien voornamelijk op de zuidwestzijde. Op punt 60a zijn veel soorten schildmossen en nitrofyten aanwezig. Op 1 boom staat een zeer zeldzame soort nl. Hamsteroortje (*Normandina pulchella*). In totaal zijn op dit punt 31 soorten lichenen en twee lichenicole fungi aangetroffen. Er is slechts één acidofyt, nl. Gewone poederkorst (*Lepraria incana*) die in minimale hoeveelheden op enkele boomvoeten stand houdt. Punt 60b kenmerkt zich door een nog grotere rijkdom aan schildmossen (11 soorten). Ook op deze bomen is dezelfde acidofyt op slechts enkele boomvoeten aan te treffen. De overige 2 punten vertonen nagenoeg hetzelfde beeld: veel schildmossen en nitrofyten en overwegend slechts één acidofyt. Op punt 60d komen ook nog enkele exemplaren van Eikenmos (*Evernia prunastri*) voor. Opvallend nog is dat op elk opnamepunt minstens 1 exemplaar van Kauwgommos (*Diploicia canescens*) aanwezig is, een soort die als oceanisch beschreven wordt (Hoffmann 1993).

Adres: Soerdijkstraat



Bespreking van de locatie:

Opnamepunt 60e is gelegen op meer dan 700 m van ammoniakbronnen en bestaat uit tien Zomereiken (milieutype WL). De boom waarop de shelter geplaatst werd bevindt zich langsheen een beek en een grasland dat niet begraasd wordt. De 9 overige Zomereiken staan tussen twee niet begraasde weides. Alle bomen zijn goed geëxposeerd en volledig vrijstaand. De locatie ligt in landelijk gebied. De schors van de bomen is ruw met diepe spleten. Drie bomen hebben enkele kleine zijtakken. Gemiddeld zijn de bomen 1,6 m dik. Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter.

Code sampler: BRso

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

Op boom 1 zijn veel exemplaren van Gewoon schildmos op de zuidwestzijde van de boom aan het afsterven. Op boom 10 is nagenoeg geen licheenvegetatie aanwezig. Op de overige bomen en zeker ook op boom 1 is de vegetatie uitbundig met heel wat zeldzame soorten (oa. Baardmos, Waaiertakmos, *Parmotrema pseudoreticulatum*).



61. Bree

Adres: Elsputterstraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande recent opgekroonde Zomereiken in twee rijen ten noordoosten van twee veehouderijbedrijven (milieutype W2). De bomen staan in de berm van een verharde weg waarlangs enkel landbouwrijtuigen passeren. Op deze locatie bevinden zich drie opnamepunten waarvan twee met sampler. Het grid werd telkens geplaatst op de boom waaraan ook de shelter bevestigd is. Slechts 1 van de 29 bomen bezit enkele kleine zijscheuten. Opnamepunt 61a bestaat uit 9 bomen met een dikte variërend tussen 0.6 en 1.1 m (gemiddeld 0.9 m). Alle bomen vertonen op de zuidoostzijde in meer of minder mate brandplekken. De schors is eerder glad. Ten noordwesten van de bomen bevindt zich een weide die vanaf mei begraasd wordt door koeien. Ten zuidoosten ligt een akker waarop nu maïs verbouwd wordt en daarvoor een ander gewas (geen maïsstoppels op de akker). Opnamepunt 61b bestaat uit 10 Zomereiken met brandplekken op 8 bomen. De schors is ruw en de dikte varieert tussen 0.8 en 1.2 m (gemiddeld 1 m). Opnamepunt 61c ligt tussen twee akkers. Ten zuidoosten werd hierop verleden jaar en ook dit jaar maïs verbouwd. Ten noordwesten is ook een akker gelegen waarop verleden jaar niet maar dit jaar wel maïs werd gezet. De schors van de bomen is ruw en de dikte varieert tussen 0.7 en 1.2 m (gemiddeld 1 m). Op twee bomen zijn duidelijk brandplekken aanwezig.

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

Deze bevinden zich voornamelijk op het zuidwesten van de bomen. Ten gevolge van de verbranding zijn de korstmossen op sommige stukken in een dergelijk slechte staat dat ze onherkenbaar zijn.



Adres: Schaafdijkstraat



Beschrijving van de locatie:

Tien Zomereiken, in landelijk gebied, gelegen tussen twee akkers (milieutype W2) waarop ten noordwesten tarwe verbouwd wordt (voordien gras) en ten zuidoosten maïs (voordien ook maïs). De asfaltlaag van de weg werd tussen toer 4 en 5 vernieuwd. De bomen staan in hoog gras en bramen. Er zijn geen ammoniakbronnen in de onmiddellijke omgeving (geen verkeer en geen veehouderijbedrijf). Tussen de berm met eiken en de akker bevindt zich een droge beek met daarachter berken. Acht van de tien bomen vertonen duidelijke brandplekken (processierupsbestrijding). Twee bomen bezitten enkele zijtakken. De schors van de bomen is ruw en de dikte varieert tussen 0.7 en 1.1 m, gemiddeld 1 m. Het grid werd op een andere, dikkere boom geplaatst als de shelter.

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Code sampler: BRsc

Korstmossen:

Bevinden zich voornamelijk op de zuidwestzijde. Veel schildmossen vertonen roze vlekken.

### 63. Lille-Mol

Adres Lille: Wespedongen



#### Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Zomereiken op kort gras. Volgens een buurtbewoner zijn de bomen ongeveer 25 jaar geleden daar geplant. De bomen staan in de berm van een weg waarlangs weinig verkeer passeert (milieutype W2). De bomen staan deels ten zuidoosten en deels ten noordoosten van een grote kippenwekerij. Op deze landelijke locatie bevinden zich drie opnamepunten waarvan 2 met sampler. Opnamepunt 63a bestaat uit 10 bomen met ruwe schors en een dikte variërend tussen 0.8 en 1.2 m (gemiddeld 1 m). Er zijn slechts enkele kleine zijtakken aanwezig. De bomen staan op gras dat sporadisch gemaaid wordt. De weg waarlangs de bomen staan ligt tussen akkers. Ten zuiden van de weg is deze akker zowel vorig als dit jaar beplant met maïs. Aan de overkant wordt een deel ingenomen door gras en een deel door aardappelen (daarvoor maïs). Ook de punten 63b en 63c liggen tussen de akkers. Ten zuidoosten van deze punten was de akker voordien beplant met gras en nu met maïs. Aan de overkant daarvan werd dit jaar prei geplant. De bomen van punt 63b en 63c hebben een vergelijkbare schors en dikte als de bomen van punt 63a. Op punt 63 a werd het grid niet en op punt 63c werd het grid wel op dezelfde boom geplaatst als de sampler.

Codes samplers: LIwea en LIweb

NH<sub>3</sub>-klasse:1

Korstmossen:

De bomen zijn over het algemeen rijk begroeid met vitale exemplaren waaronder ook één exemplaar van het zeldzame Witkopvingermos (*Physcia tribacioides*).

Adres Mol: Castelsebaan



Beschrijving van de locatie:

Min of meer goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken langs een aarden landweg waarlangs geen verkeer passeert (milieutype W1). De ondergroei bestaat uit een paar braamstruiken met hier en daar een pluk gras. Verder staan de bomen op dood hout en bladeren. De 10 bomen kenmerken zich door een ruwe schors en weinig (op twee bomen) of geen zijtakken. De locatie bevindt zich op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf. De dikte van de bomen varieert tussen 0.9 en 1.6 m (gemiddeld 1.3 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter. Links en rechts van de weg bevindt zich een akker waarop vorig jaar maïs en dit jaar aardappelen werden geplant. Het gebied is landelijk en bosrijk.

Code sampler: MOca

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Er zijn noch bladvormige noch struikvormige soorten op de bomen aanwezig. Gewone poederkorst is talrijk aanwezig maar is op sommige bomen afstervend.

100. Geel – Westerlo – Mol  
Adres Geel: Millegemseweg



Beschrijving van de locatie:

Negen goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken op 200 à 250 m ten noordoosten van een veehouderijbedrijf. Deze bomen zijn gelegen op een berm tussen een onbegraasde weide en grasland dat nadien beplant werd met maïs (milieutype A). De schors van de bomen is zeer ruw. De dikte varieert tussen 1.5 en 2 m (gemiddeld 1.7). De meeste bomen bezitten zijtakken. Het grid werd op een andere boom geplaatst dan de shelter. Landelijke locatie.

Codes sampler: GEmi

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Veel schildmossen zijn in zeer slechte staat (roze vlekken en afgestorven lobben). Ook Gewone poederkorst is veelal wit.

Adres Westerlo: Zwarte Heide



Beschrijving van de locatie:

De opnamepunten 100c en 100d bestaan elk uit 10 Zomereiken. Deze staan in de berm van een weg met zeer weinig verkeer (milieutype W2) en liggen ten noordoosten van een zeer klein veehouderijbedrijf. De bomen staan aan weerskanten van de weg. Het punt 100d werd nog niet geïnventariseerd. De bomen van punt 100c zijn zeer goed geëxposeerd en volledig vrijstaand. Tussen de Zomereiken staan ook een aantal Amerikaanse eiken. De schors van de bomen is glad. Er zijn geen zijtakken aanwezig. De dikte van de bomen varieert tussen 0.6 en 1.3 m (gemiddeld 1 m). Ten zuidoosten bevindt zich een weide die niet begraasd wordt maar waarvan het gras gemaaid wordt. Ten noordwesten ligt een akker die ook als grasland gebruikt wordt. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter. De locatie is landelijk.

Codes sampler: WEzw

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Groot dooiermos is op opnamepunt 100c op de eerste twee bomen talrijk aanwezig en in goede staat. Op de bomen nadien komt het veel minder voor en is dan in slechte staat. Globaal genomen zijn veel korstmossen slecht ontwikkeld.



Adres Mol: Oude Bleken



Beschrijving van de locatie:

Opnamepunt 100e is gelegen in een bosrijke omgeving op ongeveer 6 m van de bosrand langs een landweg met aan de andere kant een akker die vorig jaar met maïs en dit jaar met aardappelen werd beplant. Er zijn geen ammoniakbronnen in de onmiddellijke buurt (geen veehouderijbedrijf en geen verkeer). De 9 Zomereiken zijn goed geëxposeerd, bezitten een ruwe schors en hier en daar een kleine zijscheut. De dikte varieert tussen 0.8 en 1.9 (gemiddeld 1.3). Er is geen ondergroei. De bomen staan op een zandige en mossige ondergrond. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter. Bosrijke locatie.

Code sampler: MOou

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

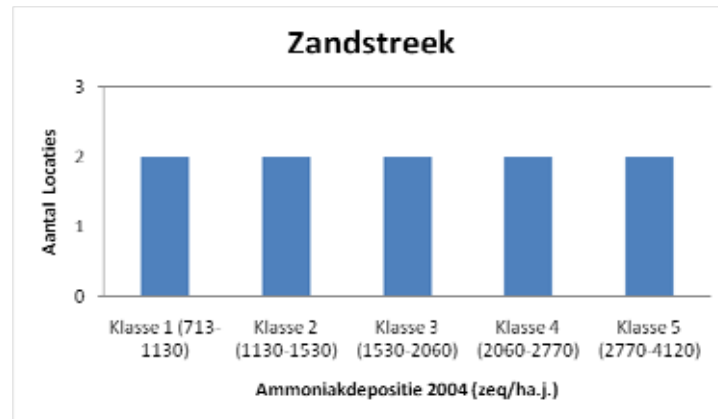
Korstmossen:

Er zijn nagenoeg geen nitrofyten aanwezig. De meeste soorten zijn korstvormig en zuurminnend en/of schaduwminnend. Er zijn geen afstervende of afgestorven exemplaren.

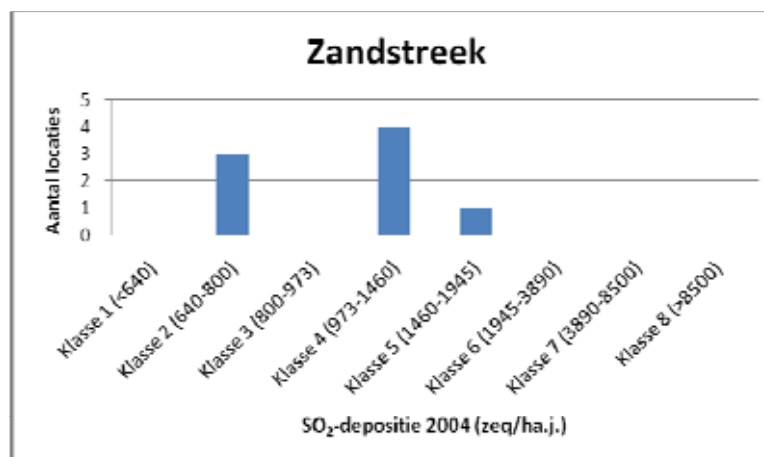
## Zandstreek

### Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten

#### Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingsklassen

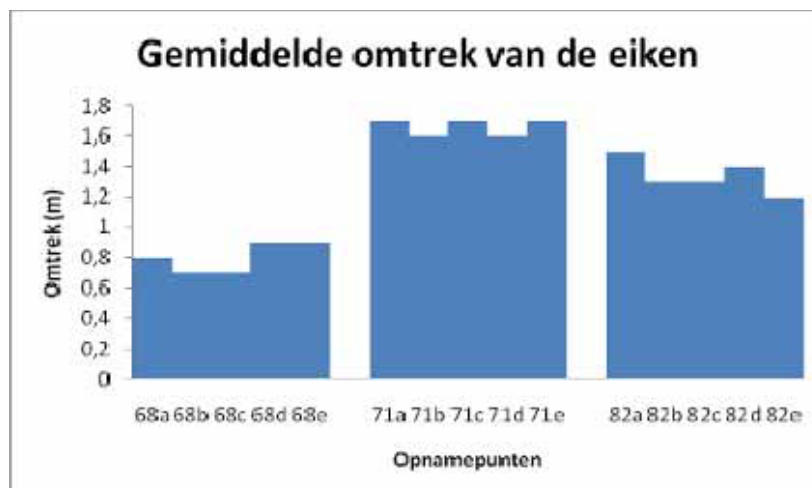


Grafiek 5. Aantal locaties per NH3-klasse in de Zandstreek

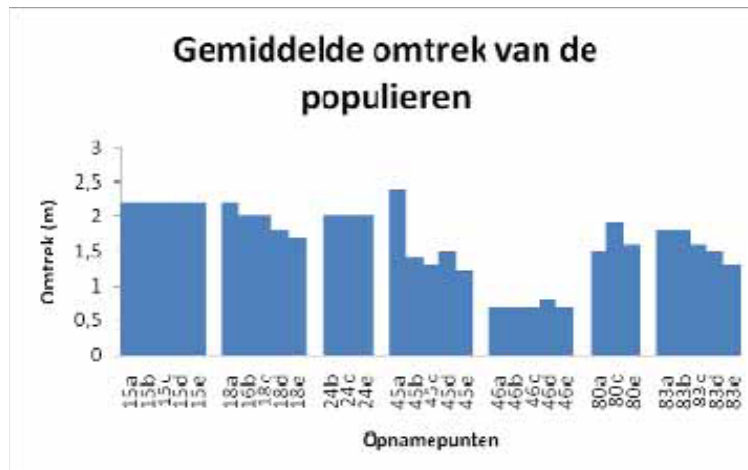


Grafiek 6. Aantal locaties (per gemeente) per SO2-klasse in de Zandstreek

#### Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen



Grafiek 7. Gemiddelde omtrek van de eiken per opnamepunt



Grafiek 8. Gemiddelde omtrek van de Canadapopulieren per opnamepunt

## Bespreking van de locaties

15. Sint-Laureins

Adres: Langendijk



### Beschrijving van de locatie:

Goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren aan de voet van een dijk. De bomen staan tussen een akker en een door prikkeldraad omgeven gedeelte waarop een pony graast of sporadisch koeien gezet worden (milieutype WL). De bomen liggen ten noordoosten van een klein veehouderijbedrijf. Op de akkers worden aardappelen, bieten en tarwe gekweekt. De bomen staan in hoog gras en brandnetels. Op de boomvoeten groeit mos. De bomen werden recent van zijtakken ontdaan. De bomen zijn nagenoeg allen 2 m of iets dikker (tot 2.4 m). De schors is ruw. Langs de verharde weg passeert zeer weinig verkeer. Er zijn 5 opnamepunten waarvan drie met sampler. Elk opnamepunt bestaat uit 10 bomen. De bomen van elke punt hebben een gemiddelde dikte van 2.2 m.

Codes samplers: SIIaa, SIIab en SIIac

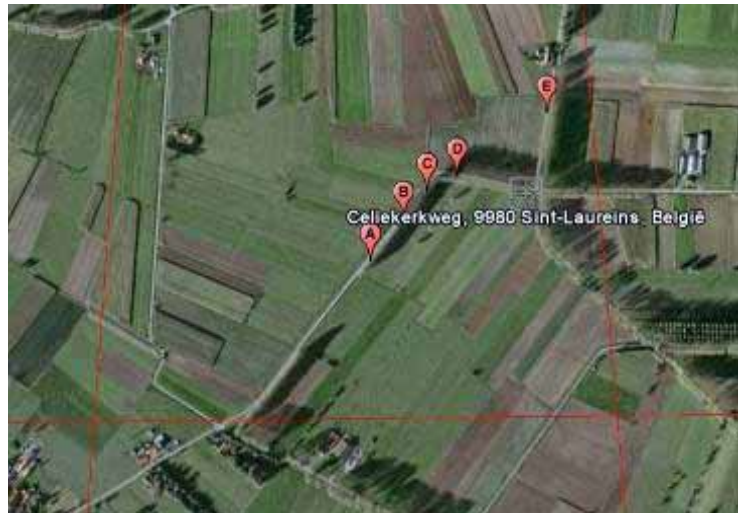
NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

In totaal werden 45 soorten op de 5 opnamepunten aangetroffen: 4 schriftmossen, een heel klein beetje Gewone poederkorst, zeer veel nitrofyten, een aantal soorten typisch voor meer beschaduwde locaties, weinig schildmossen en veel korstvormige soorten. De korstmossen bevinden zich op alle kanten van de bomen.

## 18. Sint-Laureins

Adres: Celiekerkweg en  
Moershoofdeweg



### Beschrijving van de locatie:

Locatie 18 bestaat uit vijf opnamepunten elk bestaande uit 10 dikke (1.7 tot 2.3 m) goed geëxposeerde en vrijstaande Canadapopulieren ten noordoosten van een veehouderijbedrijf in de berm van een verharde weg (milieutype W2). De schors van de bomen is zeer ruw behalve die van de bomen in de Moershoofdeweg (opnamepunt 18e) die ook dunner zijn (1.6 tot 1.8 m). Bij punt 18 a werd het grid niet maar bij punten 18c en 18e werd het grid wel op de boom van de shelter geplaatst. Rond de bomen bevindt zich hoog opschietend gras en brandnetels, en sporadisch een braamstruik. Er zijn geen zijtakken. Langs de weg passeert zeer weinig verkeer. De opnamepunten 18a, 18b en 18c bevinden zich tussen twee weides waarop vanaf mei enkele koeien grazen. Bij de opnamepunten 18d en 18e staan er populieren aan de beide kanten van de weg. Ten zuiden van Punt d ligt een weide en ten noorden een maïsakker. Punt 18e ligt tussen twee akkers waarop langs de ene kant maïs en langs de andere kant deels gras en deels tarwe groeit. De locatie ligt in landelijk gebied.

Codes samplers: Sicea, Siceb en SImoa

NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

Deze bevinden zich aan alle kanten van de bomen maar de meeste staan tussen west en zuidoost (vooral Groot dooiermos).



24. Maldegem – Sint-Laureins  
Adres Maldegem: Torredreef



Beschrijving van de locatie:

De punten 24a, b en c liggen langs een verharde weg ten noordoosten van twee grote veehouderijbedrijven. Het meest nabije bedrijf ligt op ongeveer 150 m van de weg. Langs de weg passeert zeer weinig verkeer (milieutype W2). De schors van de populieren is zeer ruw. De dikte van de bomen varieert tussen 1.4 en 2.5 m. Alle bomen bezitten veel zijtakken. Ten noorden van de bomen bevindt zich een boomkwekerij met jonge struiken, ten zuiden een berm met zeer jonge Zomereiken en daarachter een akker waarop dit en vorig jaar maïs verbouwd wordt. Het gras rond de bomen wordt sporadisch gemaaid.

Codes samplers: MAtoa en MAtoB

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

Deze bevinden zich voornamelijk op de zuidwestkant van de bomen.

Adres Sint-Laureins: Caatsweg



Beschrijving van de locatie:

Punt 24e bevindt zich op meer dan 700 m van een groot veehouderijbedrijf en bestaat uit 10 goed geëxposeerde Canadapopulieren in de berm tussen een verharde weg en een brede, diepliggende beek met sterk stromend, meestal helder, water en waterplanten (milieutype W2). Langs de weg passeert zeer weinig verkeer. Tegenover boom 10 bevindt zich een manege. De schors van de bomen is zeer ruw en de dikte varieert tussen 1.6 en 2.5 m (gemiddeld 2 m). De ondergroei bestaat uit gras en sporadisch een braamstruik. Aan de ander kant van de beek bevindt zich een akker met daarop gras dat soms zeer laag en dan weer hoog staat. Aan de ander kant van de weg is een akker met daarop verleden jaar maïs en dit jaar gras. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler.

Code sampler: Slca

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

Deze bevinden zich allen op de zuidwestkant van de bomen. De bomen en vooral dan de voet langs de kant van de gracht konden wel onvoldoende geïnspecteerd worden wegens de steilte van de wand van de gracht.

#### 45. Oostkamp

Adres: Kampveldstraat en  
Papenvijversstraat



Beschrijving van de locatie:

Locatie 45 bestaat uit 5 opnamepunten met telkens 10 Canadapopulieren waarvan 3 met sampler (milieutype W2). De locatie is ten noordnoordoosten van een groot veehouderijbedrijf gelegen dat zich op ongeveer 200 m bevindt van de weg waarlangs opnamepunt 45a gelegen is. Langs deze verharde weg staan zowel dikke (tot 2.9 m, gemiddeld 2.4 m) populieren als Amerikaanse eiken in de berm. Er bevindt zich ook een vroeger veehouderijbedrijf dat te koop aangeboden wordt. Er passeert zeer weinig verkeer. De bomen van de punten 45b tot en met 45e bevinden zich langs een weg waarlangs bomen langs beide kanten aanwezig zijn. De bomen van punt 45a hebben een zeer ruwe schors en geen zijtakken. Ten zuiden van dit punt bevindt zich een braakliggend gebied begroeid met kruiden, gras en bramen. Ten noorden ligt het vroeger veehouderijbedrijf, een weide waarop vanaf juni enkele schapen grazen en bij 2 bomen een berken-beukenbos. Ten noordwesten van de punten 45b tot en met 45e ligt een berken-beukenbos, aan de andere kant van de weg een maïsakker (punt 45b), een aanplant van jonge boompjes (punten 45c en 45d) of een weide (punt 45e) met vanaf juli een 6-tal koeien. Vier bomen van punt 45b bezitten veel zijtakken, de overige bomen werden recent van zijtakken ontdaan. Op de bomen van 45c en 45d zitten geen zijtakken. Bij 45d bezitten 6 bomen een ruwe en de overige een gladde schors. Bij punt 45e zijn er 4 bomen met zijtakken en op de voeten van de boom en soms ook hoger op de stam groeit mos. De dikte van de bomen in de dreef varieert tussen 0.8 en 1.9 m. Bij alle punten werd het grid op dezelfde boom als de sampler geplaatst.

Codes samplers: OOkaa, OOkab en OOkac

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

De korstmossen zeker bij de punten 45b tot en met 45e bevinden zich op alle kanten van de bomen. Bij punt 45a zijn bepaalde soorten (vooral Groot dooiermos, Gewoon schildmos, Verstop-schildmos en Kauwgommos) in slechte staat (bleek van kleur en met witte vlekken) terwijl andere soorten (vooral Melig takmos, Grauw rijpmos en Rijschildmos) goed ontwikkeld en vitaal voorkomen. Ook bij punt 45b treedt hetzelfde fenomeen op. Op punt 45c is vooral Stippelschildmos in slechte staat. Bij punt 45d bevinden zich grote exemplaren van Groot dooiermos vooral op de bomen met gladde schors. Het middenstuk van het thallus ontbreekt. In totaal werden 39 soorten korstmossen gevonden en drie lichenicole fungi.

46. Oostkamp

Adres: Westkantstraat



Beschrijving van de locatie:

Vijf opnamepunten met eerder dunne Zomereiken (0.5 tot 0.9 m) deels ten noorden en deels ten noordoosten van een veehouderijbedrijf langs een weg met wel wat verkeer (milieutype W4). De bomen zijn goed geëxposeerd en vrijstaand, in landelijk en gedeeltelijk bewoond gebied. Er werden drie shelters geplaatst op het noordoosten van de bomen. De schors van de bomen is glad. Op punten 46a tot en met c werd geen opname met een grid gemaakt (bomen allen minder dan 1 m omtrek).

Codes samplers: OOwea, OOweb en OOwec

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

Veel exemplaren van Groot dooiermos vertonen witte vlekken op het thallus. In totaal werden 25 soorten korstmossen gevonden.



65. Tisselt (Willebroek)

Adres: Westdijk



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren in een berm van een kanaal langs een weg in industriegebied (milieutype W4). De bomen staan deels op zand, deels op mos en deels op gras. Op enkele meters bevindt zich een plaats die soms als laadkaai maar meestal als parkeerterrein gebruikt wordt. Het gras van de berm wordt sporadisch gemaaid. Er zijn geen veehouderijbedrijven in de buurt. De schors van de bomen is glad, er zijn geen zijtakken en de dikte varieert tussen 0.7 en 1.1 m (gemiddelde 0.9 m). De bomen zijn niet stoffig. Langs de weg is er heel wat verkeer en op het kanaal passeren schepen. Aan de andere kant van de weg bevindt zich een coatingbedrijf. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die zich op het noordoosten van de boom bevindt.

Code sampler: Wlwe

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Op de bomen zijn geen schildmossen of struikvormige soorten aanwezig.



66. Bornem  
Adres: Buitenland



Beschrijving van de locatie:

Tien volledig vrijstaande Canadapopulieren aan de voet van een dijk op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf (milieutype WL). De bomen staan eerder beschut omdat aan de andere kant van de verharde weg, waarlangs zeer weinig verkeer rijdt ook populieren staan en ten gevolge van de dijk zelf. De draad die zich aanvankelijk aan de voet van de dijk bevond werd tussen toer 2 en 3 verwijderd en terug geplaatst tussen toer 6 en 7. Er werden echter nooit dieren op de dijk waargenomen noch uitwerpselen van dieren aangetroffen. Tussen toer 6 en 7 werd het wegdek afgeschraapt en opnieuw geasfalteerd tussen toer 7 en 8. Voor het herplaatsen van de draad werd het hoog opgeschoten gras en de kruiden aan de voet van de bomen gemaaid. Tegenover de dijk bevindt zich een zeer brede gracht met helder water en daarachter een weide waarop tussen toer 7 en 8 een tiental koeien geplaatst werden. De schors van de bomen is ruw met vrij diepe spleten. De dikte varieert van 1.5 tot 2.1 (gemiddeld 1.8 m). Enkel boom 10 heeft onderaan 1 zijtak. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter.

Code sampler: BOBu

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Op de bomen vallen maar weinig korstmossen aan te treffen. De meeste soorten zijn korstvormig met uitzondering van 1 klein exemplaar van Groot dooiermos en enkele Kapjesvingermossen.

68. Lippelo (Sint-Amands)

Adres: Biesten en Breutheide



Beschrijving van de locatie:

Min of meer goed geëxposeerde jonge Zomereiken in landelijk gebied ten noorden en ten noordwesten van een groot veehouderijbedrijf en ten noordoosten van een klein veehouderijbedrijf (milieutype W1). De locatie bestaat uit 5 opnamepunten waarvan drie met sampler. Er is zeer weinig verkeer. De bomen zijn aan de dunne kant (0.7-0.9 m met enkele uitschieters naar beneden van 0.6 en 1 boom van 1 m). De schors van de bomen is glad. Minder dan de helft van de bomen heeft zijtakken. Punt 68a telt 7 bomen met een gemiddelde dikte van 0.8 m, punt 68b 7 met een gemiddelde dikte van 0.7 m, punt 68c 8 (gemiddelde dikte: 0.7 m), punt 68d 10 (gemiddelde dikte: 0.9 m) en punt 68e 6 (gemiddelde dikte: 0.9 m). Ten westen van punt 68a bevindt zich een klein wilgenbroek dat omsloten is door een maïsveld. Aan de overkant van de aarden weg ligt een weiland dat niet begraaft maar gemaaid wordt. Punt 68c, met bomen die zich aan beide kanten van de weg bevinden, ligt tussen twee akkers met maïs. Aan de noordoost en de westzijde van punt 68d staan struiken (brem en braam). 68e ligt ook tussen twee akkers. Op de ene groeit tarwe, op de andere maïs. Er werd slechts op één punt een grid geplaatst, nl. op de ene boom van 1 m van punt 68e waarop ook de shelter geplaatst werd.

Codes samplers: Llb1a, Llb1b en Llb1c

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

De lichenen staan voornamelijk aan de zuidwestkant en zijn alle in goede staat.

71. Wingene  
Adres: Eikendreef



Beschrijving van de locatie:

Min of meer goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken ten noordoosten van een groot veehouderijbedrijf. Bomen aan beide kanten van een aarden weg. (milieutype W1). Er is nauwelijks verkeer. De locatie bestaat uit 4 opnamepunten van telkens 10 bomen waarvan twee met sampler op het noordoosten. De schors van de bomen is ruw. Minder dan de helft van de bomen bezit enkele zijtakken. Punt 71a is gelegen tussen een weide waarop soms koeien grazen en een stuk grond waarop maïs en balen stro bewaard worden. Soms ligt er ook een hoop mest. Punt 71c ligt tussen akkers met maïs, tarwe en aardappelen. Bij punt 71d ligt aan de andere kant van de weg een bos. De bomen van de punten 71a en 71c zijn gemiddeld 1,7 m dik, die van de punten 71b en 71d 1,6 m.

Codes samplers: Wleia en Wleib

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

Deze bevinden zich op de punten 71a tot en met 71c aan alle kanten van de bomen en vertonen een duidelijke zonatie met het minst aantal soorten op de noordoostkant. Vooral Olijfschildmos vertoont roze en witte vlekken en is soms grijs van kleur. De stippelschildmossen hebben vaak zeer veel kleine lobjes. Gewone poederkorst bevindt zich enkel aan de noordoostzijde in spleten aan de voet van de bomen.

Adres: Munkelostraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken in een dreef tegenover een kasteel waar ook enkele paarden staan (milieutype W2). De bomen staan aan beide kanten van de weg. Er is nauwelijks verkeer. De bomen bevinden zich op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf. De schors van de 10 bomen is ruw. Er zijn geen zijtakken. Twee bomen bevinden zich op een ondergroei van hoog gras, kruiden en bramen. De overige bomen staan op kort gemaaid gras. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de sampler die op het noordoosten staat. Landelijk gebied. De gemiddelde dikte van de bomen bedraagt 1.7 m.

Code sampler: WImu

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

De meeste exemplaren van Groot dooiermos zijn in slechte staat (geen midden). Gestippeld schildmos heeft veel kleine lobjes. Melig takmos is afstervend. De meeste exemplaren van Witte schotelkorst zijn geparasiteerd door een lichenicole fungus.



80. Moerbeke  
Adres: Molenstraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren op 150 à 250 m ten noordoosten van een klein veehouderijbedrijf in de berm van een parallelweg van de zeer drukke E34 (Expresweg). Tussen toer 7 en 8 werd een nieuwe asfaltlaag aangebracht. Het gras van de berm wordt sporadisch gemaaid. Ten zuidoosten van de bomen ligt een akker waarop zowel vorig als dit jaar maïs groeit. Het opnamepunt bestaat uit 10 bomen die recent van zijtakken ontdaan werden en waarop 1 sampler geplaatst werd. De schors van de bomen is ruw. De dikte van de bomen varieert tussen 1 en 1.7 m (gemiddeld 1.5 m). De boomvoeten zijn bestoft. Tussen de bomen 6 tot 10 en het veehouderijbedrijf bevindt zich een bosje. De locatie ligt in landelijk gebied.

Code sampler: MOmo

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

De korstmossen staan overwegend tussen het zuidwesten en het oosten maar ook op de andere kant. Op een tweetal bomen is Groot dooiermos in slechte staat. Gewoon purperschaaltje en Witte schotelkorst staan meer tussen het noordoosten en het westen.



Adres: Koewachtsteenweg



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande dikke Canadapopulieren in landelijk gebied in de berm van een weg tussen twee velden gelegen (milieutype W2). De locatie ligt in landelijk gebied. Tussen het veehouderijbedrijf en de bomen ligt een terrein waarop enkele heuvels zand liggen waarvan 1 verwijderd werd tussen toer 2 en 3. Aan de overkant van de weg bevindt zich een berm met populieren en daarachter een akker waarop wortelen groeien. De schors van de bomen is zeer ruw met diepe spleten. Er zijn geen zijtakken aanwezig. Zes van de 10 bomen zijn niet opgekroond maar bezitten afhangende, laagkomende takken (1.2 m boven de grond op 2 m van de stam). Dit werd bewust zo gedaan door de eigenaar ter bescherming van de stam. Het grid werd op een andere boom geplaatst dan de shelter.

Code sampler: MOko

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Gewoon schildmos, Trompettakmos en Gestippeld schildmos zijn in slechte staat. Gestippeld schildmos bezit centraal veel kleine lobjes en slecht ontwikkelde randlobben.

Adres: Papdijk



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren in de berm van een verharde weg waarop geen verkeer passeert, tussen twee akkers gelegen (milieutype W2). De locatie bestaat uit 10 bomen die op meer dan 700 m van ammoniakbronnen gelegen zijn. Aan de kant van de bomen ligt een akker met aardappelen. Daartegenover bevindt zich een akker waarop eerst restanten van een uitgebloeid gewas groeien (groenbemester?) en nadien maïs. De schors van de bomen is ruw. Er is slechts 1 boom met zijtakken. De bomen zijn nagenoeg allen even dik (1.5 à 1.7 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter. Landelijk gebied.

Code sampler: MOpa

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Er zijn talrijke grote tot zeer grote, vitale exemplaren van Groot dooiermos aanwezig, geen schildmossen en één klein exemplaar van Melig takmos.

## 82. Moerbeke

Adres: Drongendreef



### Beschrijving van de locatie:

Min of meer goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken in de berm van een weg waarlangs langs beide zijden bomen staan (milieutype W2). Naast deze Zomereiken zijn ook Canadapopulieren en beuken aanwezig. De bomen liggen op één rij ten noordoosten van een veehouderijbedrijf waar vermoedelijk weinig dieren aanwezig zijn. Aan het einde van de reeks geïnventariseerde bomen ligt 400 m verder een groot veehouderijbedrijf met veel koeien. Langs de weg passeert zeer weinig verkeer. De locatie is in landelijk gebied gelegen en bestaat uit 5 opnamepunten van telkens 10 bomen waarvan op drie een sampler geplaatst werd. De schors van de bomen is ruw. Op de meeste bomen staan kleine zijtakken. De bomen bevinden zich deels op gras en deels op zandige bodem met ten zuidoosten opslag van bramen. De dikte van de bomen van opnamepunt 82a varieert tussen 1.2 en 2 m (gemiddeld 1.5 m). Aan de voet van twee bomen groeit kamperfoelie en bramen. Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter. Ten zuidoosten van de bomen bevindt zich een weide waarop vanaf mei een 7-tal koeien grazen. Ten noordwesten ligt een akker waarop vorig jaar maïs verbouwd werd. Dit jaar groeit er deels maïs en deels aardappelen. De bomen van opnamepunt 82b en 82 c zijn iets dunner (0.8 tot 1.7, gemiddeld 1.3 m). Punt 82 c ligt tussen twee akkers met gras. Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter. Bij punt 82d ziet de schors op sommige boomvoeten zwart (afgebrand geweest?). De dikte van de bomen varieert tussen 1.1 en 1.9 m (gemiddeld 1.4 m). Opnamepunt 82e ligt tussen twee maïsakkers. De bomen zijn iets dunner (1 tot 1,6 m, gemiddeld 1.2 m). Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter.

Codes samplers: MOdra, Modrb en MOdrc

NH<sub>3</sub>-klasse: 2

Korstmossen:

Alle korstmossen zijn vitaal en in goede staat en groeien overwegend op de zuidwestzijde.

83. Meerdonk  
Adres: Dijkstraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en vrijstaande Canadapopulieren op een dijk in landelijk gebied ten noord- noordoosten van een groot veehouderijbedrijf dat dieper gelegen is op ongeveer 250 m van de bomen. De bomen staan op een tweetal rijen aan weerszijden van de weg waarlangs zeer weinig verkeer passeert (milieutype W2). Het gras onder de bomen is kort. De locatie bestaat uit 5 opnamepunten waarvan drie met shelter. Sporadisch wordt de dijk begrast door schapen waarbij een verplaatsbaar raster gebruikt wordt. De schors van de bomen is ruw. Er zijn geen zijtakken. De dikte van de bomen varieert tussen 1.3 en 2.2 m (gemiddeld 1.8 op de punten 83a en b, 1.6 op punt 83c, 1.5 op punt 83d en 1.3 op punt 83e).

Codes samplers: MEdia, MEdib en MEdic

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

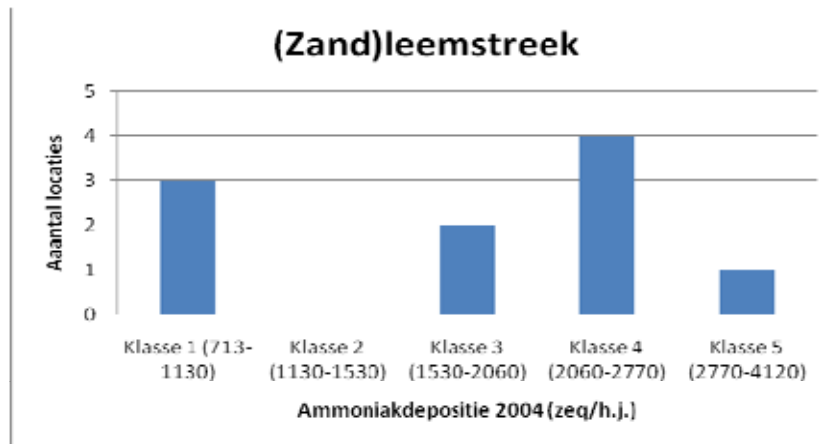
Deze staan soms vooral op de zuidwestkant van de bomen maar op andere punten staan ze langs alle kanten.



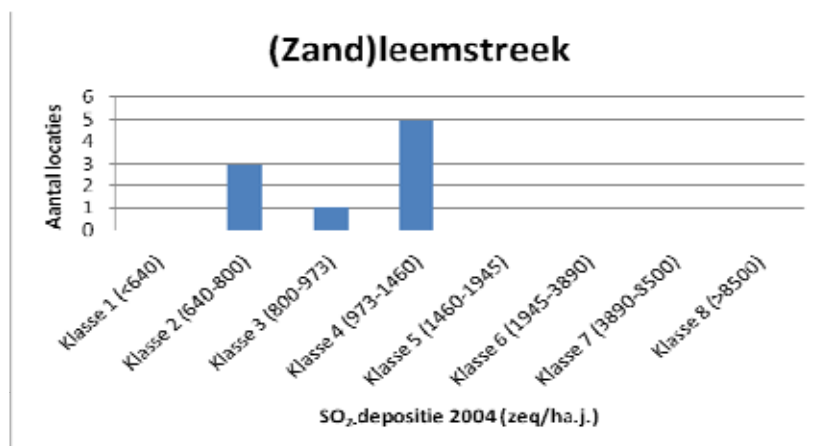
## **(Zand)leemstreek**

### **Enkele kenmerken van de locaties en de opnamepunten**

#### *Verdeling van de locaties over de verschillende luchtvervuilingsklassen*

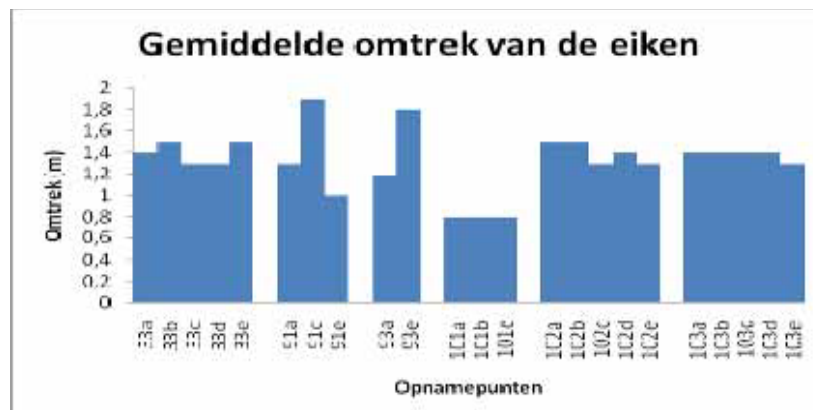


Grafiek 9. Aantal locaties per NH3-klasse in de (Zand) leemstreek



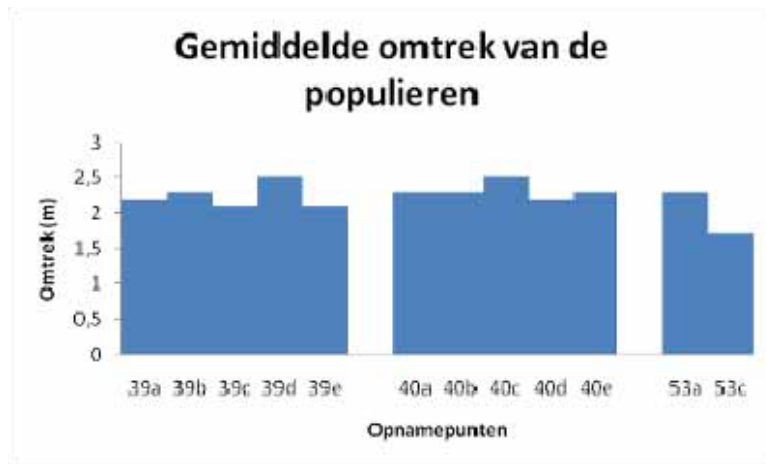
Grafiek 10. Aantal locaties (per gemeente) per SO<sub>2</sub>-klasse in de (Zand)leemstreek

#### *Gemiddelde omtrek per opnamepunt van de opgemeten bomen*



Grafiek 11. Gemiddelde omtrek van de eiken per opnamepunt





Grafiek 12. Gemiddelde omtrek van de Canadapopulieren per opnamepunt

## Bespreking van de locaties en de opnamepunten

33. Berchem (Kluisbergen)

Adres: Oudenaarde Baan



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Zomereiken langs een drukke baan in landbouwgebied met gedeeltelijke lintbebouwing (milieutype W4). Op deze locatie bevinden zich 5 opnamepunten bestaande uit telkens 10 Zomereiken waarop drie samplers geplaatst werden. De bomen bevinden zich langs weerskanten van de weg waarlangs veel verkeer passeert. De schors van de bomen is ruw en minder dan de helft van de bomen draagt zijtakken of jonge zijscheuten. Twee uitzonderingen tot daar gelaten (boomdikte 0.9 m) zijn alle bomen minstens 1 m dik (gemiddeld 1.3 à 1.5 m). De opnamepunten bevinden zich ten noordoosten van een veehouderijbedrijf dat 200 m ten noordwesten van de weg gelegen is. Punt 33a bevindt zich langs een akker waarop tarwe verbouwd wordt. Aan de overkant van de weg wordt maïs geteeld. Punt 33b bevindt zich ook tussen twee akkers. Bij punt 33c worden aan de ene kant bieten geteeld en aan de andere kant aardappelen. Ook punt 33d ligt tussen twee akkers terwijl punt 33e deels langs een akker ligt waarop wortelen staan en deels langs bebouwing van vrijstaande huizen. De bomen van punt 33a zijn gemiddeld 1.4 m dik, die van 33b en 33e 1.5 m, die van 33c en 33d 1.3 m.

Codes samplers: Kloua, Kloub en Klouc

NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

De lichenenvegetatie is over het algemeen goed ontwikkeld met veel blad- en struikvormige soorten die zich over het algemeen overwegend op de zuidwestkant bevinden. De soortenrijkdom is groot. Er werden 47 korstmossoorten aangetroffen, 1 lichenicole fungus en 1 niet-gelicheniseerde schimmel. Als zeldzame soorten konden Isidieus vingermos, Lindeschildmos, Groot vingermos en zelfs enkele baardmossen genoteerd worden.

37 en 38. Tielt-Winge  
Adres: Postweg



Beschrijving van de locatie:

Min of meer goed geëxposeerde en vrijstaande Zomereiken (locatie 37) en Canadapopulieren (locatie 38) aan de rand van het Walenbos (milieutype BW). Er is geen verkeer. De locatie is op meer dan 700 m van ammoniakbronnen gelegen. De populieren staan deels tussen het bos en een drassige vlakte waarop gras en biezen groeien en deels langs een met gras begroeide weg. De Zomereiken staan tussen het bos en een drassige vlakte waarop gras en kruiden groeien. Dit gras werd tussen toer 7 en 8 gemaaid. De 10 Canadapopulieren kenmerken zich door een zeer ruwe schors met diepe spleten. De dikte varieert tussen 1.7 en 2.2 m (gemiddeld 2 m). Slechts één boom heeft 1 tak. De boomvoeten zijn bemest. 5 bomen staan aan alle kanten vrij, 5 bomen staan langs de bosrand. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die op het noordoosten staat.

De Zomereiken staan allen aan de rand van het bos. Op de voeten groeit mos. Voor de stam van sommige bomen groeien wat takken van struiken die achter de bomen staan. De schors van de bomen is ruw. De dikte varieert tussen 0.7 en 1.7 m (gemiddeld 1.2 m). Op 4 bomen staan zijtakken. Het grid werd op een andere boom geplaatst dan de shelter die op het noordoosten staat. De bomen zijn geëxposeerd in zuidwestelijke richting.

Codes samplers: Tlpoa en Tlpob

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Op de eiken zijn geen bladvormige korstmossen aanwezig. Op de populieren staan heel wat bekersmossen en Gewone poederkorst. Dit wijst op een zuur milieu. Er zijn heel weinig bladvormige soorten aanwezig. Op boom 4 zijn de schildmossen in slechte staat.

39 en 40. Ieper  
Adres: Noorderring



Beschrijving van de locatie:

Langs de zeer drukke Noorderring bevinden zich 10 opnamepunten met in totaal 6 samplers (milieutype W4). De Canadapopulieren die zich langs beide kanten van deze 4-baansweg bevinden zouden zo'n 30 jaar oud zijn. Locatie 40 telt 5 opnamepunten die zich ten noordoosten van een veehouderijbedrijf bevinden dat op ongeveer 150 m van de ring ligt. Locatie 39 ligt ten noordoosten van een ander veehouderijbedrijf dat op 200 m van de ring ligt. Deze ring loopt tussen landbouwgebied (akkers met maïs, tarwe en aardappelen). Alle shelters bevinden zich op het noordoosten van de bomen. De schors van de bomen is zeer ruw. Enkele uitzonderingen tot daar gelaten zijn alle bomen meer dan 2 m dik. Op locatie 40 werden alle grids op dezelfde boom geplaatst als de shelter, bij locatie 39 gebeurde dat juist niet.

Codes samplers: IEnoa, IEnob, IEnoc, IEnod, IEnoe en IEnof

NH<sub>3</sub>-klasse: 4

Korstmossen:

In totaal werden 49 soorten korstmossen en 1 lichenicole fungus op de bomen aangetroffen.

#### 43. Tervuren

Adres: Spaans Huisdreef



#### Beschrijving van de locatie:

De 10 Zomereiken zijn gelegen tussen een grasveld en een verharde weg in het park van het Afrikamuseum (milieutype P). Ze zijn goed geëxposeerd en vrijstaand. Het gras wordt frequent gemaaid. De weg is doorgaans afgesloten voor verkeer maar werd nu tijdelijk ( 4-tal maanden) opengesteld als omleidingsweg. Er passeert hierbij vrij veel verkeer. Langs de bomen passeren ook geregeld honden. De locatie ligt in stedelijk gebied op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf. De schors van de bomen is ruw. Er zijn geen zijtakken. De dikte varieert tussen 0.8 en 1.4 m (gemiddeld 1.2 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die op het noordoosten staat.

Code sampler: TEsp

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

De korstmossen bevinden zich voornamelijk op het zuidwesten van de bomen. De bomen zijn begroeid met een uitbundige vegetatie van blad- korst- en struikvormige soorten. Blauwgrijs steenschildmos is op heel wat plaatsen afstervend. Er zijn heel wat acidofyten (Blauwgrijs steenschildmos, Eikenmos Gewone poederkorst, Gewoon- en Witkopschorsmos en zelfs Groot boerenkoolmos).



#### 44. Tervuren

Adres: Koninklijke Wandeling



#### Beschrijving van de locatie:

Volledig vrijstaande Zomereiken langsheen een toegangsweg naar het arboretum van de Koninklijke schenking (milieutype W1). De locatie ligt op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf. De boomvoeten zijn min of meer bestoft en deels ook met mos en algen (tot op een hoogte van 40 cm) begroeid. De bomen staan langs twee kanten van de weg en niet in direct zonlicht. Er is nagenoeg geen ondergroei. Er passeert geen verkeer maar heel wat wandelaars, vaak met loslopende honden. De schors van de 10 bomen is zeer ruw met diepe spleten. Er zijn nergens zijtakken aanwezig. Van drie bomen is de schors (en daardoor ook de korstmossen) wat afgesleten ten gevolge van het klimmen in de bomen. De dikte van de bomen varieert van 1 tot 3 m (gemiddeld 2 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die op het noordoosten staat.

Code sampler: TEko

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Er zijn geen blad- of struikvormige soorten aanwezig. Gewone poederkorst bevindt zich aan alle kanten van de bomen. De overige soorten staan of op de boomvoet of op de zuidwestkant van de schors. Meestal betreft het hier acidofyten of schaduwminnende soorten.

### 53. Zemst

Adres: Bos van AA



#### Beschrijving van de locatie:

Punt 53a bevindt zich op 150 m van een zeer klein veehouderijbedrijf en bestaat uit 10 zeer dikke, goed geëxposeerde en volledig vrijstaande populieren. De bomen bevinden in de berm van een aarden weg (milieutype W1) waarop nauwelijks verkeer rijdt. Ten noorden van de bomen bevinden zich akkers met tarwe en gras, ten zuiden een braakliggend stuk met hoog gras en kruiden. Punt 53c bevindt zich ten zuidwesten van dit veehouderijbedrijf en bestaat ook uit populieren die in de berm van een aarden weg gelegen zijn (milieutype W1). De schors van alle bomen is zeer ruw en vertoont diepe spleten. Op de bomen van punt 53a zitten geen zijtakken en alle bomen zijn tussen 2.1 en 2.6 m dik. De bomen van punt 53c zijn dunner (1.4 à 1.9 m) en de helft van de bomen bezit zijtakken. Deze bomen staan ook veel meer beschermt.

Codes samplers: ZEboa en ZEbob

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Op beide punten is een rijke korstmosvegetatie aanwezig met veel blad- en struikvormige soorten.

Adres: Sluisweg



Beschrijving van de locatie:

Punt 53e bestaat uit zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Canadapopulieren zonder zijtakken in een berm die tussen een kanaal en een verharde weg gelegen is. De schors van de bomen is zeer ruw. Sporadisch wordt het gras rond de bomen gemaaid, maar niet tot tegen de voet. Aan de overkant van de weg bevindt zich het bos van AA dat er van hieruit als een natuurgebied uitziet. Op het grasveld zijn vaak ganzen en eenden aanwezig ook omdat er regelmatig brood gegooid wordt. Een beetje verder dan de bomen ligt een laadkade waar éénmaal een schip aangemeerd lag. Tijdens de duur van het project werd het fietspad heraangelegd. Ten gevolge daarvan heeft op de laadkaai lang een berg zand gelegen. Over het algemeen passeert op de weg maar weinig verkeer.

Codes samplers: ZEsla

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

De korstmosvegetatie op de bomen is uitbundig met zowel heel wat blad- als struikvormige soorten waaronder zeer grote exemplaren van Eikenmos en Melig takmos en zelfs een klein baardmosje. Op verschillende bomen werd Kapjes- en Heksenvingermos fertiel aangetroffen.

64. Zemst  
Adres: Sluisweg



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en vrijstaande Canadapopulieren in de berm van een weg die aan een kanaal gelegen is. Tussen toer 5 en 7 werd het fietspad heraangelegd. De schors van de bomen is ruw. De dikte varieert tussen 0.9 en 1.4 m (gemiddelde 1.2 m). Op 6 van de 10 bomen zijn waterscheuten aanwezig. Langs opnamepunt 64 passeert weinig verkeer. De bomen staan op hoog gras en kruiden. Er wordt niet gemaaid.

Code sampler: ZESlb

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Hier een totaal ander beeld dan op punt 53e dat nochtans langs dezelfde weg gelegen is: nauwelijks struikvormige lichenen en een gering aantal schildmossen. Kapjesvingermos is slechts op 2 bomen fertiel en Heksenvingermos op geen enkele.

## 75. Wingene

Adres: Heremeersstraat



### Beschrijving van de locatie:

Volledig vrijstaande Canadapopulieren ten noorden van twee veehouderijbedrijven die op ongeveer 200 m van de weg gelegen zijn. De bomen bevinden zich langs een beek en een akker (milieutype A). De meeste bomen hebben veel zijtakken. Aan de overkant van de beek bevindt zich ook een akker waarop vorig en dit jaar maïs verbouwd wordt. De eerste 6 maanden van de sampling werden rioleringswerken uitgevoerd aan de weg. Op de akker ten westen van de punten 75a en b groeit gras en op die van punt 75c maïs (voordien bieten). Langs de weg passeert weinig verkeer.

Codes samplers: WIhe en WIsia

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

De korstmossen bevinden zich op alle kanten van de bomen. De korstmosflora is over het algemeen erg arm. Er zijn noch schildmossen, noch struikvormige soorten aanwezig. Opvallend op punt 75a is daarnaast het zeer groot aantal nitrofyten dat slechts bij zeer hoge ammoniakbelasting aanwezig is nl. Gewone citroenkorst, Valse Citroenkorst en Muurzonnetje.



Adres: Sint-Pietersveldstraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande dikke Canadapopulieren (2 tot 2.5 m, gemiddeld 2.2 m) in de berm van een aarden weg waarlangs geen verkeer passeert (milieutype W1) en op meer dan 700 m van een veehouderijbedrijf gelegen. De schors van de bomen is zeer ruw met diepe spleten. Er zijn geen zijtakken. Ten noorden van deze weg ligt een pijnenbos en ten zuiden een weide die sporadisch door een 30-tal koeien begraasd wordt. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter.

Code sampler: Wlsib

NH<sub>3</sub>-klasse: 5

Korstmossen:

De korstmossen groeien op alle kanten van de bomen maar het minst op de noordwestzijde. Bij de meeste exemplaren van Groot dooiermos ontbreekt het midden van het thallus. Veel exemplaren van Grauw rijpmos vertonen een wit thallus terwijl Melig takmos goed ontwikkeld is.

91. Bekkevoort – Tielt-Winge

Adres Bekkevoort:

Oude Leuvensebaan



Beschrijving van de locatie:

Goed geëxposeerde, volledig vrijstaande Zomereiken op een grasvlakte die geregeld gemaaid wordt en die deels als parking gebruikt wordt (milieutype P). Deze grasvlakte ligt tegenover een voetbalveld. De locatie ligt ten noordoosten op zo'n 150 m van een klein veehouderijbedrijf. Er is geen verkeer. De schors van de 10 bomen is ruw. Zijtakken bevinden zich op 2 bomen. De dikte van de bomen loopt uiteen (0.7 tot 2.2 m, gemiddeld 1.3 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die ten noordoosten bevestigd werd.

Code sampler: BEou

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Veel schildmossen zijn afstervend. De lichenenbegroeiing is overvloedig en bevindt zich voornamelijk op het zuidwesten van de bomen. Er zijn veel struik- en bladvormige soorten aanwezig.

Adres Bekkevoort: Tiensesteenweg



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Zomereiken tussen twee akkers waarop tarwe wordt verbouwd op 350 à 500 m ten noordoosten van een veehouderijbedrijf (milieutype A) De bomen werden recent van zijtakken ontdaan. De 7 bomen hebben een ruwe schors. Drie bomen bezitten zijtakken. De dikte varieert tussen 1,6 en 2,3 m (gemiddeld 1.9 m). Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die zich op het noordoosten bevindt.

Code sampler: BEti

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Dezen staan nagenoeg allen op de zuidwestenkant van de bomen. De lichenenbegroeiing is goed ontwikkeld met veel blad- en struikvormige soorten.

Adres Tielt-Winge: Berkendreef



Beschrijving van de locatie:

Volledig vrijstaande Zomereiken langs een doodlopende aarden weg die naar een woning voert (milieutype W1). Er is geen verkeer. De locatie bevindt zich op meer dan 700 m van ammoniakbronnen. De bomen bevinden zich aan weerszijden van de weg. Langs de ene kant bevindt zich op ongeveer 3 m van de bomen een bos, langs de andere kant op ongeveer 15 m een zeer grote weide met een 5-tal koeien. De schors van de bomen is ruw. Twee bomen bezitten zijtakken en de dikte varieert van 0.6 tot 1.4 m (gemiddeld 1 m). Het grid werd op een andere boom geplaatst als de shelter die zich op het noordoosten bevindt.

Code sampler: Tlbe

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Goed ontwikkelde lichenenflora met veel bladvormige soorten. De meeste schildmossen zijn in goede staat, enkele (vooral Groen boomschildmos) zijn afstervend. Veel kleine exemplaren van vingermossen en Groot dooiermos.

93. Tielt-Winge – Hombeek  
- Vilvoorde  
Adres Tielt-Winge:  
Kastanjeweg



Beschrijving van de locatie:

Deze landelijke locatie bestaat uit 10 eerder dunne (0.7 à 1.3 m, gemiddeld 1.2 m) Zomereiken deels gelegen in een holle weg op 150 à 250 m ten noordoosten van een klein veehouderijbedrijf. De boom waarop de shelter geplaatst werd is zeer goed geëxposeerd en vrijstaand en bevindt zich langsheen een akker waarop tarwe verbouwd wordt. Aan de overkant bevindt zich een weide die later in het seizoen door een 30-tal koeien begrast wordt. De overige bomen zijn vrij beschut. Er is zeer weinig verkeer. De schors van de bomen is eerder glad. Op 6 bomen bevinden zich zijtakken. Het grid werd op dezelfde boom geplaatst als de shelter die zich op het zuidoosten van de boom bevindt. De locatie is landelijk (milieutype W2).

Code sampler: Tlka

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Heksenvingermos is abundant fertiel op de goed geëxposeerde boom.



Adres Hombeek (Mechelen):  
Dukestraat



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en vrijstaande dikke Zomereiken in landbouwgebied (milieutype W2). Langs de verharde weg passeert weinig verkeer.

Code sampler: ZEDu

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Er zijn maar weinig korstmossen op de bomen te vinden. Ze bevinden zich voornamelijk op de voet en op het zuidwesten. Gewone poederkorst zit enkel op het noordoosten. De bomen zijn aan alle kanten sterk bealgd. Dit hangt mogelijk samen met de laaghangende kruinen. In totaal werden maar 9 soorten aangetroffen.

Adres Vilvoorde: Otto  
Dementockdreef



Beschrijving van de locatie:

Min of meer vrijstaande maar niet zo'n goed geëxposeerde oude Zomereiken in landbouwgebied (milieutype W1). Geen ondergroei. Aan de andere kant van de eiken staan populieren. De bomen staan langsheen een aarden weg waarlangs geen verkeer passeert. De locatie is op meer dan 700 m van ammoniakbronnen gelegen. De schors van de bomen is ruw. De dikte varieert van 1.6 tot 2.5 m, gemiddeld 1.8 m. Op 7 bomen staan zijtakken. De weg bevindt zich tussen akkers waarop aardappelen groeien. Het grid werd op een andere boom geplaatst dan de shelter die zich op het noordwesten bevindt.

Code sampler: Vlot

NH<sub>3</sub>-klasse: 1

Korstmossen:

Weinig grote exemplaren van Groot dooiermos. De schildmossen en de struikvormige lichenen zijn relatief klein maar in goede staat.

101. Oudenaarde

Adres: Minderbroedersstraat



Beschrijving van de locatie:

Op deze locatie bevinden zich 5 opnamepunten waarvan 3 met sampler. De dunne Zomereiken zijn gelegen langs een drukke toegangsweg naar het centrum van Oudenaarde. Ze liggen allen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf. De berm waarop de eiken langs weerszijden van de weg staan ligt tussen de baan en een fietspad (milieucode W4). Naast dit fietspad bevindt zich aan weerskanten van de weg een houtkant met oa. els en esdoorn. Tussen de bomen bevindt zich een lage haag (hoogte ongeveer 30 cm). De haag wordt sporadisch gesnoeid en het gras van de berm gemaaid. De schors van de bomen is glad. De dikte van de bomen ligt tussen 0.7 en 1.1 m (gemiddeld 0.8 m). Een deel van de bomen staat in volle zon, anderen zijn meer beschadwd. Iets meer dan de helft van de bomen bezit zijtakken.

Codes samplers: OUmia, OUmib en OUmic

NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

Deze bevinden zich overwegend op de zuidwestkant van de bomen.

102 en 103. Oudenaarde  
Adres: Berchemweg



Beschrijving van de locatie:

Zeer goed geëxposeerde en volledig vrijstaande Zomereiken langs een drukke verkeersweg in landelijk gebied met hier en daar wat lintbebouwing (milieutype W4). Locatie 102 bestaat uit 5 opnamepunten van elk 10 bomen gelegen ten noordoosten van een veehouderijbedrijf dat op ongeveer 200 m ten noordwesten van de weg ligt. Locatie 103 bestaat ook uit 5 opnamepunten: 4 met 10 bomen en 1 met 8. Ook deze punten liggen ten noordoosten van een veehouderij. In totaal werden 6 samplers geplaatst op het noordoosten van de bomen. De bomen van punten 102a en 102b zijn gemiddeld 1.5 m dik, die van 102c, 102e en 103e: 1.3 m en die van 102d, 103a, 103b, 103c en 103d 1.4 m.

Codes samplers: OUbea, Oubeb, OUbec OUbed, OUbee en OUbef

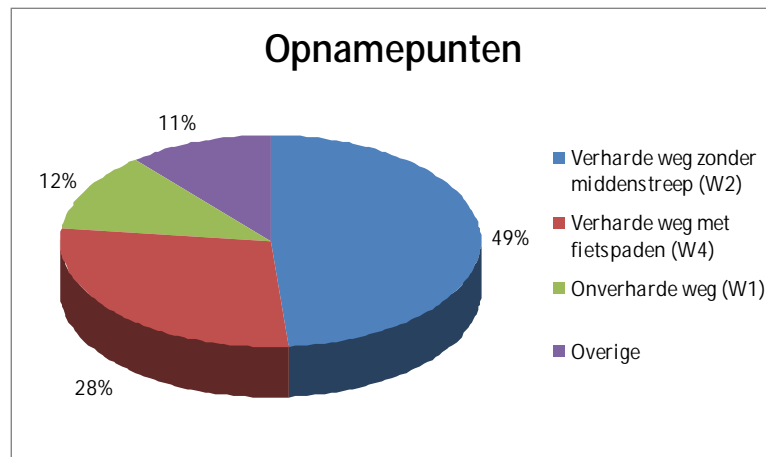
NH<sub>3</sub>-klasse: 3

Korstmossen:

De korstmossen bevinden zich overwegend op de zuidwestenkant van de bomen. De lichenenflora is over het algemeen zeer goed ontwikkeld met veel blad- en struikvormige soorten.

## Bijlage 3: Standplaats- en omgevingsfactoren

### Milieutypes

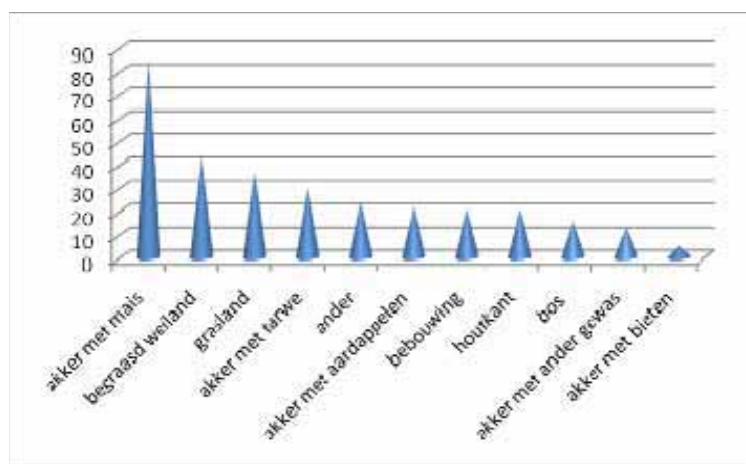


Figuur 1. Verdeling van de opnamepunten over de milieutypes.

61% van de opnamepunten bevinden zich langs eerder rustige en landelijke wegen (type W1 en W2). Toch nog 28% ligt langs drukke tot zeer drukke verkeerswegen (type W4). Opnamepunten langsheen bossen of met een bos in de onmiddellijke omgeving vertegenwoordigen slechts 6,9% van het aantal opnamepunten.

### Omgevend landgebruik

In Figuur 2 ziet u hoe vaak elk landgebruik voorkwam. Het milieutype is een aanduiding die geldt voor het ganse opnamepunt. Bij de landgebruikstyperingen kreeg het opnamepunt soms verschillende typeringen toegewezen. Een en hetzelfde opnamepunt kan immers zowel langsheen een akker met maïs liggen als langs een bos. In dat geval gebruikten we twee typeringen voor dat punt.



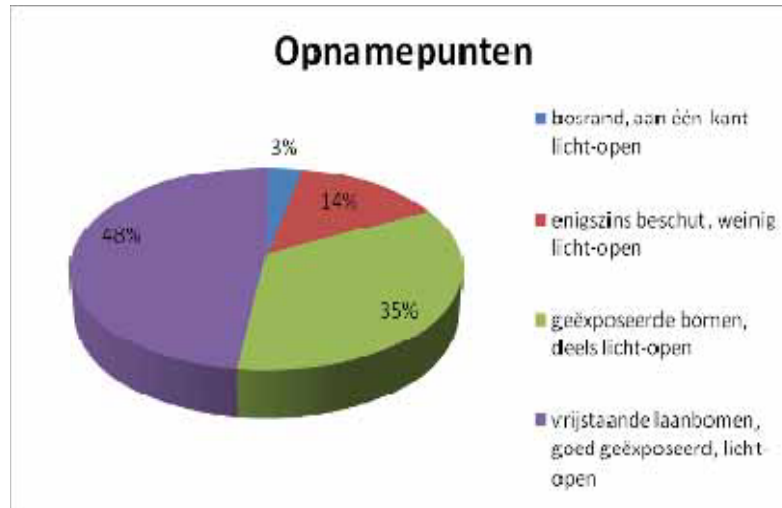
Figuur 2. Omgevend landgebruik.

Maïsakkers komen beduidend meer voor dan om het even welke andere typering. In Nederland werd soms wel (bv. van Herk 1990, 2002; Sparrius 2003) en soms niet (bv. van Herk 1998, 2004, 2006, 2007) de afstand van elk opnamepunt tot de dichtst bij zijnde maïsakker genoteerd. Dit als een indicatie voor de aanwending van mest (Sparrius 2003).



Van den Broeck et al. (2006) deden dit ook in Limburg en Vlaams-Brabant (Van den Broeck et al. 2007). Zowel in Nederland, als in België kon zelden een significant verband aangetoond worden tussen de NIW of de AIW en de afstand tot maïsakkers.

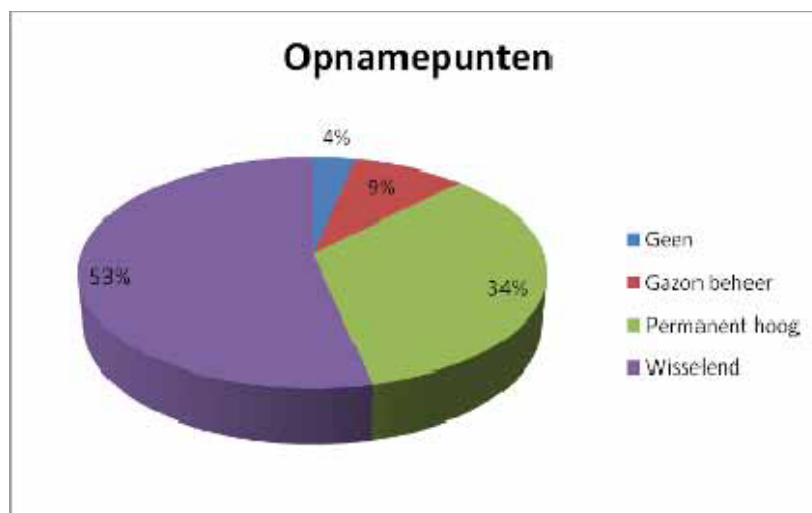
## De expositie



Figuur 3. Verdeling van de opnamepunten in functie van de expositie.

83% van de opnamepunten betreft goed geëxposeerde tot volledig vrijstaande bomen. Dit is voor korstmossen de meest ideale situatie.

## De ondergroei

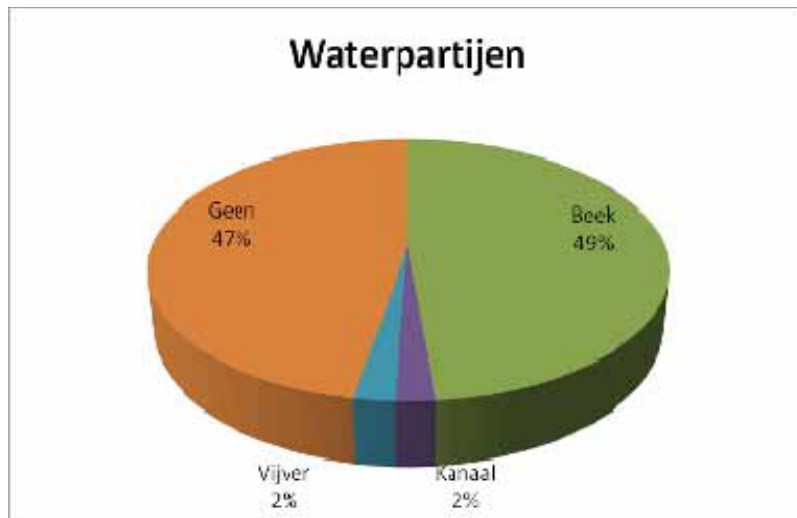


Figuur 4. Verdeling van de opnamepunten in functie van de ondergroei.

Ideale punten, dus punten met een gazonbeheer, zijn zeer zeldzaam. Meestal betreft dit punten in parken of waarbij bomen op een grasveldje voor huizen staan. Vanuit een ander standpunt zijn deze punten dan weer minder geschikt omdat hier vaak honden passeren. Op meer dan de helft van de punten wordt het gras van de berm nu en dan afgereden. Bijna altijd betreft het hier bermen langs wegen. Punten met permanent hoge ondergroei zijn vaak punten langs onverharde wegen of waarbij wel gras wordt afgereden maar niet tot tegen de voet.

## Waterpartijen

In figuur 5 is weergegeven op hoeveel opnamepunten waterpartijen aanwezig zijn.



Figuur 5. Aanwezigheid van waterpartijen.

Bij iets meer dan de helft van de punten staan de bomen in de omgeving van water.

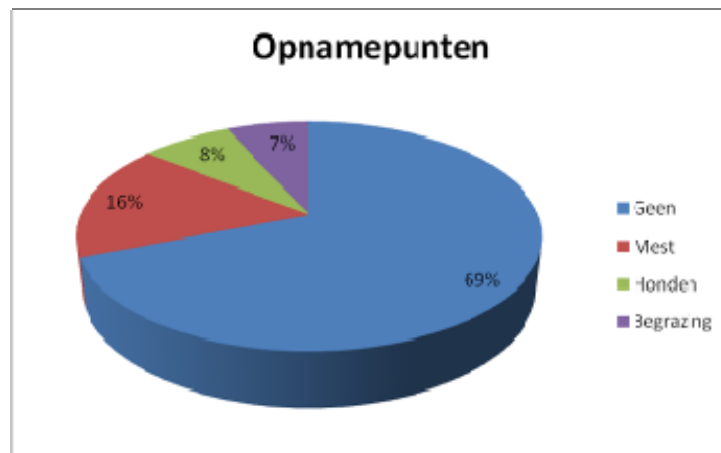
## Verkeer



Figuur 6. Verkeersdruk langs de opnamepunten.

In Figuur 6 ziet u dat 24% van de punten langs middelmatig druk tot zeer drukke wegen gelegen is. Bij de overgrote meerderheid van de opnamepunten is de invloed van het verkeer te veronachtzamen. Deze grafiek moet samen met de grafiek van het milieutype bekeken worden. In de meerderheid van de gevallen komt een milieutype W1 of W2 overeen met geen tot weinig verkeer, terwijl veel tot zeer verkeer meestal overeenkomt met milieutype 4. De enkele uitzonderingen betreffen 5 punten gelegen langs een weg die tijdens de ganse duur van het project ten gevolge van wegenwerken zo goed als verkeersvrij was, en 5 punten op een locatie waar wel fietspaden maar toch maar heel weinig verkeer was.

## Bijkomende ammoniakbronnen

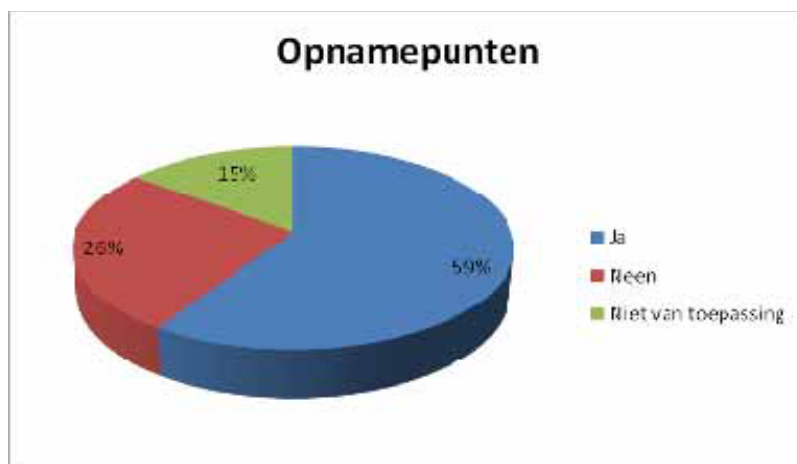


Figuur 7. Verdeling van de opnamepunten m.b.t. bijkomende ammoniakbronnen.

In Figuur 7 kunt u zien dat op 31% van de opnamepunten (naast de ammoniakuitstoot van de omringende veehouderijbedrijven en de niet zichtbare aanwending van mest) één of andere zichtbare bron van ammoniak aanwezig was.

Hierbij moet zeker een onderscheid gemaakt worden tussen de verschillende bronnen. Honden oefenen vooral een rechtstreeks effect uit op de boomvoet. Dit is volgens van Herk oa. zichtbaar aan de aanwezigheid van Verborgene schotelkorst (*Lecanora dispersa*) op de boomvoet. Voor de aanwending van mest (zichtbare en onzichtbare) werd in het verleden de afstand tot de dichtstbijzijnde maïsakker gebruikt en dit had zelden een invloed. Deze grafiek moet in combinatie met de bestoffing bekeken worden omdat hiervan gelijkaardige effecten op de korstmossenvegetatie verwacht worden.

## Belemmeringen

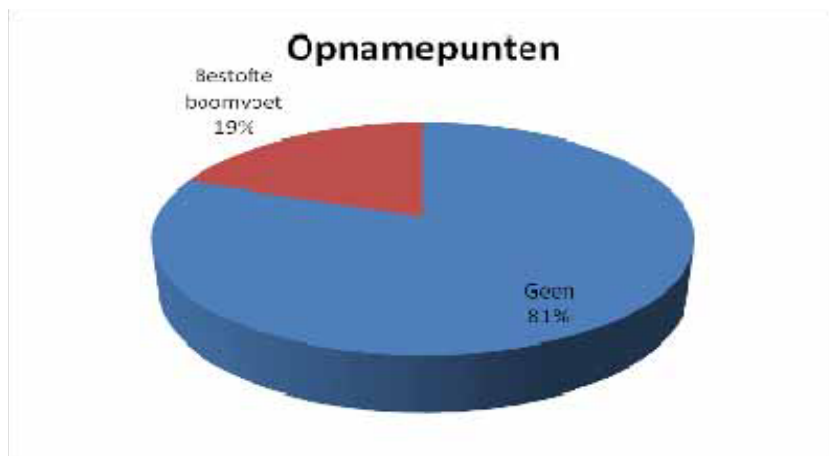


Figuur 8. Verdeling van de opnamepunten in functie van belemmeringen tussen het veehouderijbedrijf en het opnamepunt.

In een dicht bevolkte en intensief gebruikte regio als Vlaanderen is het niet te verwonderen dat belemmeringen eerder regel dan uitzondering zijn.

## Bijlage 4. Boomkenmerken

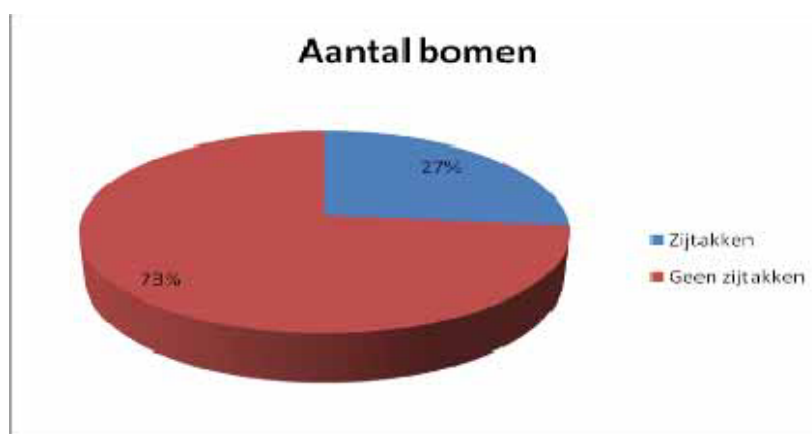
### De bestoffing



Figuur 1. Aantal opnamepunten met bestofte boomvoeten.

Bestoffing blijkt niet een zodanig groot probleem te zijn. Slechts op 19% van de punten was dit duidelijk aanwezig.

### Zijtakken



Figuur 2. Aantal bomen met en zonder zijtakken.

Hoewel we probeerden bomen zonder zijtakken te inventariseren vertonen 26% van de bomen zijtakken. In sommige gevallen betrof het hierbij slechts één of enkele waterscheuten, in andere (zeer uitzonderlijke) gevallen was nagenoeg de ganse boom met zijtakken bedekt (Figuren 3 en 4).

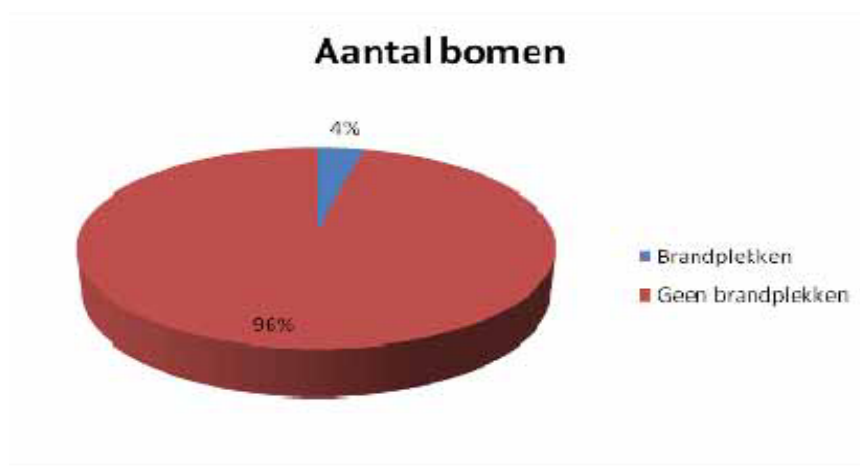


Figuur 3. Bomen met waterscheuten



Figuur 4. Bomen met veel zijtakken

## Brandplekken



Figuur 5. Bomen met en zonder brandplekken.

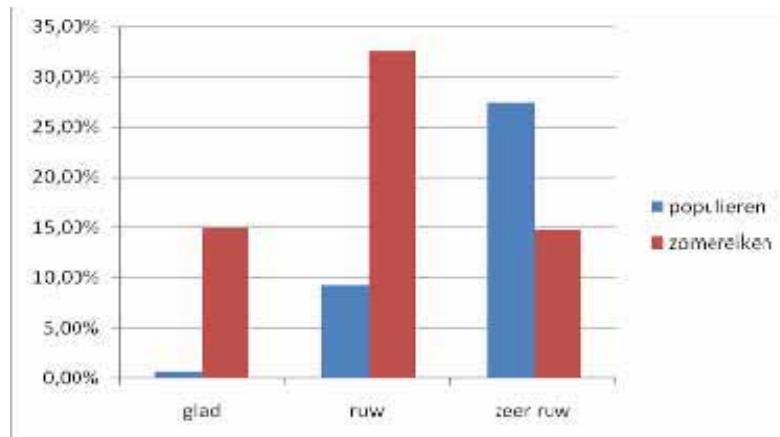
De selectie van bomen zonder brandplekken is vrij goed gelukt.

## Ruwheid van de schors

Tabel 1. Verdeling van de bomen volgens de schorsruwheid.

	populieren	Zomereiken	%	%	Totaal
glad	10	211	0,71%	15%	15,71%
ruw	130	458	9,26%	32,62%	41,88%
zeer ruw	387	208	27,56%	14,81%	42,37%
	527	877	37,53%	62%	





Figuur 6. Procentueel aantal bomen met verschillende schorsruwheid.

Er is een duidelijk verschil tussen populieren en eiken. Voldoende populieren vinden met een reeds ruwe schors blijkt gemakkelijker dan het vinden van Zomereiken met een vergelijkbaar ruwe schors.

Hierbij werd schorsruwheid bepaald met één maat voor het ganse opnamepunt en niet per boom. En ook al lagen over het algemeen de boomdiktes van één opnamepunt vrij dicht bij elkaar toch ligt hier en daar op hetzelfde opnamepunt de ruwheid van elke boom niet steeds in dezelfde klasse.

## Bijlage 5. Korstmossen, lichenicole fungi en niet gelicheniseerde schimmels op Zomereiken

Lijst van de waargenomen korstmossen, lichenicole fungi en niet-gelicheniseerde schimmels op de opnamepunten met hun wetenschappelijke naam, het aantal opnamepunten waar elke soort aangetroffen werd, het percentage van de opnamepunten waar de soort aanwezig was en dit apart voor voet, stam en grid. De soorten zijn gerangschikt in dalende volgorde van aantreffen vertrekkende van de boomvoet.

Soortnaam	voet	%	stam	%	grid (90)	%
<i>Physcia adscendens</i>	729	83,12	748	85,29	71	78,89
<i>Xanthoria parietina</i>	688	78,45	720	82,10	69	76,67
<i>Amandinea punctata</i>	639	72,86	625	71,27	69	76,67
<i>Lecidella elaeochroma</i>	401	45,72	497	56,67	46	51,11
<i>Physcia tenella</i>	370	42,19	464	52,91	62	68,89
<i>Lecanora expallens</i>	365	41,62	380	43,33	14	15,56
<i>Parmelia sulcata</i>	303	34,55	332	37,86	46	51,11
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	284	32,38	291	33,18	45	50,00
<i>Candelariella reflexa</i>	265	30,22	279	31,81	53	58,89
<i>Xanthoria polycarpa</i>	256	29,19	369	42,08	56	62,22
<i>Lepraria incana</i>	250	28,51	126	14,37	8	8,89
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	205	23,38	158	18,02	32	35,56
<i>Lecanora chlorotera</i>	185	21,09	286	32,61	20	22,22
<i>Melanelia subaurifera</i>	166	18,93	241	27,48	40	44,44
<i>Candelaria concolor</i>	155	17,67	169	19,27	36	40,00
<i>Fellhanera viridisorediata</i>	150	17,10	7	0,80	0	0,00
<i>Punctelia subrudecta</i>	142	16,19	137	15,62	23	25,56
<i>Xanthoria candelaria</i>	125	14,25	135	15,39	33	36,67
<i>Xanthoriicola physciae</i>	125	14,25	179	20,41	19	21,11
<i>Physconia grisea</i>	100	11,40	126	14,37	18	20,00
<i>Opegrapha rufescens</i>	90	10,26	41	4,68	4	4,44
<i>Ramalina farinacea</i>	89	10,15	106	12,09	24	26,67
<i>Lecanora dispersa</i>	86	9,81	69	7,87	16	17,78
<i>Physcia caesia</i>	83	9,46	101	11,52	20	22,22
<i>Candelariella vitellina</i>	78	8,89	93	10,60	15	16,67
<i>Evernia prunastri</i>	77	8,78	139	15,85	17	18,89
<i>Lecanora barkmaniana</i>	70	7,98	22	2,51	6	6,67
<i>Punctelia ulophylla</i>	67	7,64	116	13,23	24	26,67
<i>Lecanora hagenii</i>	61	6,96	76	8,67	31	34,44
<i>Flavoparmelia caperata</i>	52	5,93	66	7,53	11	12,22
<i>Lecanora carpinea</i>	41	4,68	70	7,98	9	10,00
<i>Flavoparmelia soredians</i>	37	4,22	52	5,93	11	12,22
<i>Parmotrema chinense</i>	35	3,99	38	4,33	6	6,67
<i>Lichenocodium lecanorae</i>	34	3,88	41	4,68	4	4,44
<i>Lecanora compallens</i>	30	3,42	24	2,74	3	3,33
<i>Punctelia borrieri</i>	30	3,42	31	3,53	7	7,78
<i>Diploicia canescens</i>	29	3,31	30	3,42	2	2,22
<i>Opegrapha varia</i>	28	3,19	11	1,25	0	0,00
<i>Ramalina fastigiata</i>	27	3,08	71	8,10	4	4,44
<i>Hypogymnia physodes</i>	25	2,85	45	5,13	5	5,56
<i>Marchandiobasidium aurantiacum</i>	25	2,85	47	5,36	2	2,22
<i>Arthonia radiata</i>	22	2,51	15	1,71	0	0,00

<i>Arthonia spadicea</i>	22	2,51	0	0,00	1	1,11
<i>Lecania cyrtella</i>	21	2,39	15	1,71	2	2,22
<i>Anisomeridium polypori</i>	18	2,05	0	0,00	1	1,11
<i>Bacidia neosquamulosa</i>	18	2,05	5	0,57	1	1,11
<i>Lecanora muralis</i>	17	1,94	0	0,00	0	0,00
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	17	1,94	20	2,28	3	3,33
<i>Dimerella pineti</i>	16	1,82	6	0,68	1	1,11
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	15	1,71	12	1,37	3	3,33
<i>Lecanora symmicta</i>	14	1,60	23	2,62	2	2,22
<i>Cladonia coniocraea</i>	13	1,48	0	0,00	0	0,00
<i>Cladonia spec</i>	12	1,37	0	0,00	0	0,00
<i>Lecanora conizaeoides</i>	12	1,37	17	1,94	1	1,11
<i>Physcia dubia</i>	12	1,37	24	2,74	2	2,22
<i>Parmelia saxatilis</i>	11	1,25	10	1,14	1	1,11
<i>Rinodina oleae</i>	11	1,25	0	0,00	0	0,00
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	9	1,03	10	1,14	1	1,11
<i>Lecania naegelii</i>	9	1,03	2	0,23	0	0,00
<i>Caloplaca holocarpa</i>	8	0,91	3	0,34	2	2,22
<i>Caloplaca obscurella</i>	8	0,91	4	0,46	3	3,33
<i>Catillaria nigroclavata</i>	8	0,91	9	1,03	3	3,33
<i>Lecanora saligna</i>	7	0,80	1	0,11	4	4,44
<i>Pyrrhospora quernea</i>	7	0,80	7	0,80	1	1,11
<i>Caloplaca flavocitrina</i>	6	0,68	0	0,00	0	0,00
<i>Chaenotheca ferruginea</i>	5	0,57	11	1,25	0	0,00
<i>Lecanora horiza</i>	4	0,46	4	0,46	1	1,11
<i>Lepraria lobificans</i>	4	0,46	3	0,34	0	0,00
<i>Opegrapha atra</i>	4	0,46	0	0,00	0	0,00
<i>Strangospora pinicola</i>	4	0,46	9	1,03	6	6,67
<i>Bacidia spec.</i>	3	0,34	0	0,00	0	0,00
<i>Candelariella aurella</i>	3	0,34	2	0,23	1	1,11
<i>Chaenotheca trichialis</i>	3	0,34	2	0,23	0	0,00
<i>Cyrtidula quercus</i>	3	0,34	8	0,91	4	4,44
<i>Melanelia glabratula</i>	3	0,34	8	0,91	2	2,22
<i>Porina aenea</i>	3	0,34	0	0,00	0	0,00
<i>Arthopyrenia punctiformis</i>	2	0,23	5	0,57	1	1,11
<i>Buellia griseovirens</i>	2	0,23	6	0,68	3	3,33
<i>Cladonia chlorophaea</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Cladonia macilenta</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	2	0,23	6	0,68	1	1,11
<i>Lichenocodium xanthoriae</i>	2	0,23	5	0,57	1	1,11
<i>Micarea viridileprosa</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	2	0,23	5	0,57	4	4,44
<i>Phlyctis argena</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Physcia clementei</i>	2	0,23	2	0,23	1	1,11
<i>Physcia stellaris</i>	2	0,23	7	0,80	1	1,11
<i>Placynthiella dasaea</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Psilolechia lucida</i>	2	0,23	0	0,00	0	0,00
<i>Ramalina fraxinea</i>	2	0,23	2	0,23	0	0,00
<i>Athelia arachnoidea</i>	1	0,11	3	0,34	0	0,00
<i>Bacidia arnoldiana</i>	1	0,11	0	0,00	0	0,00
<i>Bacidia chlorotricula</i>	1	0,11	0	0,00	0	0,00
<i>Caloplaca citrina</i>	1	0,11	0	0,00	0	0,00
<i>Cladonia fimbriata</i>	1	0,11	1	0,11	0	0,00
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	1	0,11	2	0,23	0	0,00

<i>Fuscidea pusilla</i>	1	0,11	1	0,11	1	1,11
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	1	0,11	0	0,00	1	1,11
<i>Illosporiosis christiansenii</i>	1	0,11	6	0,68	0	0,00
<i>Lecanora argentata</i>	1	0,11	0	0,00	0	0,00
<i>Lecidella scabra</i>	1	0,11	2	0,23	1	1,11
<i>Melanelia exasperatula</i>	1	0,11	3	0,34	1	1,11
<i>Normandina pulchella</i>	1	0,11	1	0,11	0	0,00
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i>	1	0,11	1	0,11	1	1,11
<i>Platismatia glauca</i>	1	0,11	3	0,34	0	0,00
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	1	0,11	1	0,11	0	0,00
<i>Usnea spec.</i>	1	0,11	2	0,23	0	0,00
<i>Arthonia molendoi</i>	0	0,00	3	0,34	0	0,00
<i>Caloplaca saxicola</i>	0	0,00	0	0,00	1	1,11
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Fellhanera bouteillei</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Lichenocodium erodens</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Marchandiomyces corralinus</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Micarea micrococca</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Parmelina quercina</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Parmelina tiliacea</i>	0	0,00	4	0,46	1	1,11
<i>Physcia aipolia</i>	0	0,00	5	0,57	0	0,00
<i>Physcia spec</i>	0	0,00	1	0,11	1	1,11
<i>Physcia tribacioides</i>	0	0,00	3	0,34	0	0,00
<i>Ramalina lacera</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00
<i>Xanthoria calcicola</i>	0	0,00	1	0,11	0	0,00

## Bijlage 6. Korstmossen, lichenicole fungi en niet gelicheniseerde schimmels op Canadapopulieren

Lijst van de waargenomen korstmossen, lichenicole fungi en niet-gelicheniseerde schimmels op de opnamepunten met hun wetenschappelijke naam, het aantal opnamepunten waar elke soort aangetroffen werd, het percentage van de opnamepunten waar de soort aanwezig was en dit apart voor voet, stam en grid. De soorten zijn gerangschikt in dalende volgorde van aantreffen vertrekkende van de boomvoet.

Soortnaam	voet	%	stam	%	grid (54)	%
<i>Physcia adscendens</i>	496	94,12	487	92,41	49	90,74
<i>Xanthoria parietina</i>	474	89,94	482	91,46	49	90,74
<i>Lecidella elaeochroma</i>	348	66,03	369	70,02	36	66,67
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	318	60,34	332	63,00	42	77,78
<i>Amandinea punctata</i>	307	58,25	254	48,20	25	46,30
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	239	45,35	178	33,78	31	57,41
<i>Lecanora chlorotera</i>	215	40,80	274	51,99	28	51,85
<i>Candelariella reflexa</i>	205	38,90	261	49,53	33	61,11
<i>Candelaria concolor</i>	198	37,57	206	39,09	28	51,85
<i>Physconia grisea</i>	189	35,86	185	35,10	21	38,89
<i>Physcia tenella</i>	177	33,59	256	48,58	27	50,00
<i>Opegrapha rufescens</i>	156	29,60	84	15,94	4	7,41
<i>Lecanora dispersa</i>	140	26,57	96	18,22	28	51,85
<i>Lecanora expallens</i>	136	25,81	151	28,65	5	9,26
<i>Fellhanera viridisorediata</i>	120	22,77	71	13,47	0	0,00
<i>Lecanora barkmaniana</i>	107	20,30	84	15,94	8	14,81
<i>Opegrapha varia</i>	102	19,35	68	12,90	2	3,70
<i>Bacidia neosquamulosa</i>	101	19,17	85	16,13	2	3,70
<i>Candelariella vitellina</i>	93	17,65	107	20,30	17	31,48
<i>Xanthoriicola physciae</i>	93	17,65	184	34,91	17	31,48
<i>Parmelia sulcata</i>	86	16,32	121	22,96	9	16,67
<i>Punctelia subrudecta</i>	71	13,47	86	16,32	9	16,67
<i>Anisomeridium polypori</i>	70	13,28	3	0,57	1	1,85
<i>Lepraria incana</i>	66	12,52	27	5,12	1	1,85
<i>Lecanora hagenii</i>	62	11,76	76	14,42	24	44,44
<i>Physcia caesia</i>	48	9,11	53	10,06	6	11,11
<i>Catillaria nigroclavata</i>	38	7,21	43	8,16	9	16,67
<i>Punctelia borreri</i>	37	7,02	34	6,45	5	9,26
<i>Caloplaca citrina</i>	34	6,45	15	2,85	3	5,56
<i>Lecanora compallens</i>	33	6,26	38	7,21	2	3,70
<i>Caloplaca obscurella</i>	32	6,07	11	2,09	4	7,41
<i>Lecania cyrtella</i>	32	6,07	38	7,21	10	18,52
<i>Ramalina farinacea</i>	26	4,93	35	6,64	3	5,56
<i>Xanthoria polycarpa</i>	26	4,93	50	9,49	15	27,78
<i>Arthonia radiata</i>	23	4,36	28	5,31	2	3,70
<i>Punctelia ulophylla</i>	22	4,17	45	8,54	5	9,26
<i>Caloplaca flavocitrina</i>	21	3,98	9	1,71	0	0,00
<i>Diploicia canescens</i>	21	3,98	28	5,31	1	1,85
<i>Xanthoria calcicola</i>	21	3,98	10	1,90	0	0,00
<i>Lecanora carpinea</i>	19	3,61	21	3,98	2	3,70
<i>Rinodina oleae</i>	17	3,23	8	1,52	1	1,85
<i>Opegrapha atra</i>	14	2,66	6	1,14	0	0,00
<i>Candelariella aurella</i>	13	2,47	12	2,28	1	1,85
<i>Cladonia coniocraea</i>	13	2,47	5	0,95	0	0,00



<i>Dimerella pineti</i>	12	2,28	4	0,76	0	0,00
<i>Physcia dubia</i>	12	2,28	8	1,52	1	1,85
<i>Evernia prunastri</i>	11	2,09	21	3,98	3	5,56
<i>Ramalina fastigiata</i>	11	2,09	17	3,23	0	0,00
<i>Rinodina pityrea</i>	11	2,09	5	0,95	0	0,00
<i>Xanthoria candelaria</i>	11	2,09	13	2,47	1	1,85
<i>Caloplaca holocarpa</i>	10	1,90	8	1,52	3	5,56
<i>Parmotrema chinense</i>	9	1,71	11	2,09	3	5,56
<i>Flavoparmelia caperata</i>	8	1,52	9	1,71	0	0,00
<i>Melanelia subaurifera</i>	8	1,52	19	3,61	2	3,70
<i>Arthonia spadicea</i>	7	1,33	1	0,19	0	0,00
<i>Cladonia fimbriata</i>	6	1,14	0	0,00	0	0,00
<i>Flavoparmelia soledians</i>	6	1,14	7	1,33	0	0,00
<i>Lecanora horiza</i>	6	1,14	14	2,66	1	1,85
<i>Lecanora muralis</i>	6	1,14	3	0,57	0	0,00
<i>Paranectria oropensis</i>	5	0,95	20	3,80	0	0,00
<i>Arthonia molendoi</i>	4	0,76	7	1,33	2	3,70
<i>Cladonia spec</i>	4	0,76	0	0,00	0	0,00
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	4	0,76	6	1,14	3	5,56
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	4	0,76	8	1,52	1	1,85
<i>Buellia griseovirens</i>	3	0,57	7	1,33	0	0,00
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	3	0,57	1	0,19	0	0,00
<i>Lecania naegelii</i>	3	0,57	1	0,19	2	3,70
<i>Lecania rabenhorstii</i>	3	0,57	1	0,19	0	0,00
<i>Lecidella scabra</i>	3	0,57	1	0,19	0	0,00
<i>Bacidia arnoldiana</i>	2	0,38	0	0,00	0	0,00
<i>Bacidia spec.</i>	2	0,38	3	0,57	0	0,00
<i>Fuscidea pusilla</i>	2	0,38	5	0,95	0	0,00
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	2	0,38	4	0,76	0	0,00
<i>Lecania erysibe</i>	2	0,38	2	0,38	0	0,00
<i>Lecanora symmicta</i>	2	0,38	0	0,00	0	0,00
<i>Physcia clementei</i>	2	0,38	3	0,57	0	0,00
<i>Ramalina lacera</i>	2	0,38	0	0,00	0	0,00
<i>Arthopyrenia punctiformis</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Cladonia macilenta</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Hypogymnia physodes</i>	1	0,19	3	0,57	1	1,85
<i>Melanelia glabratula</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Mycoblastus fucatus</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Opegrapha niveoatra</i>	1	0,19	1	0,19	0	0,00
<i>Parmelina tiliacea</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Phlyctis argena</i>	1	0,19	2	0,38	0	0,00
<i>Physconia distorta</i>	1	0,19	1	0,19	0	0,00
<i>Placynthiella icmalea</i>	1	0,19	2	0,38	0	0,00
<i>Porina aenea</i>	1	0,19	0	0,00	0	0,00
<i>Taeniolella phaeophysciae</i>	1	0,19	1	0,19	0	0,00
<i>Athelia arachnoidea</i>	0	0,00	2	0,38	0	0,00
<i>Caloplaca flavovirescens</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Illosporopsis christiansenii</i>	0	0,00	5	0,95	0	0,00
<i>Lecanora albescens</i>	0	0,00	1	0,19	1	1,85
<i>Lecanora conizaeoides</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Lecanora saligna</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Marchandiobasidium aurantiacum</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Parmelia saxatilis</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i>	0	0,00	2	0,38	0	0,00

<i>Physcia stellaris</i>	0	0,00	2	0,38	0	0,00
<i>Physcia tribacioides</i>	0	0,00	2	0,38	0	0,00
<i>Ramalina fraxinea</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Schismatomma decolorans</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00
<i>Scoliciosporum gallurae</i>	0	0,00	3	0,57	2	3,70
<i>Usnea spec.</i>	0	0,00	1	0,19	0	0,00

## Bijlage 7. Determinatiesleutel boomkorstmossen

### Hoofdsleutel: thallusstructuur

1. Structuren die niet met hun ganse onderzijde aan de ondergrond vasthangen. Kunnen gedeeltelijk of geheel, min of meer onbeschadigd, van de ondergrond losgetrokken worden met de hand of losgemaakt met een mes. Al of niet met rhizinen of andere hechtorganen ..... **2**  
 Structuren die grotendeels met hun ganse onderzijde stevig aan de ondergrond vasthangen. Over het algemeen slechts in brokstukken van de ondergrond los te maken. Al of niet met randlobben of een prothallus. Altijd zonder rhizinen of andere hechtorganen. ....  
 ..... **Korstvormige en poedervormige lichenen (Deelsleutel 1)**
2. Structuren opgebouwd uit met elkaar verbonden lobben in een min of meer plat vlak. .... **Bladvormige lichenen (Deelsleutel 2)**
- 2\* Structuren niet opgebouwd uit met elkaar verbonden lobben ..... **3**
3. Structuren opgebouwd uit losse schubben in een min of meer plat vlak  
 ..... **Schubvormige lichenen (Deelsleutel 3)**
- 3\* Structuren niet opgebouwd uit losse schubben ..... **4**
4. Structuren opgebouwd uit (meestal vertakte) bandvormige, ronde of kantige segmenten, meestal slechts op één punt aan de ondergrond vast gehecht  
 ..... **Struikvormige lichenen (Deelsleutel 3)**
- 4\* Structuren opgebouwd uit een horizontaal en een vertikaal deel. Het horizontale deel bestaat uit schubben. Het verticale deel is een rechtopstaand staafvormig, bekervormig of anders gevormd deel...  
 ..... **Struikvormige lichenen (Deelsleutel 3)**

### Deelsleutel 1: Korstvormige en poedervormige lichenen

De determinatiesleutels zijn gebaseerd op macroscopisch in het veld waarneembare kenmerken. Hiervoor volstaat een goede loupe (vergroting x 8 – x 10). In deze sleutels is niet elke in het veld aangetroffen soort opgenomen. Soorten die moeilijk determineerbaar zijn in het veld en waarvan slechts zeer weinig exemplaren werden aangetroffen worden niet behandeld. Niet elk geslacht wordt tot op de soort uitgesleuteld. Zo vereisen bv. schriftmossen en niet-gelicheniseerde schimmels meestal microscopisch onderzoek. Ook van het gebruik van chemicaliën werd afgezien.

1.	Thallus met randlobben en een min of meer korstvormig midden	2.
1*	Thallus zonder randlobben, volledig korst- of poedervormig	4.
2.	Thallus geel of oranje	Sinaasappelkorst
2*	Thallus met andere kleur	3.
3.	Thallus opvallend wit, rozetvormig met poederkorrels en zonder vruchtlichamen	Kauwgommos
3*	Thallus met groene en/of bruine tinten, met schotelvormige vruchtlichamen, bijna altijd op stoffige boomvoeten	Muurschotelkorst
4.	Thallus en/of schijf van de vruchtlichamen geel, oranje of oranjegeel	5.
4*	Geen gele of oranje kleuren aanwezig	11.

5.	Thallus onzichtbaar (verzonken), met kleine, onopvallende, schotelvormige vruchtlichamen, enkel in zeer voedselrijke milieus	6.
5*	Thallus min of meer duidelijk waarneembaar	7.
6.	Vruchtlichamen met oranje schijf en blekere rand	Muurzonnetje
6*	Vruchtlichamen met gele tot groengele schijf	Kleine geelkorst
7.	Thallus bestaand uit gele platte schubjes of/en grove thalleuze korrels	8.
7*	Thallus poedervormig, fijnkorrelig of fijnschubbig, grijsgroen, soms met oranje en/of gele delen of volledig geel(groen)	9.
8.	Opvallend, vrij algemeen in voedselrijke milieus (ammoniak), soms met schoteltjes met gele tot groengele schijf	Grove geelkorst
8*	Onopvallend, zeer zeldzaam, enkel op Zomereiken in zure milieus, soms met gesteelde vruchtlichamen met gele rijp	Geel schorssteeltje
9.	Zeer onopvallende geel(groene) schubjes of fijne korreltjes. Meestal enkel op stoffige boomvoeten (altijd met Verborgen en soms Donkerbruine schotelkorst) of hoger op de stam in zwaar door ammoniak belaste milieus, soms met kleine schoteltjes met gele schijf	Valse/Gewone citroenkorst
9*	Opvallende gele of oranje (poeder)korrels, nooit met schoteltjes	10.
10.	Nagenoeg enkel op Zomereiken in eerder beschutte en zure milieus (in of aan de rand van bossen), thallus grijsgroen met gele en/of oranje plekken, soms met zwarte gesteelde vruchtlichamen	Roestbruin schorssteeltje
10*	Op alle mogelijke boomsoorten, zeer algemeen, nooit met vruchtlichamen. Soms zijn er groengele schubjes waarneembaar op het uiteinde waarvan de gele korrels zitten	Poedergeelkorst
11.	Thallus volledig poeder- of korrelvormig, nooit met vruchtlichamen. Hier goed opletten! Het ganse korstmoss bestaat hier uit uitsluitend uit poeder of korrels. Er zijn geen andere structuren aanwezig. Soms is het onderscheid met soorten waarvan het (meestal gladde, lichtgekleurde) thallus bedekt is met korreltjes zeer moeilijk te maken. Als het korstmoss niet dik en wattenachtig is, fluo (groen)geel of vuil (grijs)groen ga dan verder met 11*	12.
11*	Thallus anders (soms niet meer dan een lichte vlek)	15.
12.	Thallus niet wattenachtig, nooit met witte zwamdraadjes	13.
12*	Thallus dik, wattenachtig, soms met witte zwamdraadjes. Vooral in zure, beschutte milieus (aan de rand van of in bossen). Zeer zelden op populier	14.
13.	Thallus dun, fijnmelig, fluo(groen)geel	UV-mos
13*	Thallus vuil- of lichtgroen(grijs), vaak op boomvoeten maar soms ook grote stamoppervlakten bedekkend. Zeer algemeen maar vaak verward met algen	Gewone druppelkorst
14.	Thallus grijsblauw tot witachtig, zonder merg. In bossen de ganse boom bedekkend, in andere milieus meer op het noordoosten in spleten. Algemeen	Gewone poederkorst

14*	Thallus groenachtig, dik, met een wit merg. Zeldzaam	Gelobde poederkorst
15.	Thallus opgebouwd uit kleine, onopvallende, bruine bolletjes, soms met nog kleinere groene korreltjes. Zeer zeldzaam op bomen, enkel op zure schors	Bruine/ okerbruine veenkorst
15*	Anders	16.
16.	Altijd zonder vruchtlichamen en met (poeder)korrels	17.
16*	Meestal met vruchtlichamen en altijd zonder (poeder)korrels	26.
17.	(Poeder)korrels welomlijnd, in cirkelvormige hoopjes. Soms uitdijend over het thallus maar dan nog zijn de jongste hoopjes welomlijnd	18.
17*	(Poeder)korrels meer verspreid, nooit in cirkelvormige hoopjes, soms het ganze thallus bedekkend	21.
18.	Zeer onopvallende grijze krater- of schelpvormige, vaak wit omrande structuren	Gewone kraterkorst
18*	Korrels donker	19.
19*	Korrels en thallus met paarse tint	Purperkring
19.	Korrels blauwachtig groengrijs. Thallus wit	20.
20.	Thallus dun, glad	Grijsgroene stofkorst
20*	Thallus dik, bobbelig	Grijsgroene steenkorst
21.	Thallus witachtig, zeer opvallend, glad, met een opvallende witte rand. Korrels licht van kleur, weinig of niet verschillend van thalluskleur, onopvallend. Vrij zeldzaam. meestal met slechts één exemplaar aanwezig	Lichtvlekje
21*	Kleur van de korrels is duidelijk verschillend van de thalluskleur	22.
22.	Korrels mosterdkeurig. Thallus onopvallend	Grove mosterdkorst
22*	Korrels anders gekleurd	23.
23.	Korrels blauwgrijs	24.
23*	Korrels anders gekleurd	25.
24.	Op zure schors. Zeldzaam	Blauwe veenkorst
24*	Op meer basische schors. Zeer zeldzaam	Blauwe mosterdkorst/ Stofglimschotelkje
25.	Korrels gelig. Thallus dik en opvallend	Ammoniakschotelkorst
25*	Korrels groenachtig. Thallus onopvallend	Bleekgroene/Miskende schotelkorst
26.	Met schotelvormige vruchtlichamen	27.
26*	Met andere vruchtlichamen (geen schotelkje maar vlek-, kegel-, streepvormige vruchtlichamen of witte bolletjes of zwarte puntjes)	44.
27.	Schotelkje volledig zwart (nat soms met rode schijn)	28.
27*	Schotelkje met andere kleuren	30.
28.	Thallus duidelijk zichtbaar, licht van kleur. Jonge schotelkje glanzend. Schotelkje soms zeer verschillend van grootte	Gewoon purperschaaltje
28*	Thallus donker, slecht zichtbaar of afwezig. Schotelkje ongeveer gelijk van omvang	29.
29.	Thallus donkergrijs, bobbelig	Vliegenstrontjesmos
29*	Thallus afwezig of glad (zwartachtig)	Boomrookkorst
30.	Schotelkje donkerpaars met witte rand. Thallus een witte vlek	Rookglimschotelkje
30*	Schotelkje met andere kleuren	31.



31.	Schoteltjes wit berijpt	Melige schotelkorst
31*	Schoteltjes niet berijpt.	32.
32.	De schijf van alle of van een aantal schoteltjes is bolvormig, niet plat	33.
32*	Alle schoteltjes zijn min of meer plat	35.
33.	Schoteltjes bol en egaal beige. Alleen de zeer jonge exemplaren hebben een rand. Meestal met slechts één exemplaar aanwezig op gladde schors. Thallus zichtbaar.	Bolle schotelkorst
33*	Schoteltjes bleek- tot donkerbruin	34.
34.	Alle schoteltjes bolvormig, egaal donker tot roodbruin, randloos, op dikke grijze losse schubjes	Gewoon muggenstrontjesmos
34*	Sommige schoteltjes met een zichtbare rand.	35.
35.	Thallus zeer dun, witachtig of onzichtbaar. Schoteltjes zeer talrijk, klein, met kleuren die variëren van zeer licht tot zeer donkerbruin. Rand van de schoteltjes verdwijnd.	Boomglimschoteltje
35*	Thallus dik, grijsgroen tot grijsbruin. Zeer zeldzaam op stoffige boomvoeten.	Steenglimschoteltje
36.	Thallus onopvallend of afwezig	37.
36*	Thallus opvallend	40.
37.	Thallus zeer glad, donkergroen, met schoteltjes met opvallende dikke, witte rand. Enkel op beschaduwde bomen (voornamelijk in/ of aan de rand van bossen)	Valse knoopjeskorst
37*	Thallus slecht zichtbaar of afwezig. Altijd met schoteltjes. Meestal zijn deze onopvallend (loupe !) maar talrijk en dicht open staand	38.
38.	Schijf van de schoteltjes zwart met brede grijsgroene rand	Donkerbruine schotelkorst
38*	Schijf van de schoteltjes lichter gekleurd (bleek tot donkerbruin) met witte of grijze rand	39.
39.	Schijf bleek, rand wit	Verborgene schotelkorst
39*	Schijf bleek tot donker, rand grijs	Kleine schotelkorst
40.	Thallus een samenhangend geheel vormend, soms bobbelig	41.
40*	Thallus korrelig, niet een samenhangend geheel vormend	42.
41.	Schijf van de vruchtlichamen donkerbruin, wat glanzend	Donkere schotelkorst
41*	Schijf van de vruchtlichamen mat, lichtgekleurd	Witte schotelkorst
42.	Schoteltjes bruin met identiek gekleurde rand, soms met witte bolletjes. Thallus vuil (grijs)groen	Nieuwe knoopjeskorst
42*	Schoteltjes niet bruin of niet met identiek gekleurde rand	43.
43.	Thallus groen of gelig, niet steeds met schoteltjes. Schijf (grijs)groenig, rand soms met (poeder)korrels	Groene schotelkorst
43*	Thallus grijs, steeds met schoteltjes, schijf roodbruin, rand gelig	Houtschotelkorst
44.	Vruchtlichamen donkerbruine, platte, onregelmatige, rondachtige vlekjes, zonder rand, enkel op beschaduwde bomen (nagenoeg enkel in of aan de rand van bossen). Thallus onzichtbaar	Amoebekorst
44*	Vruchtlichamen anders	45.
45.	Vruchtlichamen zwart, kegelvormig	46.

45*	Vruchtlichamen anders	48.
46.	Thallus onzichtbaar. Er zijn enkel vruchtlichamen	Niet-gelicheniseerde schimmels
46*	Thallus waarneembaar tot onduidelijk (soms gewoon als een bruine of groene vlek)	47.
47.	Thallus zeer glad, bruin, met zwarte, kegeltjes. Nagenoeg enkel op beschaduwde bomen (in of aan de rand van bossen)	Schors-olievlekje
47*	Thallus grijs	Schoorsteentje
48.	Vruchtlichamen vlek- of streepvormig	49.
48*	Vruchtlichamen anders	50.
49.	Vruchtlichamen zwarte vlekken op een witte achtergrond	Inktspatkorst
49*	Vruchtlichamen lijnvormig	Schriftmossen
50.	Vruchtlichamen zwarte puntjes	Schriftmossen
50*	Vruchtlichamen bleke bolletjes, soms met opening in het midden	Nieuwe knoopjeskorst

### **Deelsleutel 2: Bladvormige lichenen**

1.	Thallus geel (in schaduw soms groen)	2.
1*	Thallus niet-geel	6.
2.	Thallus met brede, aanliggende lobben	3.
2*	Thallus met smallere en/of min of meer opgerichte lobben	4.
3.	Thallus met veel schoteltjes en zonder knobbelvormige uitgroeisels in het midden, zeer algemeen	Groot dooiermos
3*	Thallus met in het midden knobbelvormige uitgroeisels, met weinig schoteltjes, zeer zeldzaam op bomen (enkel in zwaar door ammoniak belaste milieus)	Oranje dooiermos
4.	Korstmos met zeer veel, opvallende schoteltjes	Klein dooiermos
4*	Korstmos bijna altijd zonder of (indien aanwezig) met zeer weinig en onopvallende schoteltjes	5.
5.	Korstmos met extreem fijne lobjes (slechts zichtbaar met een loupe), platliggend op de schors	Vals dooiermos
5*	Korstmos met meer duidelijke lobben, meer opgericht of kroeskopvormig	Kroezig dooiermos
6.	Korstmos met gezwollen lobben die op en over elkaar heen groeien, onderzijde zwart, zonder hechtorganen	7.
6*	Soorten zonder gezwollen lobben. Lobben eerder papierdun, smal of breed, plat of buisvormig. De lobben overlappen elkaar wel maar groeien niet echt over elkaar heen	8.
7.	Lobben buisvormig met op de kop poederkorrels	Witkopschorsmos
7*	Lobben lijken soms wel zo maar zijn niet echt buisvormig (onderaan zijn ze niet gesloten)	Gewoon schorsmos
8.	Randlobben hoogstens 3 mm breed	9.
8*	Minstens enkele randlobben zijn meer dan 3 mm breed	19.
9.	De lobben groeien min of meer omhoog	10.

9*	De lobben liggen platter op de ondergrond en vormen een min of meer regelmatig rozet van blaadjes	12.
10.	Korstmos met grijze kleur, zeer opvallend en zeer algemeen. De lobben bezitten witte worteltjes met een zwart uiteinde. Meestal zitten op het uiteinde van de lobben kleine (poeder)korrels en soms zijn er schoteltjes (met zwarte schijf en witte rand) aanwezig	11.
10*	Korstmos (donker)groen van kleur, zeer onopvallend, zeer zeldzaam op bomen	Klein schaduwmos
11.	Op het uiteinde van de lobben zitten witte rokjes of kapjes	Kapjesvingermos
11*	De lobben eindigen niet met witte rokjes of kapjes	Heksenvingermos
12.	Korstmos altijd zonder (poeder)korrels of uitgroeisels in het midden, meestal met apotheciën en/of zwarte stipjes. Thallus licht van kleur	Groot vingermos
12*	Korstmos met (poeder)korrels of uitgroeisels in het midden die tot korrels verweren. Thallus licht of donker gekleurd	13.
13.	Korstmos donker van kleur (grijs, zwart, groen). Met donkere (grijze of groene) korrels in hoopjes op de lobben	14.
13*	Korstmos licht van kleur. Korrels of uitgroeisels licht van kleur (wit, blauwwit, gelig)	17.
14.	Onderkant zwart. De randlobben komen los van de schors. Soms zijn er zijn hechtorganen aan de uiteinden van de lobben zichtbaar	Rond schaduwmos
14*	De lichte onderkant van het thallus ligt volledig plat op de schors. De kleur van het thallus is vrij gelijkmatig. Er zijn geen hechtorganen zichtbaar	Dun schaduwmos
15.	Korstmos met uitgroeisels in het midden die tot korrels verweren. Uitgroeisels, korrels en thallus gelijk van kleur	Isidieus vingermos
15*	Korstmos met (poeder)korrels in hoopjes op de lobben zelf of op de zijkant van de lobben	18.
16.	Korstmos met korrels op de zijkant van de lobben	Bleek vingermos
16*	Korstmos met (poeder)korrels in hoopjes op de lobben. (Poeder)korrels licht van kleur	19.
17.	(Poeder)korrels blauwgrijs van kleur, thallus gemarmerd	Stoeprandvingermos
17*	(Poeder)korrels witgrijs, thallus niet gemarmerd	Witkopvingermos
18.	Lobben met een zeer sterk gekroesde rand. De lobben liggen meestal niet in een plat vlak maar hangen aan de stam zoals een struik. Met korrels of uitgroeisels op de rand. Onderkant meestal met zeer weinig of geen draadjes, aan de rand wit of bruin en naar het midden toe zwart. Zeer zeldzaam. Enkel in zure milieus (bossen of rand van het bos)	Groot boerenkoolmos
18*	De lobben liggen platter op de ondergrond en vormen een min of meer regelmatig rozet van blaadjes	19.
19.	Het uiteinde van de lobben is duidelijk berijpt	Grauw rijpmos/Fors rijpmos
19*	Het uiteinde is niet duidelijk berijpt. Soms zijn er wel wat kleine kristallen aanwezig maar die zijn niet zo wit	20.

	als bij de vorige soort	
20.	Thallus met een zeer donkere kleur (groen of bruin), waardoor soms moeilijk waarneembaar op donkere schors	21.
20*	Het thallus heeft een andere kleur	24.
21.	Korstmos donkergroen, altijd met zwarte stipjes, zonder (poeder)korrels of uitgroeisels, soms met schoteltjes die erg groot kunnen worden	Olijfschildmos
21*	Korstmos altijd zonder zwarte stipjes, meestal met (poeder)korrels en/of uitgroeisels, nooit met schoteltjes	22.
22.	Korstmos met duidelijke en afgeplatte uitgroeisels die niet gemakkelijk afbreken (vinger !) en nooit tot korreltjes vergaan	Lepelschildmos
22*	Korstmos met niet steeds duidelijke cilindervormige uitgroeisels die gemakkelijk afbreken (heel licht met vinger overgaan !) of tot korrels vergaan	23.
23.	Waar de uitgroeisels afgebroken werden blijft een opvallend witte plek achter. De uitgroeisels zijn over het algemeen duidelijk herkenbaar. Vrij zeldzaam, meer op beschutte plekken	Glanzend schildmos
23*	De plek waar de uitgroeisels afgebroken werden is minder helder wit (heeft een groenige schijn). Over het algemeen zijn deze uitgroeisels ook minder duidelijk herkenbaar omdat ze al snel tot (poeder)korrels vergaan. Op de uiteinden van de lobben zijn ook meer wratvormige structuren aanwezig. De kleur is vaak bruiner dan de vorige soort (meer groen) en het thallus is over het algemeen meer mat (meer glanzend bij de vorige soort). Zeer algemeen	Verstop-schildmos
24.	Thallus donker- of lichtgrijs, zonder groengele kleurcomponent	25.
24*	Thallus met een groengele kleurcomponent (te vergelijken met de kleur van Eikenmos en Takmossen)	32.
25.	Thallus met veel of weinig witte stippen	26.
25*	Thallus zonder witte stippen (soms wel met witte lijntjes)	28.
26.	Stippen opvallend wit, min of meer ovaal en van ongelijke grootte. Lobben niet glanzend maar satijnachtig. Eindlobben sterk afgerond	Witstippelschildmos
26*	Stippen minder sterk opvallend	27.
27.	Eindlobben glanzend en vrij rond	Gestippeld schildmos
27*	Eindlobben meer gekroesd en hoekiger met kristallen tegen de rand. Rand mat, soms met een bruin lijntje.	Rijpschildmos
28.	Thallus met eerder hoekige lobben, met witte lijntjes en vaak een hamerslageffect	29.
28*	Thallus met eerder afgeronde lobben, zonder witte lijntjes of hamerslageffect	30.
29.	Thallus met staafvormige uitgroeisels, zonder (poeder)korrels	Blauwgrijs steenschildmos
29*	Thallus zonder staafvormige uitgroeisels, vaak met (poeder)korrels	Gewoon schildmos

30.	Thallus met bruine uitgroeisels, zonder (poeder)korrels	Lindenschildmos
30*	Thallus zonder uitgroeisels, vaak met (poeder)korrels	31.
31.	Thallus met naar onderen gebogen lobben. Op deze lobben zitten meestal (poeder)korrels	Gebogen/schilferig schildmos
31*	Thallus met lobben die niet naar onder gebogen zijn	Groot schildmos /Pseudoreticulatum
32.	Thallus met witte lijntjes	Oosters schildmos
32*	Thallus zonder witte lijntjes	33.
33.	Thallus met grove korrels	Bosschildmos
33*	Thallus met fijne korrels	Groen boomschildmos

### **Deelsleutel 3: Struikvormige- en schubvormige lichenen**

1.	Korstmos met takken, zonder blaadjes of schubjes	2.
1*	Korstmos met schubjes	7.
2.	Takken rolrond met een wit merg dat zichtbaar wordt als men aan een tak trekt	Baardmos
2*	Takken niet rolrond, zonder merg	3.
3.	Thallus zonder korreltjes, soms met schoteltjes	4
3*	Thallus met korreltjes, nooit met schoteltjes	5
4.	Takken eerder smal, hol (soms beetje opgeblazen). Soms met schoteltjes (meer naar de kust toe)	Trompettakmos
4*	Takken niet hol, eerder breed	Groot takmos
5.	Takken smal, met ovaalvormige structuren waarin korreltjes zitten	Melig takmos
5*	Takken breed, korreltjes niet in ovaalvormige structuren	6.
6.	Takken min of meer regelmatig geweivormig, zonder netvormige rimpeling, algemeen	Eikenmos
6*	Takken met netvormige rimpeling, zeer zeldzaam	Waaiertakmos
7.	Schubjes onopvallend, heel klein, dakpansgewijs geplaatst, zeer zeldzaam, op stam	Gewoon schubjesmos
7*	Schubjes meer opvallend, bladvormig, groen of grijs(blauw), meestal op mos	
8.	Bovenkant van de schubjes is groen en onderkant witachtig, vaak met korreltjes. Soms met bekertjes of staafjes, eerder algemeen	Bekermossen
8*	Bovenkant is (blauw)grijs, met opstaande randjes, zeer zeldzaam	Hamsteroortje



## **Bijlage 8. Inhoud elektronisch bijlage (DVD)**

*Databank (Access), gebruiksfiles Statistica en verwerkingstabellen Excel.*

*Foto's van de opnamepunten.*

*Foto's van de korstmossoorten.*

