



ALTEERRA

WAGENINGEN UR



Eindrapport project ecologische condities

Alterra-rapport 2195
ISSN 1566-7197

G.W.W. Wamelink en M.H.C. van Adrichem (eds.)

Eindrapport project ecologische condities

Eindrapport project ecologische condities

G.W.W. Wamelink en M.H.C. van Adrichem (eds.)

Alterra-rapport 2195

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2011

Referaat

G.W.W. Wamelink en M.H.C. van Adrichem (eds.). 2011. *Eindrapport project Ecologische Condities*. Wageningen, Alterra, 92 blz.; 63 fig.; 10 tab.; 32 ref.

Dit rapport bevat een aantal hoofdstukken met uiteenlopende resultaten van het project Ecologische Condities, die niet eerder werden gepubliceerd. Er is een hoofdstuk met een beschrijving van de verzamelde abiotische gegevens gerelateerd aan vegetatie-opnamen. Onze eigen bemonstering en analyses worden beschreven. Soortenresponsies voor pH uit Nederland worden voor beukenbossen vergeleken met responsies uit andere landen. Er is onderzocht of het meenemen van verschillende soortengroepen (mossen, korstmossen, eenjarigen) tot verschillende voorspellingen leiden van de abiotiek. Er is ook onderzocht of het meenemen van bedekking van soorten van belang is voor de berekening, voor zowel onze indicatorwaarden als de Ellenberg indicatorwaarden. Voor beide bleek dat niet het geval. Er is onderzocht of responsies van soorten in de tijd veranderen, dit lijkt niet het geval te zijn. Bij het nemen van bodemonsters en het maken van vegetatieopnamen kan ruimtelijk interactie een rol spelen, of anders gezegd zijn de verschillende opnamen wel onafhankelijk van elkaar. De eerste voorlopige resultaten laten zien dat dit sterk afhangt van de variatie binnen het terrein. Tot slot zijn er op Europese schaal responsies voor plantensoorten voor temperatuur, neerslag en zwavel, nitraat en ammoniumdepositie geschat. Opvallend is dat responsies voor zwaveldioxide en nitraat-depositie goede voorspellers zijn voor het voorkomen van plantensoorten. Ook voor een gemiddelde jaartemperatuur werden redelijk goede voorspellingen gevonden.

Trefwoorden: plant bodem relaties, abiotiek bodemanalyses, ecologische condities, pH, grondwaterstand, abiotische randvoorwaarden.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2195

Wageningen, augustus 2011

Inhoud

Samenvatting	7
Voorwoord	9
1 Inleiding	11
2 Database beschrijving	13
2.1 Meta informatie	13
2.2 Introductie	13
2.3 Technische beschrijving	14
2.4 Inhoud	17
2.5 Kwaliteitscontrole	20
Literatuur	20
3 Bodembemonstering voor de database	25
4 Responsies van plantensoorten in Beukenbossen verschillen gemiddeld niet tussen Europese landen	27
4.1 Inleiding	27
4.2 Resultaten	27
4.3 Conclusie en discussie	30
5 Voorspellen van bodemcondities met behulp van indicatorwaarden; effect van soortengroepen	35
5.1 Inleiding	35
5.2 Materiaal en methode	36
5.3 Resultaten	36
5.4 Discussie	41
Literatuur	42
6 Veranderingen van plant responses in de tijd	43
6.1 Inleiding	43
6.2 Methode	43
6.3 Resultaten	44
6.4 Discussie	47
Literatuur	47
7 Ruimtelijke interactie	49
7.1 Inleiding	49
7.2 Methode	49
7.3 Resultaten	50
7.4 Conclusies	56

8	Koppeling van vegetatieopnamen met meteo- en depositie-gegevens	57
8.1	Vegetatieopnamen	57
8.2	Meteogegevens	60
8.3	Depositiegegevens	62
8.4	Responsiecurven	65
8.5	Etmaal gemiddelde temperatuur	69
8.6	Minimum temperatuur	71
8.7	Maximum temperatuur	73
8.8	Neerslag	75
8.9	NO _x -depositie	77
8.10	NH ₃ -depositie	79
8.11	SO _x -depositie	81
9	Discussie	83
10	Literatuur	85
11	Verder onderzoek	87
	Publicatielijst	89

Samenvatting

Dit rapport beschrijft onderzoek dat nog niet eerder is gepubliceerd en nu samen is gebracht in dit rapport ter afsluiting van het project Ecologische Condities.

Hoofdstuk één geeft een beschrijving van de Ecologische Condities (EC) database, met een overzicht van de belangrijkste randvoorwaarden waar metingen voor beschikbaar zijn. Het laat de spreiding van de metingen over Nederland, maar ook de range binnen de abiotische randvoorwaarden zien. De beschrijving bevat verder elementen die nodig zijn om voor de database de A-kwaliteit status te verkrijgen.

In hoofdstuk twee wordt beschreven welke bodembemonstering we zelf hebben uitgevoerd in het kader van dit project. Bodemonsters zijn genomen bij LMF-plots, volgens een standaardprotocol en daarna volgens standaardprotocollen geanalyseerd.

Het derde hoofdstuk is de weerslag van een Europese actie. Voor vegetatieopnamen met gemeten pH is voor alle aanwezig soorten een responsiecurve geschat. Vervolgens zijn de responsies tussen de verschillende landen met elkaar vergeleken. Er waren maar zeer weinig soorten waarvoor voor alle onderzochte landen een responsiecurve kon worden geschat. Paarsgewijze vergelijking tussen de landen laten soms hele kleine verschillen tussen de landen zien, maar soms ook zeer grote. Vooral een dataset uit Oldenburg (Duitsland) wijkt nogal af van de andere datasets. Deze dataset gaf ook de grootste onzekerheid in de responsies en is de kleinste dataset. De grote datasets, voor Engeland, Frankrijk en Nederland, wijken over het algemeen weinig van elkaar af, al kunnen er wel verschillen zijn voor individuele soorten. Dit laatste is niet onderzocht. Meer onderzoek is nodig als het indicatorsysteem op Europese schaal wordt gebruikt. Ook meer data zijn noodzakelijk.

Een langlopende discussie binnen de vegetatie-ecologie is of de bedekking van de plantensoorten in een opname meegenomen moeten worden in berekeningen op basis van de plantensoorten. In hoofdstuk vier wordt beschreven wat het effect is van de bedekking op het berekenen van de abiotiek met Ellenberg- getallen en onze eigen indicatiewaarden. Voor beide geldt dat het effect afwezig is. Daarnaast is gekeken naar het effect van verschillende soortgroepen op de berekende abiotiek. Daaruit blijkt dat het weglaten van bepaalde groepen (mossen, korstmossen en eenjarigen) nauwelijks effect heeft. Alleen voor mossen is er een effect. Voor Ellenberg R geeft het meenemen van mossen een iets beter resultaat. Voor onze eigen indicatiewaarden geldt het omgekeerde, het meenemen van de bedekking van mossen geeft een slechter resultaat. De hypothese dat op basis van alleen eenjarigen de voorspelling beter zou worden kon nog niet worden onderzocht.

Hoofdstuk vijf is gewijd aan de vraag of indicatiewaarden stabiel zijn in de tijd. Uiteindelijk bleek ook hier dat dit slechts voor een beperkt aantal soorten uitgezocht kon worden, vooral door een gebrek aan oude data. Het ziet er naar uit dat indicatiewaarden inderdaad in de tijd stabiel zijn, al is het te vroeg om definitieve conclusies te trekken. Meer data uit de verschillende perioden vanaf 1930 (of eerder) zijn daarvoor noodzakelijk.

In hoofdstuk zes wordt beschreven hoe we hebben geprobeerd ruimtelijke interactie tussen verschillende monsterplaatsen binnen een gebied in beeld te brengen. Voor een goede schatting van indicatiewaarden is het belangrijk dat de monsterpunten onafhankelijk zijn. Een deel van de monsters is echter genomen binnen een beperkt gebied (van één tot tientallen hectaren). Het blijkt dat ruimtelijke variatie en gradiënten heel erg bepalend zijn hoe dicht opnamen naast elkaar kunnen worden gemaakt en dan toch onafhankelijk zijn.

Omdat de opnamen nooit zijn gemaakt om de ruimtelijke onafhankelijk in beeld te brengen is dit slechts een eerste voorlopige conclusie en is gericht onderzoek noodzakelijk.

Het laatste inhoudelijke hoofdstuk (zeven) behandelt de responsecurven die op basis van een Europese database zijn geschat voor plantensoorten voor temperatuur (jaargemiddelde, gemiddeld warmste en koudste), neerslag en zwavel, nitraat en ammoniumdepositie. Vervolgens zijn de responsies gebruikt om voor een onafhankelijk dataset met vegetatie-opnamen de temperatuur, neerslag en depositie te schatten. Vooral de zwaveldepositie, maar ook de nitraatdepositie en de temperatuur, bleken goed te schatten op basis van de opnamen en de soortresponsies. Er zijn echter nog te weinig soortresponsies beschikbaar om dit voor heel Europa te doen en er is ook nog verbetering mogelijk voor de gebieden waar wel redelijk veel soortresponsies beschikbaar zijn. Dit kan alleen worden bereikt door meer gegevens te verzamelen.

In hoofdstuk acht worden de resultaten bediscussieerd en wordt aangegeven waar nog meer onderzoek nodig is.

Het rapport eindigt met alle publicaties die in de loop der tijd zijn verschenen waarin de verzamelde data een directe rol hebben gespeeld.

Voorwoord

De database Ecologische Condities bevat gegevens die door veel mensen zijn verzameld. We willen hierbij allen bedanken die hun gegevens met ons wilden delen. Referenties naar de oorspronkelijke gegevens zijn te vinden op www.abiotic.wur.nl.

De database is opgebouwd over een periode van meer dan vijftien jaar. In deze periode zijn meer dan 10.000 vegetatieopnamen met een abiotische meting verzameld, de meeste voor bodem pH. In het begin, rond 1994, ging het alleen om bodemmetingen met als doel een goede vertaling voor de Ellenberg indicatiewaarden te vinden. Dit werd gedaan om een vertaling van het bodemmodel SMART2 naar MOVE mogelijk te maken. Het begin werd gefinancierd door het RIVM. In de jaren daarna tot ongeveer het jaar 2000 leidde de database een slapend bestaan en werd de database af en toe aangevuld met data die beschikbaar kwamen, deels in de vrije tijd van de eerste auteur. Rond de millenniumwisseling groeide het besef dat abiotische randvoorwaarden een belangrijke factor vormen binnen natuurontwikkeling en natuurbehoud. Een eerste uitvloeisel hiervan waren de opgestelde abiotische randvoorwaarden voor de nieuwe natuurdoeltypen. Bij het opstellen van de randvoorwaarden vormden de meetwaarden uit de database een belangrijke kern van informatie. Vanaf die periode raakte de toenmalige Directie Wetenschap en Kennisoverdracht van het ministerie van LNV steeds nauwer betrokken bij het project. Naast het verzamelen van metingen van anderen werd ook gestart met het zelf verzamelen van gegevens in het veld bij de al bestaande LMF-plots. Hierdoor wordt het mogelijk om naast afzonderlijke relaties tussen planten en abiotische randvoorwaarden naar de interacties tussen de factoren te kijken. Deze laatste stap dient in de toekomst gezet te worden.

Het project heeft wel indicatiewaarden voor soorten opgeleverd voor een hele reeks van bodemfactoren, die gebruikt kunnen worden om op basis van vegetatieopnamen de bodemomstandigheden te schatten. De betrouwbaarheid van deze schattingen verschilt echter nogal per abiotische randvoorwaarde. Vooral voor nutriënten zoals nitraat of fosfaat zijn nog meer onderbouwende gegevens nodig om tot een betrouwbare uitspraak te komen. Naast de indicatiewaarden zijn er ook randvoorwaarden geschat voor plantenassociaties, natuurdoeltypen, habitatypen en de nieuw ontwikkelde beheertypen in het kader van de SNL. Voor de provincie Gelderland is op basis van de data uit de EC- database een methode ontwikkeld om voor habitattypen en beheertypen de kwaliteit van de bodem te schatten. Tegelijk met het rapport verschijnt er een folder over de methode.

Dit rapport bevat een overzicht van de database zoals die was aan het eind van 2010 bij het aflopen van de financiering voor dit werk. Daarnaast bevat het een aantal achtergrond-onderzoeken die nog niet eerder waren gepubliceerd.

Wieger Wamelink

1 Inleiding

Het afgelopen jaar zijn er veel verschillende onderzoeken uitgevoerd die allemaal gebaseerd zijn op de database Ecologische Condities. In dit rapport hebben wij de resultaten van deze onderzoeken bij elkaar gezet.

Als eerste wordt de database beschreven. Deze beschrijving verschijnt ook in het Engels in Biodiversity and Ecology (geaccepteerd) en op de Global Index of Vegetation-Plot Databases (GIVD, www.givd.info). Vervolgens beschrijven we de bodembemonstering die wordt uitgevoerd ter aanvulling van de bestaande database. Daarna volgt een hoofdstuk over verschillen tussen plantresponsies op bodem pH in verschillende Europese landen.

Hoofdstuk 4 behandelt een onderzoek waarbij is gekeken naar het effect van soortgroepen op het voorspellen van bodemcondities met behulp van indicatorwaarden. Voor hoofdstuk 5 is onderzocht of plantresponsies over de tijd veranderen. Het volgende hoofdstuk beschrijft een eerste inventarisatie naar de onafhankelijkheid van opnamen voor het voorspellen van bodemvariabelen. Het één na laatste hoofdstuk behandelt een onderzoek dat is gedaan met de Europese dataset, waarin is gekeken naar effecten van klimaatverandering en stikstofdepositie.

In het laatste hoofdstuk worden aanbevelingen voor verder onderzoek beschreven, waarna er nog een lijst volgt met alle publicaties die (mede) zijn voortgekomen uit de database.

2 Database beschrijving

Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem, H.F. van Dobben, J.Y. Frissel, M. den Held, V. den Joosten, A.H. Malinowska, P.A. Slim en R.J.M. Wegman

2.1 Meta informatie

Database naam: Ecologische Condities (EC) v. 1.0

Versie datum: 01-01-2010

Platform: MS Excel v, MS Access v, MS Windows, Turboveg

Website: www.abiotic.wur.nl

Eigenaar/contact: Alterra, Wageningen UR / wieger.wamelink@wur.nl

Aantal opgeslagen opnamen: 8229

Dekking: Nederland, voornamelijk natuurgebieden. Alleen terrestrische gegevens opgeslagen.

Tijdsspanne: 1936-2010

Oudste opname: 1936

Voornaamste periode van dataverzameling: 1990-2010

Aantal auteurs: 110

Doel: Plantensoorten/vegetatietypen relateren aan abiotische variabelen

Kwaliteitscontrole: ISO 9001

2.2 Introductie

Databases met abiotische gegevens en vegetatieopnamen kunnen een waardevol instrument zijn om ecologische relaties te onderzoeken of om effecten van externe invloeden op soorten of op ecologische processen te voorspellen (Ewald, 2001; Chytrý en Rafajová, 2003; Smart et al., 2003; Schaminée et al., 2009). In dit artikel beschrijven we onze database met abiotiek en plantensoorten, die in eerste instantie werd opgezet voor Nederland.

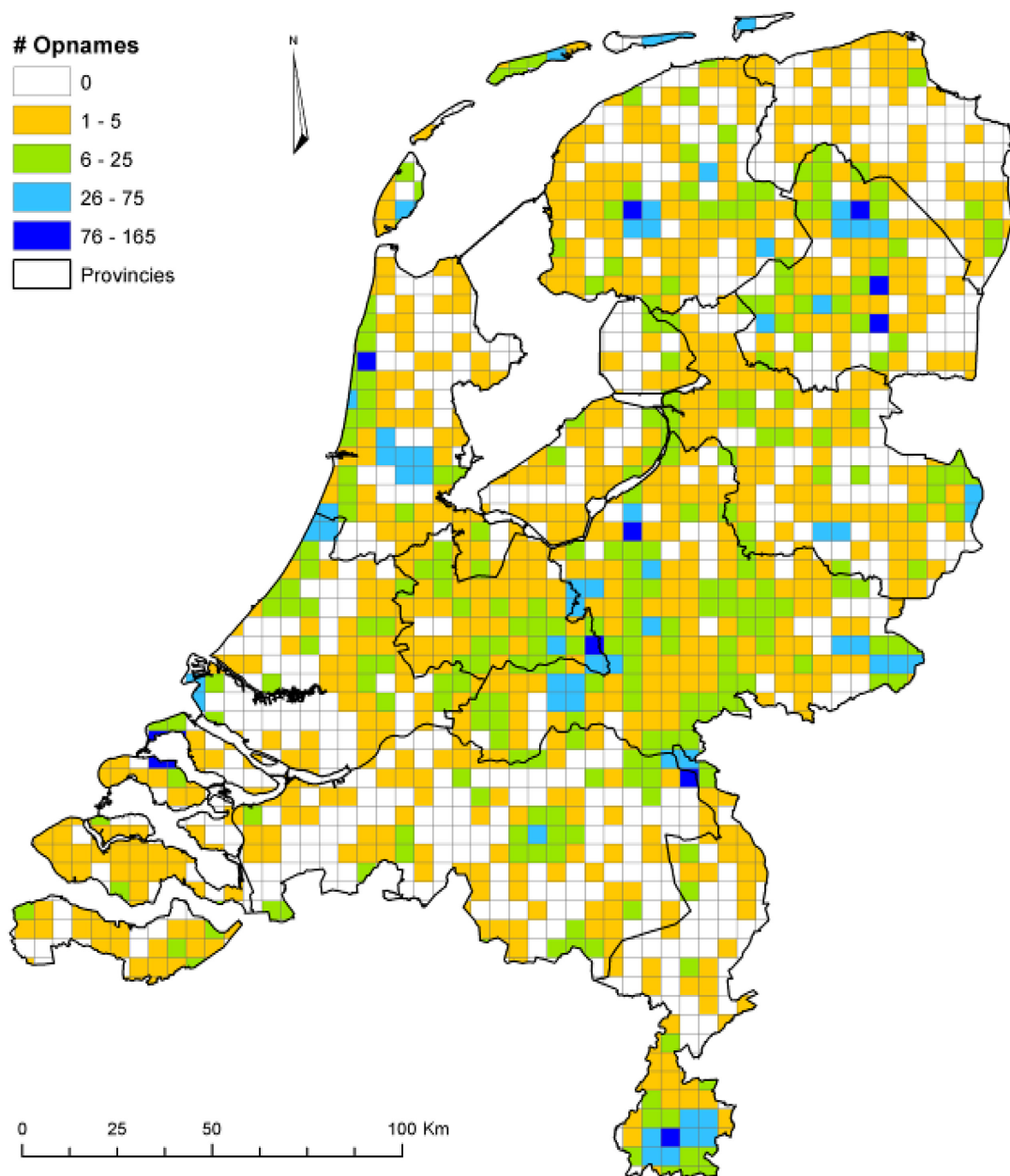
De database Ecologische Condities (EC) werd opgezet rond 1990. In het begin met data die gebruikt werd om de Ellenberg-indicatorwaarden (Ellenberg et al., 1991) om te zetten naar fysische waarden: zuurgraad (R) werd omgezet naar bodem pH, vocht (F) naar grondwaterstand en stikstofbeschikbaarheid (N) naar stikstofgehalte van de bodem of biomassa. Daarvoor verzamelden we vegetatieopnamen met ten minste één gemeten bodemvariabele. Nadat het project, waarvoor de database was opgezet, was afgerond, bleef deze database met ongeveer 1.000 vegetatieopnamen en gemeten bodemdata bestaan, maar werd er alleen zo nu en dan data ingevoerd. Na 2000 werd het duidelijk dat het gebruik van Ellenberg's indicatorwaarden enkele nadelen had (Schaffers en Sýkora, 2000; Wamelink et al., 2002; Wamelink en Van Dobben, 2003a; Wamelink et al., 2005) en ontstond er vraag naar een indicatorsysteem voor plantensoorten gebaseerd op metingen in plaats van op expertkennis (Wamelink et al., 2002; Witte en Von Asmuth, 2003; Wamelink et al., 2003b; Smart en Scott, 2004; Wamelink et al., 2004). De bestaande EC-database bood toen een beginpunt voor een indicatorsysteem voor een aantal gemeten abiotische variabelen zoals pH, grondwaterstand, nitraatgehalte, fosfaatgehalte, totaal stikstofgehalte en chloridegehalte.

Tegenwoordig wordt de EC-database, die gegroeid is tot ongeveer 10.000 opnamen, niet alleen gebruikt om de responsies van plantensoorten op bodemvariabelen te schatten, maar ook om de ecologische ranges van vegetatie in verschillende typologieën, zoals de habitattypen of plantsociologische typen (associaties), te schatten. Op het moment wordt de database uitgebreid met Europese data, om het systeem ook buiten Nederland toepasbaar te maken. De data worden ook gebruikt voor bodem-vegetatie modellering (voor modelparameterisatie en -validatie, zie bijvoorbeeld Mol-Dijkstra et al., 2009; Wamelink et al., 2009).

2.3 Technische beschrijving

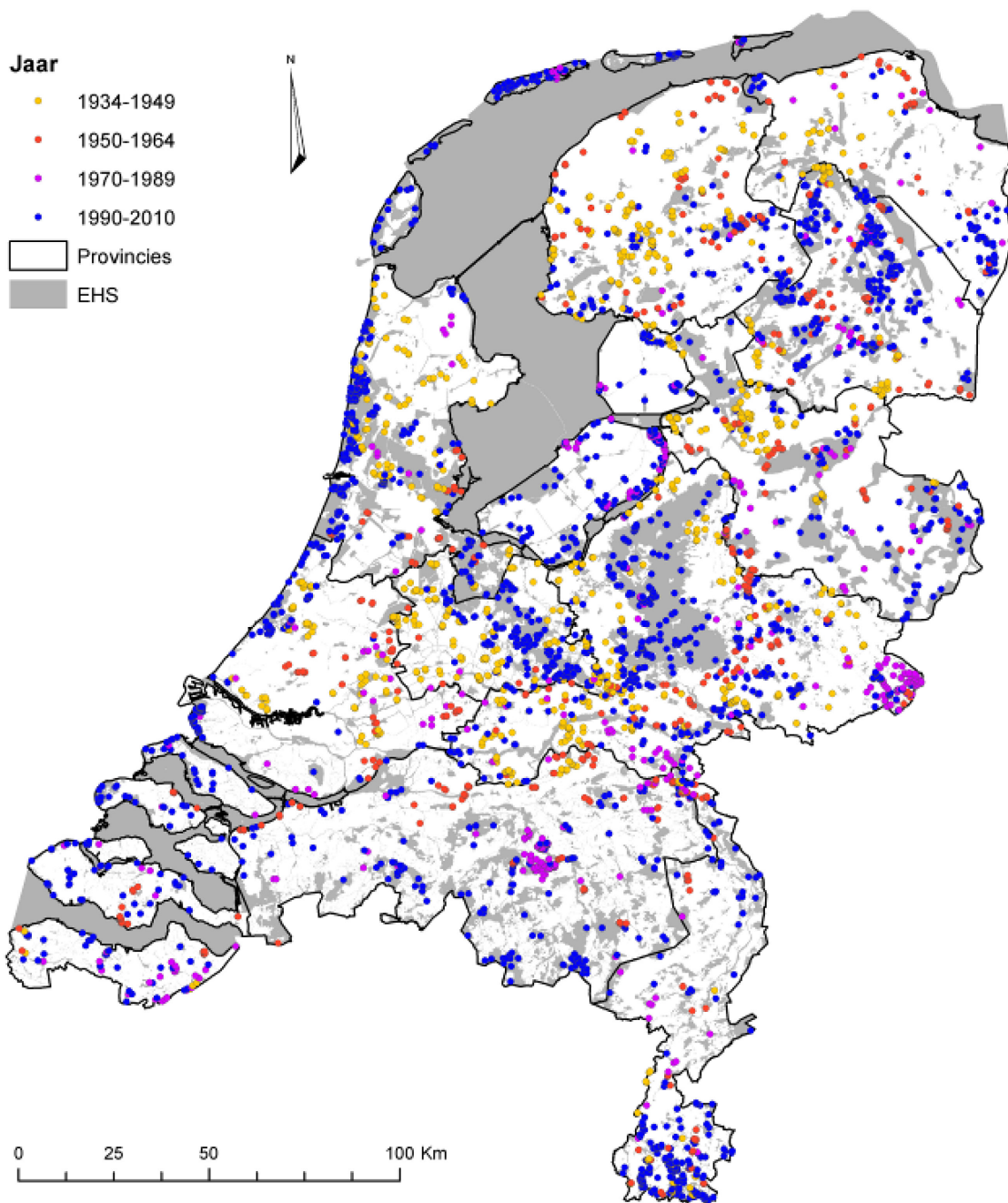
De EC-database bestaat uit twee aparte databases: één voor de bodemmetingen en één voor de vegetatieopnamen. De metingen en bijbehorende metadata worden opgeslagen in een Microsoft Excel bestand, dat kolommen bevat voor opnamenummer, coördinaten en meer dan 25 abiotische bodemvariabelen (voor de belangrijkste abiotische bodemvariabelen zie tabel 1). Ook zijn er een aantal kolommen opgenomen die gebruikt worden voor kwaliteitscontrole (zie paragraaf kwaliteitscontrole). Informatie over de oorspronkelijke auteurs wordt opgeslagen op een aparte sheet in het bestand.

De vegetatieopnamen worden per auteur opgeslagen in Turboveg, een database managementsysteem voor vegetatiedata (Hennekens en Schaminée, 2001). Voor verdere verwerking worden de opnamen van verschillende auteurs samengevoegd in Microsoft Access.



Figuur 1

Aantal opnames met ten minste één gemeten bodemvariabele in de EC- database per 5*5 km grid voor Nederland.

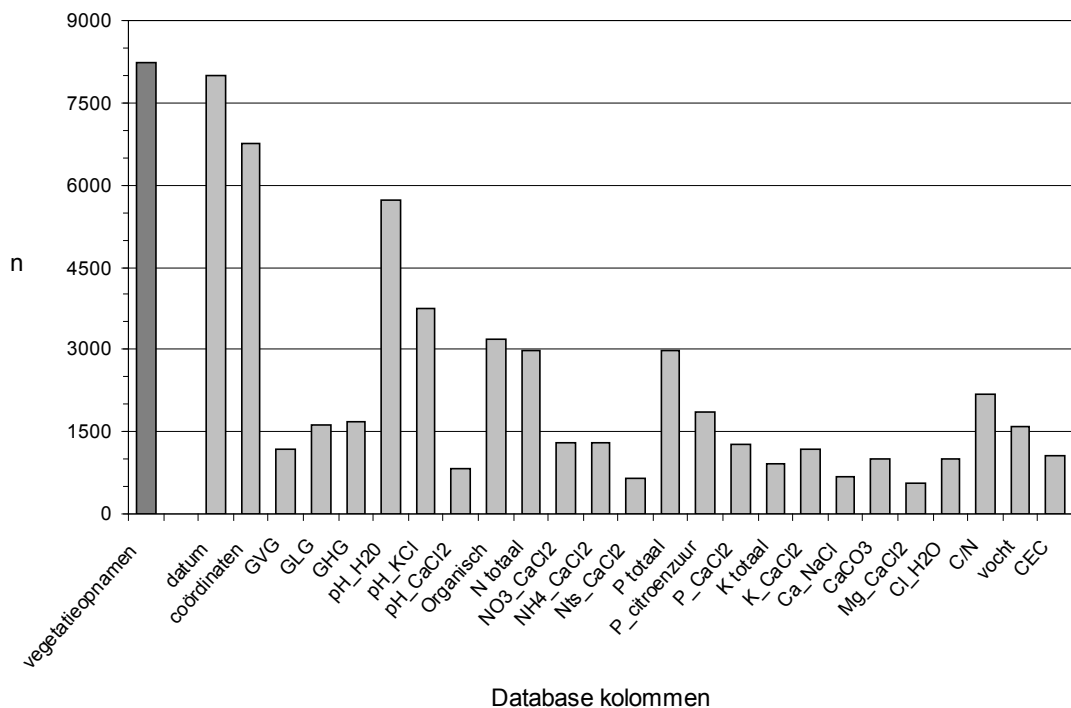


Figuur 2

Opnamen per tijdperiode waarin ze zijn gemaakt. Met als achtergrond in grijs de EHS.

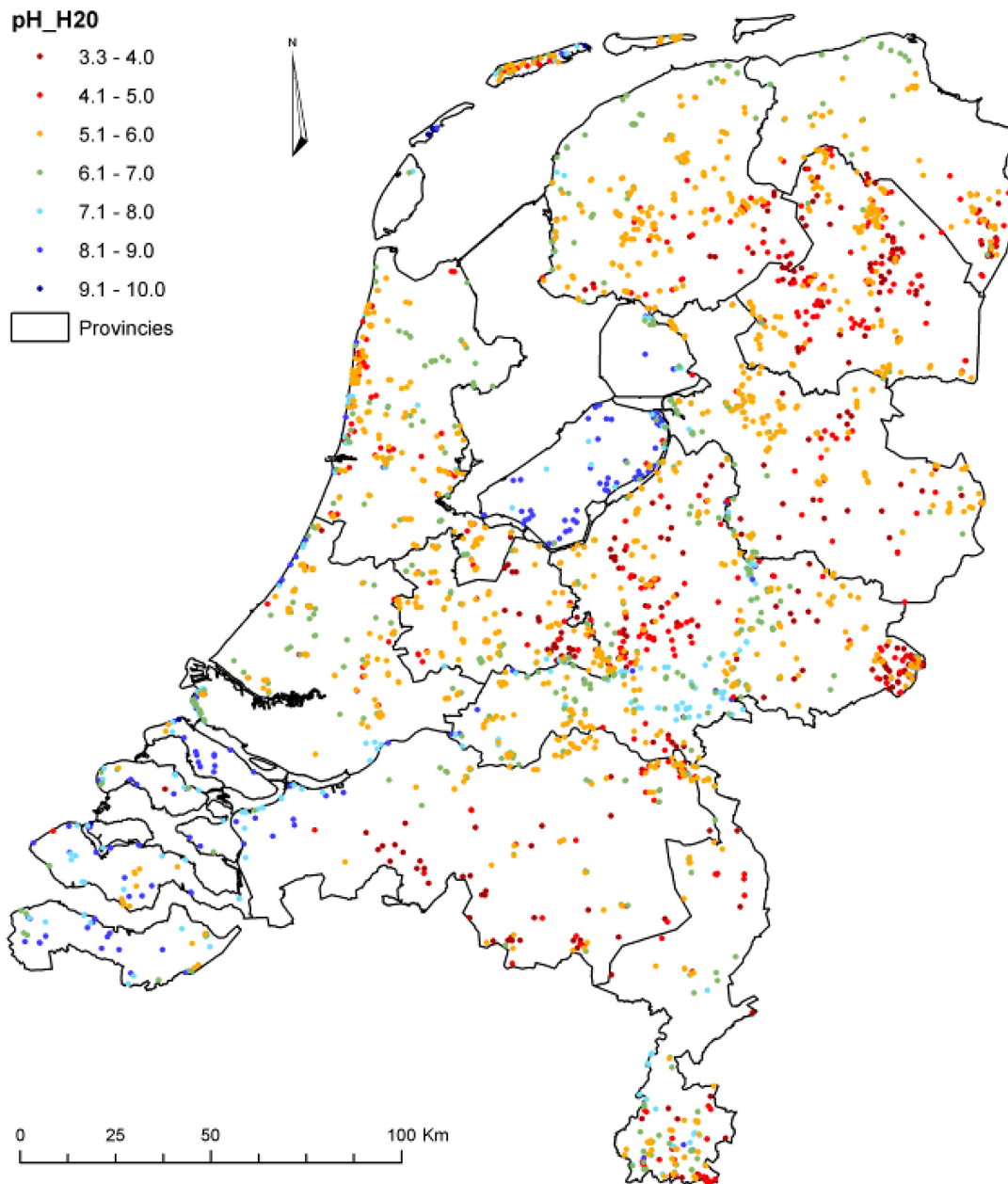
2.4 Inhoud

De gegevens worden in geheel Nederland verzameld, maar bijna alle opnamen komen uit natuurgebieden (figuren 1 en 2). Slechts enkele opnamen zijn buiten natuurgebieden gemaakt. Het gaat dan voornamelijk om opnamen in wegbermen. De meeste gegevens zijn voor andere doeleinden verzameld. Daarom zijn de opnamelocaties niet random over de natuurgebieden verdeeld, maar zijn ze een weergave van de onderzoeksinteresse van de auteur. Sommige auteurs werken op nationale schaal, andere op lokale schaal. Sommige auteurs hebben talrijke opnamen gemaakt, andere maar enkele. Dit komt ook naar voren in de bodemanalyses: soms is er maar één bodemvariabele gemeten (meestal pH) en soms zijn er meerdere variabelen gemeten (figuren 3 en 4). Dit heeft ook nadelen: de database is niet representatief voor de Nederlandse flora en zelfs niet voor de flora van de Nederlandse natuurgebieden. Verder is het bijna onmogelijk om interactie-effecten te analyseren, omdat er voor elk variabelenpaar maar enkele records zijn waarvoor beide variabelen zijn gemeten. Op het moment proberen we de gaten in de database te vullen. Deels gebeurt dit door het analyseren van bodemmonsters die genomen zijn voor het Landelijk Meetnet Flora (LMF; Van der Peijl, 2000; Van Dobben en Wegman, 2008).



Figuur 3

Aantal metingen voor de belangrijkste bodemvariabelen met bijbehorende vegetatieopnamen in de EC-database.



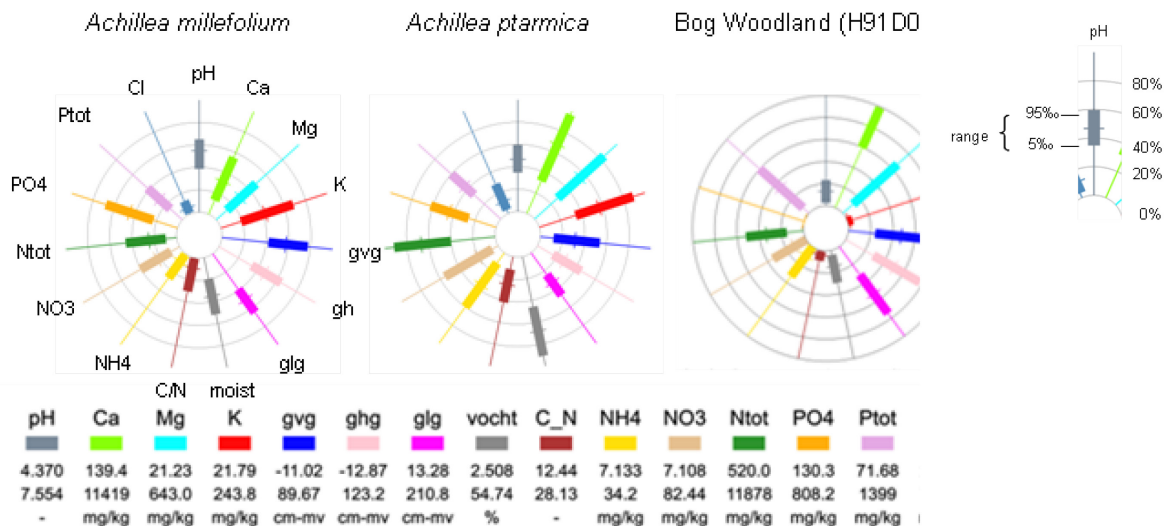
Figuur 4
Gemeten bodem pH-waarden in de EC-database.

Tabel 1

Aantal responsies met bijbehorende indicatorwaarden en ranges voor soorten en vegetatietypen per abiotische randvoorwaarde. De kwaliteit van de waarden (deels beschikbaar via internet) is verschillend en slechts beperkt gevalideerd. Voor de Natuurdoeltypen gaat het om het nieuwe systeem zoals beschreven in Bal et al. (2001).

Abiotiek	Soorten	Associaties	Habitatypen	Beheertypen	Natuurdoeltypen
pH	1590	450	61	45	109
C/N	1566	424	58	45	107
Ca_uit	1486	369	57	44	106
CaCO ₃	1516	385	54	44	106
CEC	1533	399	58	45	106
Cl	1516	392	57	44	106
Ctot	1411	328	56	44	106
EGV	1389	318	53	42	102
GHG	1546	408	58	45	108
GLG	1549	408	58	45	108
GVG	1506	397	57	45	106
K_getal	1430	358	56	44	105
K_uit	1485	369	57	44	106
Mg_uit	1544	404	58	45	106
Na_CaCl ₂	1536	407	58	45	102
Na_uit	1480	362	57	44	106
NH ₄	1537	407	58	45	104
NO ₃	1534	406	58	45	104
Ntot	1580	435	58	45	107
OM	1574	429	58	45	107
P_CaCl ₂	1533	404	58	45	105
P_cit	1453	372	56	44	105
P_getal	1416	347	56	44	105
pH_KCl	1575	430	59	45	109
Ptot	1580	435	59	45	108
Vocht	1550	411	58	44	107

Op basis van de metingen zijn randvoorwaarden en voor soorten indicatorwaarden geschat (zie Wamelink et al., 2005 en Wamelink et al., 2011). Tabel 2 geeft een overzicht voor hoeveel soorten, associaties (inclusief sub-associaties, derivaat- en rompgemeenschappen), habitattypen, beheertypen (volgens de Index NL) en nieuwe natuurdoeltypen (volgens Bal et al., 2001) er randvoorwaarden zijn geschat. De randvoorwaarden voor soorten zijn deels gevalideerd. Dit is gedaan door Wamelink et al. (2005) voor pH op internationale schaal en Wamelink et al. (2011) voor Mg, NH₄, NO₃, PO₄ (allen in CaCl₂-extractie), Ca (in NaCl-extractie), K-totaal, N-totaal, P-totaal en pH voor Gelderland. Alle andere elementen en grondwaterstand zijn niet gevalideerd! Dit geldt in extremis voor de randvoorwaarden voor de vegetatietypen. Deze zijn alleen te valideren door een tweede dataset te gebruiken en op basis hiervan nieuwe responsfuncties te schatten en vervolgens te vergelijken met de eerder geschatte functie. Ook is het mogelijk expert kennis te gebruiken voor een evaluatie, hoewel één van de doelen van dit onderzoek is om daar niet langer van afhankelijk te zijn. De basisgegevens voor de soorten en typen zijn samengevat in Excel-files. Om de data te visualiseren is een Genstat programma ontwikkeld dat per soort of vegetatietype een figuur maakt. Verschillende typen en soorten kunnen dan eenvoudig met elkaar worden vergeleken (figuur 5).



Figuur 5

Abiotische ranges voor vijftien bodemvariabelen voor *Achillea millefolium* (ACHIMML), *Achillea ptarmica* (ACHIPTA) en het habitattypen Hoogveenbossen (Bog Woodland). Hoewel de soorten nauw met elkaar verwant zijn laten ze verschillende voorkeuren zien. De dunne lijn geeft de in het veld waargenomen range voor de bodemvariabele, de dikke lijn geeft de range voor de bodemvariabele op basis van het 5- en 95-percentiel. De waarden per bodemvariabele zijn gestandaardiseerd, de grijze cirkels geven het 0-, 20-, 40-, 60- en 80-percentiel.

2.5 Kwaliteitscontrole

De gegevens in de EC-database worden onderworpen aan een strikte kwaliteitscontrole. Nadat de gegevens vanaf een papieren of elektronische bron ingevoerd zijn in de EC-database, worden ze gecontroleerd door een onafhankelijke persoon. Indien mogelijk worden data die ingevoerd zijn vanaf een elektronische bron gecontroleerd met de originele data op papier. Uitbijters worden twee keer gecontroleerd, maar als er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat er een fout is gemaakt, worden ze gewoon opgenomen in de database. Als de gegevens zijn gecontroleerd, wordt voor de betreffende records een vakje aangevinkt in de Excel-file. Verder krijgt elke deelverzameling een kwaliteitscode toegewezen die loopt van 1-4. Deze code geeft onze inschatting weer van de betrouwbaarheid van de data.

De database zelf is opgezet volgens ISO 9001. Dit garandeert de reproduceerbare opslag van de data en opslag van links naar de oorspronkelijke gegevens.

Literatuur

Chytrý, M. en M. Rafajová, 2003. Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia* 75: pp. 1-15.

Dobben, H.F. van en R.M.A. Wegman, 2008. Relatie tussen bodem, atmosfeer en vegetatie in het Landelijk Meetnet Flora (LMF) (Relation between soil, atmosphere and vegetation in the national inventory network flora). WOT Werkdocument 111, Wageningen.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner en D. Paulißen, 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (Indicator values for plant species for Central Europe). *Scripta Geobotanica* 18: pp. 9-166.

Ewald, J., 2001. Der Beitrag pflanzensoziologischer Datenbanken zur vegetationsökologischen Forschung (Contribution to phytosociological data bases for ecology research). *Ber. R.-Tüxen-Ges.* 13: pp. 53-69.

Hennekens, S.M. en J.H.J. Schaminée, 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of vegetation science* 12: pp. 589-591.

Mol-Dijkstra, J.P.M., G.J. Reinds, H. Kros, B. Berg en W. de Vries, 2009. Modelling soil carbon sequestration of intensively monitored forest plots in Europe by three different approaches. *Forest Ecology and Management* 258: pp. 1780-1793.

Schaffers, A.P. en K.V. Sýkora, 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction, comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: pp. 225-244.

Smart, S.M., R.T. Clarke, H.M. van de Poll, E.J. Robertson, E.R. Shield, R.G.H. Bunce en L.C. Maskell, 2003. National-scale vegetation change across Britain; an analysis of sample-based surveillance data from the Countryside Surveys of 1990 and 1998. *J. Env. Managem.* 67: pp. 239-254.

Smart, S.M. en W.A. Scott, 2004. Bias in Ellenberg indicator values: problems with detection of the effect of vegetation type. *Journal of Vegetation Science* 15: pp. 843-846.

Peijl, M.J. van der, N.J.M. Gremen, O.F.R. van Tongeren en M. de Heer, 2000. *Ontwerp Landelijk Meetnet Flora - Milieu & Natuurkwaliteit (LMF - M&N) (Design of a nation wide flora inventory network - environmental and nature quality)*. RIVM Report 718101001. RIVM, Bilthoven.

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: pp. 269-278.

Witte, J.P.M. en J.R. von Asmuth, 2003. Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values? *Journal of Vegetation Science* 14: pp. 615-618.

Wamelink, G.W.W. en H.F. van Dobben, 2003a. Uncertainty of critical loads based on the Ellenberg indicator value for acidity. *Basic and Applied Ecology* 4: pp. 515-523.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben en F. Berendse, 2003b. Apparently we do need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values! *Journal of Vegetation Science* 14: pp. 619-620.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart en H.F. van Dobben, 2004. Measurement errors and regression to the mean cannot explain bias in average Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 15: pp. 847-851.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgment by measurements. *Journal of Vegetation Science* 16: pp. 461-470.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben en F. Berendse, 2009. Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 258: pp. 1762-1773.

Wamelink, G.W.W., M. van Adrichem, H. van Dobben, J. Frissel, M. den Held, V. Joosten, A. Malinowska, P. Slim en R. Wegman, 2011. Vegetation relevés and soil measurements in the Netherlands; a database. *Biodiversity and Ecology*. Accepted.

Tabel 2

Aantal opnamen per abiotische parameter in de EC-database. Subscripts tussen haakjes geven de extractie-oplossing (zie ook figuur 3).

GVG ¹		GLG ³		GHG ⁴		pH _(H2O)		pH _(KCl)		pH _(CaCl2)		Organisch ⁵		N _{totaal}	
cm -mv ²	n	cm -mv	n	cm -mv	n	n	n	n	n	n	%	n	g/kg	n	
-100 - -50	12	-55 - 0	65	-100 - -50	8	3.0 - 4.0	446	2.0 - 3.0	99	2.5 - 3.5	157	0.0 - 2.5	516	0.010 - 1	625
-50 - 0	156	0 - 50	178	-50 - 0	199	4.0 - 4.5	632	3.0 - 4.0	641	3.5 - 4.0	112	2.5 - 5.0	717	1.0 - 2.0	765
0 - 12.5	144	50 - 100	503	0 - 50	777	4.5 - 5.0	628	4.0 - 4.5	425	4.0 - 4.5	119	5.0 - 7.5	555	2.0 - 3.0	512
12.5 - 25	223	100 - 150	311	50 - 100	298	5.0 - 5.5	898	4.5 - 5.0	678	4.5 - 5.0	91	7.5 - 10	353	3.0 - 4.0	265
25 - 50	226	150 - 200	454	100 - 150	135	5.5 - 6.0	1053	5.0 - 5.5	710	5.0 - 5.5	64	10 - 20	499	4.0 - 5.0	150
50 - 75	210	200 - 300	73	150 - 200	231	6.0 - 6.5	670	5.5 - 6.0	332	5.5 - 6.0	32	20 - 30	238	5.0 - 7.5	169
75 - 100	79	300 - 400	25	200 - 250	22	6.5 - 7.0	388	6.0 - 6.5	202	6.0 - 6.5	40	30 - 40	101	7.5 - 10.0	110
100 - 150	59	400 - 500	3	250 - 300	7	7.0 - 7.5	473	6.5 - 7.0	268	6.5 - 7.0	58	40 - 50	86	10.0 - 15.0	146
150 - 200	57	500 - 600	6	300 - 350	4	7.5 - 8.0	309	7.0 - 7.5	259	7.0 - 7.5	130	50 - 75	87	15.0 - 25.0	217
200 - 250	2	600 - 805	3	350 - 505	5	8.0 - 9.6	231	7.5 - 9.1	142	7.5 - 8.0	16	75 - 100	36	25.0 - 35.0	18

Vervolg Tabel 2

NO ₃ (CaCl2)		NH ₄ (CaCl2)		Nts ⁶ (CaCl2)		P _{totaal}		P _(citroenzuur)		P _(CaCl2)		K _{totaal}		K _(CaCl2)	
mg/kg	n	mg/kg	n	mg/kg	n	mg/kg	n	mg/kg	n	n	n	mg/kg	n	mg/kg	n
0.0 - 1.0	251	0.0 - 2.5	130	0 - 10	69	0 - 100	347	10 - 100	126	0.0 - 0.5	325	15 - 200	120	0 - 15	155
1.0 - 2.5	138	2.5 - 5.0	344	10 - 15	103	100 - 200	422	100 - 200	200	0.5 - 1.0	288	200 - 400	88	15 - 25	182
2.5 - 5.0	197	5.0 - 7.5	301	15 - 20	70	200 - 300	325	200 - 300	252	1.0 - 1.5	189	400 - 600	93	25 - 35	203
5.0 - 10	206	7.5 - 10	144	20 - 25	85	300 - 450	384	300 - 400	245	1.5 - 2.0	133	600 - 800	122	35 - 45	140
10 - 15	111	10 - 15	145	25 - 35	93	450 - 600	368	400 - 500	203	2.0 - 3.0	142	800 - 1000	80	45 - 55	118
15 - 25	121	15 - 25	110	35 - 45	63	600 - 800	393	500 - 650	250	3.0 - 5.0	78	1000 - 1500	85	55 - 75	136
25 - 50	155	25 - 35	47	45 - 60	69	800 - 1000	260	650 - 800	166	5.0 - 10	79	1500 - 3000	77	75 - 100	80
50 - 150	103	35 - 50	34	60 - 100	71	1000 - 1500	256	800 - 1000	162	10 - 25	25	3000 - 6000	98	100 - 150	83
150 - 300	18	50 - 150	48	100 - 200	29	1500 - 3000	184	1000 - 1500	164	25 - 50	10	6000 - 10000	85	150 - 300	68
300 - 810	6	150 - 350	5	200 - 405	6	3000 - 11000	47	1500 - 3200	77	50 - 115	6	10000 - 20000	69	300 - 600	12

Vervolg Tabel 2

Ca _(NaCl)		CaCO ₃		Mg _(CaCl₂)		Cl _(H₂O)		C/N		% vocht		CEC	
mg/kg	n		n		n		n		n		n		n
0 - 50	118	0.0 - 0.5	371	0 - 15	66	0 - 5	22	0 - 5	28	0 - 1	272	0 - 25	69
50 - 100	47	0.5 - 1.0	29	15 - 30	92	5 - 10	150	5 - 10	140	1 - 5	221	25 - 50	164
100 - 200	72	1.0 - 1.5	132	30 - 45	71	10 - 15	162	10 - 12.5	373	5 - 10	118	50 - 75	100
200 - 300	56	1.5 - 2.0	28	45 - 60	45	15 - 20	103	12.5 - 15	481	10 - 15	126	75 - 100	114
300 - 600	80	2.0 - 3.0	92	60 - 80	50	20 - 30	162	15 - 17.5	317	15 - 20	176	100 - 150	160
600 - 1000	61	3.0 - 5.0	125	80 - 100	47	30 - 50	141	17.5 - 20	208	20 - 25	155	150 - 200	115
1000 - 2000	81	5.0 - 7.5	113	100 - 150	82	50 - 150	131	20 - 25	274	25 - 30	141	200 - 300	142
2000 - 4000	97	7.5 - 10	47	150 - 250	55	150 - 500	90	25 - 35	237	30 - 50	168	300 - 500	121
4000 - 6000	52	10 - 20	52	250 - 500	35	500 - 5000	33	35 - 100	118	50 - 75	180	500 - 1000	60
6000 - 10000	18	20 - 70	13	500 - 1500	15	5000 - 18000	9	100 - 500	4	75 - 100	47	1000 - 1500	22

¹Gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand, ²maaiveld, ³gemiddeld laagste grondwaterstand, ⁴gemiddeld hoogste grondwaterstand, ⁵organische stofgehalte, ⁶totaal oplosbaar stikstof.

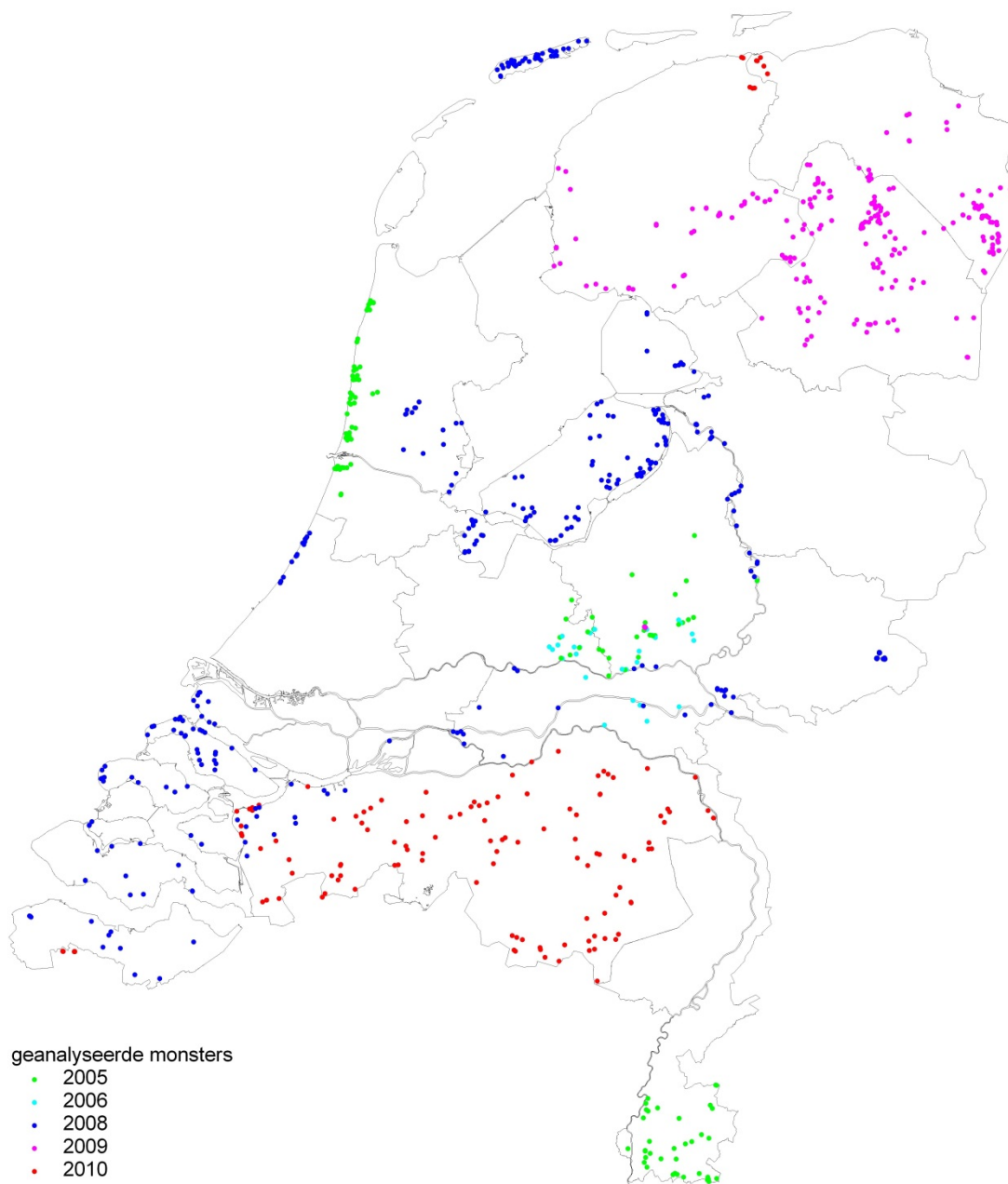
3 Bodembemonstering voor de database

G.W.W. Wamelink, R.M.A. Wegman en M.H.C. van Adrichem

Om de Ecologische Condities-database nog completer te maken worden door ons sinds 2005 bodemmonsters genomen op vegetatieplots van het Landelijk Meetnet Flora (LMF). Deze bodemmonsters worden vervolgens gecombineerd met de LMFvegetatieopnamen van hetzelfde jaar (indien beschikbaar, anders wordt de vegetatieopname van een jaar eerder gebruikt). Verder wordt sinds 2008 jaarlijks een interessante locatie bezocht; op deze locatie worden dan zowel vegetatieopnamen gemaakt als bodemmonsters genomen. In 2008 zijn enkele weilanden nabij het Korenburgerveen bemonsterd, in 2009 een voormalige akker bij Planken Wambuis en in 2010 zijn twee weilanden met zoute kwel in België net over de grens met Zeeland bemonsterd.

De bodemmonsters worden in het laboratorium geanalyseerd, waarbij de volgende bepalingen worden gedaan: pH_{H₂O}, organische stof, N totaal, NO₃-CaCl, NH₄-CaCl, NH₄/NO₃ ratio, Nts-CaCl, P totaal, P-CaCl, K-CaCl, Ca-HNO₃, Mg-CaCl, Cl-H₂O, Na-CaCl, vochtgehalte, Al-HNO₃, S-totaal, en N(NO₃+NO₂).

Deze aanvullende bemonstering is nodig omdat bepaalde delen van Nederland maar weinig zijn bemonsterd. Verder zijn er voor een aantal nutriënten nu nog weinig gegevens beschikbaar in de database. Een ander belangrijk doel van deze extra bemonstering is om het effect van interacties tussen bodemvariabelen op de respons van plantensoorten te kunnen onderzoeken. Voor het onderzoeken van dit interactie-effect is het belangrijk dat andere factoren zoveel mogelijk constant blijven. Daarom wordt de bodembemonstering steeds door dezelfde persoon gedaan en worden de analyses steeds door hetzelfde laboratorium gedaan. Het streven is om zo een set met gegevens te krijgen op basis van plots die regelmatig over Nederland zijn verdeeld en waarbij steeds alle bovengenoemde bodemvariabelen zijn bepaald. Het kaartje hieronder laat zien in welke jaren en op welke locaties de monsters zijn genomen (figuur 6).



Figuur 6

Bodembemonstering voor de database. De punten geven de locatie van de bemonsterde LMFplots weer en het jaar van bemonstering.

4 Responsies van plantensoorten in Beukenbossen verschillen gemiddeld niet tussen Europese landen

G.W.W. Wamelink, M. Diekmann, S. Smart, J.C. Gegout, J.M. Olano en C. Peppler-Lisbach

4.1 Inleiding

Om te onderzoeken of responsies van plantensoorten op bodem pH in beukenbossen verschillen tussen Europese landen, zijn zeven datasets uit verschillende Europese landen met elkaar vergeleken (Zweden, Duitsland-Elbe, Duitsland-Oldenburg, Nederland, Groot-Brittannië, Frankrijk en Spanje).

Als blijkt dat er grote verschillen zijn, is dit een aanwijzing om regionale response- functies te gebruiken in plaats van Europa brede functies.

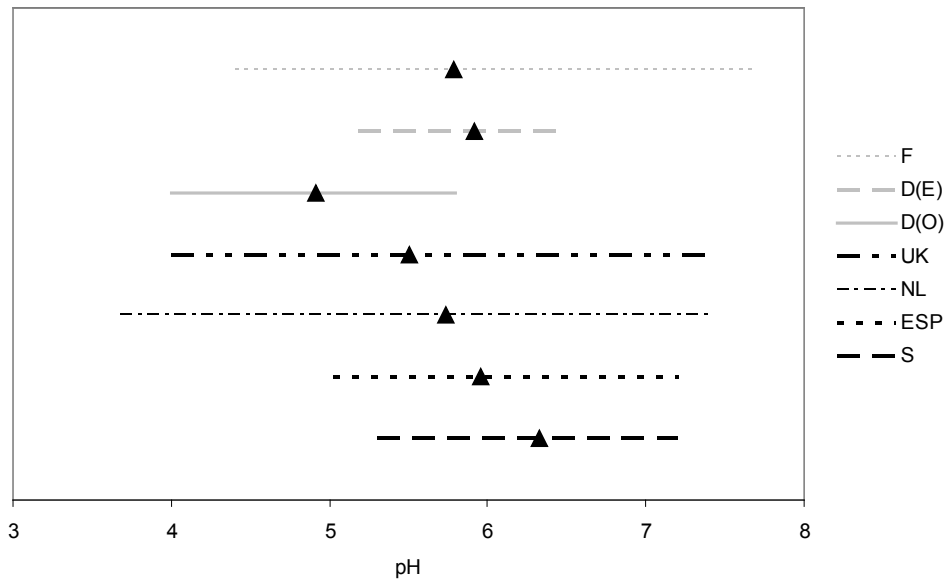
4.2 Resultaten

Er zijn slechts vier soorten die in alle datasets voorkomen. De gemiddelden en amplitudes voor deze soorten variëren sterk tussen de landen. Alleen voor *Deschampsia flexuosa* en *Carex sylvatica* zijn enkele overeenkomsten tussen de optima van de responsiecurven (figuur 7).

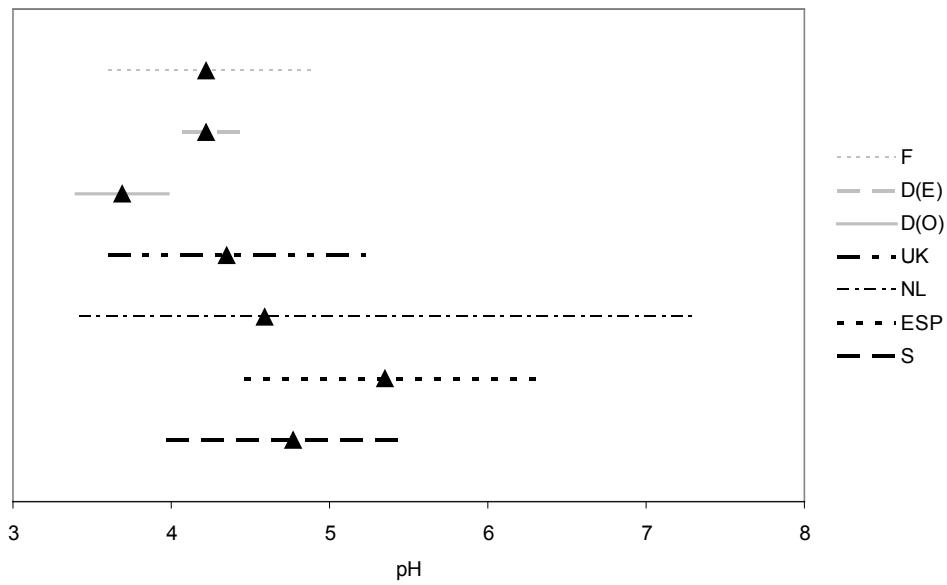
Omdat bij een vergelijking van alle datasets maar vier soorten overeenkomen, zijn de datasets voor de verschillende landen paarsgewijs vergeleken. Alleen de gemeenschappelijke soorten zijn daarin meegenomen. Het gaat per landencombinatie dus (deels) steeds om verschillende soorten. Hierdoor wordt de vergelijkbaarheid tussen de landen kleiner. Op deze manier zijn er wel meer gemeenschappelijke soorten te vinden (tabel 3 en tabel 4 en ook tabel 6). Hiervoor is per landenpaar een gepaarde T-toets gedaan op de optima van de gemeenschappelijke soorten voor zowel de optima als de amplituden van de soorten (tabel 7 en 8). Bij deze vergelijking zijn bijna alle verschillen significant. De verschillen zijn soms echter wel klein.

Het overall gemiddelde verschil van de paarsgewijze vergelijking voor pH is heel klein (-0,26; tabellen 4 en 5). Het overall gemiddelde van de absolute verschillen (0,64, tabel 5) geeft echter al een ander beeld. 0,6 pH eenheden is toch een substantieel verschil. De verschillen per landenpaar lopen van bijna geen verschil tot 1,75 pH eenheden. Voor de percentielen is deze range zelfs nog groter. De grootste verschillen zijn er tussen de Oldenburg-dataset en de andere datasets. Deze Oldenburg-dataset had ook de grootste onzekerheden voor responsefuncties per soort. De kleinste verschillen zijn er meestal tussen de Franse dataset en de andere datasets. Grote datasets lijken meer op elkaar dan kleine datasets.

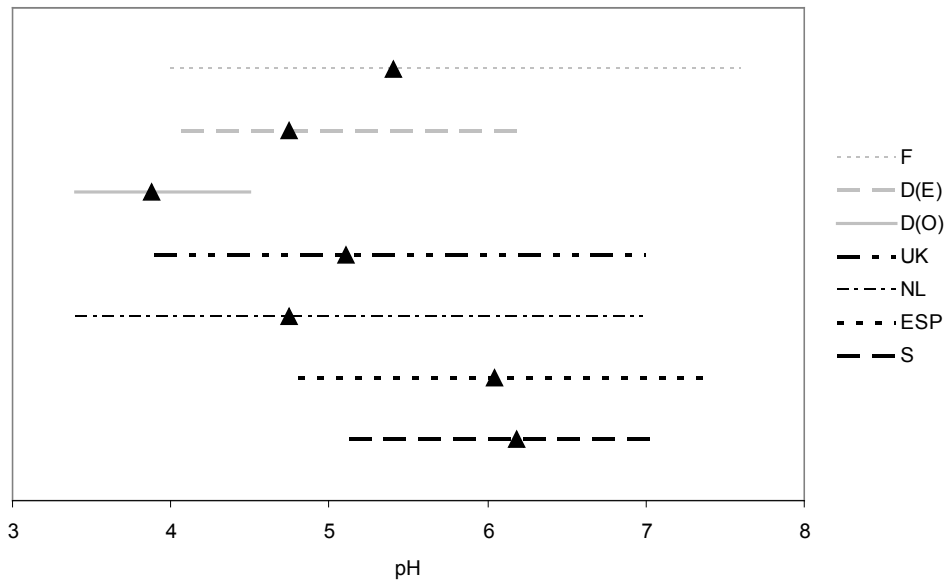
Carex sylvatica



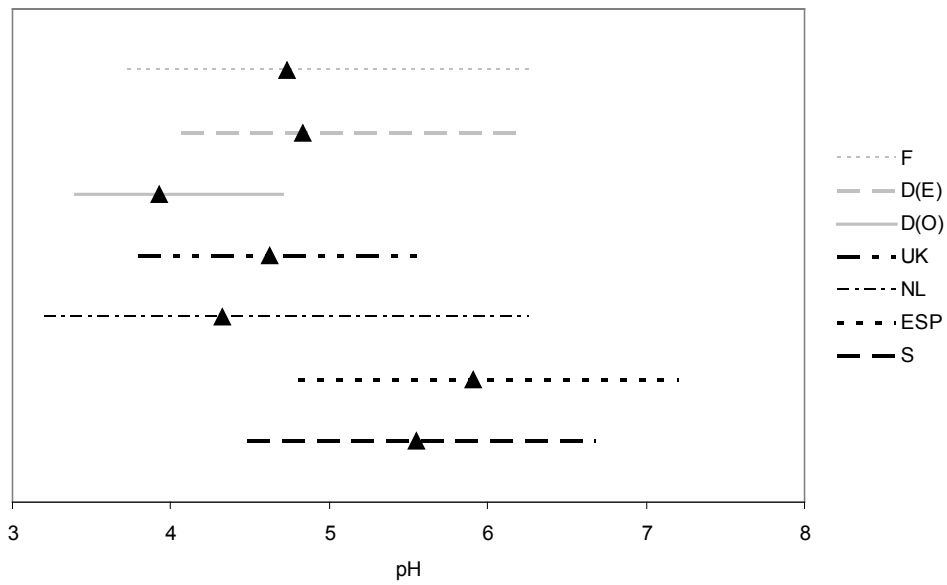
Deschampsia flexuosa



Hedera helix



Oxalis acetosella



Figuur 7

Responsiecurves voor de vier gemeenschappelijke soorten in de zeven datasets (Zweden: S, Duitsland-Elbe: D(E), Duitsland-Oldenburg: D(O), Nederland: NL, Groot-Brittannië: UK, Frankrijk: F en Spanje: ESP). De driehoek geeft het optimum van de curve.

4.3 Conclusie en discussie

Er zijn significante verschillen tussen de responsies van gemeenschappelijke plantensoorten uit Europese datasets voor de bodem pH. Dit zou een aanwijzing kunnen zijn voor het gebruik van regionale response functies. Maar hoewel de verschillen significant zijn, zijn ze ook klein. De vraag is daarom wat de ecologische betekenis van deze verschillen is. Een andere aanwijzing voor het gebruik van regionale response- functies ligt in het feit dat Ellenberg getallen in het verleden voor verschillende landen zijn gekalibreerd (Hill, Diekmann, Wiertz).

Een aanwijzing voor het gebruik van juist Europa brede responsfuncties komt uit een studie van Wamelink et al. (2005). Uit deze studie bleek dat met behulp van de voor Nederland geschatte indicatiewaarden de pH voor Europese locaties vrij nauwkeurig geschat kon worden. De schatting voor de Europese locaties was soms zelfs beter dan die voor Nederlandse locaties.

Voor een eenduidige conclusie of er regionale of Europa brede responsefuncties gebruikt zouden moeten worden, zijn veel meer gegevens nodig. Er zijn nu nog te weinig gemeenschappelijke soorten in de beschikbare datasets om hier betrouwbare uitspraken over te doen.

Tabel 3

Database-grootte (aantal opname pH-combinaties), aantal responsies van plantensoorten (n(r)) en omschrijving van de database.

Naam	n	n (r)	Omschrijving
Zweden	311	62	Beukenbossen (Diekman)
Duitsland-Elbe	159	36	Beukenbossen (Diekman)
Duitsland -Oldenburg	235	61	Beukenbossen (Pepler-Lobach)
Nederland	5189	547	Algemene database met meerdere vegetatietypen
Groot-Brittannië	1647	195	Algemene database met meerdere vegetatietypen (Smart)
Frankrijk	3834	367	Algemene database met meerdere vegetatietypen (Gegout)
Spanje	137	29	Beukenbos (esp)

Tabel 4

Gemiddelde (gem) 10 en 90 percentiel en amplitude (amp) van de responscurves, gemiddeld voor de soorten die gemeenschappelijk zijn voor de landenparen. Onderaan de tabel staan de overall gemiddelden.

Combinatie	N	Dataset	Gem	10	90	Amp
F-NL	149	F	5.51	4.29	6.95	2.66
		NL	5.32	3.96	6.81	2.85
UK-NL	126	UK	5.24	4.13	6.6	2.47
		NL	5.56	4.27	6.98	2.71
D(E)-NL	27	D(E)	4.91	4.27	5.73	1.46
			4.58	3.34	6.36	3.02
S-NL	28	S	5.86	4.8	6.89	2.09
		NL	5.33	3.86	6.93	3.07
ESP-NL	13	ESP	5.9	4.87	7.16	2.3
		NL	5.05	3.71	6.66	2.95
F-UK	149	F	5.55	4.32	7.02	2.7
		UK	5.23	4.12	6.63	2.52
D(E)-UK	23	D(E)	5.02	4.35	5.87	1.52
		UK	4.93	3.92	6.25	2.33
S-UK	30	S	5.83	4.76	6.891	2.12
		UK	5.3	4.15	6.71	2.56
ESP-UK	15	ESP	5.95	4.97	7.2	2.23
		UK	5.19	4.08	6.6	2.52
F-D(E)	30	F	5.18	4.05	6.67	2.62
		D(E)	5	4.35	5.81	1.45
F-ESP	21	F	5.67	4.36	7.25	2.89
		ESP	5.99	5.01	7.25	2.24
F-S	45	F	5.87	4.51	7.35	2.84
		S	5.9	4.83	6.94	2.11
D(E)-ESP	7	D(E)	4.93	4.29	5.78	1.48
		ESP	5.79	4.75	7.04	2.29
D(E)-S	14	D(E)	4.99	4.38	5.76	1.38
		S	5.68	4.63	6.72	2.09
S-ESP	8	S	5.98	5.02	7.21	2.2
		ESP	5.77	4.69	6.8	2.11
S-D(O)	19	S	4.04	3.45	4.81	1.36
		D(O)	5.78	4.72	6.8	2.08
D(O)-D(E)	26	D(O)	4.02	3.47	4.69	1.22
		D(E)	4.93	4.28	5.77	1.49
D(O)-NL	50	D(O)	4.02	3.48	4.73	1.26
		NL	4.7	3.38	6.46	3.09
D(O)-UK	33	D(O)	4.06	3.48	4.82	1.35
		UK	5.01	3.93	6.45	2.52
D(O)-F	55	D(O)	4.04	3.48	4.76	1.29
		F	5.18	4.04	6.71	2.67
D(O)-ESP	8	D(O)	4.1	3.5	4.84	1.34
		ESP	5.85	4.83	7.08	2.25
Gemiddelde			5.21	4.22	6.4	2.18

Tabel 5

Verschillen en absolute verschillen tussen de gepaarde datasets. Onderaan de tabel staan de overall gemiddelden.

Combinatie	Verschil			Absoluut verschil		
	Gem pH	10	90	Gem pH	10	90
F-S	-0.03	-0.32	0.41	0.03	0.32	0.41
D(E)-UK	0.09	0.43	-0.38	0.09	0.43	0.38
F-D(E)	0.18	-0.3	0.86	0.18	0.3	0.86
F-NL	0.19	0.33	0.14	0.19	0.33	0.14
S-ESP	0.21	0.33	0.41	0.21	0.33	0.41
UK-NL	-0.32	-0.14	-0.38	0.32	0.14	0.38
F-UK	0.32	0.2	0.39	0.32	0.2	0.39
F-ESP	-0.32	-0.65	0	0.32	0.65	0
D(E)-NL	0.33	0.93	-0.63	0.33	0.93	0.63
S-NL	0.53	0.94	-0.04	0.53	0.94	0.04
S-UK	0.53	0.61	0.181	0.53	0.61	0.181
D(O)-NL	-0.68	0.1	-1.73	0.68	0.1	1.73
D(E)-S	-0.69	-0.25	-0.96	0.69	0.25	0.96
ESP-UK	0.76	0.89	0.6	0.76	0.89	0.6
ESP-NL	0.85	1.16	0.5	0.85	1.16	0.5
D(E)-ESP	-0.86	-0.46	-1.26	0.86	0.46	1.26
D(O)-D(E)	-0.91	-0.81	-1.08	0.91	0.81	1.08
D(O)-UK	-0.95	-0.45	-1.63	0.95	0.45	1.63
D(O)-F	-1.14	-0.56	-1.95	1.14	0.56	1.95
S-D(O)	-1.74	-1.27	-1.99	1.74	1.27	1.99
D(O)-ESP	-1.75	-1.33	-2.24	1.75	1.33	2.24
Gemiddelde	-0.26	-0.03	-0.51	0.64	0.59	0.85

Tabel 6

Aantal gemeenschappelijke soort responsies per landenpaar voor bodem pH voor de zeven datasets (Zweden: S, Duitsland-Elbe: D(E), Duitsland-Oldenburg: D(O), Nederland: NL, Groot-Brittannië: UK, Frankrijk: F en Spanje: ESP).

	S	D-E	D-O	NL	UK	F	ESP
D-E	14						
D-O	19	26					
NL	28	27	50				
UK	30	23	33	126			
F	45	30	55	149	118		
ESP	8	7	8	13	15	21	

Tabel 7

Resultaten van de gepaarde T-toetsen op de optima van de gemeenschappelijke soorten voor bodem pH voor de zeven datasets (Zweden: S, Duitsland-Elbe: D(E), Duitsland-Oldenburg: D(O), Nederland: NL, Groot-Brittannië: UK, Frankrijk: F en Spanje: ESP). Gegeven zijn de t-values en de significanties in drie categorieën.

	S	D-E	D-O	NL	UK	F	ESP
S		***	***	**	***	n.s.	n.s.
D-E	8.13E-05		***	**	n.s.	**	**
D-O	1.07E-13	9.71E-08		***	***	***	***
NL	0.002646	6.71E-05	1.38E-13		***	***	**
UK	2.84E-09	0.132871	2.49E-18	8.55E-09		***	***
F	0.694833	0.002551	1.54E-26	0.000845	1.33E-15		**
ESP	0.116106	0.003787	4.31E-06	0.002967	1.93E-06	0.007125	

Tabel 8

Resultaten van de gepaarde T-toetsen op de amplitudes van de gemeenschappelijke soorten voor bodem pH voor de zeven datasets (Zweden: S, Duitsland-Elbe: D(E), Duitsland-Oldenburg: D(O), Nederland: NL, Groot-Brittannië: UK, Frankrijk: F en Spanje: ESP). Gegeven zijn de t-values en de significanties in drie categorieën.

	S	D-E	D-O	NL	UK	F	ESP
S		**	***	***	**	***	n.s.
D-E	0.004619		*	***	***	***	*
D-O	0.00014	0.014736		***	***	***	**
NL	2.76E-06	2.36E-11	7.08E-22		**	**	*
UK	0.004099	4.26E-06	1.61E-14	0.001766		***	n.s.
F	6.06E-08	1.64E-11	2.35E-23	0.009293	0.000799		***
ESP	0.554768	0.0441	0.001194	0.047023	0.106695	0.000212	

5 Voorspellen van bodemcondities met behulp van indicatorwaarden; effect van soortengroepen

L. Tinker, M.H.C. van Adrichem en G.W.W. Wamelink

5.1 Inleiding

Bij het schatten van abiotische bodemomstandigheden gebruiken we normaal de indicatiewaarden van alle soorten in een opname. Door de indicatorwaarden van deze soorten te middelen vinden we de geschatte abiotiek voor de bodem op die locatie. Deze methode is geautomatiseerd in het programma Turboveg en is daarom gemakkelijk uit te voeren. Er zijn echter argumenten om bij het middelen bepaalde soortgroepen weg te laten. We hebben onderzocht of het weglaten van bepaalde soortgroepen tot een betere schatting van de bodemomstandigheden leidt:

1. Mossen en korstmossen zouden het resultaat van de schatting negatief kunnen beïnvloeden, omdat zij niet direct of slechts voor een zeer klein deel afhankelijk zijn van de bodem en hun voedingsstoffen en water vooral uit de lucht en regen halen. We hebben het effect van mossen en korstmossen op de nauwkeurigheid van de schattingen onderzocht door te schatten met en zonder de indicatorwaarden van deze soortgroepen.
2. In tegenstelling tot mossen en korstmossen zouden eenjarige plantensoorten juist beter geschikt kunnen zijn voor het schatten van bodemomstandigheden op dat moment. Eenjarigen moeten namelijk direct reageren op de bodemomstandigheden in het bemonsterde jaar. We hebben het effect van eenjarige plantensoorten op de nauwkeurigheid van de schattingen onderzocht door te schatten met en zonder de indicatorwaarden van deze soortgroep.
3. We gebruiken alleen de aanwezigheid van soorten om de bodemcondities te berekenen. De bedekking van soorten in een opname is meestal echter ook bekend. De vraag is of het meenemen van de bedekking in de analyses zorgt voor een betere schatting. Dit kan onderzocht worden door schattingen met en zonder bedekking te vergelijken met gemeten bodemcondities.

De bovenstaande vragen zijn onderzocht voor de bodem pH. De bodem pH is voor meer dan 7.000 opnamen gemeten. Het zou echter beter zijn om het bovenstaande ook voor andere variabelen te onderzoeken, omdat dat tot andere resultaten zou kunnen leiden. In deze eerste verkenning is dat nog niet gebeurd.

5.2 Materiaal en methode

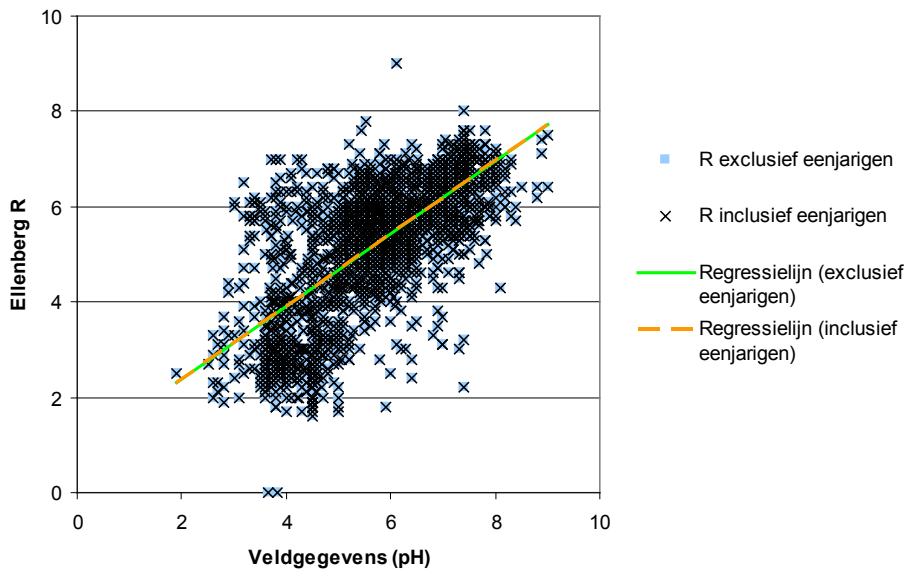
De berekeningen zijn uitgevoerd voor vegetatieopnamen uit de EC-database (www.givd.info). Van de meer dan 7.000 vegetatieopnamen met een gemeten pH-waarde zijn uiteindelijk 2.592 opnamen geselecteerd, waar zowel mossen, korstmossen als eenjarigen in de opnamen voorkomen. Met Turboveg (Hennekens en Schaminée, 2001) zijn voor die opnamen vervolgens de gemiddelde indicatiewaarden berekend voor Ellenberg zuurgraad (R, Ellenberg et al. 1991) en voor ons eigen indicator-systeem voor pH (WW, Wamelink et al., 2005). De indicatiewaarden voor eenjarigen, korstmossen en mossen zijn berekend zonder medeneming van de bedekking. Voor het onderzoek naar het effect van de bedekking van de soorten op de kwaliteit van de schatting is uiteraard geschat met en zonder de bedekking. De berekende indicatiewaarden zijn vervolgens in een grafiek uitgezet tegen de gemeten veldgegevens. De grafieken die betrekking hebben op een bepaalde soortgroep zijn vervolgens met elkaar vergeleken.

5.3 Resultaten

In dit hoofdstuk worden per subhoofdstuk de resultaten voor achtereenvolgens het effect van eenjarigen, korstmossen, mossen en het effect van bedekking besproken. In de figuren wordt steeds de relatie tussen een variabele en de veldmetingen weergegeven. Per figuur zijn de punten met en zonder de soortgroep of bedekking geplot zodat ze visueel vergeleken kunnen worden. Daarnaast worden voor beide relaties de regressielijnen gegeven. Tot slot worden de regressiekenmerken getoond in een samenvattende tabel.

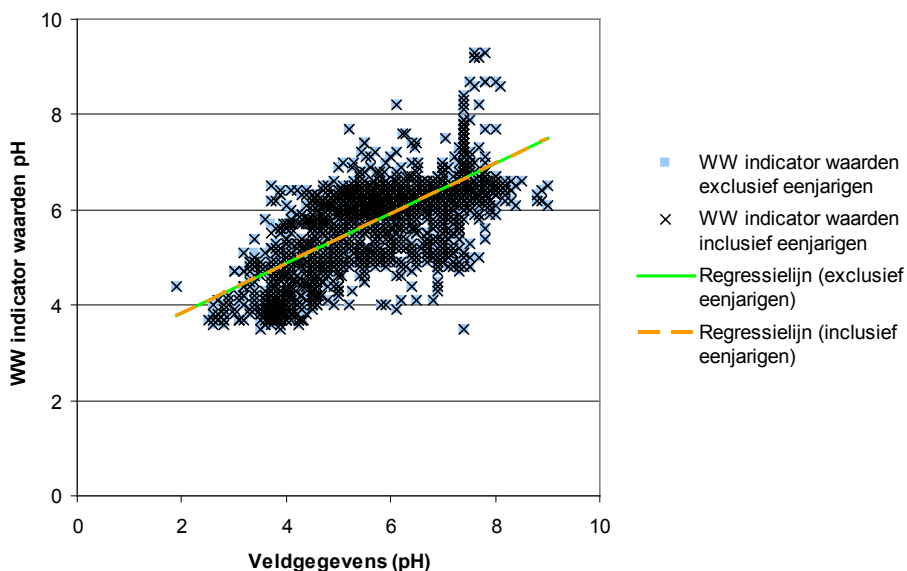
Eenjarigen

Het al dan niet meenemen van eenjarigen in het berekenen van de gemiddelde R-waarde geeft weinig verschil te zien tussen beide methoden (figuur 8). De regressielijn voor de relatie tussen veldmetingen voor pH en de Ellenbergwaarde voor R met en zonder eenjarigen zijn nagenoeg hetzelfde net als de verklaarde variantie (tabel 9). Het al dan niet meenemen van eenjarigen heeft op de voorspellende waarde van de Ellenberg-getallen voor zuurgraad een minieme invloed. Voor de WW-pH getallen zijn de resultaten nagenoeg hetzelfde (figuur 9). De individuele waarnemingen wijken niet zichtbaar van elkaar af. Ook de regressie-coëfficiënt en het intercept van de regressielijnen wijken niet noemenswaardig van elkaar af en de verklaarde variantie is voor beide regressies nagenoeg gelijk (tabel 9). Wel is de verklaarde variantie voor de opnamen waarin de eenjarigen zijn meegenomen iets hoger.



Figuur 8

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en Ellenberg R (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten met eenjarigen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder eenjarigen (■).

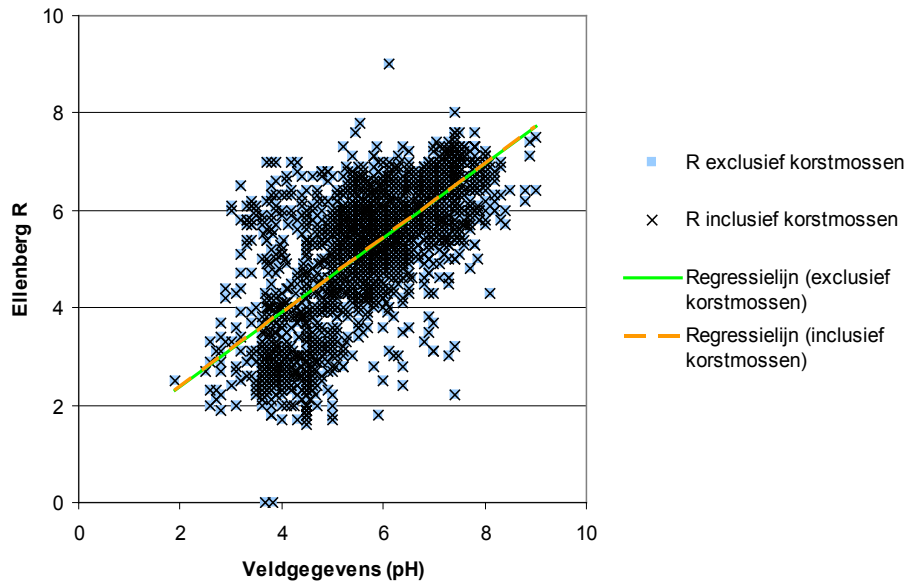


Figuur 9

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en WW indicatorwaarden (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten met eenjarigen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder eenjarigen (■).

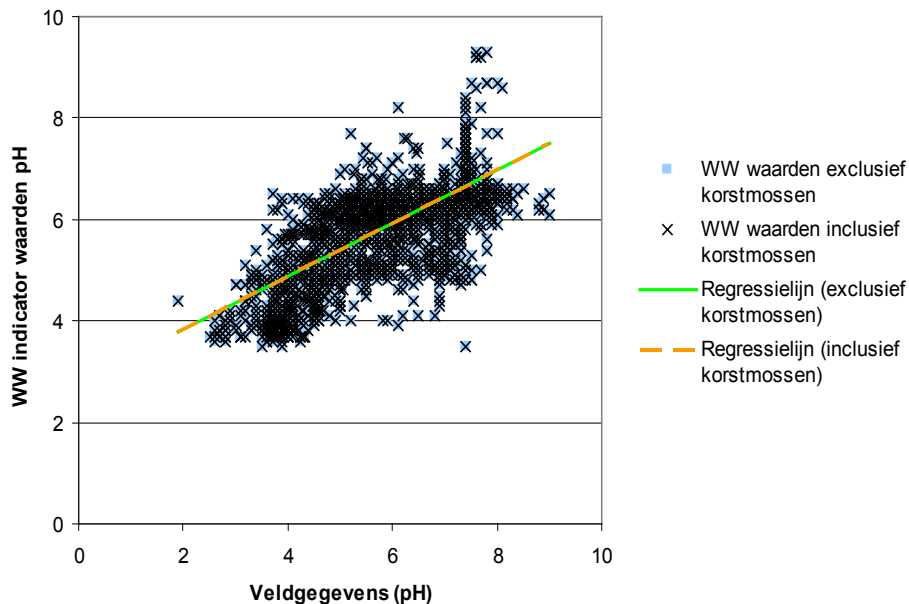
Korstmossen

Voor het al dan niet meenemen van korstmossen bij het berekenen van R of de pH geldt nog meer dan wat al voor de eenjarige gold; er is geen enkel waarneembaar effect (figuur 10, figuur 11 en tabel 9). Het meenemen van korstmossen heeft dus geen negatieve invloed op de kwaliteit van de schatting. Het kan in opnamen met veel korstmossen en weinig hogere planten er wel voor zorgen dat de gehanteerde drempel van minimaal vijf indicerende soorten voor een berekening voor meer opnamen gehaald wordt.



Figuur 10.

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en Ellenberg R (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten inclusief korstmossen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder korstmossen (■).

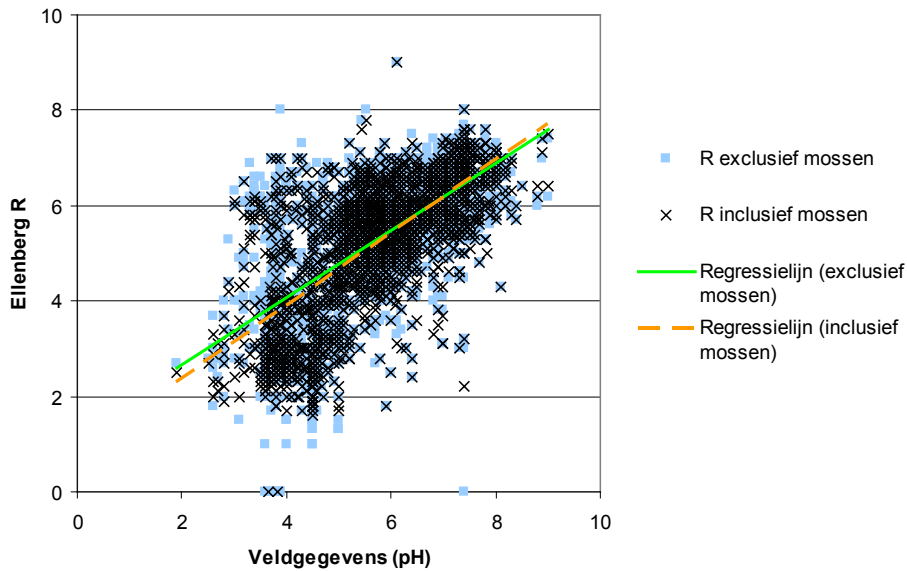


Figuur 11.

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en WW indicator waarden (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten inclusief korstmossen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder korstmossen (■).

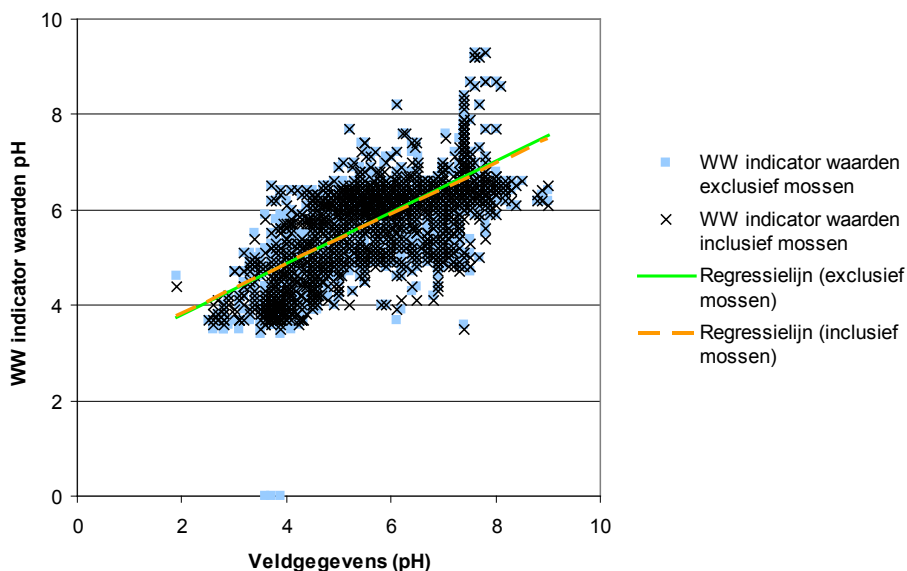
Mossen

Het al dan niet meenemen van mossen bij het berekenen van R of de pH heeft wel effecten, vooral voor Ellenberg R. Het weglaten van de mossen geeft een andere relatie (figuur 12 en figuur 13) tussen de berekende en gemeten waarden. Tabel 9 laat zien dat vooral voor R de relatie een stuk slechter wordt (lagere verklaarde variantie), maar ook voor de WW-pH wordt een effect gevonden. Voor de laatste is het negatieve effect beperkt.



Figuur 12

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en Ellenberg R (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten inclusief mossen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder mossen (■).

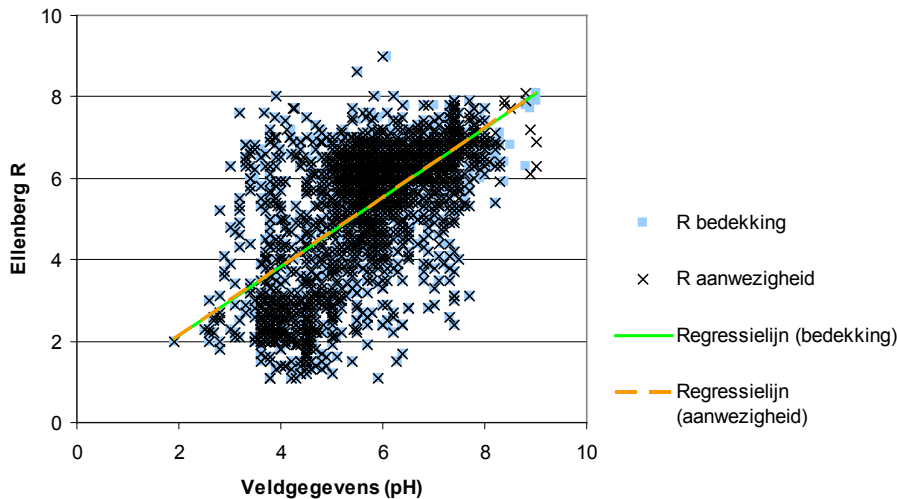


Figuur 13

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en WW indicator waarden (zuurgraad). In de figuur zijn zowel alle punten inclusief mossen (x) met regressielijn weergegeven, als de punten en regressievergelijking zonder mossen (■).

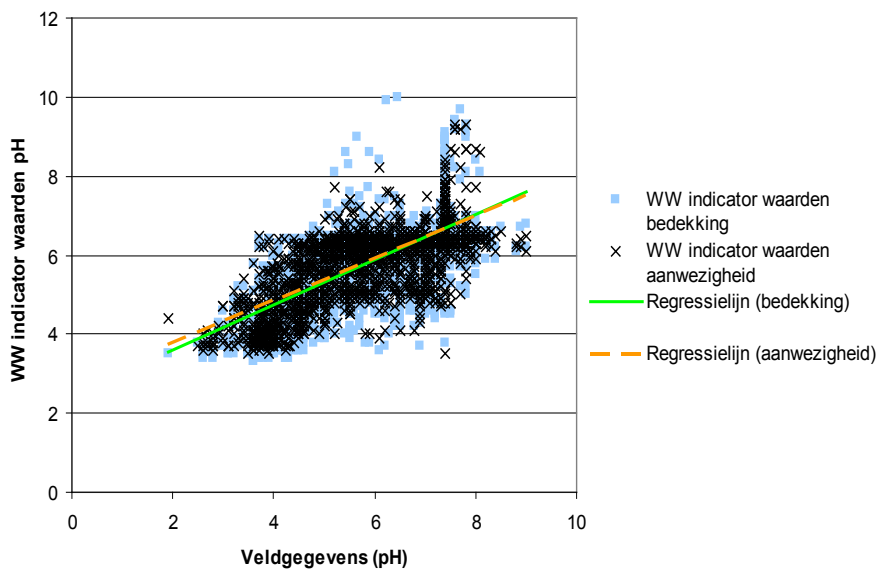
Bedekking

Het al dan niet meenemen van de bedekking geeft ook verschillen te zien, maar in dit geval vooral voor de WW-pH (figuur 14 en figuur 15). Voor Ellenberg R is het meenemen van de bedekking gunstig, al zijn de verschillen minimaal en is het eigenlijk niet de moeite waard. Voor WW-pH is er een tegengesteld effect aanwezig, het meenemen van de bedekking geeft duidelijk een lagere verklaarde variantie, ergo het meenemen van de bedekking is slecht voor de voorspellende kracht van het WW-systeem.



Figuur 14

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en Ellenberg R (zuurgraad). In de figuur zijn de gemiddelde zuurgraden gebaseerd op aanwezigheid (x) en de gemiddelde zuurgraden gebaseerd op bedekking (■). weergegeven.



Figuur 15

Regressie tussen veldgegevens uit de Ecologische Condities database en WW- indicatorwaarden (zuurgraad). In de figuur zijn de gemiddelde zuurgraden gebaseerd op aanwezigheid (x) en de gemiddelde zuurgraden gebaseerd op bedekking (■). weergegeven.

Tabel 9

Karakteristieken van de regressielijnen voor de relatie tussen Ellenberg R en WW-pH enerzijds en gemeten pH anderzijds op basis van vegetatieopnamen met het al dan niet meenemen van eenjarigen, korstmossen en mossen en het effect van het meenemen van de bedekking van plantensoorten. Gegeven worden de regressie-coëfficiënt en het intercept van de regressie (volgens $y=ax+b$) en de verklaarde variantie (R^2).

Factor	Indicatie	Meegenomen	A	B	R^2
Eenjarigen	R	ja	0.7627	0.8578	0.4729
		nee	0.7627	0.8579	0.4728
	WW-pH	ja	0.5262	2.7701	0.4786
		nee	0.5257	2.7731	0.4782
Korstmossen	R	ja	0.7627	0.8578	0.4729
		nee	0.7627	0.8579	0.4729
	WW-pH	ja	0.5262	2.7701	0.4786
		nee	0.5262	2.7701	0.4786
Mossen	R	ja	0.7627	0.8578	0.4729
		nee	0.7051	1.2574	0.406
	WW-pH	ja	0.5262	2.7701	0.4786
		nee	0.5339	2.7462	0.468
Bedekking	R	ja	0.8519	0.4256	0.3969
		nee	0.849	0.447	0.3953
	WW-pH	ja	0.57	2.4647	0.4398
		nee	0.5317	2.7428	0.4772

5.4 Discussie

Het effect van het al dan niet meenemen van eenjarigen en korstmossen is voor zowel berekeningen met Ellenberg R als met WW-pH te verwaarlozen. Dit geldt niet voor mossen; het meenemen van mossen in de berekening heeft vooral voor Ellenberg R een positief effect op de verklaarde variantie. Voor de bedekking geldt dat voor WW-pH het meenemen van de bedekking beduidend slechtere resultaten oplevert dan wanneer alleen aan- en afwezigheidsgegevens worden gebruikt. Dit laatste is in overeenstemming met wat o.a. door van Dobben en Ter Braak (1999) en Wamelink et al. (2002) werd gevonden, waarbij meenemen van de bedekking in de berekeningen ook geen wezenlijke verbetering te zien gaf.

De selectie van opnamen voor de berekeningen is uitgevoerd op basis van beschikbare pH-metingen en een combinatie van eenjarigen, korstmossen, mossen en de bedekking. Hierdoor kan het aandeel van vooral eenjarigen en korstmossen in een opname laag zijn en worden eventueel aanwezige effecten gedempt. Het feit dat de mossen wel duidelijk invloed hadden, net als deels de bedekking, rechtvaardigt een nader onderzoek met opnamen waar een wezenlijk aandeel van eenjarigen of korstmossen in de opname aanwezig is. Resultaten zouden dan anders kunnen uitvallen.

Literatuur

Dobben, H.F. van en C.J.F. ter Braak, Ranking of epiphytic lichen sensitivity to air pollution using survey data: A comparison of indicator scales. *Lichenologist* 31: pp. 27-39.

Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner en D. Paulißen, 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: pp. 9-166.

Hennekens, S.M. en J.H.J. Schaminée, 2001. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: pp. 589-591.

Wamelink, G.W.W, P.W. Goedhart, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgement by measurements. *Journal of vegetation science* 16: pp. 461-470.

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of vegetation science* 13: pp. 269-278.

www.givd.info/db_details.html?choosen_db=140&choose=Load

6 Veranderingen van plant responses in de tijd

A.H. Malinowska, G.W.W. Wamelink en P.W. Goedhart

6.1 Inleiding

De door de mens veroorzaakte zure depositie heeft geleid tot bodemverzuring, waardoor de bodem-pH gedurende de vorige eeuw sterk gedaald is, vooral op plaatsen waar de voorraad basische kationen gering was en door de depositie uitgeput is geraakt. Dit proces heeft het voorkomen van plantensoorten beïnvloed en kan invloed hebben gehad op de concurrentiekracht van soorten. Wij hebben onderzocht of als gevolg van de zure depositie ook de respons van plantensoorten op de bodem-pH is veranderd in de tijd door de soms sterke daling van de bodem-pH in Nederland.

Onze hypothese was dat door de zure depositie en de daardoor veroorzaakte verzuring van de bodem de respons van plantensoorten op de bodem-pH veranderd is in de tijd.

De tweede hypothese was dat sommige soorten hun voorkomen zouden kunnen verschuiven naar zuurdere bodems, terwijl andere soorten dat niet zouden kunnen.

Bij plantensoorten die zich aan een lagere pH aanpassen door het pH-bereik waarin ze kunnen voorkomen aan te passen, zal de vorm van de responscurve waarschijnlijk niet veranderen. Wel zal de responscurve in zijn geheel opschuiven naar een lager pH-bereik. Bij soorten die zich niet kunnen aanpassen aan een lagere pH, zal de vorm van de responscurve wél veranderen; de soort zal meer voorkomen bij lagere pH's en minder bij hogere pH's, maar binnen zijn oorspronkelijke bereik blijven, waardoor de vorm van de curve verandert. We verwachten dat ten minste sommige soorten responses zullen laten zien die verschillen in de tijd, maar die zich binnen hetzelfde pH-bereik bevinden.

Deze hypothesen zijn getest door een database met vegetatieopnamen en bijbehorende, gemeten bodem-pH's op te delen in sub-databases op basis van het meetjaar en vervolgens per subdatabase de soortresponses te schatten. Vervolgens zijn voor elke soort de responses per subdatabase vergeleken.

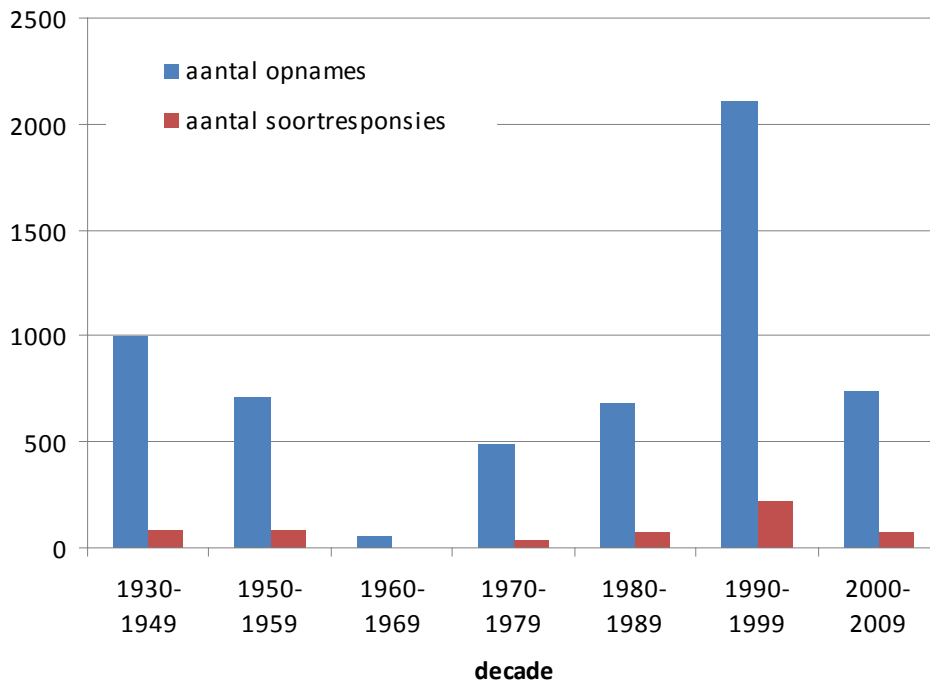
6.2 Methode

We hebben een uitgebreide database gebruikt zoals beschreven in Wamelink et al., 2002; Wamelink et al., 2005 en op www.givd.info/db. Op het moment van de analyse bevatte de database 6870 opnamen met gemeten bodem-pH. Omdat niet van alle opnamen het opnamejaar bekend was, waren 5797 opnamen beschikbaar voor de analyse. De database is opgedeeld in sub-databases met gegevens per decade (figuur 16). De eerste twee decaden (1930-1939 en 1940-1949) zijn samengevoegd en de vierde decade (1960-1969) is weggelaten omdat er niet genoeg opnamen beschikbaar waren.

Voor elke plantensoort in de zes sub-databases met ten minste 50 presenties is een respons geschat met behulp van de methode beschreven in Wamelink et al. (2005). De geschatte, gemiddelde pH waarbij de soort

voorkomt, de 5-, 25-, 75- and 95-percentielen en de bijbehorende onzekerheden zijn berekend. Ook zijn, voor visualisatie, responscurves geschat met behulp van de spline methode (Wamelink et al., 2005).

opnames in sub-datasets



Figuur 16

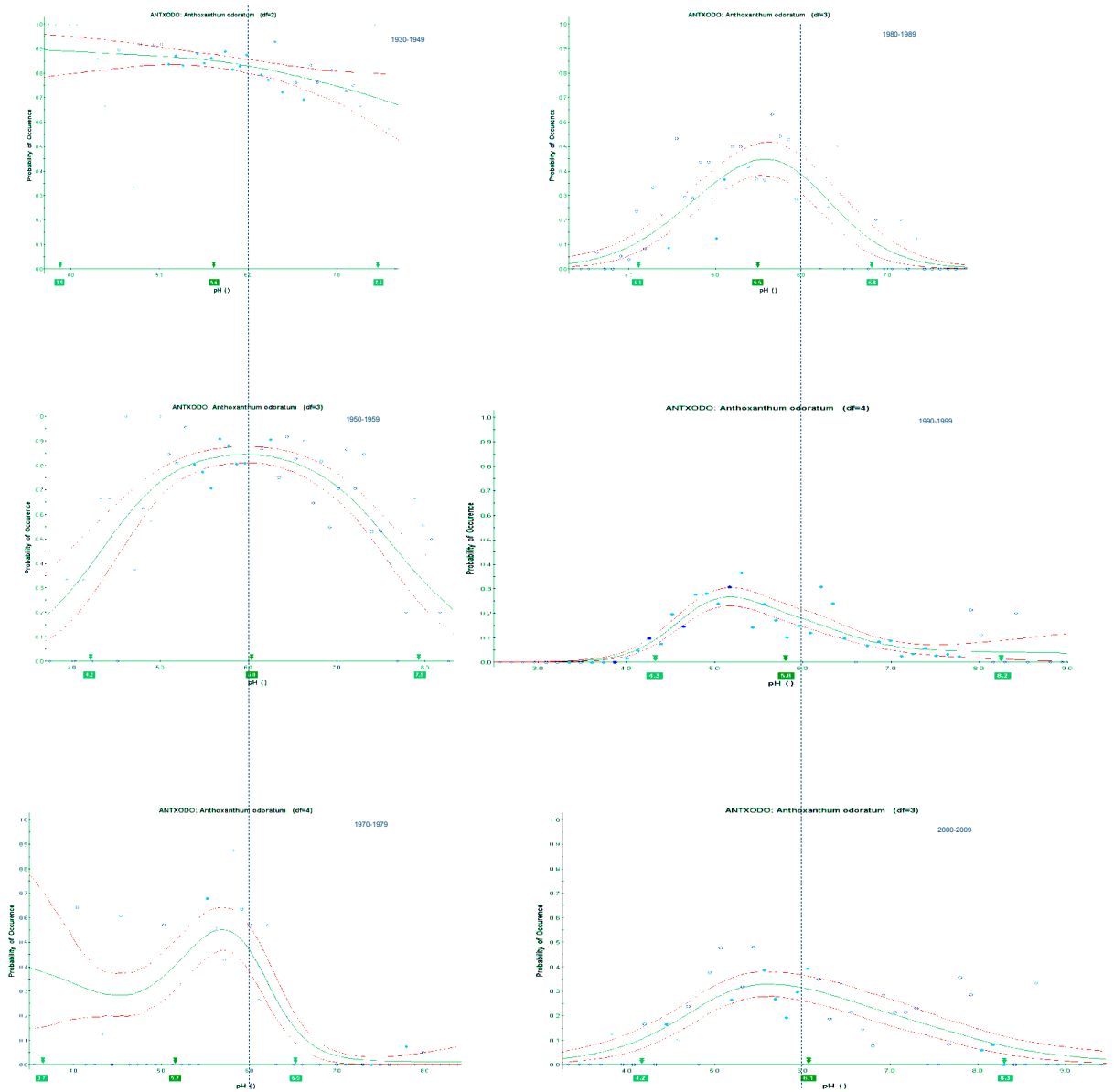
Aantal vegetatieopnamen per decade.

6.3 Resultaten

Figuur 17 laat responscurves voor Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*) zien voor de verschillende decades. Hieruit zou afgelezen kunnen worden dat er een zeer kleine verschuiving heeft plaatsgevonden naar een wat zuurder optimum en dat daarbij de vorm van de responscurve is veranderd.

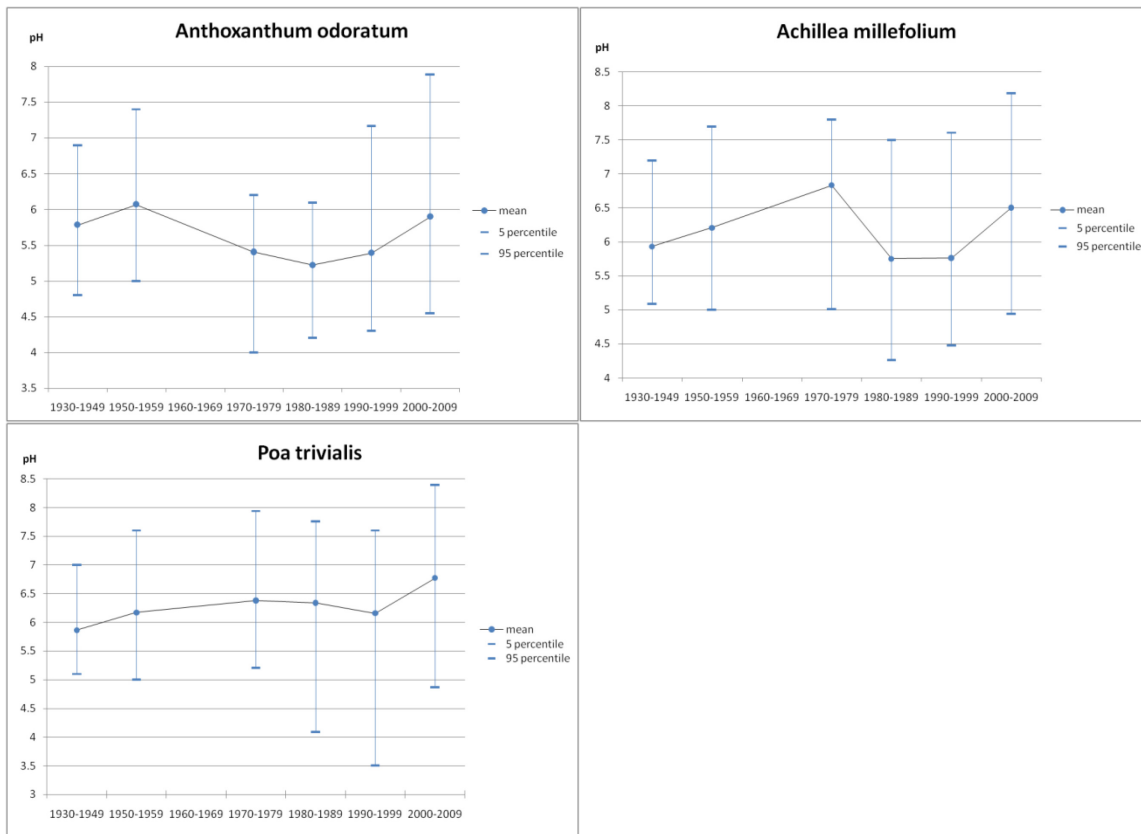
Figuur 18 laat de gemiddelde pH per decade zien voor drie voorbeeldsoorten en figuur 19 geeft de gemiddelde pH per decade voor alle gebruikte soorten. Hieruit lijkt te volgen dat veel soorten een vergelijkbare fluctuatie vertonen voor de pH. Dit effect is waarschijnlijk veroorzaakt door verschillen in bemonstering in de verschillende decades. Dit blijkt ook uit het feit dat de subdatasets (per decade) verschillende pH ranges hebben. In bepaalde periodes hebben vegetatiekundigen meer opnamen gemaakt op zure gronden en in andere periodes meer op basische gronden.

Figuur 4 lijkt dan ook eerder dit bemonsteringseffect weer te geven dan veranderingen in plant responses.



Figuur 17

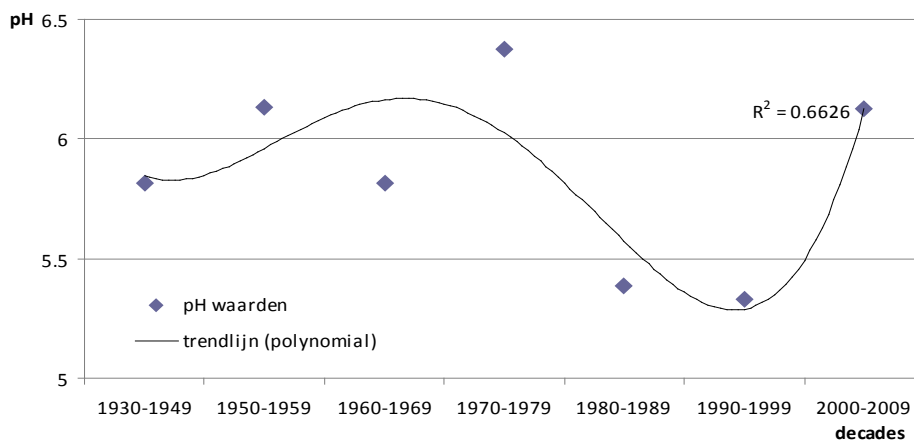
Responscurves voor Anthoxanthum odoratum voor verschillende decades. De zwarte, doorgetrokken lijn geeft de gemiddelde respons. De rode lijn geeft het 5- en 95-percentiel van de responscurve. Een donkergroen gearceerd getal geeft de gemiddelde pH, licht groen gearceerde getallen geven het 5- en 95-percentiel van de curve. Datapunten zijn als volgt gecodeerd: ○ 1-10 opnamen, ◇ 11-25 opnamen, ◻ 26-100 opnamen, ● 101-200 opnamen.



Figuur 18

Gemiddelde pH voor drie voorbeeldsoorten, *Anthoxanthum odoratum*, *Achillea millefolium* en *Poa trivialis*. De error bars geven het 5- en 95-percentiel. De jaren 1960-1969 zijn weggelaten wegens gebrek aan gegevens.

gemiddelde pH per decade



Figuur 19

Gemiddelde pH per decade voor alle gebruikte soorten (n=288).

6.4 Discussie

Met dit onderzoek wilden we te weten komen of de respons van plantensoorten op bodem-pH is veranderd in de tijd door de sterke daling van de bodem-pH in Nederland. Er is echter gebleken dat de gegevens in de database niet altijd willekeurig zijn verzameld, waardoor er effecten aanwezig zijn die de analyses verstoren. Verder zijn er te weinig gegevens per decade beschikbaar om analyses uit te voeren die rekening houden met de volgende effecten:

- De steekproefgrootte verschilt per decade (figuur 16),
- Gemiddelde pH waarden verschillen per decade (figuur 19),
- Sub-datasets hebben verschillende pH-ranges,
- De vegetatietypes zijn niet allemaal evengoed vertegenwoordigd in verschillende decades.

Op basis van ons onderzoek kan niet gesteld worden dat responses van plantensoorten op bodem-pH in de tijd zijn veranderd als gevolg van een sterke daling van de bodem pH in Nederland. Als dit ook het geval blijkt te zijn wanneer meer data beschikbaar zijn voor de analyse, dan betekent dit dat de indicatiewaarden en de responscurven waarop deze waarden zijn gebaseerd stabiel zijn in de tijd. Er hoeven dan niet eens in de zoveel jaar nieuwe responses en indicatiewaarden te worden afgeleid. Mogelijk geldt deze conclusie ook voor andere bodemparameters en voor parameters die te maken hebben met klimaatverandering zoals temperatuur en neerslag. Stabiele responses en indicatorwaarden zijn vooral van belang wanneer ze voor scenarioanalyses worden gebruikt met een horizon van bijvoorbeeld 100 jaar. Als indicatorwaarden niet stabiel zouden zijn, zou het onmogelijk zijn om goede toekomstbeelden te schetsen.

Literatuur

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: pp. 269-278.

Wamelink, G.W., P.W. Goedhart, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science* 16: pp. 461-470.

www.givd.info/db_details.html?chosen_db=140&choose=Load

7 Ruimtelijke interactie

M.H.C. van Adrichem

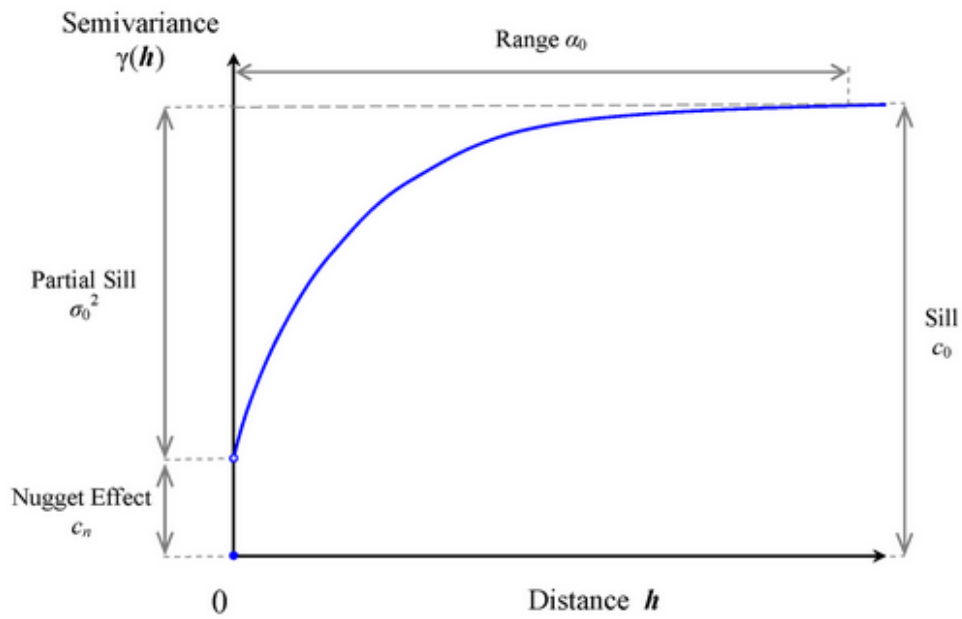
7.1 Inleiding

Sinds 2008 wordt jaarlijks een interessante locatie bezocht; op deze locatie worden dan zowel vegetatie-opnamen gemaakt als bodemmonsters genomen. In 2008 zijn enkele weilanden nabij het Korenburgerveen bemonsterd, in 2009 een voormalige akker bij Planken Wambuis en in 2010 zijn twee weilanden met zoute kwel in België net over de grens met Zeeland bemonsterd. Verder zijn er eerder, in 1995, op Ameland vergelijkbare gegevens verzameld. Deze gegevens zijn op een verschillende schaal verzameld. De gegevens van Ameland bestrijken een relatief groot oppervlak (9,5 km²) en de gegevens van België bestrijken een relatief klein oppervlak (Molenkreek 0,3 ha² en Watervliet 0,5 ha²). Daarnaast verschillen de locaties in homogeniteit: bij de locaties in België (Molenkreek en Watervliet) is een zoutgradiënt aanwezig, bij Ameland is ook een zoutgradiënt aanwezig en een hoogtegradiënt, de akker bij Mossel is waarschijnlijk vrij homogeen, en de gebieden bij het Korenburgerveen zijn waarschijnlijk weer iets heterogener.

Dit is een eerste poging om te onderzoeken of er op basis van deze gegevens iets te zeggen is over de onafhankelijkheid van de opnamen. Hoe groot moet de afstand tussen twee opnamen zijn voordat deze als onafhankelijk beschouwd kunnen worden?

7.2 Methode

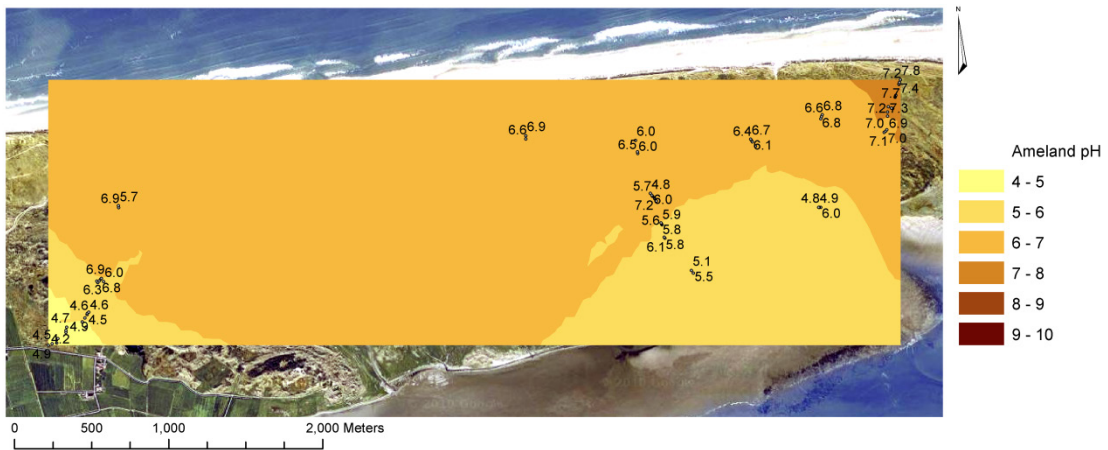
Eerst hebben we met de statistische programmeertaal R semivariogrammen uitgezet voor de verschillende locaties en variabelen. De semivariantie bereikt op een bepaalde afstand, de range genoemd, een maximum. Puntwaarnemingen die verder van elkaar liggen dan de range (zie figuur 20) worden niet beïnvloed door effecten die te wijten zijn aan ruimtelijke correlatie. Vanaf deze afstand zouden monsterpunten dus als onafhankelijk beschouwd kunnen worden. Daarna hebben we de puntgegevens voor de verschillende bodemvariabelen ruimtelijk geïnterpoleerd. Dit hebben we gedaan met de *Ordinary kriging*-methode in ArcGis. Deze methode maakt ook gebruik van het semivariogram.



Figuur 20
Theoretisch semivariogram (Sferisch type) en de bijbehorende karakteristieken. Bron: support.sas.com.

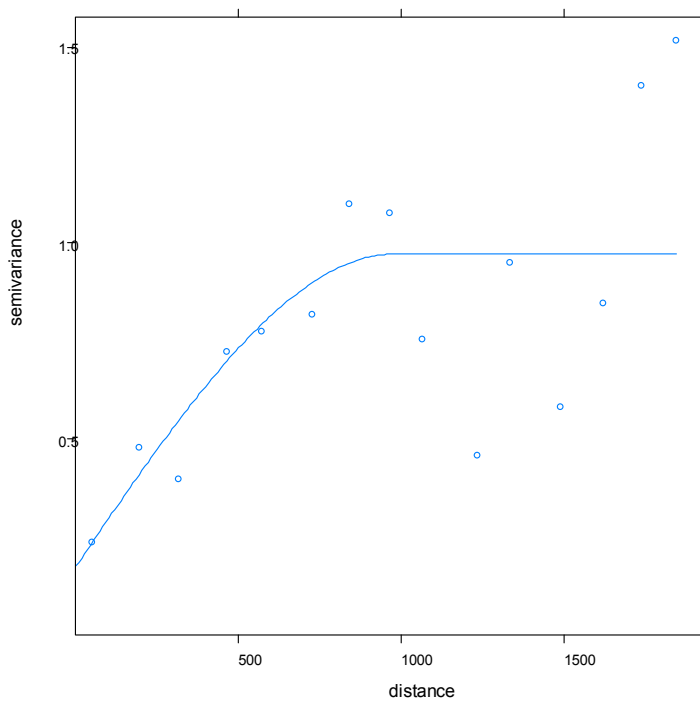
7.3 Resultaten

Uit de kaartjes hieronder blijkt dat de voormalige akker bij Planken Wambuis (figuur 25 en figuur 26), zoals verwacht, veel homogener is dan Ameland (figuur 21 tot en met figuur 24) en Watervliet (figuur 27 tot en met figuur 29). Verder blijkt uit de ruimtelijke verspreiding van de monsterpunten en interpolatieresultaten dat deze data eigenlijk niet erg geschikt zijn voor ruimtelijke interpolatie. Hoewel de interpolaties voor Watervliet nog een aardig betrouwbaar beeld geven, laat vooral de interpolatie van het N-totaalgehalte op Ameland veel artefacten zien. Ook bij de semivariogrammen was het lang niet altijd mogelijk om een zinvol model door de punten te fitten (figuur 24 en figuur 30).



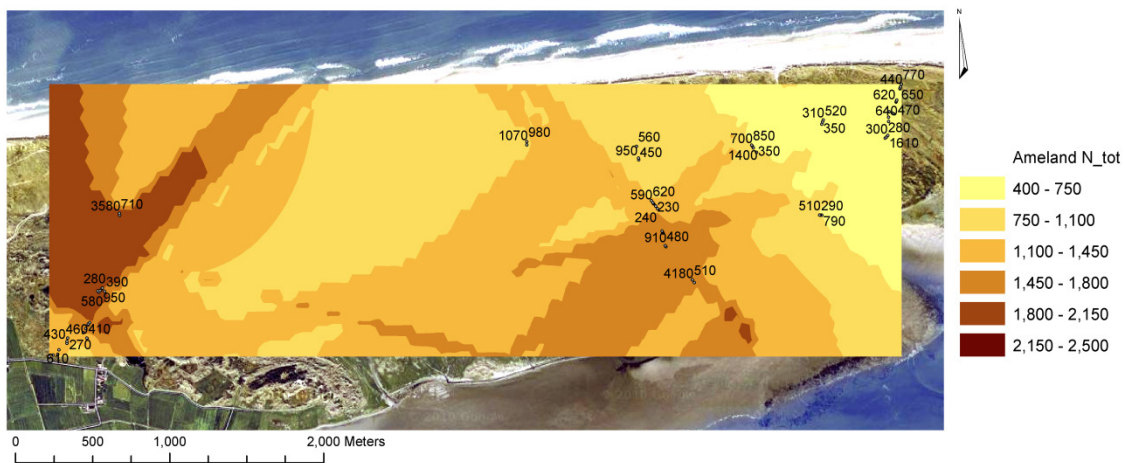
Figuur 21

Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterde pH op Ameland, de labels geven de pH-waarde per punt.



Figuur 22

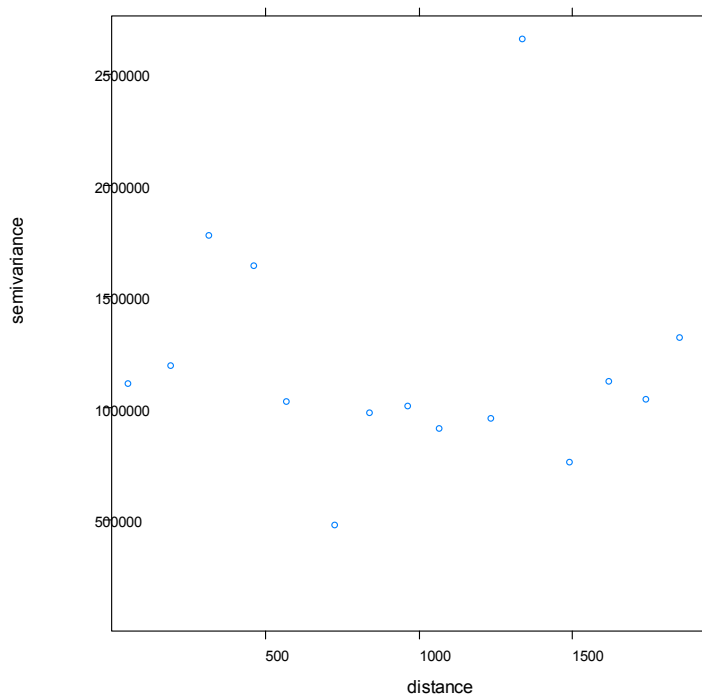
Semivariogram van puntsgewijs bemonsterde pH op Ameland. Semivariogram model: Sferisch; Nugget:0,17; Sil:0,80; Range: 982,1.



Figuur 23

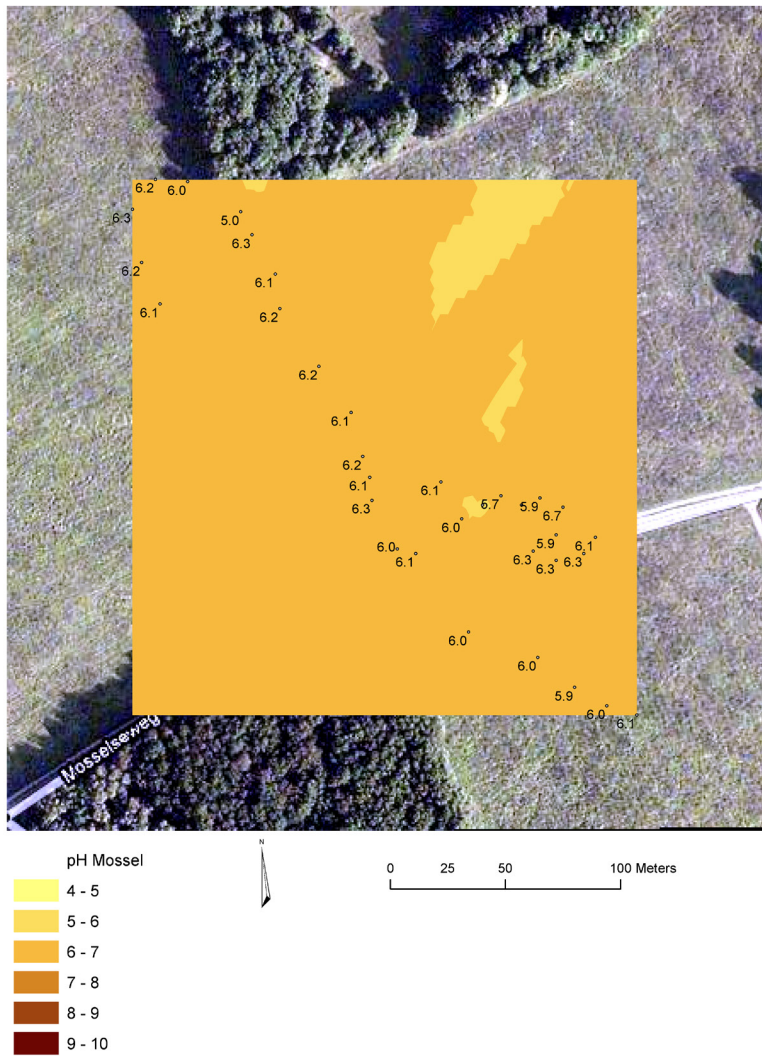
Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterde N-totaalgehalte op Ameland, de labels geven de N-totaalgehalte per punt.

```
vgmAmeNtot <- variogram(N_totaal~1, ~x+y, Ameland)
plot(vgmAmeNtot)
```



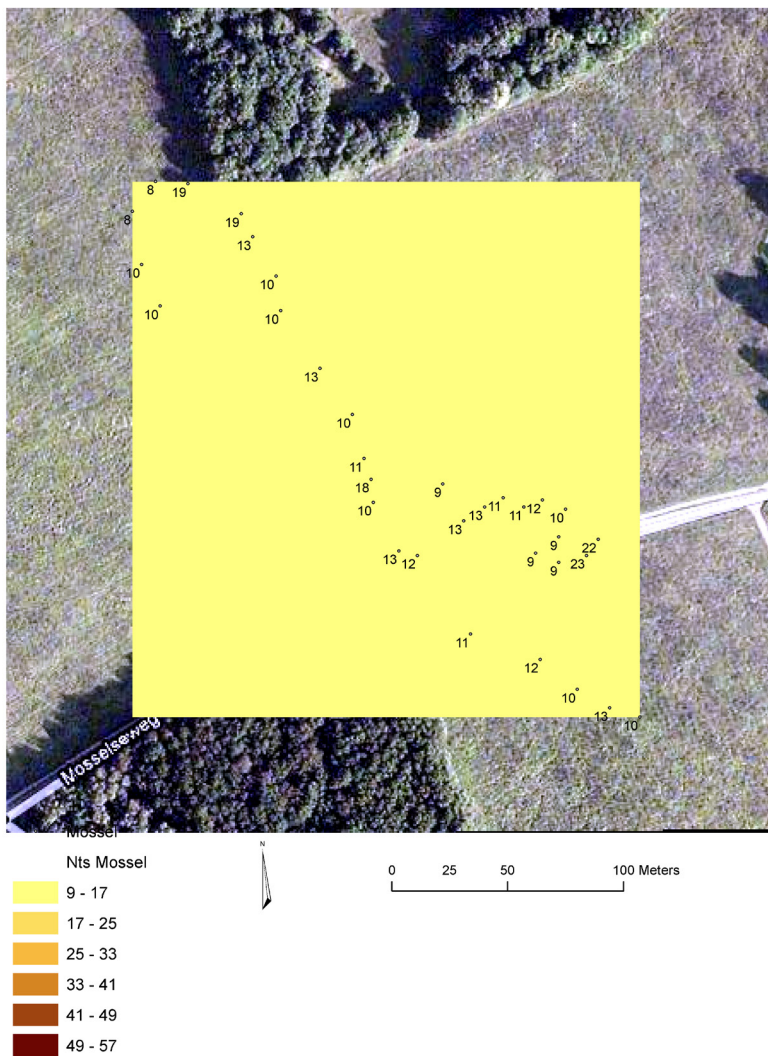
Figuur 24

Semivariogram van puntsgewijs bemonsterde pH op Ameland. Geen model gefit.



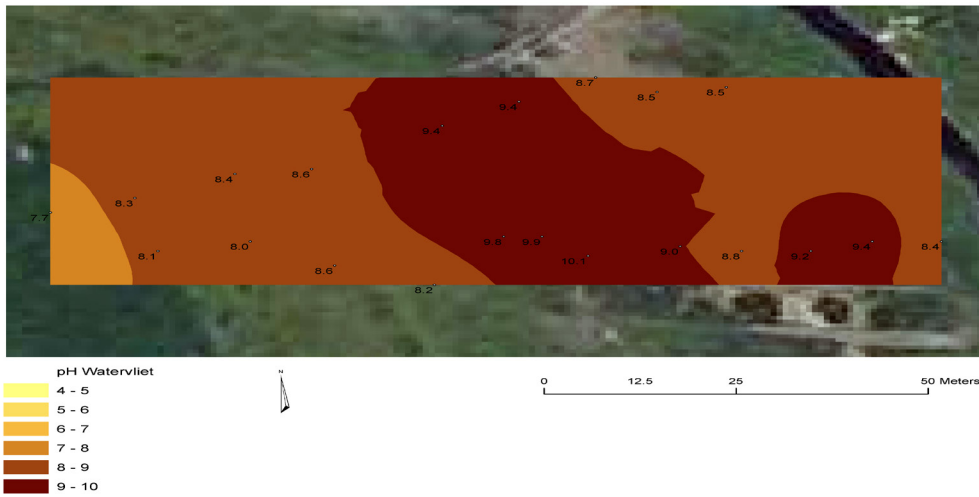
Figuur 25

Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterde pH op een voormalige akker bij Planken Wambuis, de labels geven de pH-waarde per punt.



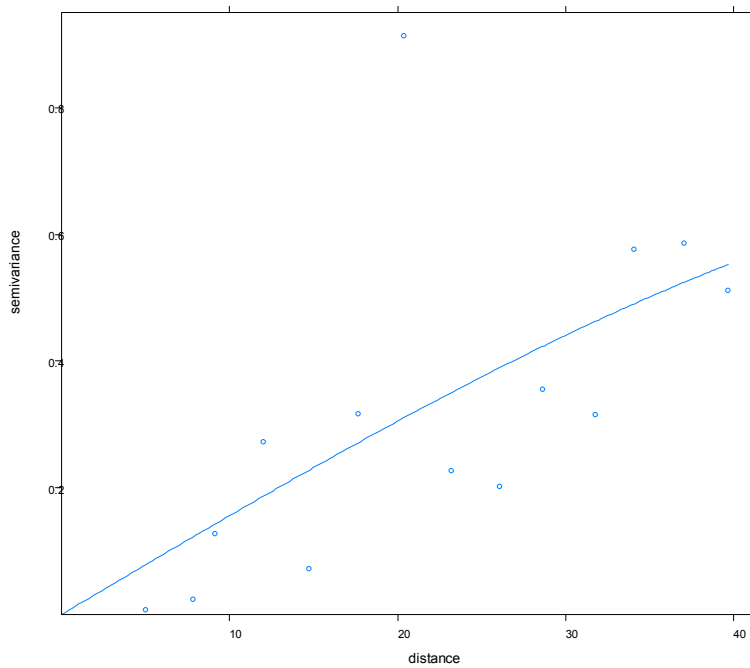
Figuur 26

Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterde Nts-gehalte op een voormalige akker bij Planken Wambuis, de labels geven het Nts-gehalte per punt.



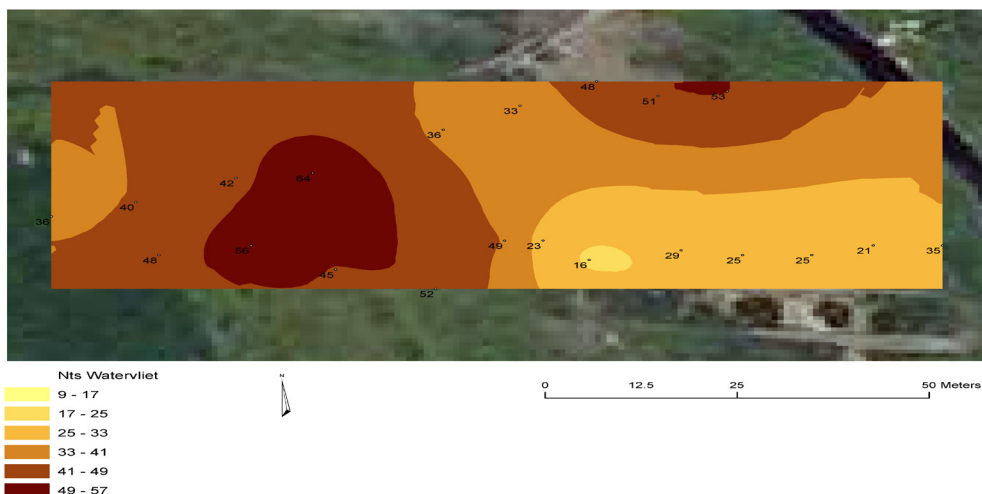
Figuur 27

Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterde pH op een weiland bij Watervliet, België, de labels geven de pH-waarde per punt.



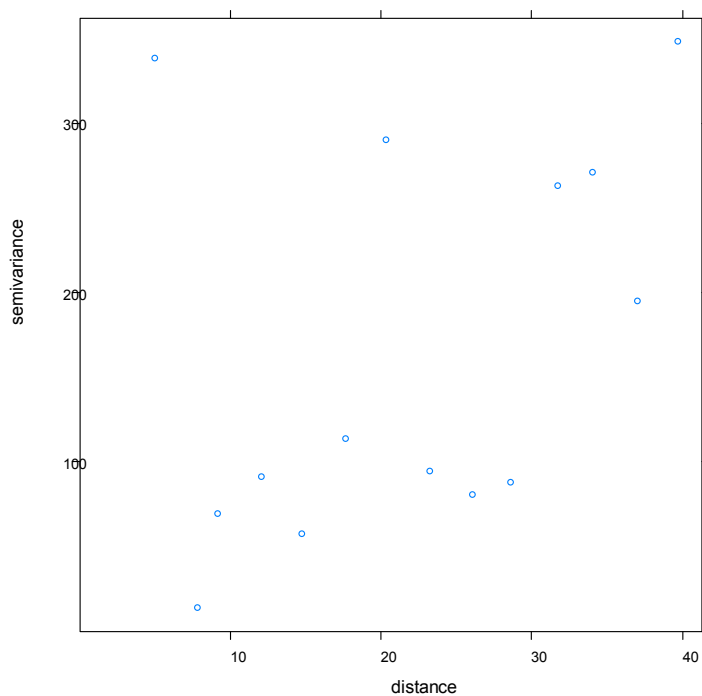
Figuur 28

Semivariogram van puntsgewijs bemonsterde pH op een weiland bij Watervliet, België. Semivariogram model: Sferisch; Nugget:0; Sill:0,71; Range: 67,90.



Figuur 29

Interpolatie (Kriging) van puntsgewijs bemonsterd Nts-gehalte op een weiland bij Watervliet, België, de labels geven het Nts-gehalte per punt.



Figuur 30

Semivariogram van puntsgewijs bemonsterd Nts-gehalte op een weiland bij Watervliet, België. Geen model gefit.

7.4 Conclusies

Uit deze eerste inventarisatie blijkt dat deze methode erg nuttig kan zijn voor het onderzoek. We moeten hiervoor wel een beter geschikte set van gegevens gebruiken. Deze gegevens zijn beschikbaar in de database. We zouden hiervoor (een deel) van de gegevens van onze eigen bodembemonstering (zie hoofdstuk 1) kunnen gebruiken. Deze monsterpunten hebben een goede ruimtelijke spreiding en aan de monsters is een groot aantal bodemvariabelen bepaald.

8 Koppeling van vegetatieopnamen met meteo- en depositie-gegevens

H.J.J. Wieggers, G.J. Reinds, J.Y. Frissel en G.W.W. Wamelink

8.1 Vegetatieopnamen

Om responsies voor plantensoorten te kunnen schatten worden Europese vegetatieopnamen gekoppeld aan meteo- en depositie-gegevens. De vegetatieopnamen komen uit de databank van synbiosis (Schaminee et al. 2007) en uit de databank van het project abiotische randvoorwaarden (www.givd.de).

Voor de meteogegevens is de CRU data set op $0.1' \times 0.1'$ (ongeveer 10×15 km cellen) voor Europa gebruikt, met data voor Temperatuur, Neerslag, en Bewolkinggraad en Luchtvochtigheid; details worden gegeven in paragraaf 1.2.

Voor de depositiegegevens op Europese schaal is het EMEP model (50×50 km) gebruikt; een toelichting daarop is te vinden in paragraaf 1.3.

Om de vegetatieopnamen te kunnen koppelen aan de meteogegevens en depositie-gegevens, is een overlay gemaakt van de kaart met de locaties van de vegetatieopnamen en de kaarten met het meteo- en het depositiegrid (figuur 36).

Aangezien de datasets met de vegetatieopnamen vaak bestaan uit gegevens uit verschillende Europese landen (figuur 31), met ieder een eigen coördinatensysteem, moesten de X en Y-coördinaten van de meeste locaties nog worden omgezet naar een eenduidig geografisch coördinatensysteem in graden. Voor het maken van de overlay moet dit geografisch coördinatensysteem overeen komen met de projectie van het grid van de meteo- en depositiegegevens (GCS-Clark, 1866).

De volgende datasets met vegetatieopnamen zijn gebruikt (figuren 31, 32):

Dataset 1:

Een dataset met 16.805 vegetatieopnamen op 15127 unieke locaties in voornamelijk Zwitserland en verder nog een aantal opnamen in Griekenland, Spanje, Engeland, Polen, Duitsland, Ierland, Turkije, Polen en Slowakije (relevé nummer 100000 t/m 112188).

Dataset 2:

Een dataset met 724 opnamen op 724 unieke locaties in Nederland (relevé nummer 3986 t/m 7045, 201700 t/m 202472, 386101 t/m 386210).

Dataset 3:

Een dataset met 2460 vegetatieopnamen op 2460 unieke locaties in voornamelijk Oostenrijk en verder ook nog in de overige landen van de EU (relevé nummer 128000 t/m 130588).

Dataset 4:

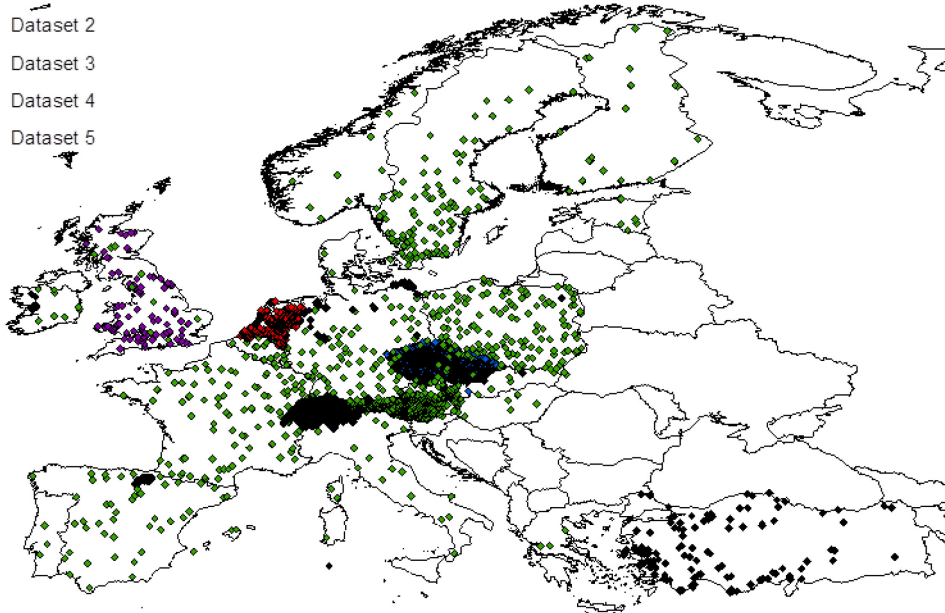
Een dataset met 19.505 opnamen op 19.505 unieke locaties in Tsjechië (relevé nummer 130600 t/m 150104).

Dataset 5:

Een dataset met 3264 vegetatieopnamen op 103 unieke locaties in Engeland (relevé nummer 103100 t/m 127914).

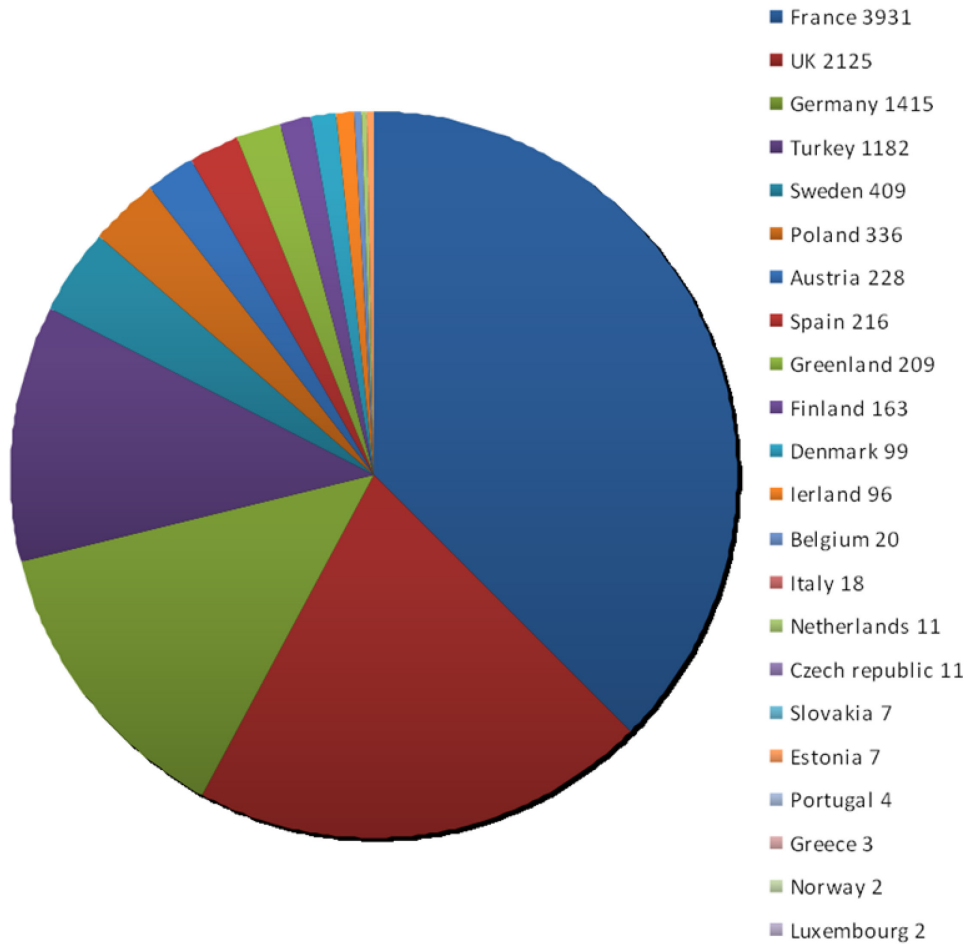
Legenda

- ◆ Dataset 1
- ◆ Dataset 2
- ◆ Dataset 3
- ◆ Dataset 4
- ◆ Dataset 5



Figuur 31

Locaties van de vegetatieopnamen.



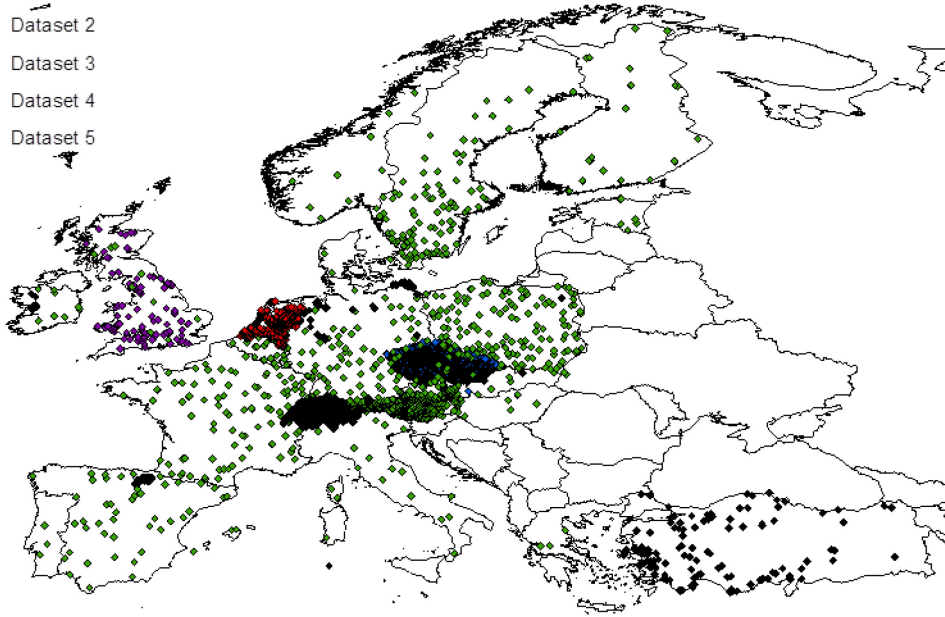
Figuur 32

Overzicht van het aantal vegetatieopnamen per land. Niet alle opnamen bezitten (bruikbare) coördinaten, waardoor het daadwerkelijk bruikbare aantal opnamen lager is.

In de dataset die oorspronkelijk bedoeld was voor de validatie van de vegetatie- responsiecurves voor klimaat en depositie (TVEurope) ontbrak het laatste cijfer van de UTM (Universal Transverse Mercator) coördinaat. Hierdoor was de nauwkeurigheid van de coördinaten 100 x 100 km in plaats van 10 x 10 km. Daarom is gekozen om 2/3 van de locaties uit de datasets met de vegetatieopnamen te gebruiken voor het afleiden van de responsiecurves en 1/3 van de locaties te gebruiken voor de validatie van de afgeleide responsiecurves (figuur 33). Om een representatief beeld te krijgen van deze 1/3 deelselectie over geheel Europa is er voor gekozen om per dataset alle unieke locaties op x, y-coördinaat olopend te sorteren en vervolgens elke 3^e locatie te selecteren.

Legenda

- ◆ Dataset 1
- ◆ Dataset 2
- ◆ Dataset 3
- ◆ Dataset 4
- ◆ Dataset 5

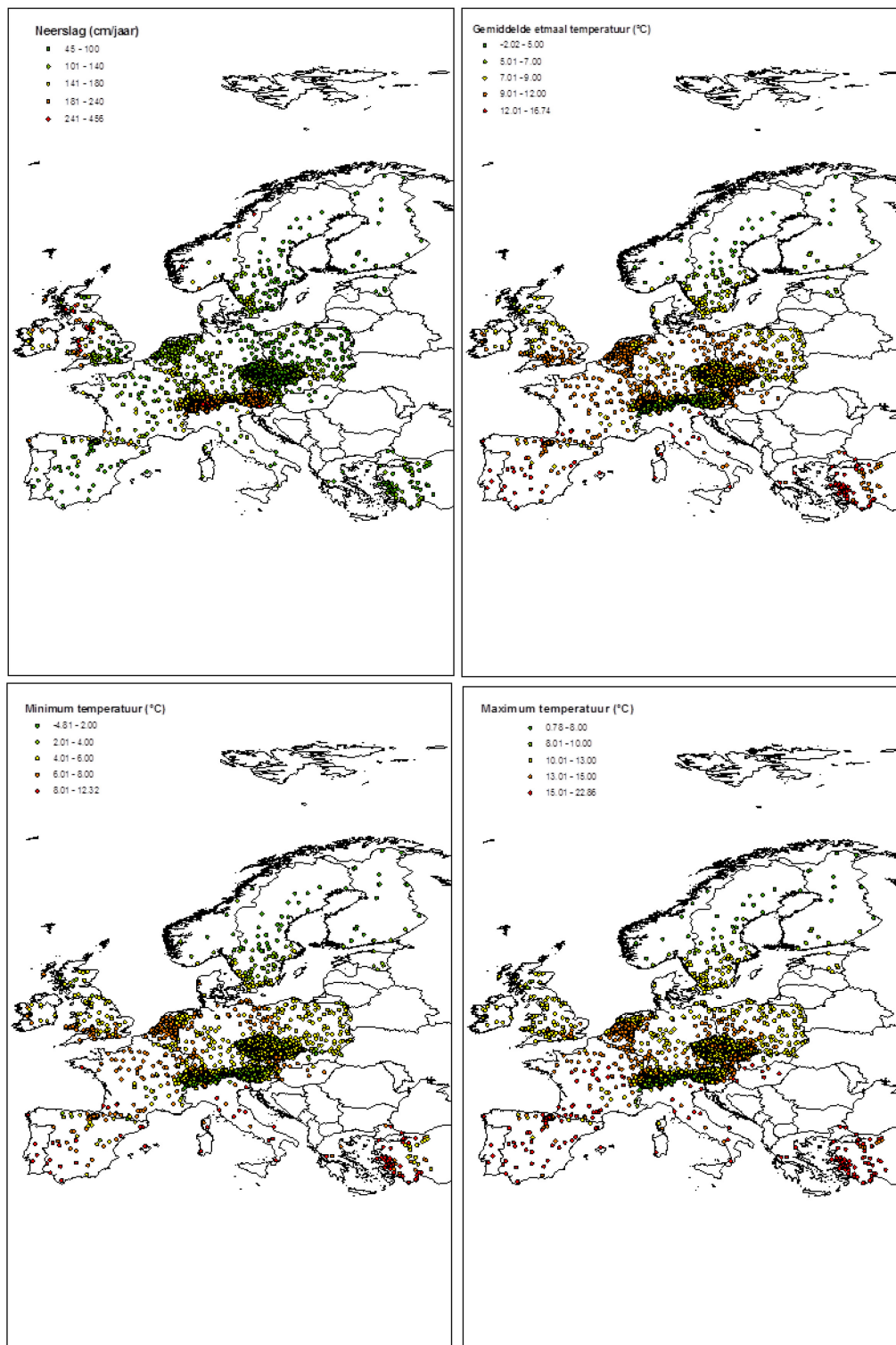


Figuur 33

Selectie (1/3) van de locaties met vegetatieopnamen gebruikt voor de validatie.

8.2 Meteogegevens

Tijdreeksen van temperatuur, neerslag en bewolingsgraad voor de periode 1965-2005 werden verkregen uit een ruimtelijk gedetailleerde database met meteorologische gegevens voor Europa. (Mitchell et al., 2004). Deze database bevat maandelijks meteorologische data voor de periode 1901-2100 voor het Europese continent voor cellen van $10' \times 10'$ (ongeveer 15×18 km in centraal Europa). Gegevens voor de jaren 2001-2100 werden berekend met het HADCM3 GCM model. Daarbij zijn twee IPCC SRES scenario's gebruikt, A1 en B2 (Nakicenovic et al., 2001). Het A1-scenario is gebaseerd op een toekomstige wereld waar globalisering en snelle economische groei belangrijk zijn, de bevolkingsgroei beperkt, en nieuwe technologieën zoveel mogelijk worden ingezet. Het B2-scenario refereert aan een wereld waar de nadruk ligt op duurzaamheid en lokale economische ontwikkelingen (Strengers et al., 2005). Voor de jaren 2001-2005 is gekozen voor de data uit het A1-scenario omdat dat het beste aansluit bij de werkelijke klimatologische ontwikkeling (Rahmstorf et al., 2007). Voor elke locatie werden zowel de gemiddelde temperatuur, de neerslagsom en de gemiddelde bewolingsgraad voor het jaar van de vegetatieopname bepaald, als de gemiddelden over de periode van het jaar van opname en de vier voorafgaande jaren. De meteogegevens zijn gekoppeld aan de vegetatieopnamen (figuur 34).

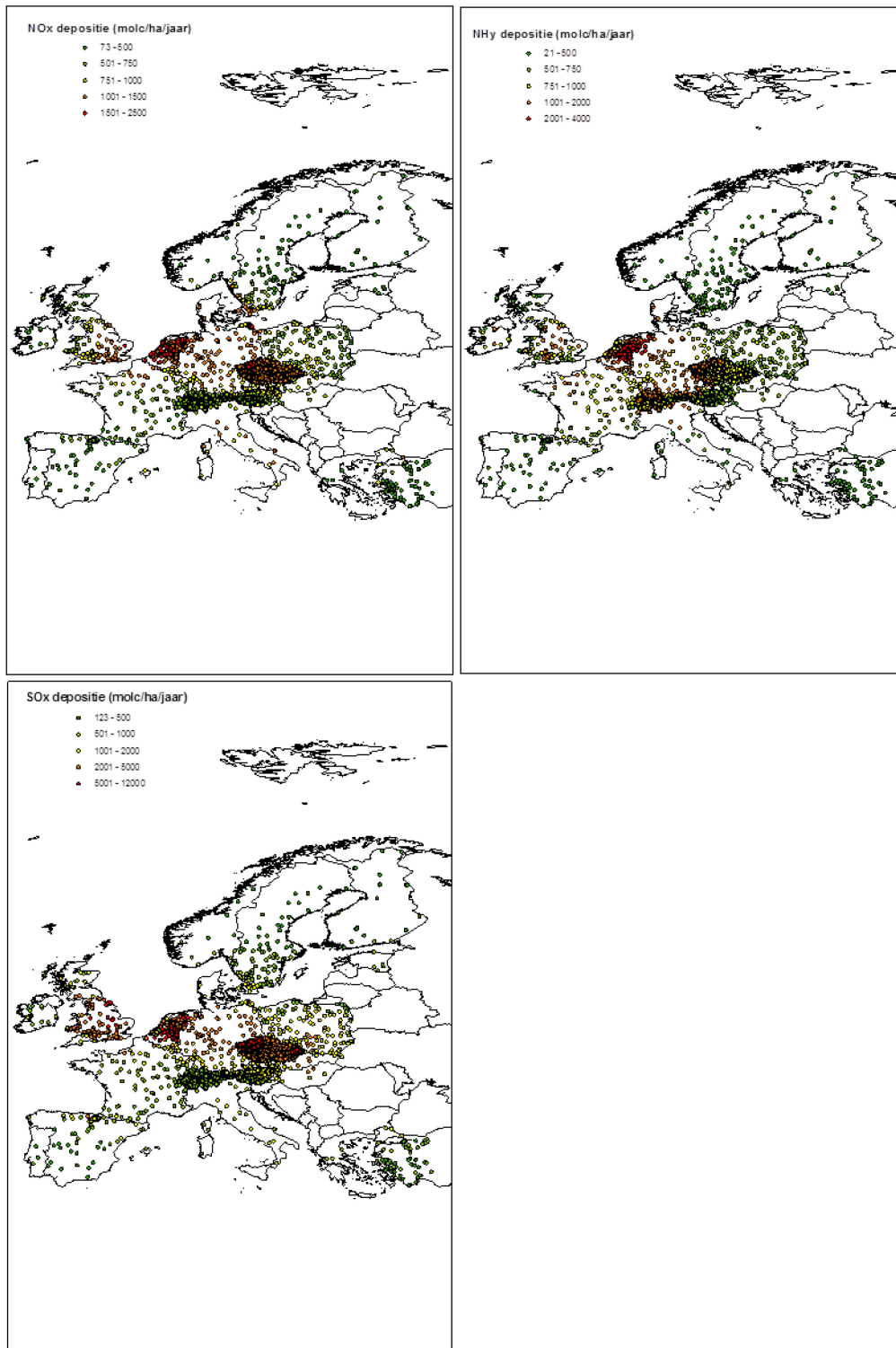


Figuur 34

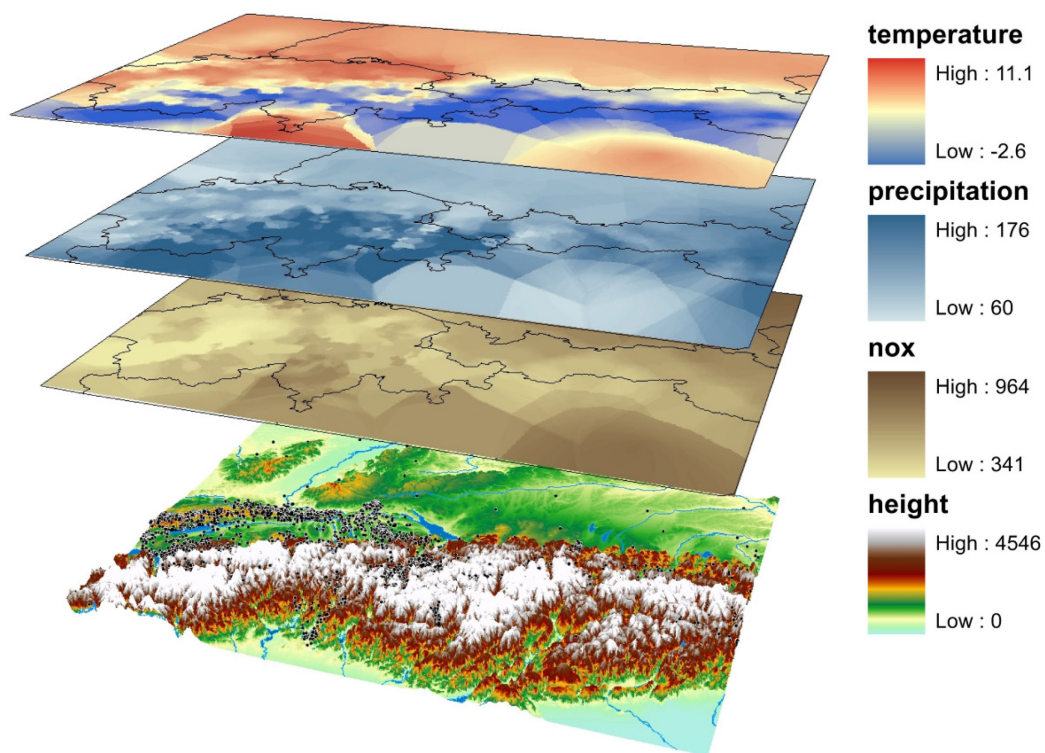
Neerslag (cm/jaar), gemiddelde etmaal temperatuur (°C), minimum- en maximum temperatuur (°C) van de opnamelocaties volgens de CRU database (Mitchell et al. 2004).

8.3 Depositiegegevens

Tijdreeksen voor de depositie van zwavel (S) en stikstof (N; NO_x en NH₃) werden verkregen uit berekeningen met het Euleriaanse atmosferische transportmodel van EMEP/MSX-W (Tarrasón et al., 2007, figuur 35). De daaraan ten grondslag liggende emissiegegevens van voor 1970 komen uit Schöpp et al. (2003). Voor recentere jaren zijn ze gebaseerd op landrapportages aan EMEP. Het EMEP-model berekent de jaarlijkse depositie (onderverdeeld in natte en droge depositie) voor 50×50 km cellen. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in depositie voor korte vegetaties en bossen. Voor deze studie zijn de depositiedata voor bossen gebruikt. Voor elke locatie zijn zowel de depositie in het jaar van opname bepaald, als de gemiddelde depositie over de periode van het jaar van opname en de vijf voorafgaande jaren; er is gekozen voor vijf jaar omdat gegevens van het EMEP-model voor de jaren 1960-2000 alleen op vijfjaarlijkse basis beschikbaar zijn, en we zo het gemiddelde van twee modeluitkomsten konden gebruiken. Net als de meteodata zijn de vegetatieopnamen gekoppeld aan de depositiegegevens via de coördinaten van de opnamen (figuur 36).



Figuur 35
NOx, NHy en SOx depositie (mol/ha/jaar) volgens het EMEP model.



Figuur 36

Samenvatting van de methode om temperatuur, neerslag en depositiekaarten te koppelen met vegetatieopnamen (zwarte punten in de onderste hoogte kaart). Hier wordt een voorbeeld voor een deel van de Alpen getoond.

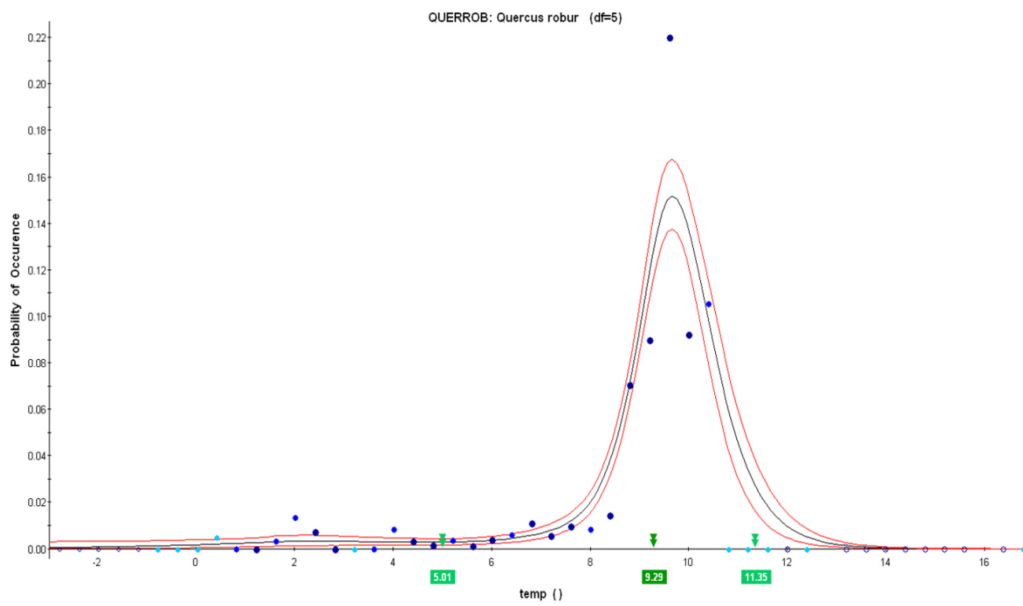
8.4 Responsiecurven

Op basis van de gekoppelde opnamen met depositie- en klimaatgegevens zijn per plantensoort responsiecurven geschat voor etmaal gemiddelde temperatuur, minimum- temperatuur, maximum-temperatuur, neerslag jaar som, zwaveldepositie en ammoniak- en stikstofoxidendepositie. Voorbeelden van de responsies Inlandse eik (*Quercus robur*) worden gegeven in figuur 37 tot en met 42. Op basis van de responsies per soort en per abiotische parameter zijn per soort indicatiewaarden vastgesteld. Deze zijn gebaseerd op het optimum van de response van de soort voor de abiotische parameter (zie Wamelink et al., 2005). Zoals gebruikelijk is er een indicatorwaarde geschat als een soort minstens 25 maal in de database voorkomt. Tabel 10 geeft het aantal soorten waarvoor dit geval was. Met behulp van deze indicatorwaarden per soort is de abiotiek voor de apart gezette data berekend als het ongewogen gemiddelde van de soorten aanwezig in een opname. De geschatte waarden en de meetwaarden voor een opname zijn vervolgens met elkaar vergeleken door middel van lineaire regressie. De resultaten daarvan zijn te vinden in de volgende paragrafen.

Tabel 10

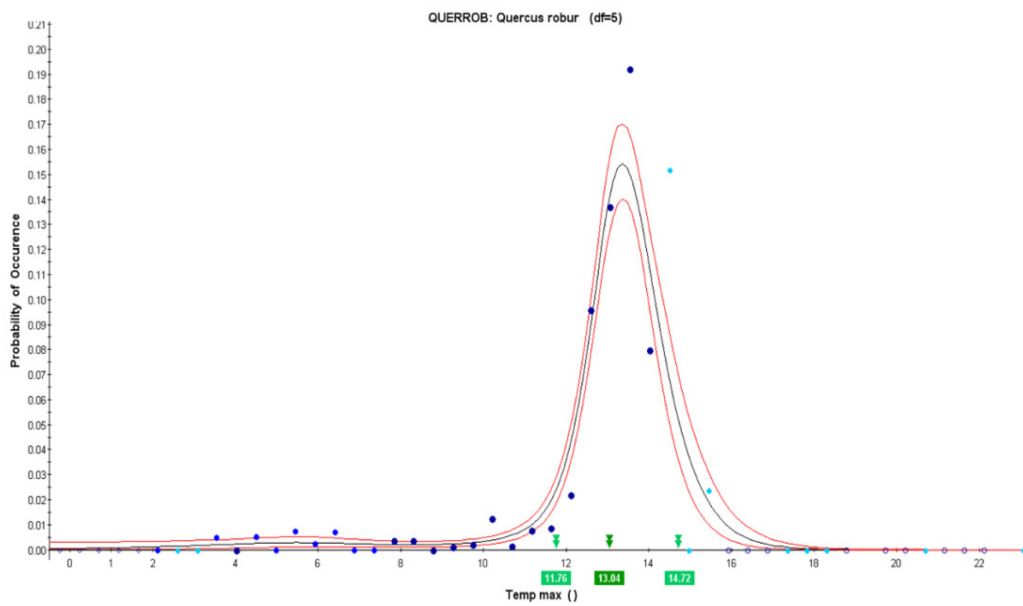
Aantal soorten met responsecurven en indicatorwaarden per abiotische parameter.

Abiotische parameter	Aantal soorten
Etmaal gemiddelde jaartemperatuur	1288
Minimum temperatuur	1288
Maximum temperatuur	1288
Neerslag	1288
NO _x	1344
NH _y	1344
SO _x	1344



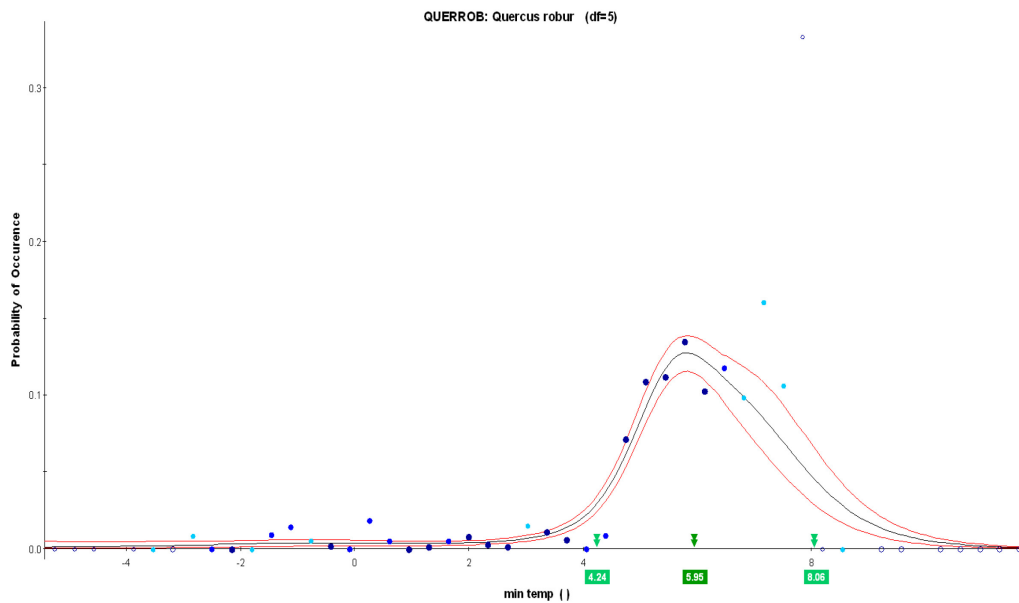
Figuur 37

Responsefunctie voor inlandse eik voor gemiddelde jaartemperatuur. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5- en 95-percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95-percentiel van de response.



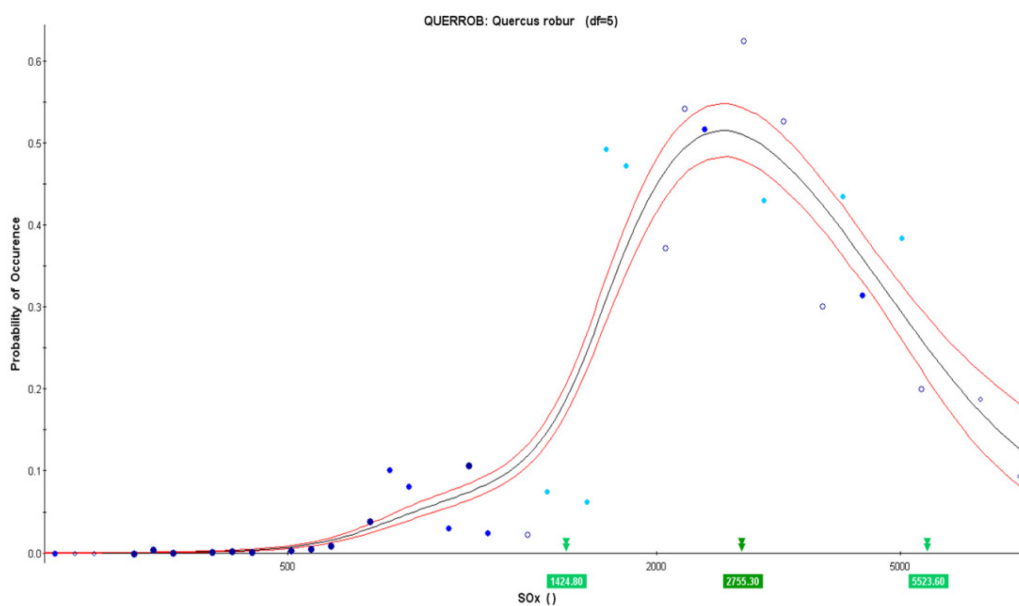
Figuur 38

Responsefunctie voor inlandse eik voor gemiddelde maximale jaar-temperatuur. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5-en 95- percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95-percentiel van de response.



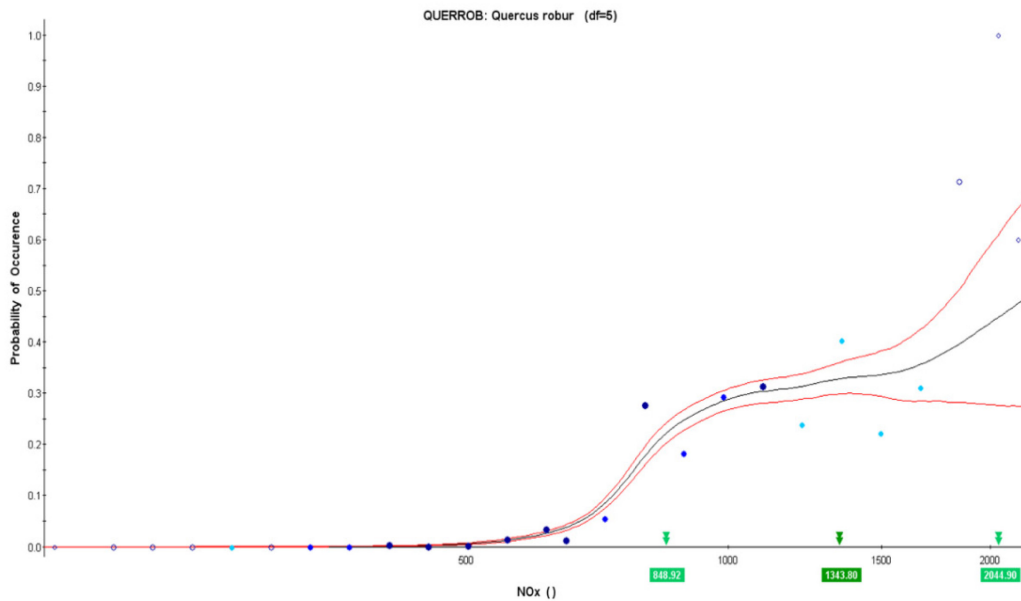
Figuur 39

Responsefunctie voor inlandse eik voor gemiddelde minimale jaar-temperatuur. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5- en 95-percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95- percentiel van de response.



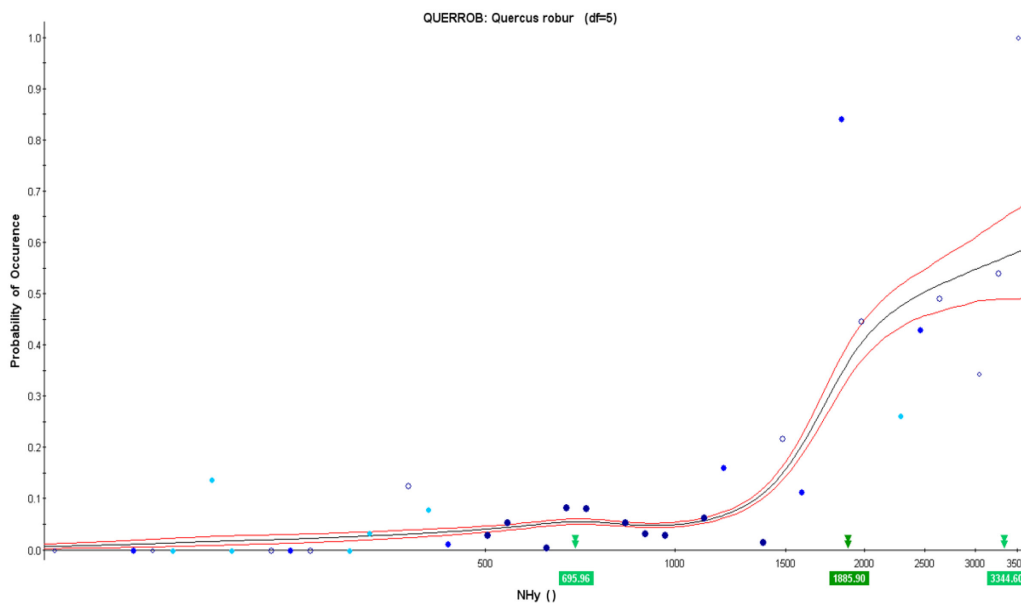
Figuur 40

Responsefunctie voor inlandse eik voor zwaveldepositie. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5- en 95-percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95- percentiel van de response.



Figuur 41

Responsefunctie voor inlandse eik voor NOx-depositie. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5- en 95-percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95-percentiel van de response.

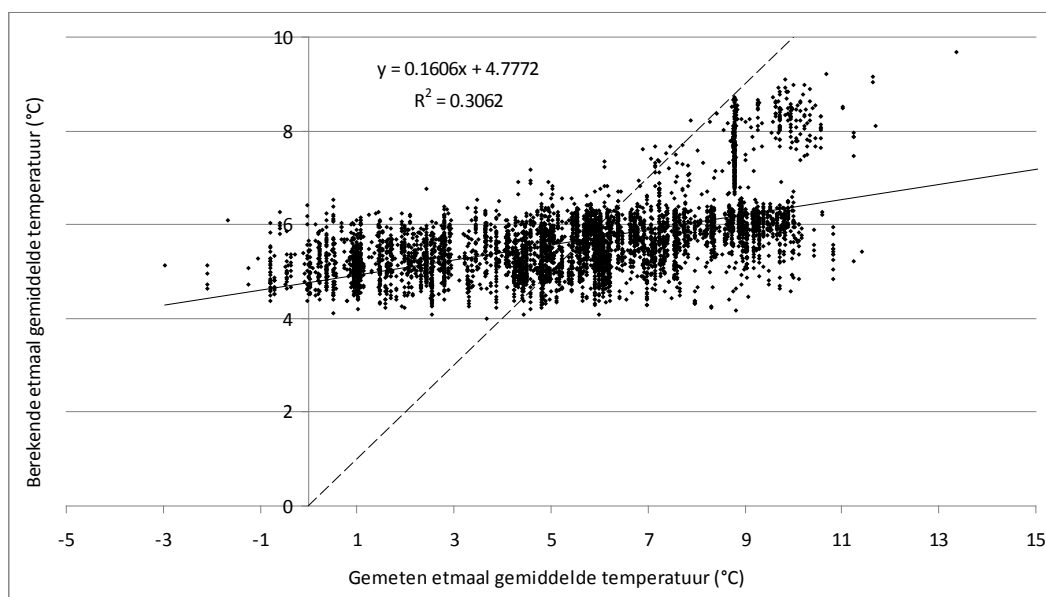


Figuur 42

Responsefunctie voor inlandse eik voor NH4-depositie. De zwarte lijn geeft de respons, de rode de onzekerheid in de respons (5- en 95-percentiel), de punten de kans op voorkomen, de donkergroen gemarkeerde waarde de mediaan van de response en de lichtgroen gemarkeerde waarden het respectievelijk 5- en 95-percentiel van de response.

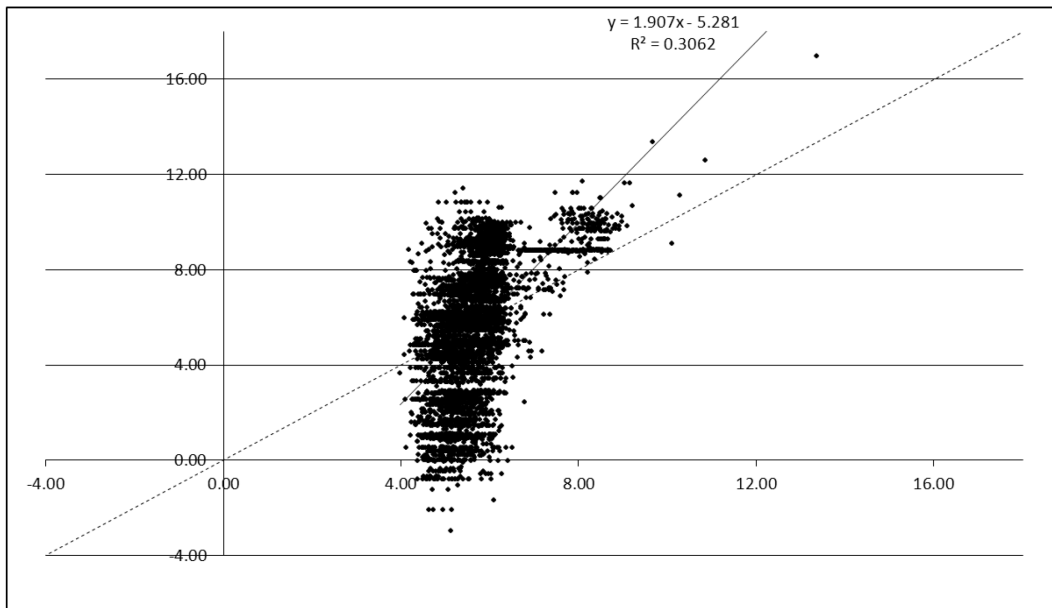
8.5 Etmaal gemiddelde temperatuur

De relatie tussen de geïnterpoleerde etmaal gemiddelde temperatuur en de berekende temperatuur is zeer significant en heeft een redelijke verklaarde variantie (0,30, zie figuur 43). De regressiecoëfficiënt is echter laag en wijkt ver af van de ideale $y=x$ lijn. Een deel van deze afwijking wordt veroorzaakt door het effect van regression to the mean. Om daarvoor te corrigeren wordt de omgekeerde regressievergelijking gebruikt (figuur 44). De verkregen vergelijking is gebruikt om alle berekende waarden te corrigeren. Vervolgens zijn de geïnterpoleerde waarden en de nu gecorrigeerde waarden weer tegen elkaar uitgezet en is een lineaire regressie uitgevoerd. Omdat dit met dezelfde data gebeurt is er nu geen sprake meer van validatie, maar er kan wel gekeken worden of de berekening van de temperatuur verbetert. Figuur 45 laat zien dat de berekende waarden nu inderdaad beter passen bij de geïnterpoleerde waarden, maar er is voor de lage temperaturen nog steeds een overschatting en voor de hogere waarden een onderschatting van de temperatuur aanwezig.



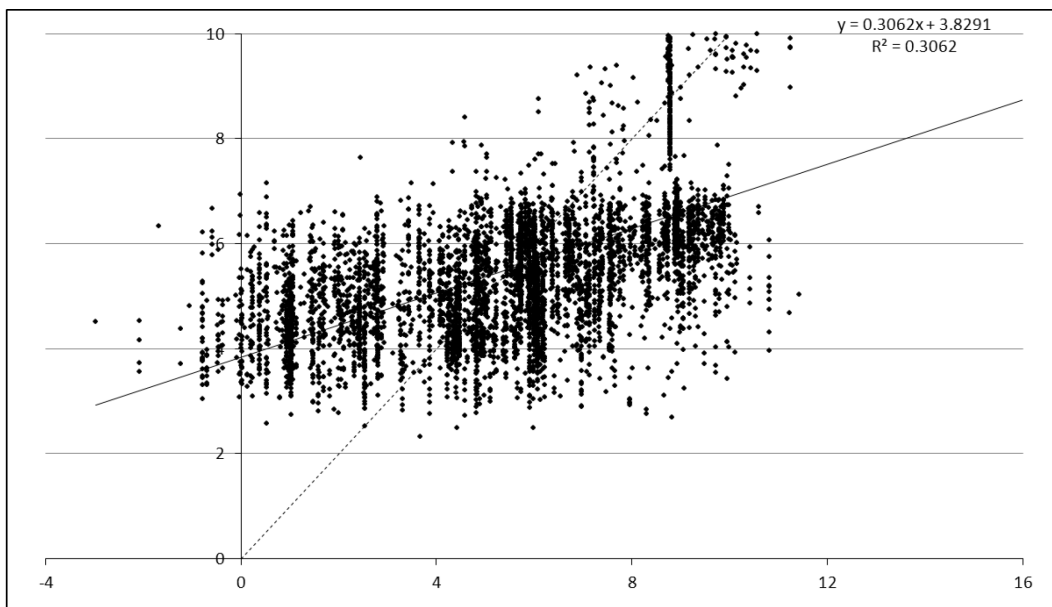
Figuur 43

Relatie tussen de geïnterpoleerde etmaal gemiddelde jaartemperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit geheel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 44

Relatie tussen de berekende etmaal-gemiddelde jaartemperatuur en de geïnterpoleerde temperatuur voor vegetatieopnamen uit geheel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

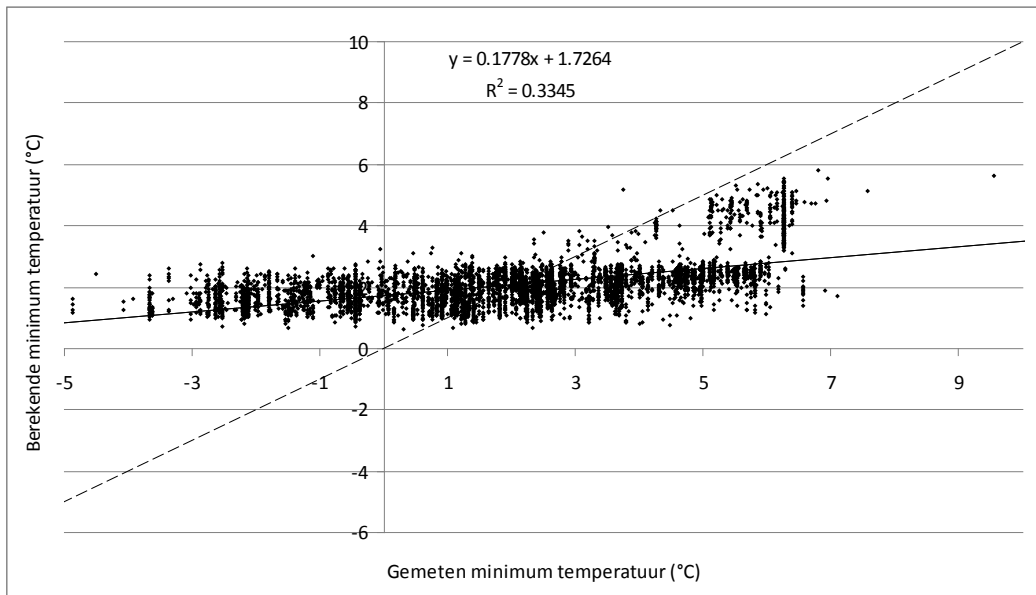


Figuur 45

Relatie tussen de geïnterpoleerde etmaal-gemiddelde jaartemperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

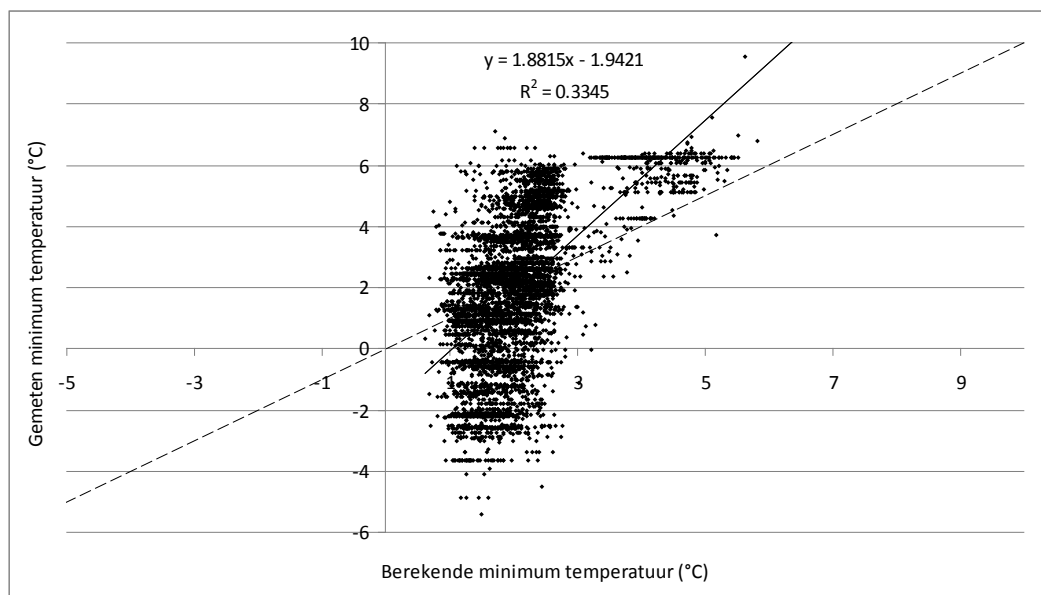
8.6 Minimum temperatuur

De relatie tussen de geïnterpoleerde minimum temperatuur en de berekende temperatuur is net als voor de jaartemperatuur zeer significant en is de verklaarde variantie redelijk (figuur 46), maar ook hier is de regressie-coëfficiënt laag, onder andere als gevolg van regressie to the mean. Correctie is ook hier nodig en mogelijk (figuur 47). De resulterende vergelijking is duidelijk beter, maar net als voor de jaartemperatuur wordt slechts een deel gecompenseerd (figuur 48). De resultaten zijn wel iets beter voor de minimum temperatuur dan voor de etmaal gemiddelde jaartemperatuur.



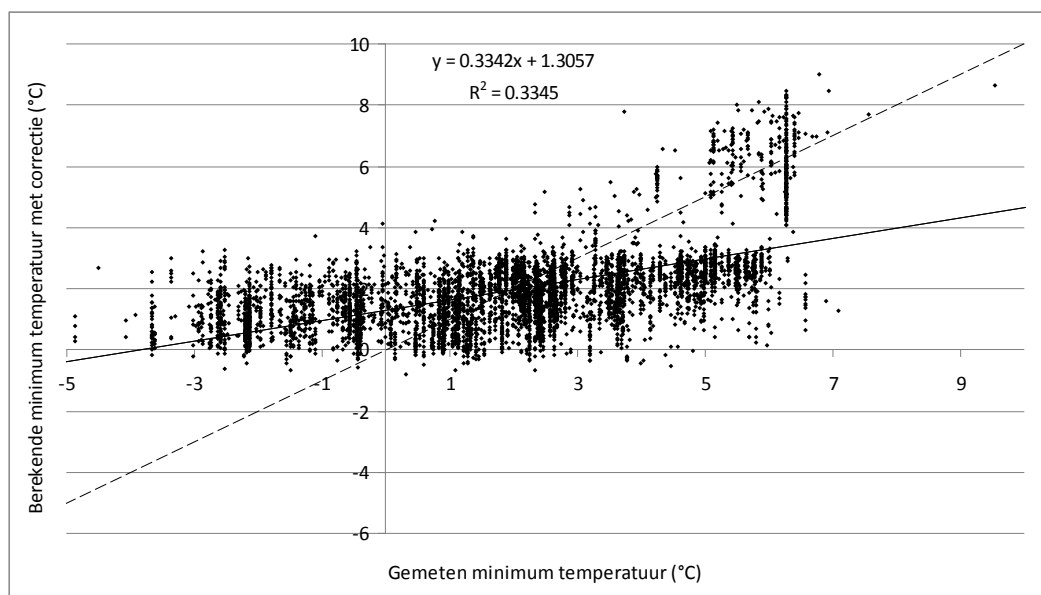
Figuur 46

Relatie tussen de geïnterpoleerde minimum temperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 47

Relatie tussen de berekende minimum temperatuur en de geïnterpoleerde temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

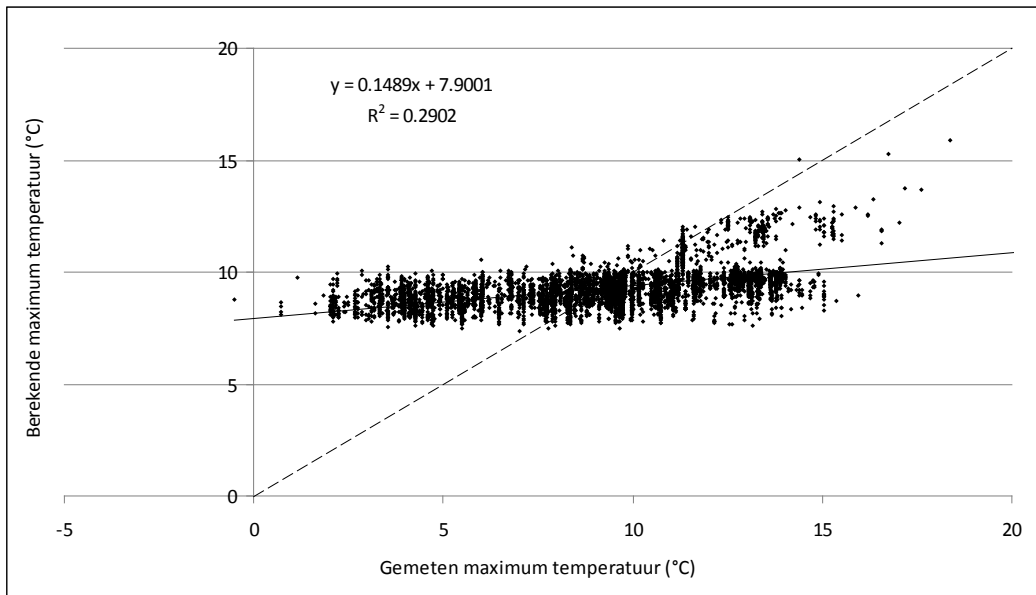


Figuur 48

Relatie tussen de geïnterpoleerde minimum temperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

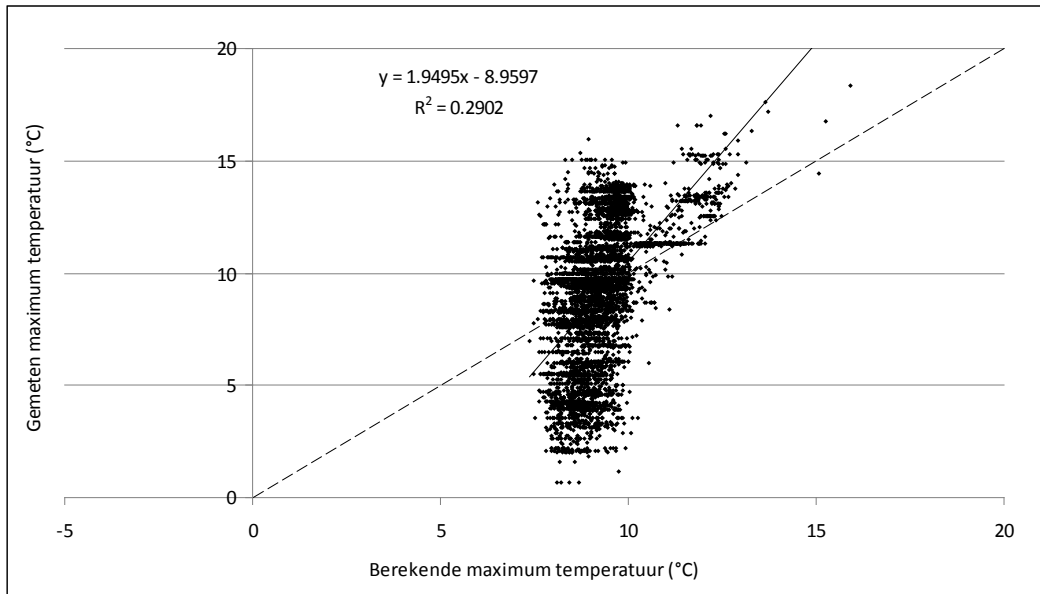
8.7 Maximum temperatuur

De relatie tussen de geïnterpoleerde minimum temperatuur en de berekende temperatuur is net als voor de jaar-temperatuur zeer significant en is de verklaarde variantie redelijk (figuur 49), maar ook hier is de regressie-coëfficiënt laag, onder andere als gevolg van regressie to the mean. Correctie is ook hier nodig en mogelijk (figuur 50). De resulterende vergelijking is duidelijk beter (figuur 51), maar net als voor de jaar-temperatuur wordt slechts een deel gecompenseerd. De resultaten zijn iets slechter dan voor de minimum-temperatuur en de etmaal-gemiddelde jaar-temperatuur.



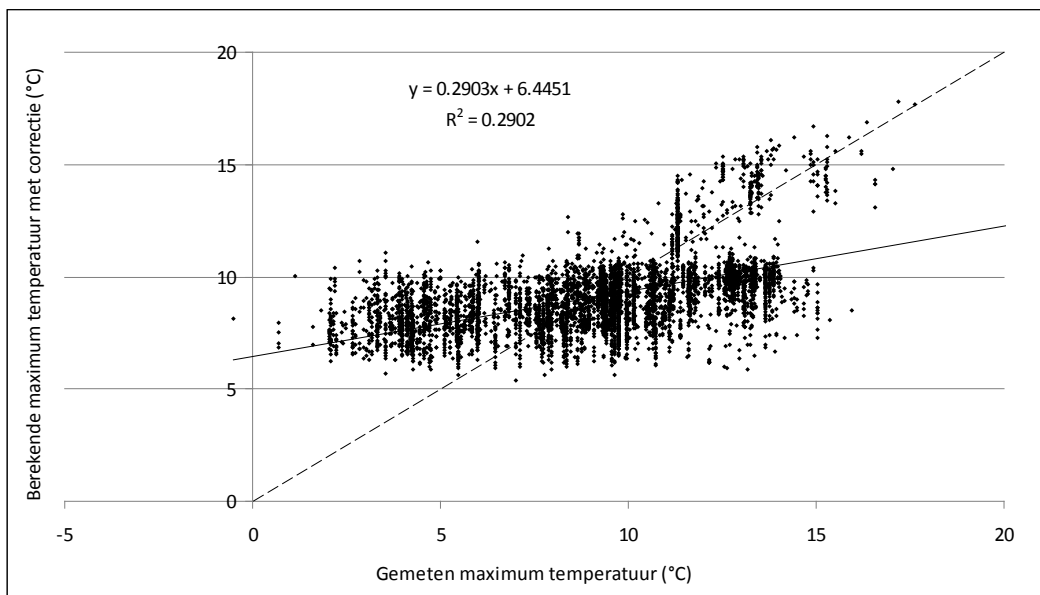
Figuur 49

Relatie tussen de geïnterpoleerde maximum temperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 50

Relatie tussen de berekende maximum temperatuur en de geïnterpoleerde temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

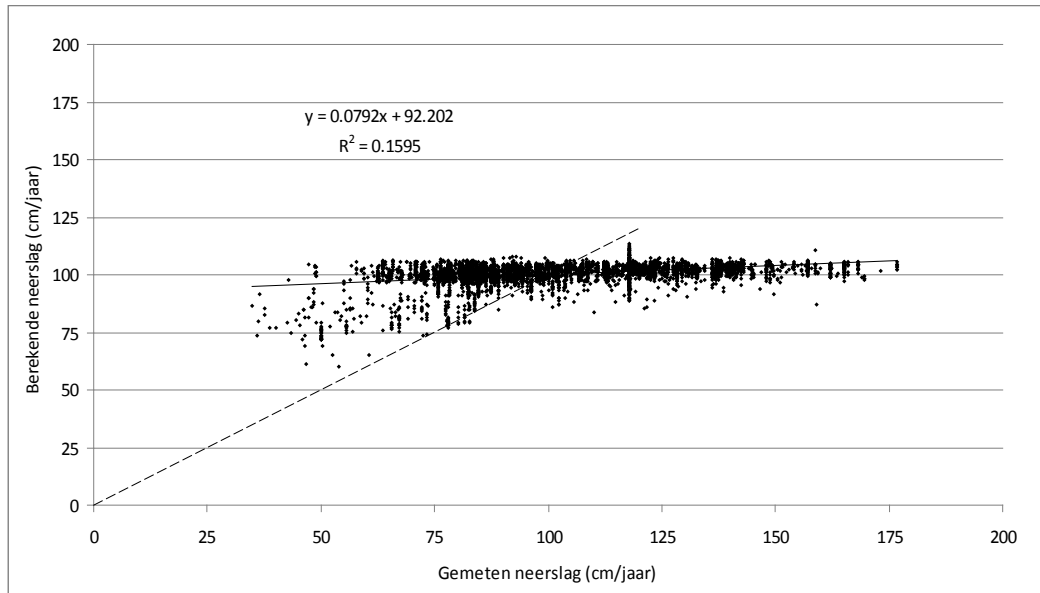


Figuur 51

Relatie tussen de geïnterpoleerde maximum-temperatuur en de berekende temperatuur voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

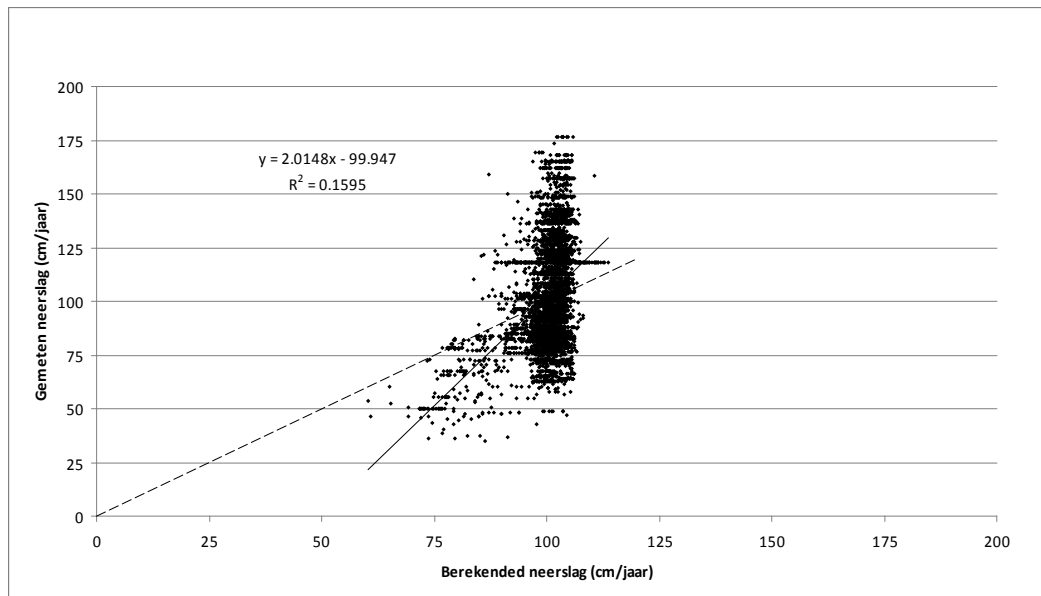
8.8 Neerslag

De resultaten voor de jaarsom van de neerslag zijn zeer matig, hoewel er wel een significante relatie is (figuur 52). De verklaarde variantie is zelfs voor ecologische data laag en de regressie-coëfficiënt is zo laag dat hij nauwelijks van nul afwijkt. Correctie voor regression to the mean (figuren 53 en 54) levert ook weinig verbetering op. De neerslag lijkt niet goed bruikbaar als voorspeller van het voorkomen van plantensoorten.



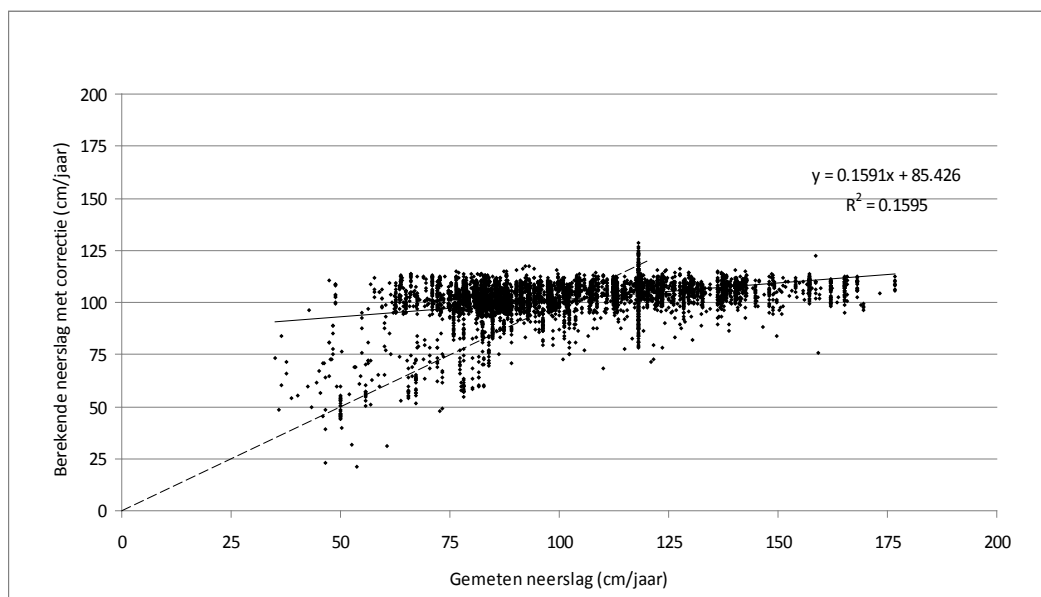
Figuur 52

Relatie tussen de geïnterpoleerde neerslag en de berekende neerslag voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 53

Relatie tussen de berekende neerslag en de geïnterpoleerde neerslag voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

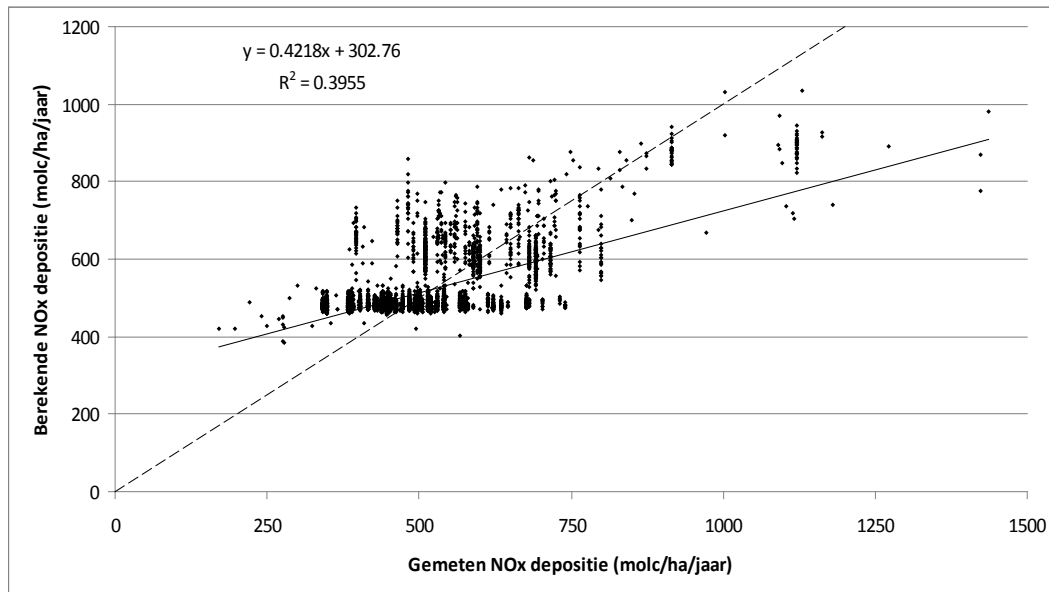


Figuur 54

Relatie tussen de geïnterpoleerde neerslag en de berekende neerslag voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

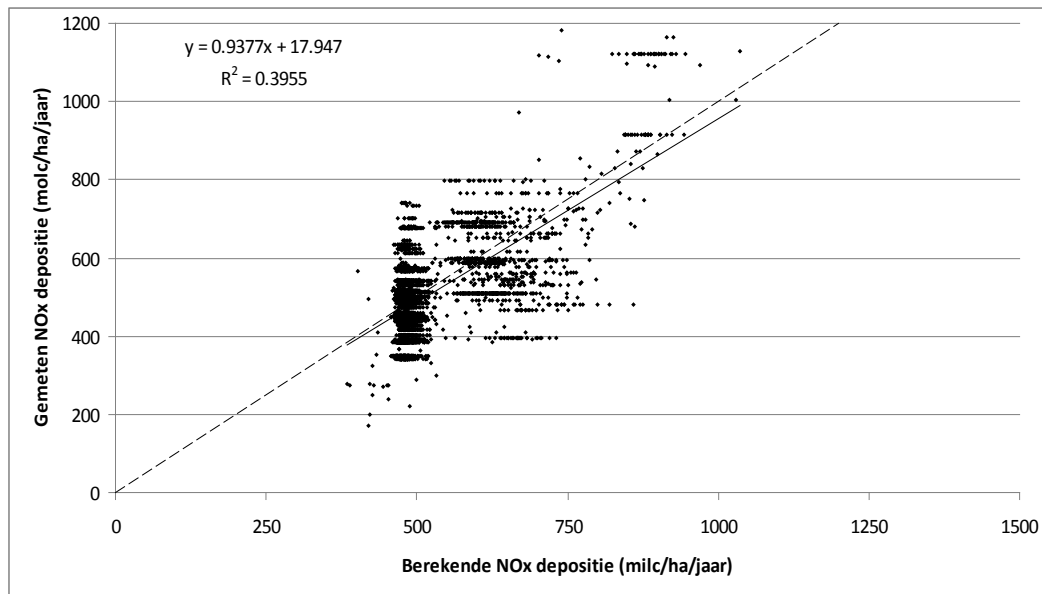
8.9 NOx-depositie

Naast temperatuur en neerslag is er ook gekeken of de depositie van NOx, NHy en SOx iets zegt over het voorkomen van plantensoorten en of de soortensamenstelling van een opname iets zegt over de depositie die die plek heeft ontvangen. Voor NOx-depositie geldt dat er een significante relatie aanwezig is tussen de geïnterpoleerde depositie en de berekende depositie (figuur 55). Ook voor NOx is vervolgens een correctie toegepast (figuren 56 en 57). De hier gebruikte correctiemethode levert echter geen verbetering op. De ongecorrigeerde resultaten zijn voor NOx echter al beter dan voor temperatuur en neerslag. Een andere correctiemethode kan nog tot betere resultaten leiden.



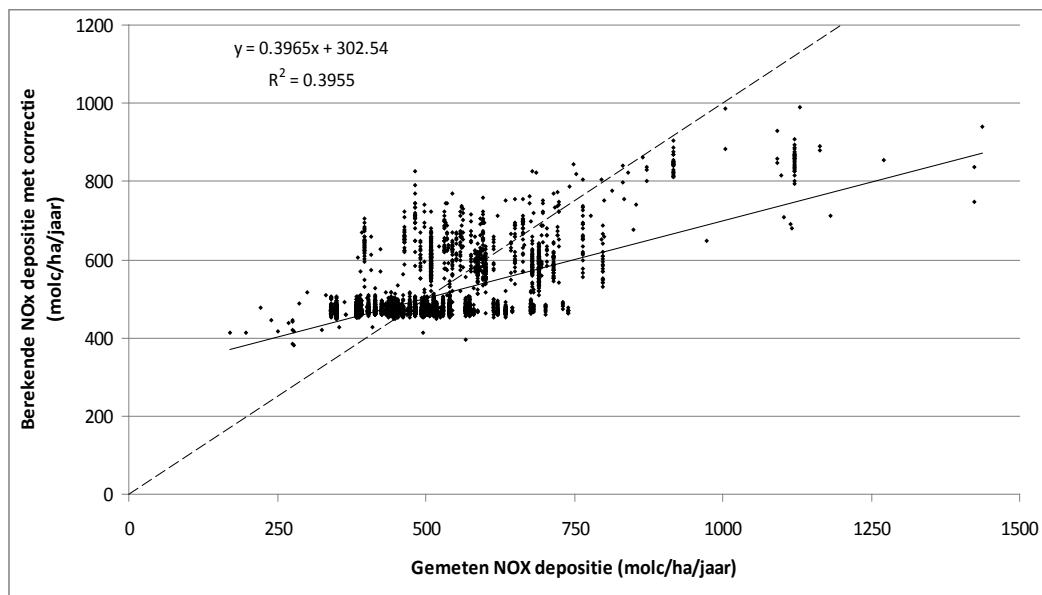
Figuur 55

Relatie tussen de geïnterpoleerde NOx-depositie en de berekende NOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 56

Relatie tussen de berekende NOx-depositie en de NOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

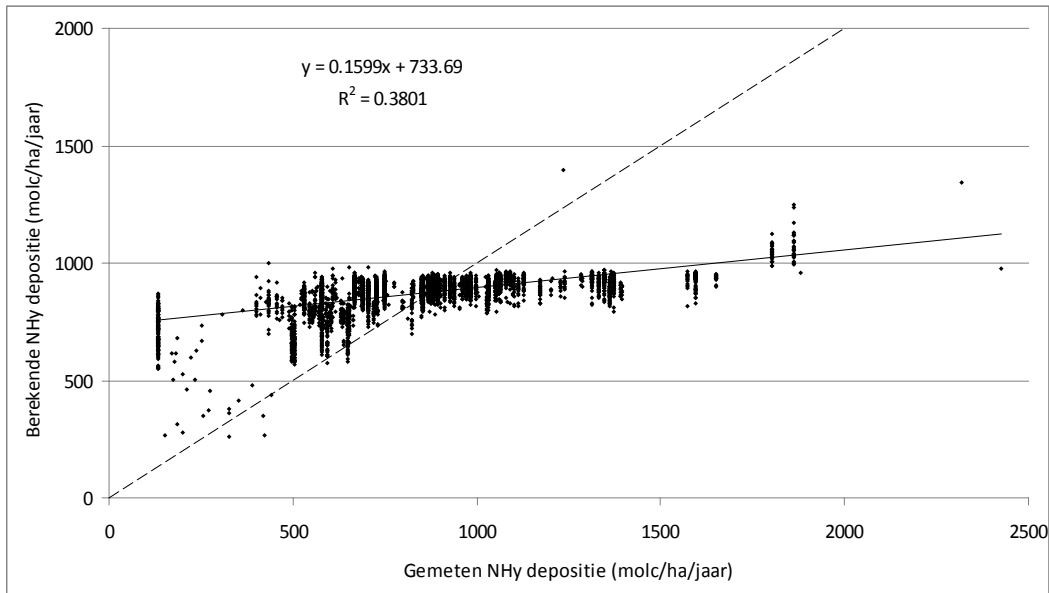


Figuur 57

Relatie tussen de geïnterpoleerde NOx-depositie en de berekende NOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

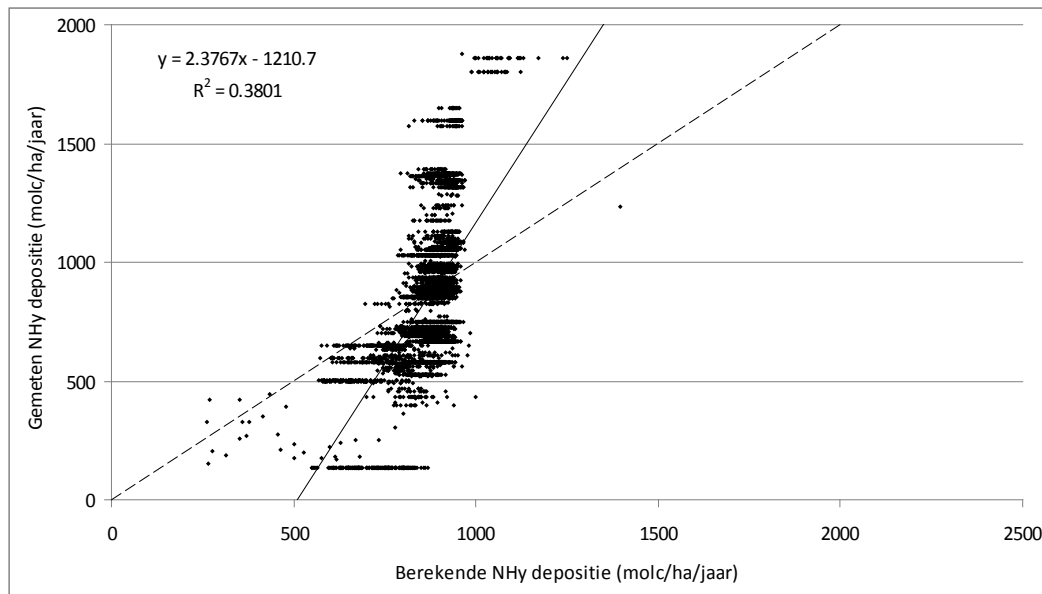
8.10 NHy-depositie

Ook voor NHy-depositie en het voorkomen van plantensoorten is er een relatie aanwezig (figuur 58). Deze relatie is iets zwakker dan voor NOx, waarbij vooral de regressie-coëfficiënt slechter is dan voor NOx-depositie. Correctie voor regression to the mean levert hier echter wel een verbetering op, waardoor het eindresultaat vergelijkbaar is met NOx depositie (figuren 59 en 60).



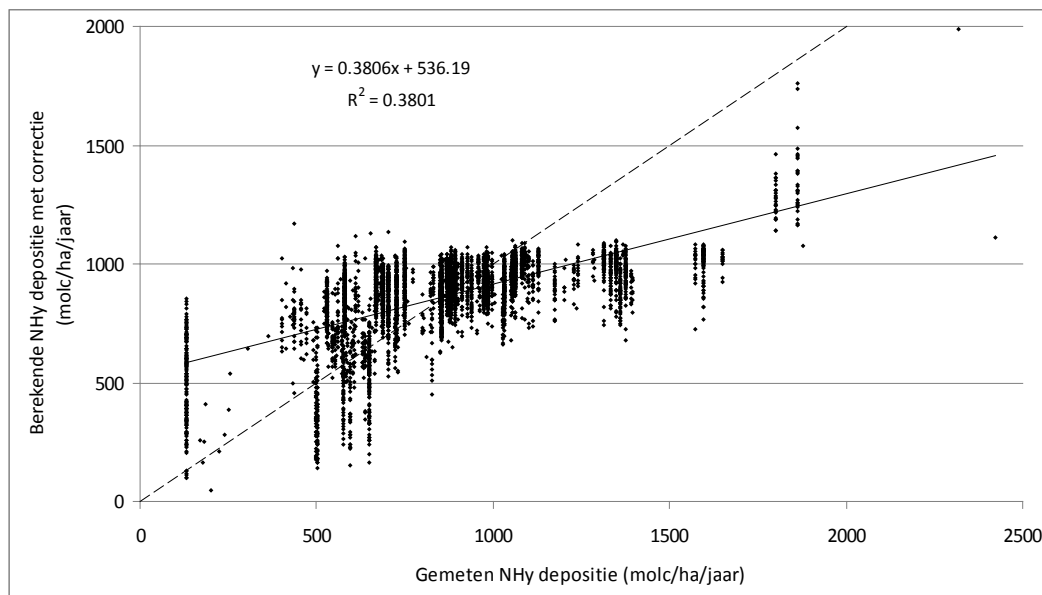
Figuur 58

Relatie tussen de geïnterpoleerde NHy-depositie en de berekende NHy-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 59

Relatie tussen de berekende NHy-depositie en de NHy-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

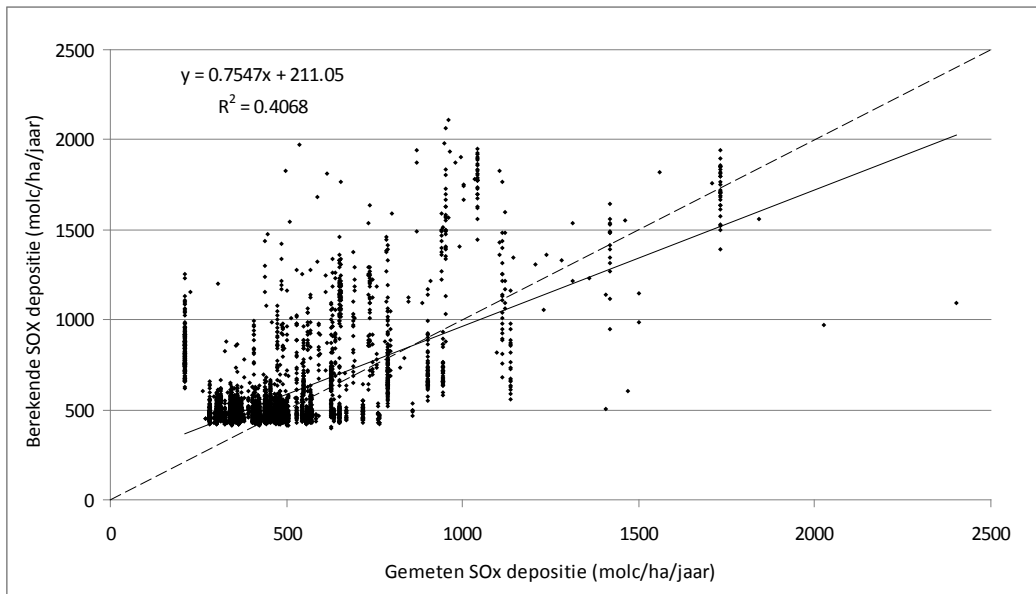


Figuur 60

Relatie tussen de geïnterpoleerde NHy-depositie en de berekende NHy-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

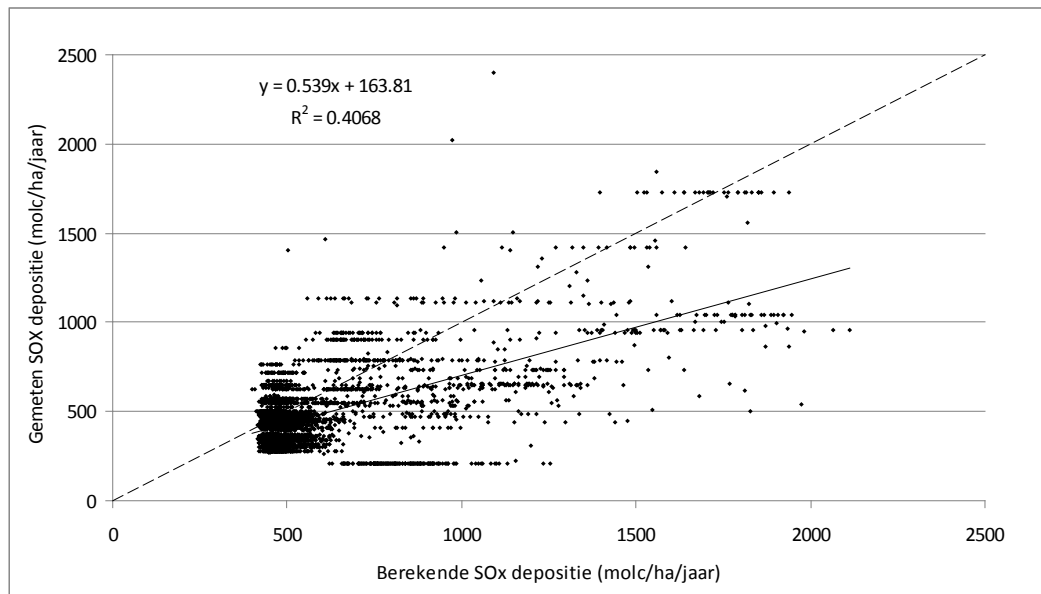
8.11 SOx-depositie

De regressie voor de relatie tussen een abiotische parameter en geïnterpoleerde 'veldwaarden' is voor SOx-depositie het beste. De verklaarde variantie is het hoogst (figuur 61), maar ook de regressiecoëfficiënt komt redelijk in de buurt van de ideale $y=x$ lijn. Een correctie voor regression to the mean levert een verslechtering op van de regressie en wordt daarom verder niet gebruikt (figuren 62 en 63). Mogelijk dat een andere correctiemethode wel tot een verbetering leidt.



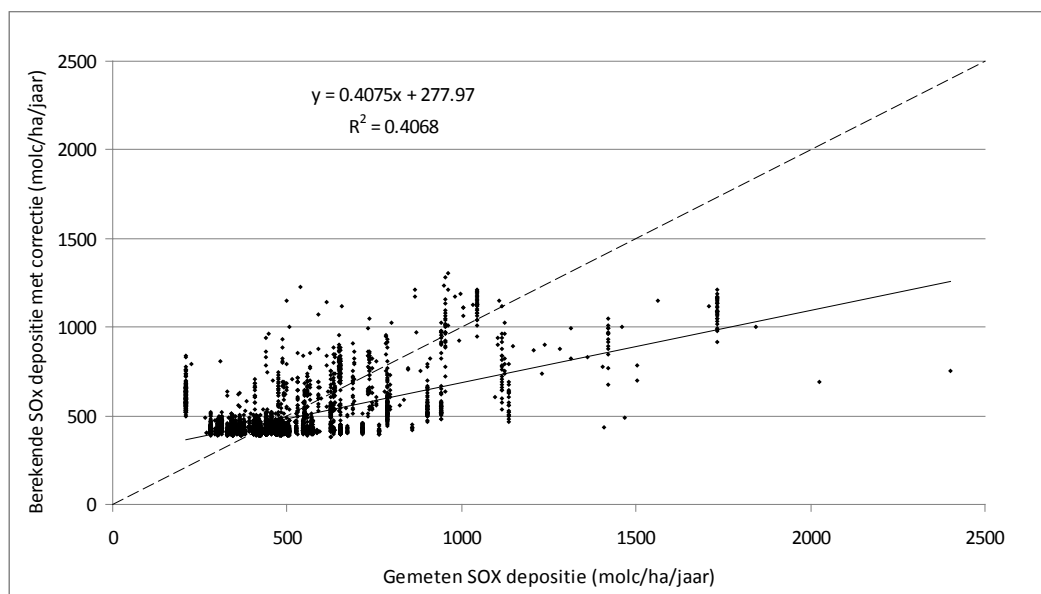
Figuur 61

Relatie tussen de geïnterpoleerde SOx-depositie en de berekende SOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn



Figuur 62

Relatie tussen de berekende SOx-depositie en de SOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De vergelijking wordt gebruikt voor correctie voor regression to the mean. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.



Figuur 63

Relatie tussen de geïnterpoleerde SOx-depositie en de berekende SOx-depositie voor vegetatieopnamen uit heel Europa na correctie voor regression to the mean. In de figuur is de regressielijn (doorgetrokken lijn) en de vergelijking gegeven, inclusief de verklaarde variantie. De onderbroken lijn geeft de ideale $y=x$ lijn.

9 Discussie

Op basis van de verzamelde gegevens konden 1288 soortresponsies voor temperatuur en neerslag en 1344 voor depositie-gerelateerde parameters geschat worden. Op de Nederlandse schaal zijn dit heel wat soorten, maar op Europese schaal -de Europese Flora bestaat uit tienduizenden soorten- is het een klein aantal. Er zijn ook nog veel meer vegetatieopnamen binnen Europa gemaakt. Opname van deze gegevens in de database en berekeningen zou de nauwkeurigheid van de voorspellingen zeker groter maken. Ervaring met de bodemparameters leert dat in deze fase meer waarnemingen altijd tot betere voorspellingen leidt.

Wat betreft de validatie van de geschatte indicatorwaarden vallen een aantal dingen op:

1. De minimumtemperatuur geeft de beste terug-voorspelling, de etmaal- gemiddelde jaartemperatuur en de maximum-temperatuur doen het slechter. Focus op de minimum-temperatuur wordt daarom aanbevolen.
2. De neerslag geeft slechte resultaten, ondanks de gedetailleerde gegevensbeschikbaarheid en de correctie voor hoogte. Een echte verklaring hebben we daar niet voor en nader onderzoek lijkt geboden.
3. De depositie-indicatorwaarden werken redelijk goed tot goed (SO_x). Dit is toch wel een verrassing. Het is een indicatie dat depositie invloed kan hebben gehad op het huidige voorkomen van plantensoorten. Dit feit dient nader te worden onderzocht. Het houdt wel in dat depositiegegevens mogelijk gebruikt kunnen worden in het simuleren van het voorkomen van plantensoorten, zoals in MOVE of het nieuwe PROPS-model.

De belangrijkste boodschap is volgens ons dat ondanks de vrij ruwe methode van relateren van soortvoorkomen aan temperatuur en depositie toch resultaten oplevert die gebruikt kunnen worden voor voorspellen van de effecten van bijvoorbeeld klimaatverandering of verandering in depositie. Op het ogenblik zou daarom het verder uitbreiden en vooral evenwichtiger maken van de database prioriteit moeten hebben. De database bevat namelijk relatief veel gegevens van een beperkt aantal gebieden in Europa. Voor het berekenen van de responsecurven zelf heeft dat geen invloed omdat dat gewogen gebeurt. Maar het kan zijn dat we bepaalde abiotische schaaldelen missen en uiteraard veel soorten. Daarnaast heeft het wel invloed op de indicatorwaarde die voor de soort wordt geschat, omdat die standaard wordt berekend als het gemiddelde van de waarnemingen is.

10 Literatuur

Amann, M., W. Asman, I. Bertok, J.I., Cofala, C. Heyes, Z. Klimont, W. Schöpp en F. Wagner, 2007. Cost-effective emission reductions to meet the environmental targets of the Thematic Strategy on Air Pollution under different greenhouse gas constraints. NEC Scenario Analysis Report Nr. 5, IIASA, Laxenburg, Austria.

Mitchell, T.D., T.R. Carter, P.D. Jones, M. Hulme en M. New, 2004. A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901-2000) and 16 scenarios (2001-2100). Tyndall Centre for Climate Change Research. Working paper 55., 19 p.

Nakícenović, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grübler, T.Y. Jung, T. Kram, E. Emilio la Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Pitcher, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M.E. Schlesinger, P.R. Shukla, S. Smith, R.J. Swart, S. van Rooyen, N. Victor en Z. Dadi, 2001. Special Report on Emission Scenarios: Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, 599 p.

Rahmstorf, S., A. Cazenave, J.A. Church, J.E. Hansen, R.F. Keeling, D.E. Parker en R.C.J. Somerville, 2007. Recent climate observations compared to projections, *Science* 316 (5825), pp. 709-709.

Schöpp, W., M. Posch, S. Mylona en M. Johansson, 2003. Long-term development of acid deposition (1880 - 2030) in sensitive freshwater regions in Europe, *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (4), pp. 436-446.

Strengers, B., R. Leemans, B. Eickhout, B. de Vries en A. Bouwman, 2005. The land-use projections and resulting emissions in the IPCC SRES scenarios as simulated by the IMAGE 2.2 model *GeoJournal* 61, pp. 381-393.

Schaminée, J.H. J., S.M. Hennekens en W.A. Ozinga. 2007. Use of the ecological information system SynBioSys for the analysis of large datasets. *Journal of Vegetation Science* 18: pp. 463-470.

Tarrasón, L., H. Fagerli, J.E. Jonson, D. Simpson, A. Benedictow, H. Klein, V. Vestreng, W. Aas en A.G. Hjelmbrekke, 2007. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2005. EMEP Report 1/2007, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.

11 Verder onderzoek

De database ecologische condities bevat nu ongeveer 10.000 vegetatieopnamen met minstens een abiotische factor, een aanzienlijke hoeveelheid gegevens. Een aantal vragen kan op basis van de database min of meer worden opgelost, zoals het schatten van abiotische ranges voor vegetatietypen en -soorten en de indicatiewaarden voor soorten voor een aantal abiotische parameters. Veel vragen blijven echter nog open staan. Deze hebben deels te maken met de soms fragmentarisch uitgevoerde bodemanalyses. Het opnemen van meer gegevens in de database blijft noodzakelijk. In dit hoofdstuk worden de hiaten besproken en worden aanbevelingen voor verder onderzoek en dataverzameling gedaan.

Inventarisaties in het veld zijn kostbaar en tijdrovend. In het kader van rapportages voor de EU over de staat van instandhouding van de Natura 2000-gebieden, maar ook voor de nieuw opgezette beheertypen in het kader van de Index NL (SNL) zal ook gekeken moeten worden naar de abiotische kwaliteit. Hiervoor zijn betrouwbare abiotische randvoorwaarden voor de habitatypen en beheertypen onontbeerlijk. De randvoorwaarden dienen daarvoor gebaseerd te zijn op voldoende metingen. Voor zuurgraad is het aantal metingen waarschijnlijk wel voldoende, al kan dat per type variëren. Voor nutriënten is het zeer noodzakelijk om ten minste voor sommige typen meer data te verzamelen om de gevonden ranges beter te onderbouwen. Als er vegetatieopnamen worden gemaakt in het gebied voor de rapportages dan zouden ook bodemonsters kunnen worden genomen. Dit is echter kostbaar. Als alternatief zou op basis van de opnamen de bodemomstandigheden kunnen worden geschat middels de ontwikkelde indicatiewaarden. Ook hier geldt weer dat deze voldoende betrouwbaar moeten zijn. Waarschijnlijk geldt dit voor pH en mogelijk ook voor grondwaterstand, voor alle andere indicatiewaarden lijkt het echter verstandig om meer data te verzamelen om de betrouwbaarheid te verhogen (zie ook hieronder).

Voor bodem $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en pH_{KCl} is het aantal metingen vrijwel toereikend om zonder kalibratie te worden gebruikt voor plantensoorten. Dit is niet het geval voor vegetatietypen, waar kalibratie met behulp van een grote set vegetatieopnamen nodig is, maar daarna en na correctie voor het middelen waarschijnlijk wel bruikbaar. Voor grondwaterstand is de onzekerheid al groter, maar vooral voor de nutriënten en chloride (hoge waarden!) zijn nog te weinig gegevens beschikbaar om voor voldoende soorten en voor de typen zeer betrouwbare resultaten te krijgen (zie ook Wamelink et al., 2010). De verklaarde varianties voor sommige nutriënten voor de validatie varieerden van 5% en 13% voor NO_3 en P totaal tot 55% en 65% voor pH en Ca. De laatste run die is uitgevoerd om de randvoorwaarden en indicatorwaarden opnieuw te schatten is niet getest en gevalideerd door het voortijdig stoppen van het project. Verwacht wordt wel dat dit tot betere schattingen heeft geleid omdat de beschikbare hoeveelheid data voor sommige nutriënten fors is toegenomen. Meer veldmetingen zijn echter noodzakelijk om vooral voor de nutriënten de betrouwbaarheid te verbeteren.

Veel data zijn voor Nederland verzameld. Echter omdat vaak maar een of een paar abiotische parameters tegelijk zijn gemeten is het niet goed mogelijk om op basis van de database naar interactie tussen randvoorwaarden te kijken. Er bestaat op zijn minst het vermoeden dat interactie een rol speelt in het voorkomen van plantensoorten en vegetatietypen, denk bijvoorbeeld aan pH en fosfaat, of grondwaterstand en ammonium concentratie. Om naar interactie te kunnen kijken is het noodzakelijk om een groot aantal randvoorwaarden op dezelfde plek onder gestandaardiseerde omstandigheden te meten. Om die reden heeft het zelf nemen van monsters bij de bestaande LMF-plots altijd onderdeel uitgemaakt van het project. Er zijn echter nog niet genoeg monsters genomen om nu al te kijken naar de interactie per soort en vegetatietype. Waarschijnlijk zijn er tussen de 5.000 en 10.000 metingen nodig om dit goed te kunnen doen. Deze schatting

is gebaseerd op de resultaten voor pH, waar we goed in staat zijn schattingen te doen op basis van meer dan 5.000 opnamen.

De bodemanalyses die zijn uitgevoerd op de door ons verzamelde monsters omvat vanwege de kosten een beperkte set van abiotische parameters. Er is in de wetenschappelijke wereld nog veel discussie over wat er onder welke omstandigheden en op welk tijdstip en op welke bodemdiepte gemeten zou moeten worden. Standaard zit in onze analyse bijvoorbeeld totaal stikstof- en fosforgehalte van de bodem. Door een aantal deskundigen wordt betwijfeld of dit wel zinvolle gegevens oplevert omdat het voorkomen van soorten niet direct hierdoor wordt beïnvloed. Of ze geen zinvolle informatie opleveren ondanks het feit dat het indirecte parameters zijn is onduidelijk, het onderzoek door ons uitgevoerd voor de provincie Gelderland liet zien dat er wel een significante relatie is voor het voorkomen van plantensoorten en zowel N als P totaal (Wamelink et al., 2010). Daarnaast wordt er in Engeland met succes met o.a. C/N gemodelleerd (S. Smart CEH Lancaster, persoonlijke mededeling). Afstemming tussen verschillende groepen in Nederland is nodig om het aantal bepalingen te beperken tot de meest zinvolle, mogelijk dat die per vegetatietype verschillen. Als er geen afstemming plaats vindt dan dreigt het draagvlak voor abiotiek en abiotische randvoorwaarden te verdwijnen.

Vaak is er getheoretiseerd over waarom zeldzame soorten zeldzaam zijn. Eén van de theorieën is dat ze specifieke eisen stellen aan hun omgeving, m.a.w. ze hebben een smalle range voor o.a. abiotische omstandigheden. Op basis van de responsies zou dit onderzocht kunnen worden.

Op basis van de abiotische ranges van de soorten zou onderzoek kunnen worden gedaan naar het succes van invasieve soorten. Hebben zij bijvoorbeeld een brede range voor bodemfactoren, waardoor ze zo succesvol zijn?

Soorten komen in het veld naast elkaar voor. Dit duidt er op dat ze overlappende abiotische ranges hebben. Anderen (o.a. Tilman) hebben echter gesteld dat elke soort een uniek eigenschap bezit die hen in staat stelt om hun eigen unieke niche te hebben. Door naar veel randvoorwaarden tegelijk te kijken kan worden onderzocht of er overlap tussen soorten en typen is of niet. In het laatste geval zouden alle soorten voor minstens een abiotische randvoorwaarde geen overlap mogen vertonen.

Publicatielijst

Engelstalige artikelen

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of vegetation science* 13: pp. 269-278.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben en F. Berendse, 2003. Apparently we do need phytosociological classes to calibrate Ellenberg's indicator values! *Journal of vegetation Science* 14: pp. 619-620.

Wamelink, G.W.W. en H.F. van Dobben, 2003. Uncertainty of critical loads based on the Ellenberg indicator value for acidity. *Basic and Applied Ecology* 4: pp. 515-523.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart en H.F. van Dobben, 2004. Measurement errors and regression to the mean cannot explain bias in average Ellenberg indicator values. *Journal of vegetation Science* 15: pp. 847-851.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2005. Plant species as predictors of soil pH: replacing expert judgement by measurements. *Journal of vegetation science* 16: pp. 461-470.

Stevens, C.J., P. Manning, L.J.L. van den Berg, M.C.C. de Graaf, G.W.W. Wamelink, A.W. Boxman, A. Bleeker, P. Vergeer, M. Arroniz-Crespoi, J. Limpens, L.P.M. Lamers, R. Bobbink en E. Dorland, 2011. Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. *Environmental Pollution* 159: pp. 665-676.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, A.H. Malinowska, J.Y. Frissel, R.J.M. Wegman, P.A. Slim en H.F. van Dobben, 2011. Ecological ranges for the pH and NO₃ of syntaxa: a new basis for the estimation of critical loads for acid and nitrogen deposition. *Journal of vegetation science*. Accepted.

Wamelink, G.W.W., M. van Adrichem, H. van Dobben, J. Frissel, M. den Held, V. Joosten, A. Malinowska, P. Slim en R. Wegman, 2011. Vegetation relevés and soil measurements in the Netherlands; a database. *Biodiversity and Ecology*. Accepted.

Hermant, M., F. Hennion, S.M. Hennekens, W.G.W. Wamelink, I.V. Bartish en A. Prinzing. In prep. Species coexistence differs among clades: possible causes and consequences.

Nederlandstalige artikelen

Wamelink, G.W.W. en H. van Dobben. *Hoe een konijnenkeutel van eminent belang kan zijn; over het nut van aanvullende informatie bij het maken van vegetatieopnamen*. Oude vegetatiegegevens 1997.

Runhaar, J., G.W.W. Wamelink, S.M. Hennekens en J.C. Gehrels, 2003. Realisatie van natuurdoelen als functie van de hydrologie. *Landschap* 20: pp. 143-153.

Wamelink, G.W.W., H.F. van Dobben, R.M.A. Wegman en J.Y. Frissel, 2006. Voorzichtigheid bij het gebruik van Ellenberg indicatorwaarden is geboden. *Stratitotis* 32: pp. 21-30.

Paulissen, M., E. Schouwenberg, J. Velstra en W. Wamelink, 2007. Hoe gevoelig is de Nederlandse natuur voor verzilting? *H2O* 18: pp. 34-38.

Wamelink, G.W.W., 2008. Droogte Noord-Nederland beïnvloedt plantensoorten. www.natuurberichten.nl.

Wamelink, G.W.W., M. van Adrichem en H. van Dobben, 2010. Een verkennende studie naar de bodemkwaliteit van Gelderse habitatgebieden. *De Levende Natuur* 111: 160-165.

Bijdragen aan symposia

Wamelink, G.W.W., V. Joosten, H.F. van Dobben en F. Berendse, 2001. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. In: *Vegetation and ecosystem functions*, 44th IAVS symposium Freising-Weihestephan. Freising (Germany), IAVS, 2001, p. 189.

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, J.Y. Frissel, R.M.A. Wegman, P.A. Slim en H.F. van Dobben, 2007. Estimation of association responses for soil pH. *Abstract for IAVS 2007*, Swansea, Wales.

Wamelink, G.W.W., R. Wegman, J. Frissel, P. Slim, H.F. van Dobben en P.W. Goedhart, 2007. *Plant species responses: From expert knowledge to hard data*. Abstract joint ESA/SER meeting, San Jose, CA.

Wamelink, G.W.W., J.Y. Frissel, R.M.A. Wegman, P.A. Slim en H.F. van Dobben, 2008. Prediction of soil conditions and critical loads based on species and association responses for measured abiotic soil parameters. In: Mucina et al. (eds.). *Frontiers of vegetation science - an evolutionary angle*. Pp. 200-201. Keith Pilips Images, Somerset West.

Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem en H.F. van Dobben, 2009. Estimation of soil quality for habitat directive areas; an application of bio-indication. Abstract 8th meeting on vegetation databases. *Greifswald 25-27 February*, 2009.

Malinowska, A.H., G.W.W. Wamelink & J.W. Goedhart. 2009. Change of plant species response for soil pH in time. Abstract 8th meeting on vegetation databases. Greifswald 25-27 February 2009.

Nederlandstalige rapporten

Wamelink, G.W.W. en H.F. van Dobben, 1996. *Schatting van responsies van soorten op de milieufactoren vocht, pH en macronutriënten: een aanzet tot calibratie van Ellenberg's indicatiegetallen*. IBN rapport nr. 233. IBN, Wageningen.

Wamelink, G.W.W. en H. Runhaar, 2000. *Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen*. Alterra-rapport 181 (cd-rom). Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W. en H. Runhaar, 2001. *Abiotische randvoorwaarden voor natuurdoeltypen*. Wageningen, Alterra, 2001. Alterra-rapport 181 herziene versie (cd-rom).

Runhaar, J., J.C. Gehrels, G. van der Lee, S.M. Hennekens, G.W.W. Wamelink, W. van der Linden en P.G.B. de Louw, 2002. *Doelrealisatie natuur*. Waterlood deelrapport 05. Rapport 2002-26. STOWA, Utrecht.

www.abiotic.wur.nl

Wamelink, G.W.W., P.W. Goedhart, J.Y. Frissel, R.M.A. Wegman, P.A. Slim en H.F. van Dobben, 2007. *Response curves for plant species and vegetation types*. Report 1489, Alterra, Wageningen, the Netherlands.

Wamelink, G.W.W., 2007. *Simulation of vegetation dynamics as affected by nitrogen deposition*. Wageningen Universiteit, Wageningen. Thesis.

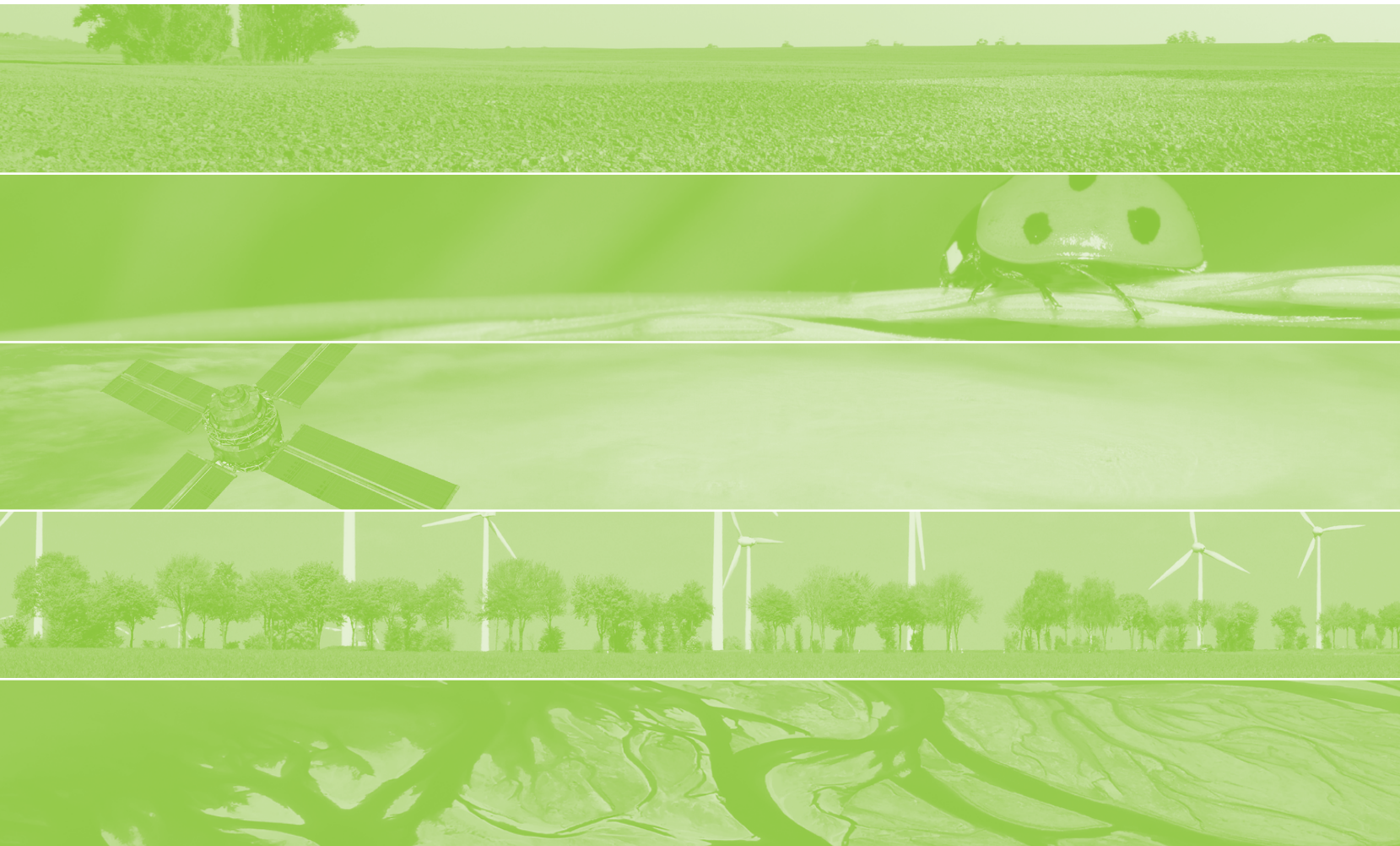
Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem en H.F. van Dobben, 2008. *Meetlat abiotische eigenschappen voor de EHS; bodemkwaliteit*. Alterra rapport 1778. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem en H.F. van Dobben, 2008. *Test voor het berekenen van de milieutekorten voor habitattypen in de provincie Gelderland*. Alterra rapport 1836. Alterra, Wageningen.

Wamelink, G.W.W., M.H.C. van Adrichem en H.F. van Dobben, 2009. *Milieutekorten in Gelderse habitatgebieden; nulmeting op basis van vegetatieopnamen*. Alterra rapport 1892. Alterra, Wageningen.

G.W.W. Wamelink, M.H.C. van Adrichem, L.J. van den Berg en B. te Linde, 2010. *Validatie en calibratie van het indicator systeem voor het bepalen van milieutekorten voor natuurgebieden in de provincie Gelderland*. Alterra rapport 2077. Wageningen, Alterra.

Schatten van de bodemkwaliteit voor Natura 2000-gebieden en -beheertypen. Toepassing in voor de provincie Gelderland. Alterra rapport in prep.



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.