

‘Zure regen’ in Vlaanderen Depositiemeetnet verzuring 2009



DOCUMENTBESCHRIJVING

Titel

'Zure regen' in Vlaanderen, Depositiemeetnet verzuring 2009

Samenstellers

Dienst Lucht, Team Depositiemeetnet Verzuring: Hilde Buysse, David Celis, Dominique Meremans, Philip Van Avermaet en Edward Roekens

Afdeling

Afdeling Lucht, Milieu en Communicatie, VMM

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de resultaten van het depositiemeetnet verzuring van het meetjaar 2009.

Wijze van refereren

VMM (2010), 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositiemeetnet verzuring 2009

Verantwoordelijke uitgever

Philippe D'Hondt, afdelingshoofd Lucht, Milieu en Communicatie
Vlaamse Milieumaatschappij

Rapporten te bestellen bij

VMM-Infoloket
A. Van de Maelestraat 96
9320 Erembodegem
Tel: 053 72 64 45
Fax: 053 71 10 78
info@vmm.be

Depotnummer
D/2010/6871/025

SAMENVATTING

Resultaten van het depositiemeetnet

In 2009 bestaat het depositiemeetnet verzuring uit 19 meetplaatsen verspreid over Vlaanderen. Op 10 van deze plaatsen wordt enkel NH_3 gemeten, op de andere meetplaatsen meten we natte en droge potentieel verzurende depositie (SO_x , NO_y en NH_x).

De resultaten van de natte depositie in 2009 bevestigen min of meer de resultaten van de vorige meetjaren, rekening houdend met de neerslaghoeveelheden. De hoogste natte deposities worden gemeten in Kapellen. De lage depositie in Bonheiden is een gevolg van de beperkte hoeveelheid neerslag die daar viel. De 'natuurlijke' sulfaatdepositie (sulfaat afkomstig van de zee) t.o.v. de totale natte depositie varieert van 2,0% in Maasmechelen tot 12,5% in Koksijde. Er is duidelijk een relatie met de afstand tot de kust.

De hoogste droge deposities voor loofbos, naaldbos, gras en heide worden in Wingene genoteerd. Beschouwd per meetplaats worden de hoogste waarden gemeten voor naaldbos, gevolgd door loofbos, heide en ten slotte gras.

Ook de totale depositie is voor alle vegetatietypes het hoogst in Wingene. De laagste waarden worden genoteerd in Bonheiden en Tielt-Winge.

Voor 9 meetplaatsen wordt de totale depositie berekend, en dit voor de vegetatietypes naaldbos, loofbos, heide en gras, wat resulteert in 36 waarden. Als we de totale depositie vergelijken met de middellangetermijndoelstelling van de Vlaamse overheid, zijn er 8 significante overschrijdingen. De langetermijndoelstelling wordt nergens gehaald. De jaargrenswaarden voor SO_2 en NO_x uit de Europese richtlijn 2008/50/EG worden op alle meetplaatsen gerespecteerd. Voor NO_x is dit in Gent echter niet statistisch significant. De jaarrichtwaarde van de WGO voor NH_3 van $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt niet gerespecteerd op één meetplaats in Ichtegem. Op de andere meetplaatsen wordt de jaarrichtwaarde niet overschreden, maar in Wingene, Ieper en Waasmunster is dit niet statistisch significant.

Trendanalyse

De trendanalyse werd uitgevoerd op de 9 meetplaatsen waar droge en natte depositie werd gemeten. Algemeen stellen we over de periode 2001-2009 de meest uitgesproken dalende trends vast bij meetplaatsen die bij het opstarten van het depositiemeetnet hoge concentraties en deposities hadden. Daaruit volgt dat bij meetplaatsen met lagere meetwaarden nauwelijks of geen dalende trends optreden. De enige stijgende trend is vastgesteld in Maasmechelen, daar nam de NH_3 -concentratie marginaal significant toe sinds 2001.

Luchtconcentraties

De concentraties van SO_2 vertonen een significant dalende trend in de periode 2001-2009 in Bonheiden, Gent, Kapellen, Koksijde, Retie en Zwevegem. Er is geen trend in de NO_2 -concentraties, de NH_3 -concentraties nemen significant af in alle meetplaatsen behalve Maasmechelen, waar er sprake is van een marginaal significante stijging.

Droge Depositie

De trends die worden vastgesteld in de droge depositie van SO_2 en NO_2 komen overeen met de trends in de luchtconcentraties. Voor NH_3 is er een dalende trend op alle meetplaatsen behalve Maasmechelen, waar geen trend werd vastgesteld in de droge depositie.

Natte depositie

Voor de depositiefluxen van SO_x worden dalende trends vastgesteld op alle meetplaatsen, maar in Gent is deze daling slechts marginaal significant. Er is geen trend in de natte depositie van NO_y sinds 2001, en voor NH_x is er enkel een marginaal significant dalende trend in Wingene.

Totale potentieel verzurende depositie

Uit de data besluiten we dat de totale (nat+droog) potentieel verzurende depositie voor alle vegetatietypes afneemt in de periode 2001-2009 op alle meetplaatsen behalve Maasmechelen, waar geen trend wordt vastgesteld.

Depositie van anorganische stikstof (vermesting)

De droge depositie van anorganische stikstof neemt significant af in alle meetplaatsen, behalve Maasmechelen. In Wingene is er een dalende trend in de natte depositie van anorganische stikstof. Er zijn dalende trends van de totale anorganische stikstofdepositie voor alle vegetatietypes op alle meetplaatsen, behalve Maasmechelen.

Kwaliteitszorg en onderzoek

In het kader van kwaliteitszorg binnen het depositiemeetnet verzuring werden volgende onderzoeken en tests uitgevoerd:

- ❖ transectmetingen van NH_3 om de invloed van de aanwezige vegetatie en de afstand tot een gekende emissiebron na te gaan.
- ❖ duplometingen van natte depositie in Kapellen. Voor de verzurende elementen werd geen significant verschil vastgesteld, voor neerslaghoeveelheid en pH wel. Verdere opvolging van beide toestellen en resultaten blijft nodig.
- ❖ vergelijking van meetresultaten van de tipping bucket pluviometer en weegpluviograaf, in het kader van de overschakeling van de tipping bucket naar de weegpluviograaf.
- ❖ vergelijkende metingen van SO_2 en NO_2 in Borgerhout. De concentraties SO_2 t.h.v. de meetcabine zijn representatief voor de concentraties t.h.v. de straat. Wat betreft NO_2 is er een significant verschil tussen de twee meetpunten, maar op basis van een regressiemodel kunnen we de waarden voor NO_2 aan de straatkant afleiden uit de metingen ter hoogte van de cabine.
- ❖ vergelijking van de meetresultaten van de passieve samplers en de monitoren in Borgerhout en Gent, om een uitspraak te kunnen doen over de betrouwbaarheid van de passieve samplers. Er zijn in 2008 geen significante verschillen tussen de meetresultaten van de passieve samplers en de monitoren. Verdere opvolging en onderzoek zijn nodig om de invloed van bijkomende factoren op de verschillen tussen de passieve samplers en de monitoren te kunnen inschatten.

Vermesting

Wanneer we de totale anorganische stikstofdepositie vergelijken met de depositiedoelstelling afgeleid uit de NEC-richtlijn stellen we vast dat op verschillende meetplaatsen en voor verschillende vegetatietypes de depositiedoelstelling van 21,7 kgN/ha.jaar overschreden werd.

Modelberekeningen

Naast het weergeven van meetresultaten, wordt de verspreiding van de verzurende depositie ook berekend met mathematische modellen. Het VLOPS-model berekent voor Vlaanderen concentraties en deposities, uitgaande van emissiegegevens, een meteorologische statistiek en gegevens over het receptorgebied. Op basis van een $1 \times 1 \text{ km}^2$ receptorenrooster levert dit concentratiekaarten op voor SO_2 , NO_2 en NH_3 , en depositiekaarten voor SO_x , NO_y , NH_x en totale verzurende en vermestende depositie.

Voor SO_2 en de SO_x -depositie worden de hoogste waarden bereikt in de Antwerpse Havenzone, gevolgd door kleinere zones verspreid over het noorden van Vlaanderen.

De concentratie NO_2 en de NO_y -depositie pieken in Antwerpen, ten noorden van Brussel en op de snelwegen in de driehoek Antwerpen-Gent-Brussel. In deze gebieden wordt de EU-norm van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (jaargemiddelde concentratie NO_2) overschreden.

De hoogste waarden voor NH_3 en de NH_x -depositie zijn terug te vinden in West-Vlaanderen, het noordwesten van Oost-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen. In deze zones wordt de WGO-norm van $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (jaargemiddelde concentratie NH_3) overschreden.

De hot spots voor de totale verzurende depositie liggen in het centrum van West-Vlaanderen, de Antwerpse agglomeratie en het noorden van de provincie Antwerpen. De toekomstige Mina 4-norm van 1695 Zeq/ha.j (tegen 2015) werd in 2009 overschreden in meer dan de helft van Vlaanderen. De totale vermestende depositie piekt in het centrum van West-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen. De toekomstige Mina 4-norm van 18.37 kg N/ha (tegen 2015) werd in 2009 overschreden in 7967 km^2 (56% van Vlaanderen). Het aandeel NH_x in de gemiddelde totale vermestende depositie over Vlaanderen bedraagt 58% en dat van NO_y 42%.

Ook voor de jaren 1990, 1996, 2000, 2004, 2007 en 2008 berekende VLOPS de verzurende en vermestende depositie. Er is een duidelijke dalende trend tot 2007 waar te nemen. Een voorlopige

analyse van de cijfers geeft aan dat de totale depositie in de periode 2007-2009 nagenoeg stabiel blijft.

INHOUDSTAFEL

Samenvatting	3
1 Inleiding	11
2 Meetresultaten verzuring	13
2.1 Inleiding	13
2.2 Meetresultaten	14
2.2.1 Resultaten van de neerslaghoeveelheid	14
2.2.2 Zuurtegraad (pH) in de neerslag	15
2.2.3 Natte depositie per pollutant	17
2.2.4 Droge depositie per pollutant	19
2.2.5 Resultaten van de totale depositie	23
2.3 Richtwaarden en beleidsdoelstellingen	25
2.3.1 Depositienormen	25
2.3.2 Grens- en richtwaarden luchtkwaliteit	26
3 Trendanalyse	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Resultaten van de GAM-modellen	29
4 Kwaliteitszorg en onderzoek	35
4.1 Inleiding	35
4.2 NH ₃ -transecten	35
4.2.1 Transect Ichtegem	35
4.2.1.1 Doelstelling en opzet	35
4.2.1.2 Resultaten	36
4.2.1.3 Statistische benadering en vergelijkingen	37
4.2.1.4 Conclusie	37
4.2.2 Transecten i.k.v. korstmossen project	38
4.2.2.1 Situering	38
4.2.2.2 Wingene	38
4.2.2.3 Lippelo	39
4.2.2.4 Maldegem	40
4.2.2.5 Hoogstraten	41
4.2.2.6 Conclusies	41
4.3 Duplometingen in Kapellen	41
4.3.1 Situering	41
4.3.2 Opzet	41
4.3.3 Vergelijking en statistische benadering	42
4.3.4 Conclusie	42
4.4 Vergelijking van twee types pluviografen: tipping-bucket en pluviograaf op weegprincipe	42
4.4.1 Situering	42
4.4.2 Opzet	42
4.4.3 Vergelijking en statistische benadering	43
4.4.3.1 Meetplaats: Kapellen	43
4.4.3.2 Meetplaats: Koksijde	44
4.4.3.3 Meetplaats: Wingene	45
4.4.3.4 Meetplaats: Maasmechelen	46
4.4.4 Algemene conclusie	47
4.5 Vergelijkende metingen van SO ₂ en NO ₂ in Borgerhout	48
4.5.1 Inleiding	48
4.5.2 SO ₂	48
4.5.3 NO ₂	50
4.6 Vergelijkende metingen van passieve samplers en monitoren	51
4.6.1 Opzet en doelstelling	51
4.6.2 Vergelijking en statistische analyse	51
4.6.3 Conclusie	53
5 Vermesting	55
5.1 Resultaten	55

5.2 Depositiedoelstelling	56
6 Modelberekeningen.....	59
6.1 Het VLOPS-model.....	59
6.1.1 Inleiding.....	59
6.1.2 Voorstelling van het model.....	59
6.1.3 Upgrade modelversie VLOPS.07 naar VLOPS.10	60
6.1.4 Gebruikte meteo-invoer	61
6.1.5 Betrouwbaarheid van de modelresultaten	62
6.1.5.1 Validatie SO ₂	62
6.1.5.2 Validatie NO ₂	64
6.1.5.3 Validatie NH ₃	65
6.1.5.4 Samenvatting	66
6.2 Berekeningen voor Vlaanderen.....	66
6.2.1 Concentratiekaarten 2009.....	66
6.2.2 Depositiekaarten 2009	68
6.2.2.1 Inleiding.....	68
6.2.2.2 Grenswaarden.....	68
6.2.2.3 Onzekerheid.....	69
6.2.2.4 Resultaten	70
6.2.3 Bespreking resultaten 2009	75
6.2.4 Trendreeks depositie	75

FIGUREN EN TABELLEN

Figuur 2.1: meetplaatsen van het depositiemeetnet verzuring	13
Figuur 2.2: neerslaghoeveelheden (mm) op de meetplaatsen in 2009.....	14
Figuur 2.3: glijdend KMI 10 jaar gemiddelde.....	15
Figuur 2.4: pH van de neerslag op de 9 meetplaatsen in 2009	16
Figuur 2.5: pH op de verschillende meetplaatsen sinds 2002	16
Figuur 2.6: gemiddelde pH en trendlijn	17
Figuur 2.7: verzurende natte depositie en concentraties van SO_4^{2-} in de neerslag in 2009	18
Figuur 2.8: verzurende natte depositie en concentraties van NO_3^- in de neerslag in 2009	18
Figuur 2.9: verzurende natte depositie en concentraties van NH_4^+ in de neerslag in 2009.....	19
Figuur 2.10: overzicht van de jaargemiddelde concentraties SO_2 en depositie per vegetatietype.....	21
Figuur 2.11: overzicht van de jaargemiddelde concentraties NO_2 en depositie per vegetatietype.....	21
Figuur 2.12: overzicht van de jaargemiddelde NH_3 -concentraties en depositie per vegetatietype	22
Figuur 2.13: totale verzurende natte depositie in 2009	23
Figuur 2.14: totale droge depositie in 2009	24
Figuur 2.15: totale (natte + droge) depositie in 2009	24
Figuur 2.16: meetwaarden voor SO_2 vergeleken met de grenswaarde uit Richtlijn 2008/50/EG.....	27
Figuur 2.17: meetwaarden voor NO_x vergeleken met de grenswaarde uit Richtlijn 2008/50/EG	27
Figuur 2.18: meetwaarden voor NH_3 vergeleken met de richtwaarde van de WGO	28
Figuur 3.1: niet-lineaire trend in de SO_2 -concentratie in Bonheiden	29
Figuur 3.2: trends in de NH_3 -concentratie in Zwevegem	30
Figuur 3.3: afnemende trend van NH_3 -concentraties in Retie.....	30
Figuur 3.4: stijgende trend in de NH_3 -concentratie in Maasmechelen	31
Figuur 4.1: concentratie NH_3 in Ichtegem doorheen 2009	36
Figuur 4.2: concentraties van ammoniak in Wingene	39
Figuur 4.3: concentraties van ammoniak in Lippelo.....	40
Figuur 4.4: concentraties van ammoniak in Maldegem.....	40
Figuur 4.5: concentraties van ammoniak in Hoogstraten	41
Figuur 4.6: scatterplot weger / wet-only	43
Figuur 4.7: scatterplot weger / tipping-bucket	43
Figuur 4.8: scatterplot weger / wet-only	45
Figuur 4.9: scatterplot weger / tipping-bucket	45
Figuur 4.10: scatterplot weger / wet-only	46
Figuur 4.11: scatterplot weger / tipping-bucket	46
Figuur 4.12: scatterplot weger / wet-only	47
Figuur 4.13: scatterplot weger / tipping-bucket	47
Figuur 4.14: concentraties SO_2 in Borgerhout in 2009.....	49
Figuur 4.15: concentraties NO_2 in Borgerhout in 2009.....	50
Figuur 4.16: SO_2 -concentraties in Gent en Borgerhout (monitoren en PS)	52
Figuur 4.17: NO_2 -concentraties in Gent en Borgerhout (monitoren en PS)	52
Figuur 5.1: totale anorganische N-depositie in 2009.....	55
Figuur 6.1: schematisch overzicht van het OPS-model	60
Figuur 6.2: ligging van de Nederlandse meteo-zones voor OPS	62
Figuur 6.3: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor SO_2 in 2009 (voor kalibratie).....	63
Figuur 6.4: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor SO_2 in 2009.....	63
Figuur 6.5: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor NO_2 in 2009 (voor kalibratie).....	64
Figuur 6.6: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor NO_2 in 2009	64
Figuur 6.7: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor NH_3 in 2009 (voor kalibratie).....	65
Figuur 6.8: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor NH_3 in 2009.....	66
Figuur 6.9: jaargemiddelde SO_2 -concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster	67
Figuur 6.10: jaargemiddelde NO_2 -concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster	67
Figuur 6.11: jaargemiddelde NH_3 -concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster	68
Figuur 6.12: SO_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster.....	70
Figuur 6.13: SO_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente	70
Figuur 6.14: NO_y -depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster	71
Figuur 6.15: NO_y -depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente.....	71
Figuur 6.16: NH_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km ² receptorenrooster.....	72
Figuur 6.17: NH_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente	72

Figuur 6.18: totale verzurende depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1km ² receptorenrooster	73
Figuur 6.19: totale verzurende depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente.....	73
Figuur 6.20: totale vermestende depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1km ² receptorenrooster	74
Figuur 6.21: totale vermestende depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente.....	74
Figuur 6.22: gemiddelde Vlaamse verzurende deposities SO _x , NO _y en NH _x 1990-2009	75
Figuur 6.23: gemiddelde Vlaamse vermestende deposities SO _x , NO _y en NH _x 1990-2009.....	76

Tabel 2.1: depositiesnelheid Vd (in cm/s) van verzurende componenten	19
Tabel 2.2: aanwezige vegetatietypes per meetplaats	20
Tabel 2.3: beleidsdoelstellingen, berekend met VLOPS o.b.v. emissiedoelstellingen uit NEC-richtlijn	25
Tabel 2.4: totale depositie per meetplaats, per vegetatietype - overschrijdingen van MLTD	26
Tabel 2.5: jaargrens- en richtwaarden voor verzurende componenten (in µg/m ³)	26
Tabel 3.1: lineair dalende trends in de NH ₃ -depositie in de periode 2001-2009.....	31
Tabel 3.2: dalende trends in de totale potentieel verzurende depositie in de periode 2001-2009	32
Tabel 3.3: dalende trends in de depositie van stikstof	33
Tabel 4.1: meetplaatsen in Ichtegem	36
Tabel 4.2: statistische vergelijking meetplaatsen Ichtegem	37
Tabel 4.3: jaargemiddelde concentraties SO ₂ en NO ₂ (µg/m ³)	51
Tabel 5.1: droge N-depositie in 2009 (NO ₂ en NH ₃)	55
Tabel 5.2: natte N-depositie in 2009	56
Tabel 5.3: vermestende depositie in het depositiemeetnet verzuring in 2009	56
Tabel 6.1: validatieresultaten voor SO ₂ in 2009	63
Tabel 6.2: validatieresultaten voor NO ₂ in 2009	65
Tabel 6.3: validatieresultaten voor NH ₃ in 2009	66
Tabel 6.4: gebruikte grenswaarden voor verzurende depositie in ZEQ/ha.j	69
Tabel 6.5: gebruikte grenswaarden voor vermestende depositie in kg N/ha	69

1 Inleiding

De Vlaamse Milieumaatschappij onderzoekt en rapporteert de kwaliteit van het milieu. Verschillende netwerken van meetstations verzamelen gegevens over de kwaliteit van het bodem-, grond- en oppervlaktewater maar ook van de luchtkwaliteit.

Zo stelt de VMM jaarlijks een immissieverslag op dat de algemene luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest beschrijft. Daarnaast worden er over de diverse meetnetten wetenschappelijke rapporten samengesteld die de resultaten meer in detail bespreken.

Het voorliggende wetenschappelijke rapport behandelt:

- ❖ meetgegevens van het meetjaar 2009;
- ❖ de trendanalyse van de meetgegevens van 2001 tot en met 2009;
- ❖ kwaliteitszorg binnen het depositiemeetnet verzuring;
- ❖ vermesting in Vlaanderen;
- ❖ modelberekeningen van verzurende polluenten.

Voor achtergrondinformatie over verzuring en de werking van het depositiemeetnet verzuring verwijzen wij u naar het rapport *'Zure regen' in Vlaanderen, Depositiemeetnet verzuring 2005-2006* (VMM, 2007). Dit rapport geeft ook aan welk deel van de verzurende depositie momenteel niet gemeten kan worden in het meetnet. Hiermee dient rekening te worden gehouden bij het interpreteren van de hier gerapporteerde resultaten.

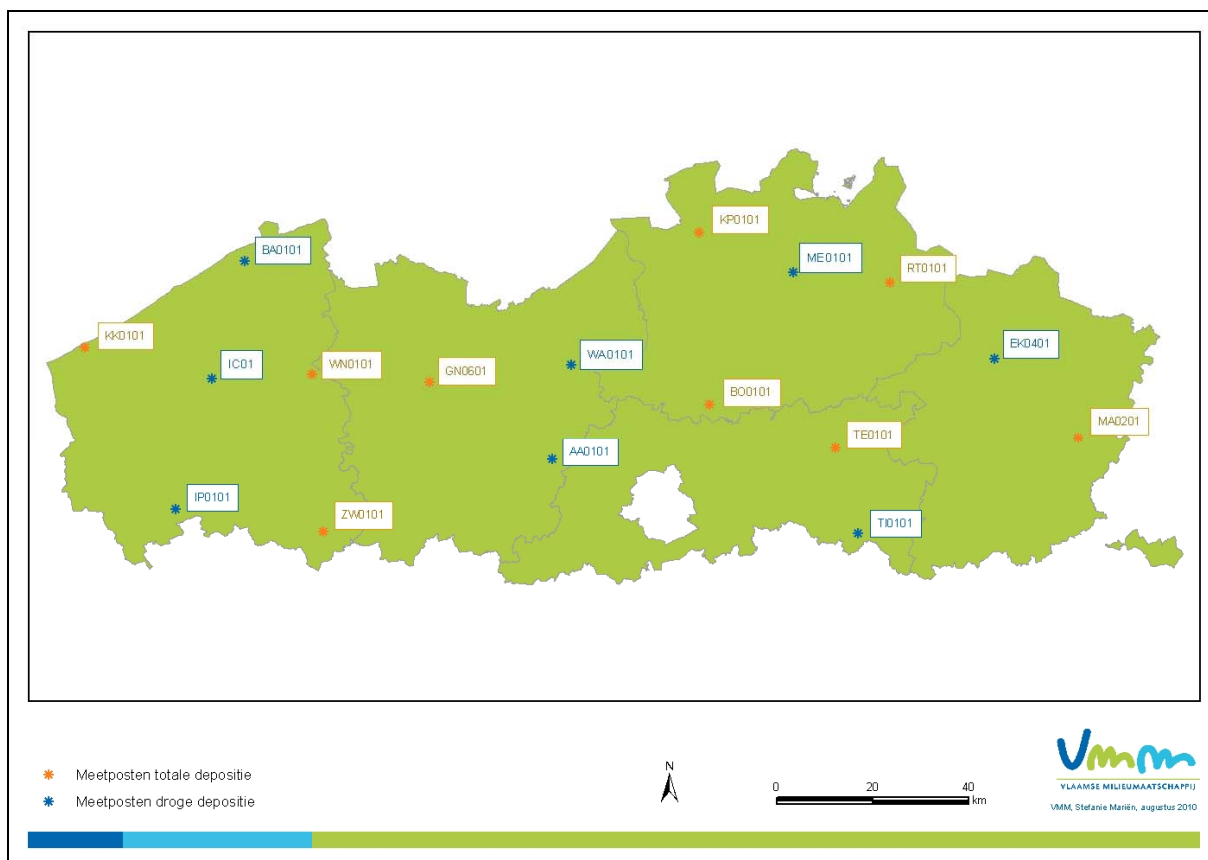
2 Meetresultaten verzuring

2.1 Inleiding

Dit hoofdstuk toont en bespreekt de resultaten van het depositiemeetnet verzuring in 2009. We vergelijken de resultaten met de beleidsdoelstellingen en benaderen ze ook statistisch. De meetplaatsen hebben een regionaal karakter hebben en ondervinden dus weinig tot geen directe invloed van lokale bronnen van verontreiniging.

In 2008 breidde de VMM het bestaande depositiemeetnet verzuring uit met 11 nieuwe meetpunten voor NH₃-metingen. Dit gebeurde onder meer op basis van aanbevelingen in de validatiestudie van het VLOPS-model. De nieuwe meetplaatsen liggen verspreid over Vlaanderen. In het kader van kwaliteitszorg werd in Aalst voor 2 en in Ichtegem voor 3 meetpunten gekozen. Dit bracht het totaal aantal meetpunten van het depositiemeetnet verzuring op 20.

Ook in 2009 werd het meetprogramma van het depositiemeetnet verzuring aangepast. Na afronding van de vergelijkende studie in Aalst (VMM, 2009: 'Zure regen' in Vlaanderen, *Depositiemeetnet Verzuring 2008*), wordt vanaf 2009 in Aalst nog op één meetplaats gemeten. De metingen op meetplaats AA02 werden stopgezet. Alle andere meetplaatsen blijven behouden. Het meetnet bestaat in 2009 uit 9 meetplaatsen waar natte en droge depositie gemeten wordt, en 10 bijkomende meetplaatsen waar enkel NH₃-metingen gebeuren. In Bijlage 1 vindt u informatie over de ligging van de meetplaatsen.



Figuur 2.1: meetplaatsen van het depositiemeetnet verzuring

De 9 meetplaatsen waar al langer gemeten wordt (blauwe labels), beantwoorden zoveel mogelijk aan de huidige internationale normering en regelgevingen (ISO 5667-8). De ISO-norm 5667-8 vermeldt de afstand tot mogelijke bronnen waaraan regionale meetplaatsen moeten voldoen.

Bij de bepaling van de nieuwe NH₃-meetlocaties werd eveneens rekening gehouden met deze norm en dus de afstand tot bronnen. Zo werd de nabijheid van stallen vermeden, maar de meetplaatsen in Blankenberge, Ichtegem en Waasmunster bevinden zich wel te midden van akkers.

Het meetnet kan worden onderverdeeld in de opvolging van natte verzurende depositie enerzijds en het opvolgen van droge verzurende deposities anderzijds. Samen vormen ze de totale verzurende depositie.

Hierbij wordt de occulte depositie (mist) en de depositie door aerosolen (stof) buiten beschouwing gelaten. Uit literatuurstudie en veldtests blijkt dat investeren in toestellen voor het meten van depositie door mist niet kosteneffectief zou zijn, omdat er in Vlaanderen weinig mist is. Uit de VMM-studie “Chemkar PM10” over de samenstelling van fijn stof blijkt dat 40,6% van fijn stof bestaat uit de verzurende componenten SO_4 (11,7%), NH_4 (6,9%) en NO_3 (22,0%). 9,2% van het fijn stof is zeezout, dat ook nog een klein deel SO_4^{2-} bevat.

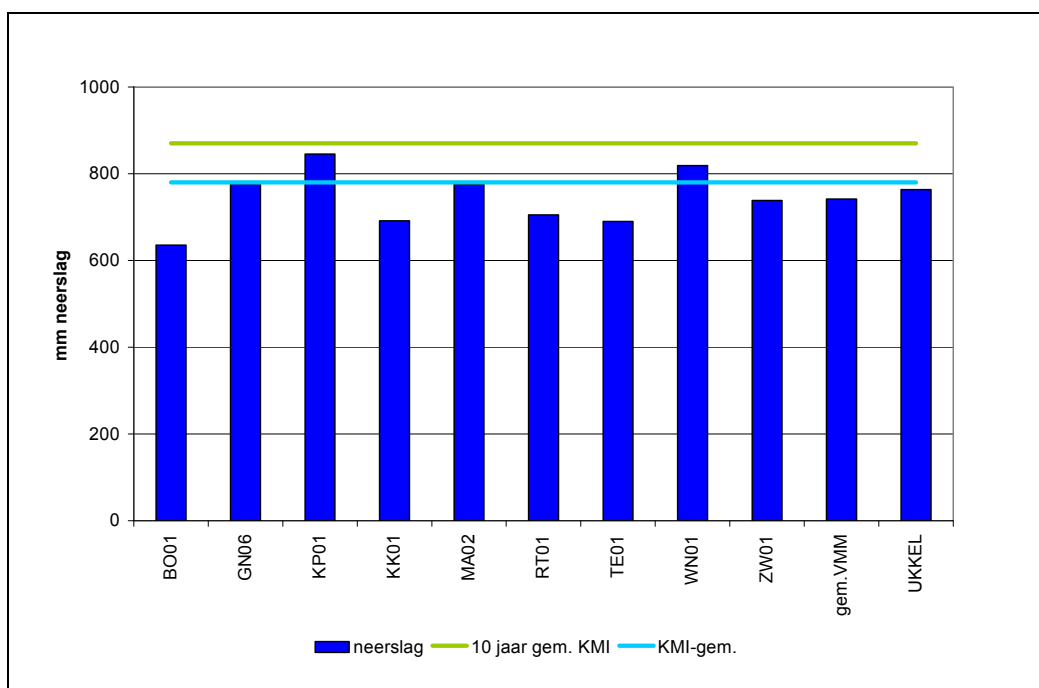
Omdat verzurende depositie sterk afhankelijk is van meteorologische omstandigheden, is het voor het nagaan van de evolutie met de tijd (waarnemen van trends) noodzakelijk om langdurig op dezelfde meetplaatsen te blijven meten. Deposities worden namelijk niet alleen bepaald door de aanwezigheid van deze verzurende componenten in de lucht maar ook door meteorologische omstandigheden. Deposities kunnen hierdoor sterk verschillen over de verschillende jaren heen en bijgevolg is het niet zo eenvoudig om verschillende jaren met elkaar te vergelijken.

2.2 Meetresultaten

2.2.1 Resultaten van de neerslaghoeveelheid

Eerst worden de neerslaghoeveelheden onder de loep genomen (figuur 2.2). Deze zijn belangrijk om de natte depositie te berekenen en te interpreteren. Hogere neerslaghoeveelheden geven over het algemeen hogere natte deposities, omdat de depositie wordt berekend door de concentratie en de neerslaghoeveelheid te vermenigvuldigen. Deze stijging is echter niet lineair omdat de concentratie over het algemeen daalt bij grote neerslaghoeveelheden. Ook de droge depositie wordt beïnvloed door de neerslaghoeveelheid. Bij meer neerslag, dalen de immissieconcentraties door het uitwassen uit de lucht. Meteorologische omstandigheden beïnvloeden en bepalen dus mee de potentieel verzurende depositie en de geografische spreiding ervan.

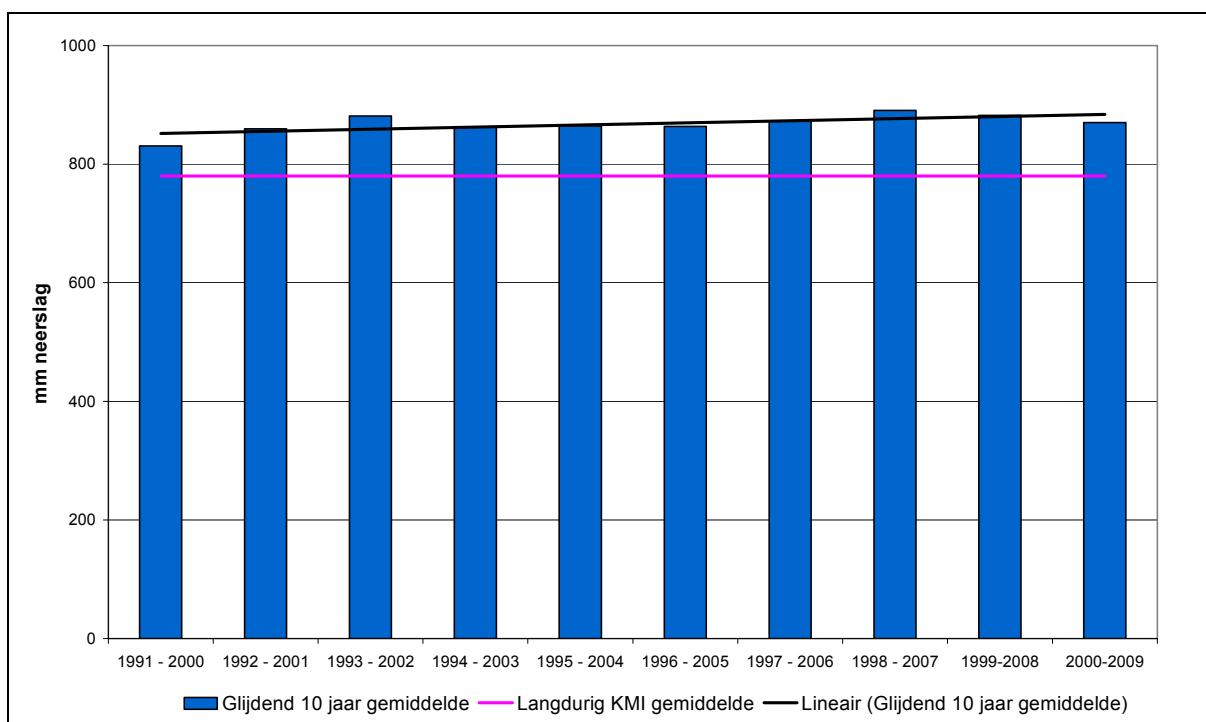
Tot en met 2008 werd de neerslaghoeveelheid (mm) gemeten met pluviografen die werken volgens het tipping-bucket systeem. Vanaf 2009 gebeuren deze metingen met weegpluviografen. In hoofdstuk 4.4 worden de meetresultaten van beide types toestellen vergeleken.



Figuur 2.2: neerslaghoeveelheden (mm) op de meetplaatsen in 2009

Figuur 2.2 geeft naast de neerslaghoeveelheden gemeten in 2009, ook het langdurig gemiddelde (780,1 mm) en het 10 jaar gemiddelde (2000-2009; 870,9 mm) van het KMI in Ukkel weer. Er is een grote spreiding in de neerslaghoeveelheid op de verschillende meetplaatsen. Vooral in Bonheiden viel weinig neerslag, maar dit was ook reeds zo in de voorgaande meetjaren. Enkel in Kapellen en Wingene viel meer neerslag dan het langdurig KMI gemiddelde. Nergens werd het 10 jaar gemiddelde overschreden.

Volgens het KMI (www.kmi.be) was het neerslagtotaal in 2009 met 763,6 mm 2,9% hoger dan het VMM-gemiddelde (741,9 mm), maar lager dan het langdurig KMI-gemiddelde en het glijdende 10 jaar KMI-gemiddelde. In figuur 2.3 zien we een stijgende trend van dit glijdend 10 jaar gemiddelde. Beschouwd per seizoen waren zowel de neerslaghoeveelheid als het aantal neerslagdagen normaal. Het aantal neerslagdagen was echter zeer abnormaal laag in januari en augustus, abnormaal laag in september en abnormaal hoog in november. In september was ook de neerslaghoeveelheid met 29,1 mm abnormaal laag. Het aantal onweersdagen was zeer abnormaal hoog in juli en november.¹



Figuur 2.3: glijdend KMI 10 jaar gemiddelde

2.2.2 Zuurtegraad (pH) in de neerslag

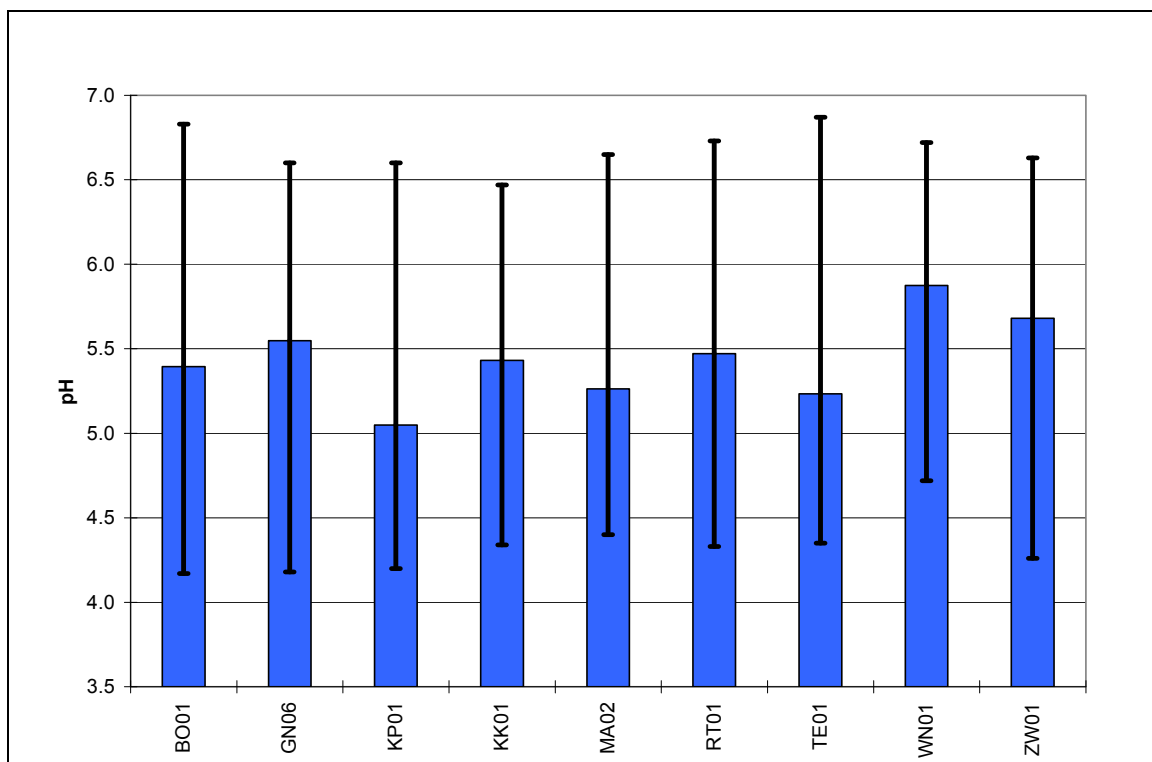
De pH is de eenheid van zuurtegraad en varieert van 1 (zeer zuur) tot 14 (zeer basisch). Bij pH 7 is de vloeistof noch zuur noch basisch, neutraal dus. Regen is van nature licht zuur omdat CO₂ uit de lucht in het regenwater oplost en het zwakzure koolzuur vormt. Regenwater wordt als zuur beschouwd als de pH lager is dan 5,6 (hetgeen 25 keer zuurder is dan zuiver water).

In onderstaande figuur wordt de (gewogen) jaargemiddelde pH van de neerslag per meetplaats weergegeven. De minimum- en maximumwaarden van de aparte stalen worden aangegeven d.m.v. de vette zwarte lijnen.

De pH in de regenstalen schommelde tussen 4,17 in Bonheiden (december) en 6,87 in Tielt-Winge (april). Ook op de andere meetplaatsen liggen de maximale waarden vrij hoog. Deze maxima werden steeds gemeten in periodes van bemesting die gepaard gaan met hoge ammoniakwaarden, welke het

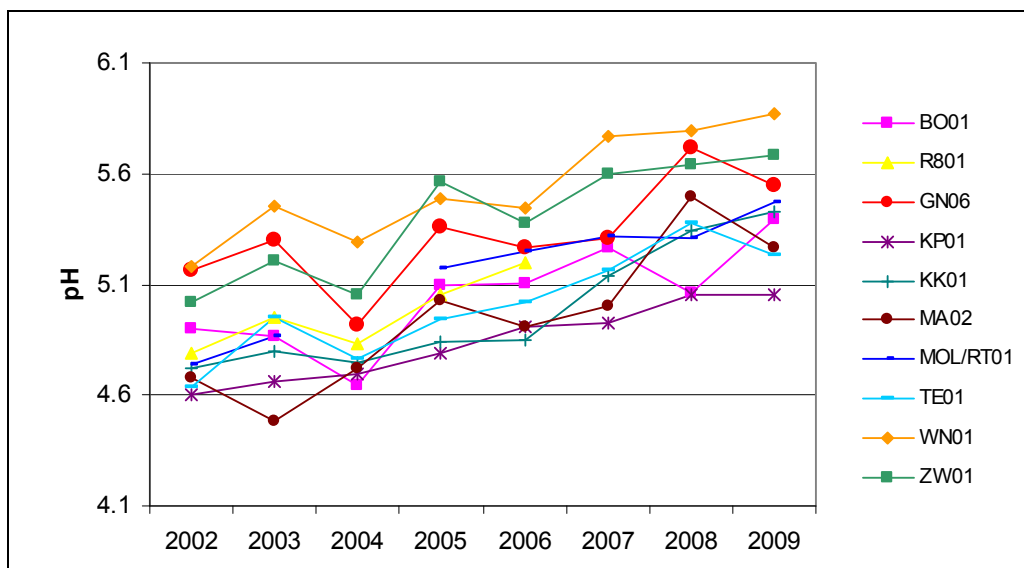
¹ Graad van abnormaliteit gedefinieerd door het KMI: fenomeen bereikt of overtroffen gemiddeld één keer om de 6 jaar voor abnormale waarden en één keer om de 10 jaar voor zeer abnormale waarden.

zuur gedeeltelijk neutraliseren. Een combinatie van intensieve bemesting en veelvuldige stalemissies verklaart eveneens de hogere resultaten van Wingene en Zwevegem.

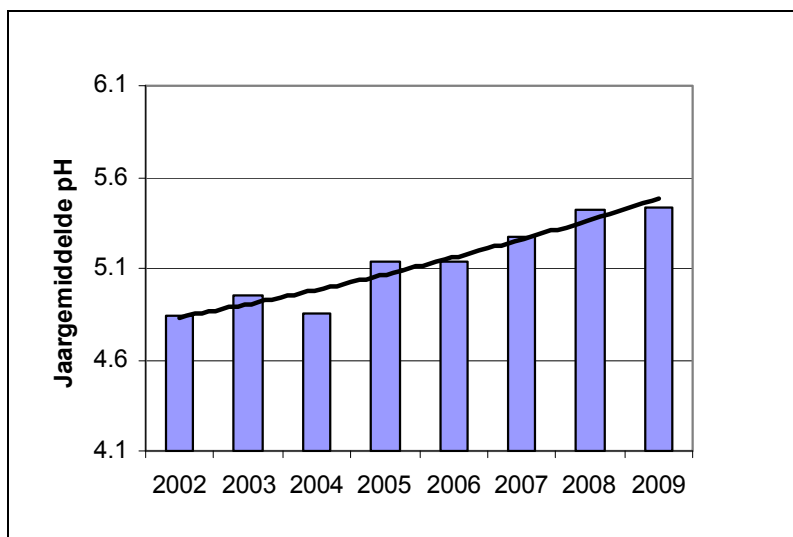


Figuur 2.4: pH van de neerslag op de 9 meetplaatsen in 2009

Figuur 2.5 toont de pH op de verschillende meetplaatsen van het depositie meetnet verzuring sinds 2002. De jaargemiddelde (rekenkundig) waarden van het meetnet worden weergegeven in figuur 2.6. De zwarte lijn geeft de trend in de pH-waarde sinds 2002 weer. Hoewel duidelijk een stijgende trend zichtbaar is, blijft de gemiddelde waarde van het volledige meetnet nog steeds lager dan 5,6. Als we de meetplaatsen afzonderlijk beschouwen, zien we dat de jaargemiddelde waarden van Wingene en Zwevegem in 2009 wel boven de grens van 5,6 liggen. De pH van de neerslag in Gent is in 2009 terug onder de grens van 5,6 gedaald.



Figuur 2.5: pH op de verschillende meetplaatsen sinds 2002



Figuur 2.6: gemiddelde pH en trendlijn

De pH van het opgevangen regenwater is echter geen goede methode om de verzurende depositie te meten. Enerzijds omdat circa tweederde als droge depositie op de bodem terechtkomt. Anderzijds omdat ammoniak eerst zorgt voor een neutraliserende werking (waardoor de pH van de neerslag ook kan stijgen) maar nadien door nitrificatie in de bodem wordt omgezet in zuren. Bovendien vinden in de atmosfeer nog andere complexe processen plaats (bv. co-depositie) die eveneens een invloed op de pH verandering kunnen hebben. Alleen aan de hand van de pH kunnen en mogen er dus geen conclusies getrokken worden betreffende de *potentiële* verzurende depositie.

2.2.3 Natte depositie per pollutant

Verzurende depositie kan opgesplitst worden in natte en droge depositie. Onderstaande figuren tonen per meetplaats voor sulfaat (SO_4^{2-}), nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+):

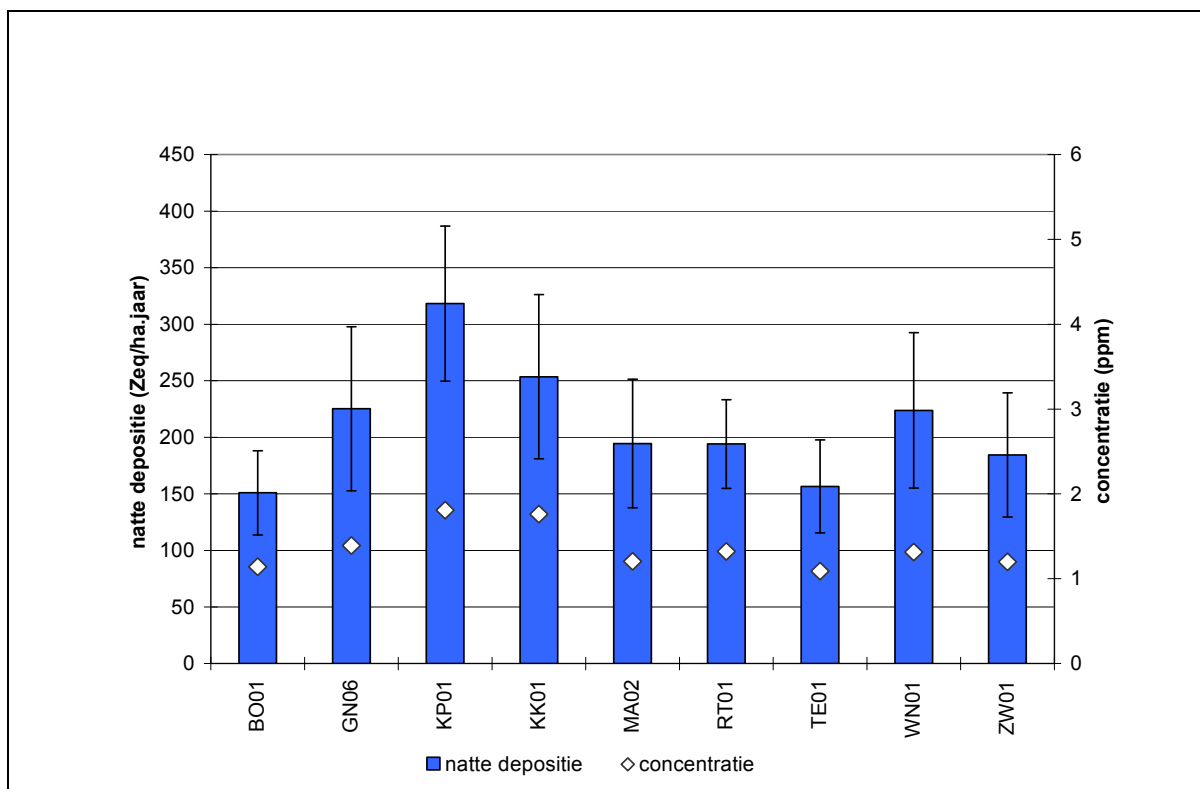
- ❖ de jaargemiddelde concentraties in de neerslag;
- ❖ de natte depositie.

De gegevens werden ook statistisch onderzocht op de aanwezige onzekerheden. De foutenvlag in de grafieken visualiseert de totale onzekerheid, welke bepaald wordt door de jaarlijkse variatie, seizoenaliteit en de onverklaarde variantie (meetfout, toestelvariaties, lokale emissies, meteorologische omstandigheden, ...). Uit de onzekerheidsanalyse en de bijhorende GAM-modellen (VMM, 2009, 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositiemeetnet verzuring 2007) weten we dat de instrumentele meetfout op ionenconcentraties slechts 2 tot 9% bedraagt.

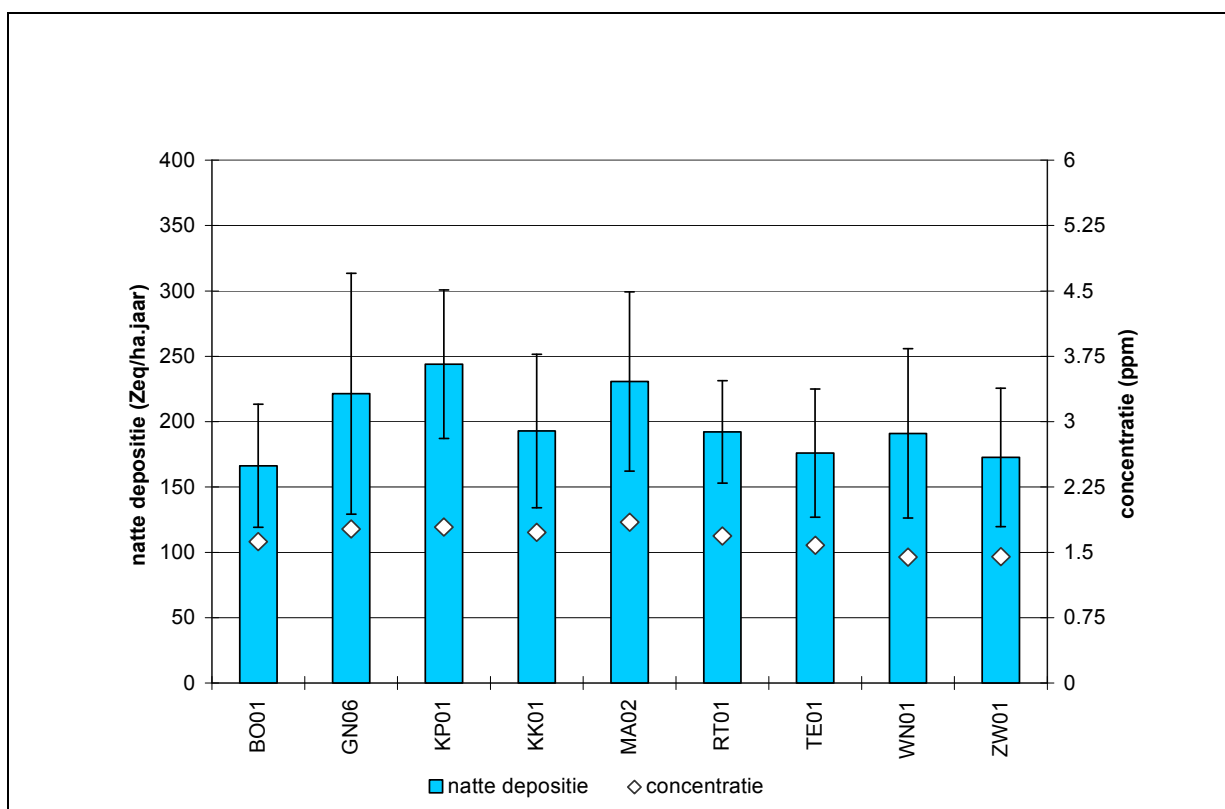
De totale onzekerheid is gelijk aan de absolute fout, welke bekomen wordt door de standaarddeviatie te vermenigvuldigen met 1,96.

Algemeen lagen zowel de neerslaghoeveelheden als de concentraties van de verschillende pollutanten in 2009 lager dan in 2008, wat ook resulteert in lagere natte deposities.

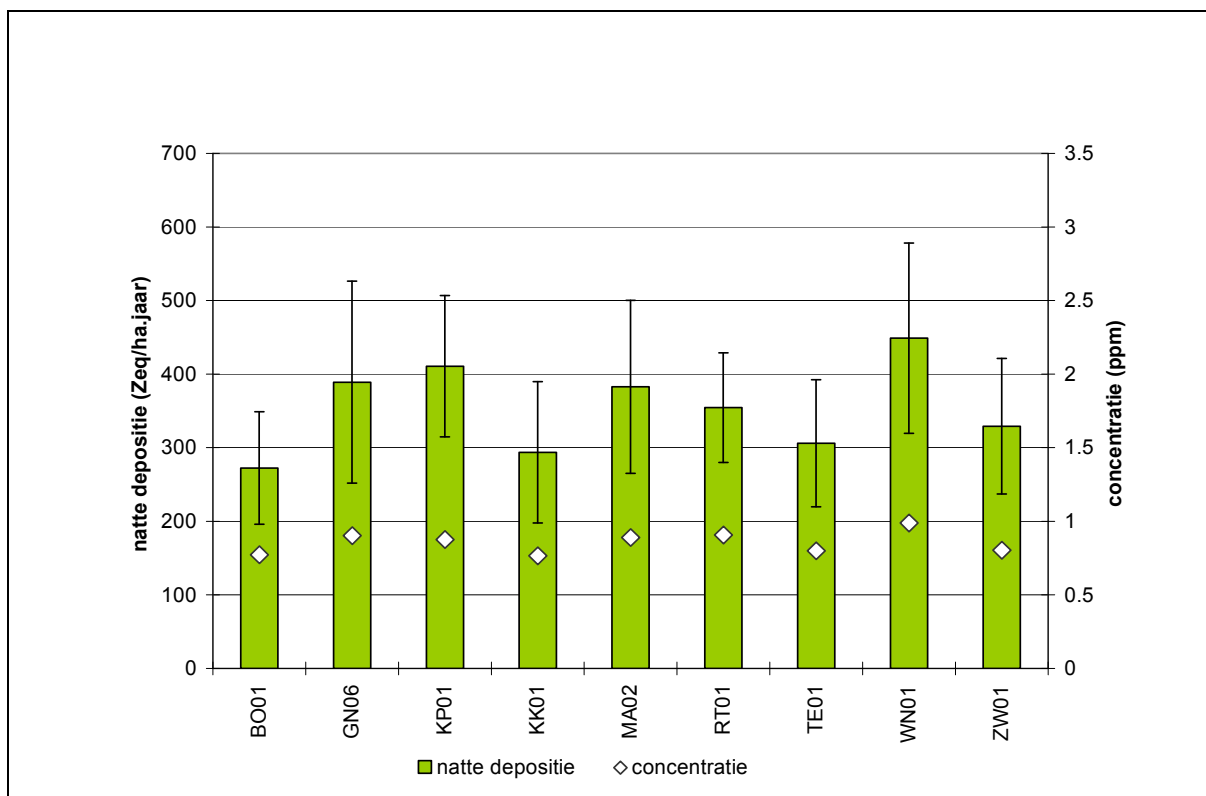
Voor SO_4^{2-} en NO_3^- is de depositie het hoogst in Kapellen. Deze hoge waarden kunnen toegeschreven worden aan de industrie in de Antwerpse Haven en de invloed van de Antwerpse agglomeratie. Antwerpen ligt immers ten zuidwesten (hoofdwindrichting) van Kapellen. De NH_4^+ -concentratie was het hoogst in Wingene, wat het gevolg is van de intensieve veeteelt in deze regio. In combinatie met de meer dan gemiddelde hoeveelheid neerslag (langdurig KMI-gemiddelde) die in Wingene viel in 2009, leidt dit ook tot de hoogste NH_4^+ -depositie. In Bonheiden zijn de concentraties van de drie pollutanten niet uitzonderlijk, maar door de lage hoeveelheid neerslag (zie figuur 2.2) resulteren ze wel in de laagste deposities van het meetnet verzuring.



Figuur 2.7: verzurende natte depositie en concentraties van SO_4^{2-} in de neerslag in 2009



Figuur 2.8: verzurende natte depositie en concentraties van NO_3^- in de neerslag in 2009



Figuur 2.9: verzurende natte depositie en concentraties van NH_4^+ in de neerslag in 2009

2.2.4 Droge depositie per pollutant

Concentratie en depositie

De VMM meet in het depositiemeetnet verzuring, de concentratie van SO_2 , NO_2 en NH_3 d.m.v. passieve samplers. Aan de hand van deze concentraties en depositiesnelheden uit de literatuur, wordt de depositie berekend.

De depositiesnelheid (tabel 2.1) is van veel factoren afhankelijk, waaronder:

- ❖ het vegetatietype (gras, loofbos, naaldbos of heide);
- ❖ de verzurende component (SO_2 , NO_2 of NH_3);
- ❖ de ruwheidslengte: deze geeft een theoretische hoogte aan in meter waar de gemiddelde windsnelheid de waarde nul benadert;
- ❖ de stomatale toestand: bladeren van planten nemen verontreinigingen op uit de lucht via de stomata. Dit zijn afsluitbare openingen in de blad huid waardoorheen continu gasuitwisseling tussen blad en omgeving plaatsvindt.
- ❖ meteorologische omstandigheden.

Tabel 2.1: depositiesnelheid V_d (in cm/s) van verzurende componenten

	SO_2	NO_2	NH_3
Gras	0,9	0,25	1,1
Heide	1,2	0,25	1,5
Loofbos	0,9	0,25	1,9
Naaldbos	1,0	0,25	2,9

Voor NO_2 blijkt uit de literatuur een sterke overeenkomst in depositiesnelheid tussen de vier beschouwde vegetatietypes. De depositiesnelheden voor NO_2 zijn een grootteorde lager dan voor NH_3 en SO_2 . Voor SO_2 blijkt de depositiesnelheid het hoogst voor heide, gevolgd door naaldbos, loofbos en gras, terwijl deze van NH_3 het hoogste is in naaldbos.

Resultaten

Onderstaande figuren tonen per pollutant de jaargemiddelde luchtconcentraties en de depositie voor elk vegetatietype. In tabel 2.2 ziet u welke vegetatietypes ook werkelijk aanwezig zijn in de onmiddellijke omgeving van de verschillende meetplaatsen.

Tabel 2.2: aanwezige vegetatietypes per meetplaats

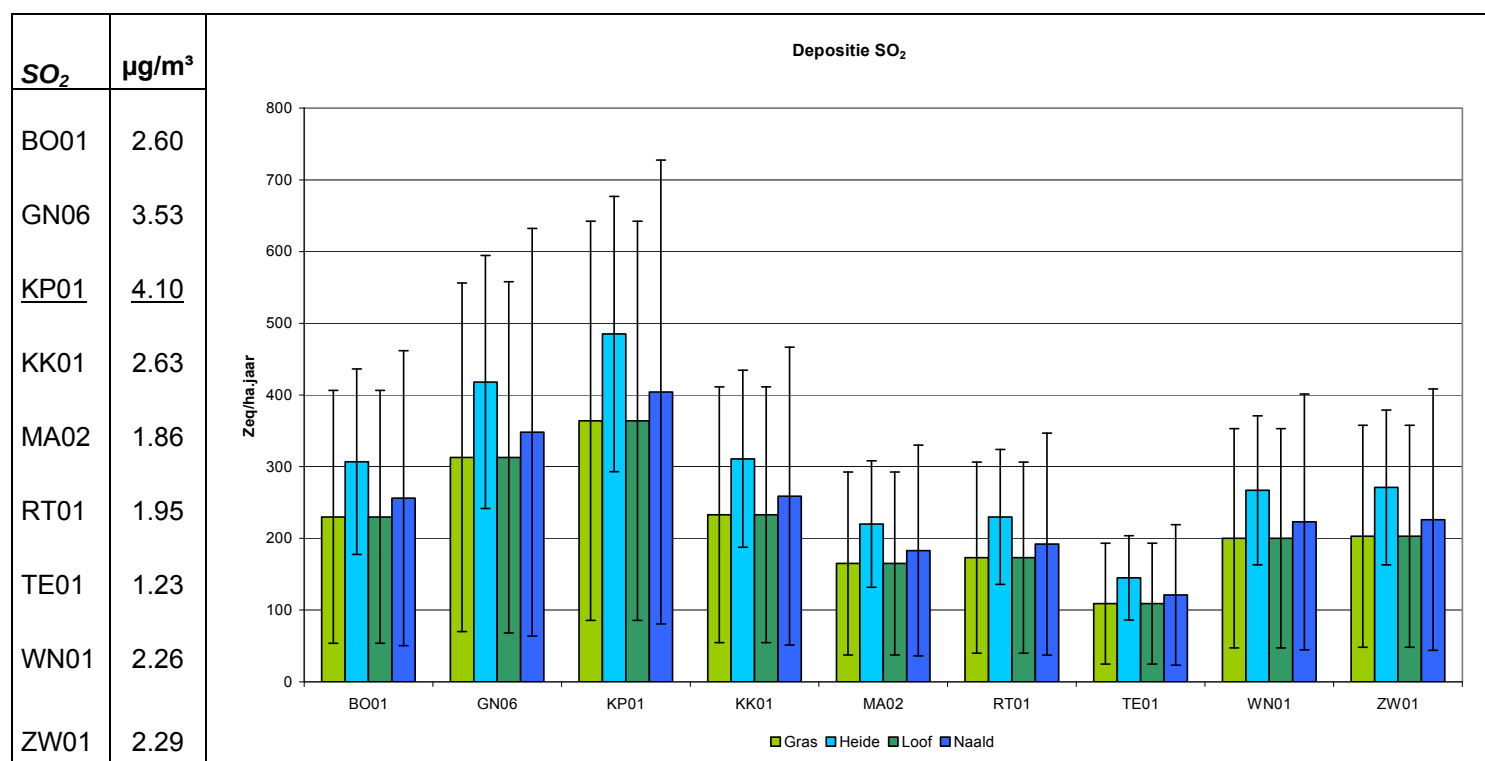
	Gras	Heide	Loofbos	Naaldbos
BON	X			
GEN	X			
KAP	X	X	X	X
KOK	X	X		
MAA	X	X	X	X
RET	X	X	X	X
TIE	X		X	
WIN	X	X	X	
ZWE	X		X	
AA1	X		X	
BLA	X			
EKS	X	X	X	
IEP	X			
IC1	X		X	X
IC2	X		X	X
IC3	X		X	X
MAL	X	X	X	
TIN	X			
WAA	X			

Met foutenvlaggen wordt de absolute fout (totale onzekerheid) op de metingen weergegeven. De totale onzekerheid van de droge depositie wordt bepaald door jaarlijkse variatie, seizoenaliteit, de sampler, en de onverklaarde variantie. De variatiebron “sampler” is erg klein, en stemt overeen met de variatie door het feit dat sampler 1 bv. steeds vooraan of achteraan in de beschermkast hangt.

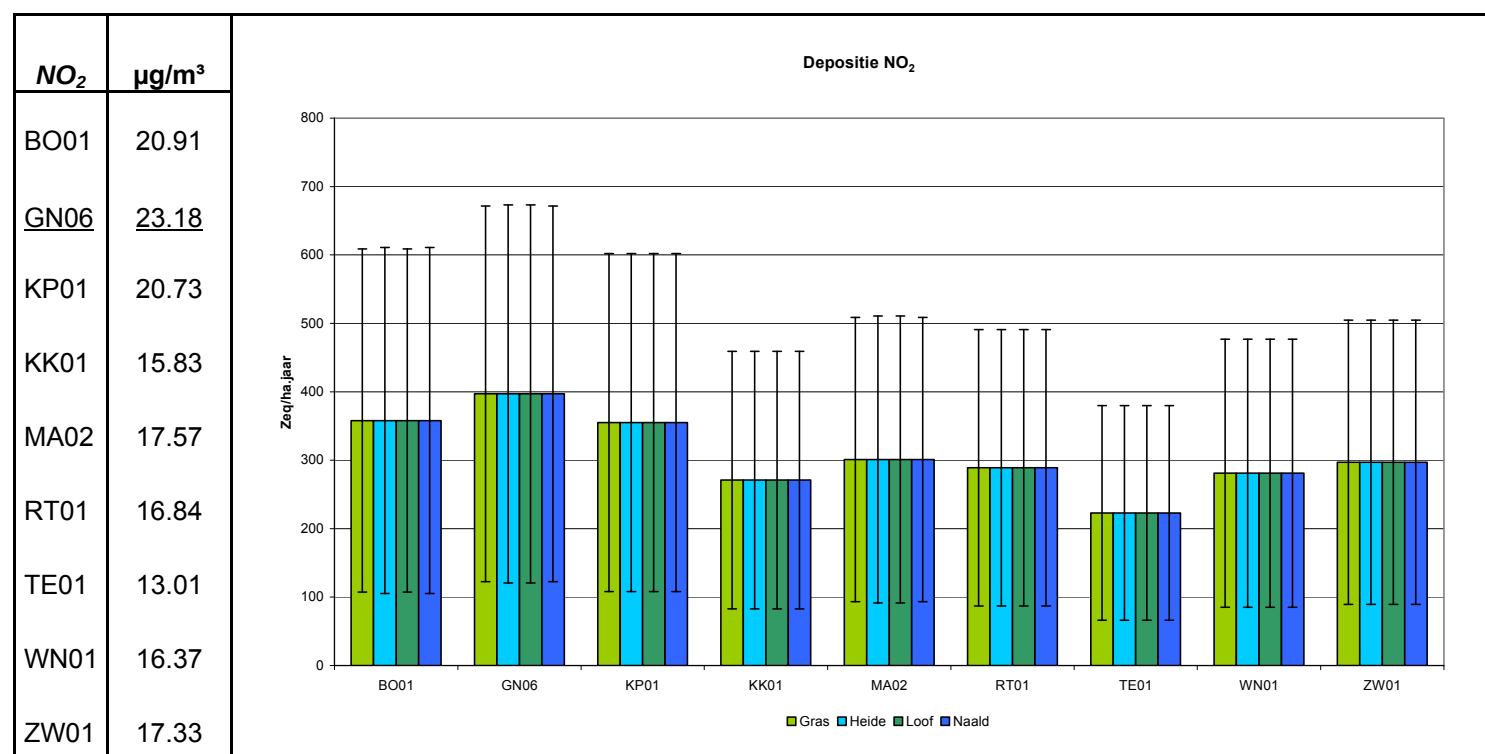
Zoals voorgaande jaren, werden ook in 2009 de hoogste waarden genoteerd in Kapellen voor SO₂ en in Gent voor NO₂. Voor NH₃ werden de hoogste concentraties gemeten in Ichtegem (8,24 µg/m³) en Wingene (7,64 µg/m³).

Figuur 2.12 toont hoge NH₃-waarden voor Wingene, en de meest recente meetplaatsen die tussen akkers liggen: Ieper, Blankenberge, Ichtegem en Waasmunster.

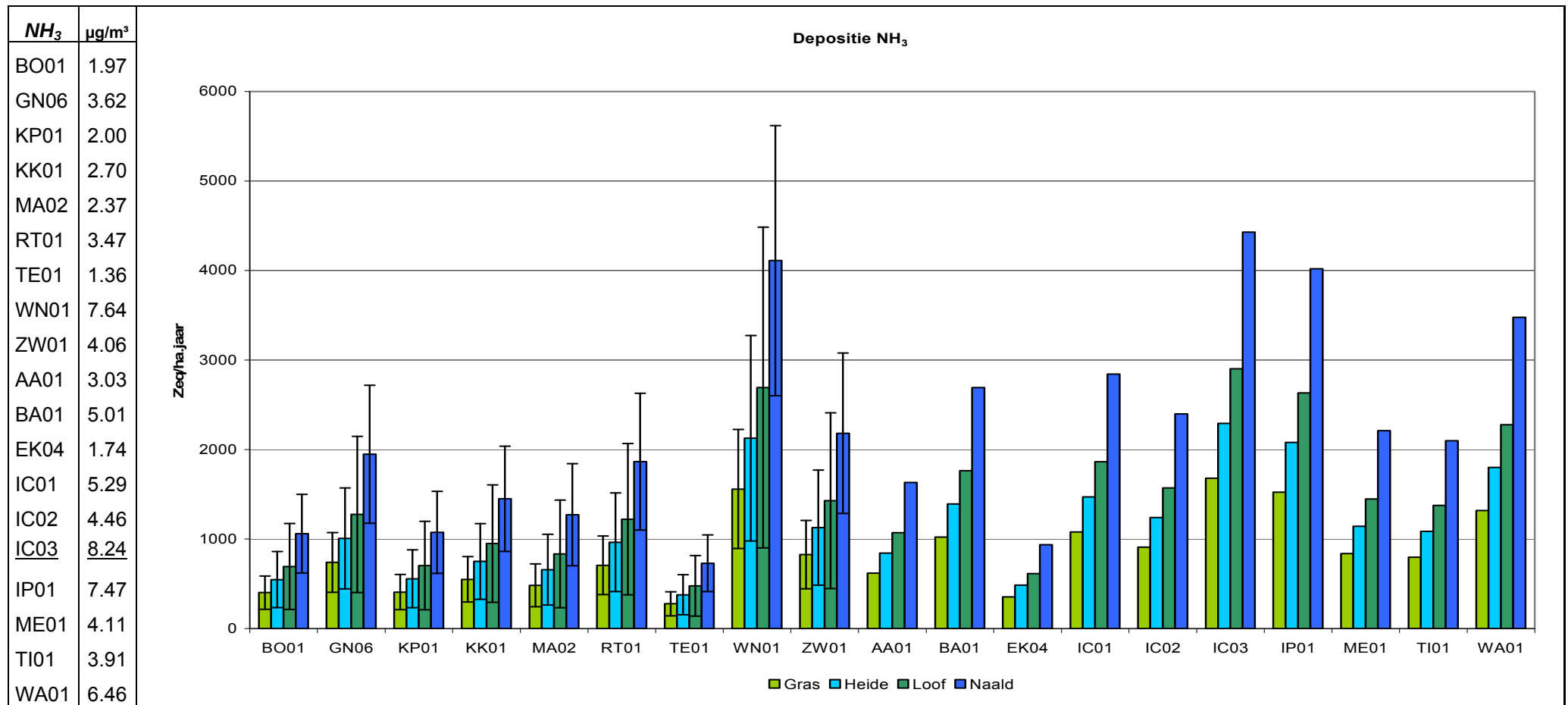
De absolute fout op de NH₃-depositie op de bijgekomen meetplaatsen wordt niet weergegeven. Op deze meetplaatsen werd nog maar gedurende 2 jaar gemeten en het aantal beschikbare meetresultaten is dus zeer beperkt. De absolute fout zou hierdoor vooral een weergave zijn van een relatief grote spreiding in een beperkt aantal metingen en biedt in dat opzicht geen meerwaarde.



Figuur 2.10: overzicht van de jaargemiddelde concentraties SO_2 en depositie per vegetatietype



Figuur 2.11: overzicht van de jaargemiddelde concentraties NO_2 en depositie per vegetatietype



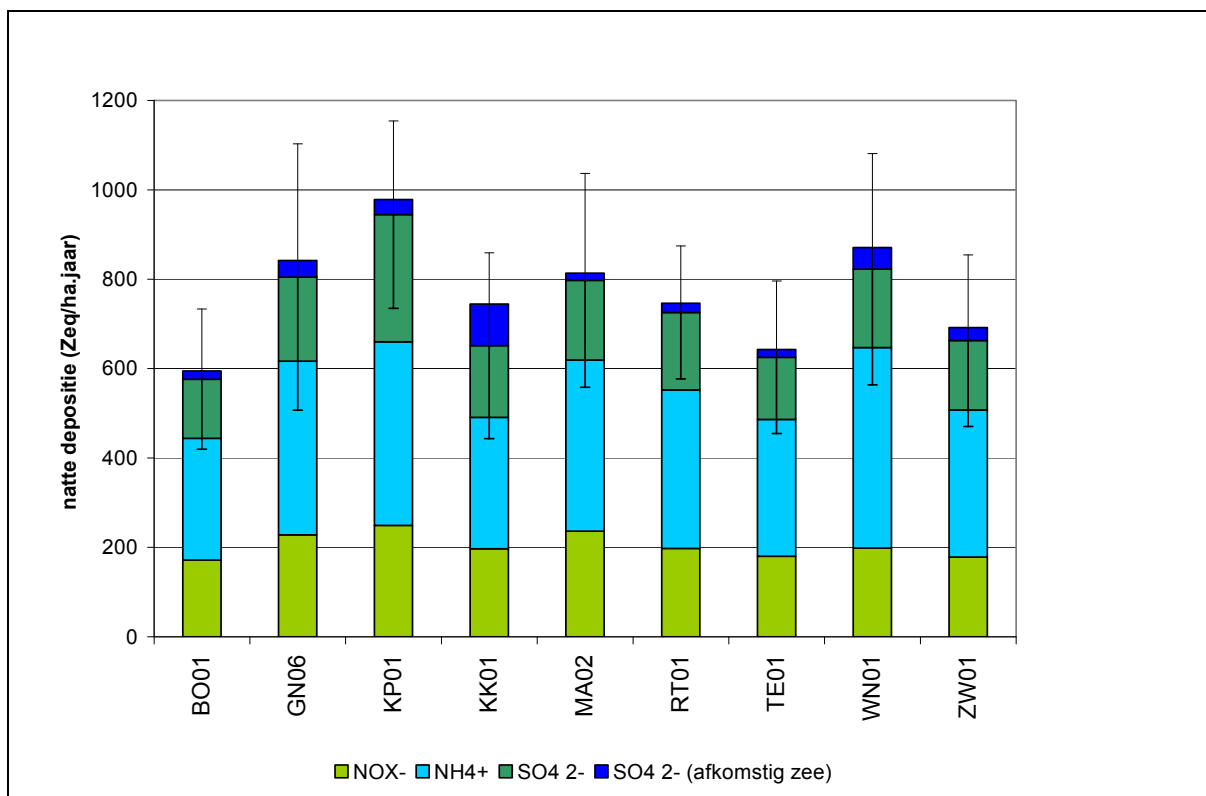
Figuur 2.12: overzicht van de jaargemiddelde NH_3 -concentraties en depositie per vegetatietype

2.2.5 Resultaten van de totale depositie

De totale verzurende depositie (zoals hier gerapporteerd) is de som van de natte en de droge depositie. Op basis van de metingen binnen het depositiemeetnet verzuring kunnen we de totale verzurende depositie voor 9 meetplaatsen bepalen.

Natte depositie

De grafiek uit figuur 2.13 toont de natte depositie met foutenvlaggen die de absolute fout op de depositie weergeven. De hoogste waarden werden gemeten in Kapellen, Wingene en Gent. De lage hoeveelheid neerslag in Bonheiden vertaalt zich hier in de kleinste waarde voor natte depositie.



Figuur 2.13: totale verzurende natte depositie in 2009

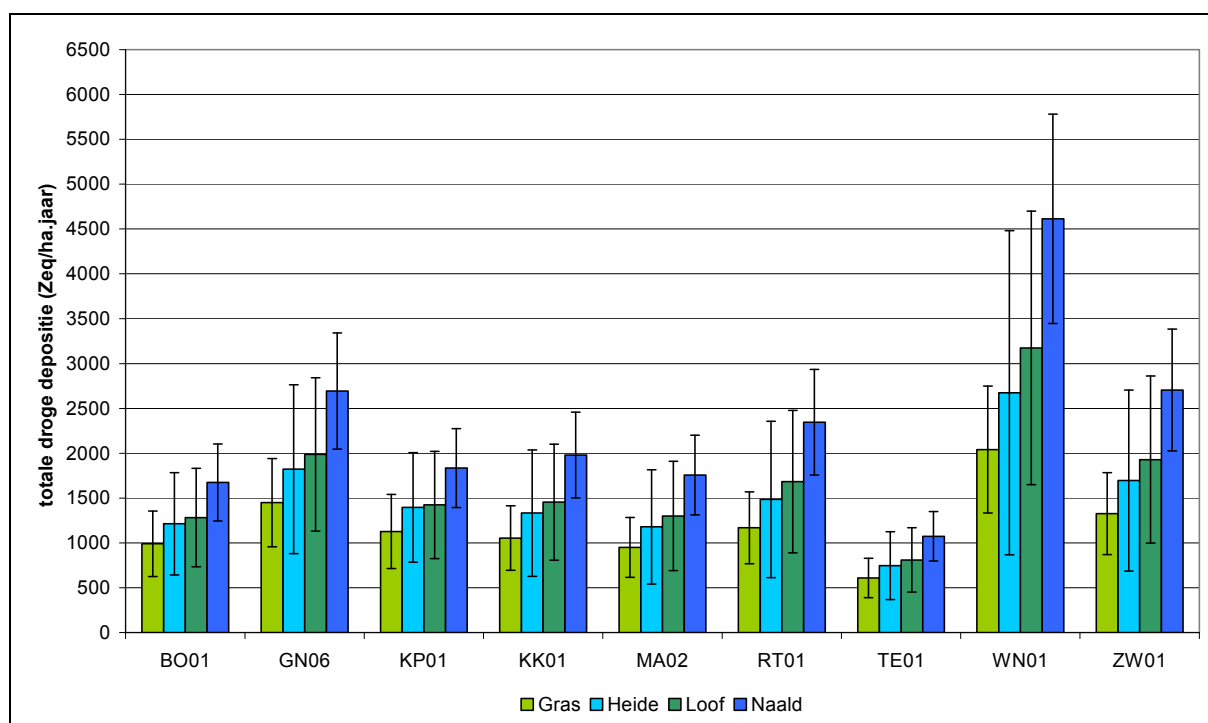
Het aandeel van de zee wordt apart weergegeven. Door opstuivend zeewater komt een deel zeezout in de neerslag. De invloed op de sulfaatdepositie wordt berekend aan de hand van de natriumdepositie. De 'natuurlijke' sulfaatdepositie (sulfaat afkomstig van de zee) varieerde in 2009 van 2,0% in Maasmechelen tot 12,5% in Koksijde. Er is duidelijk een relatie met de afstand tot de kust. Hoe verder de meetplaatsen van de kust zijn gelegen, des te kleiner de depositie ten gevolge van de zee is. De invloed van de zee is in Maasmechelen het kleinst en in Koksijde het grootst.

Droge depositie

In figuur 2.14 wordt de totale droge depositie getoond per vegetatietype van de meetplaatsen waar SO₂, NO₂ en NH₃ gemeten werd. Beschouwd per meetplaats worden de hoogste waarden gemeten voor naaldbos, gevolgd door loofbos, heide en ten slotte gras.

De droge depositie, die voornamelijk bestaat uit NH₃-depositie, is het grootst in Wingene:

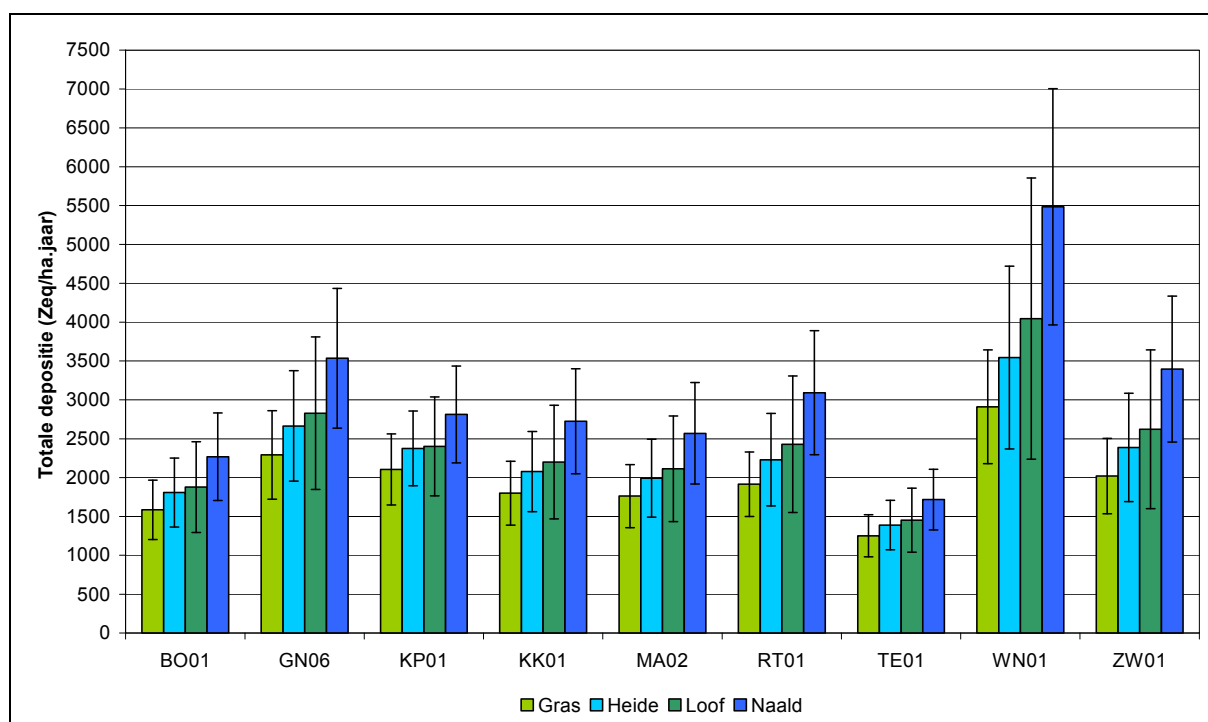
- ❖ 2040 Zeq/ha.jaar voor gras;
- ❖ 2674 Zeq/ha.jaar voor heide;
- ❖ 3174 Zeq/ha.jaar voor loofbos;
- ❖ 4614 Zeq/ha.jaar voor naaldbos.



Figuur 2.14: totale droge depositie in 2009

Totale depositie: nat + droog

In figuur 2.15 wordt de totale depositie getoond per meetplaats en per vegetatietype.



Figuur 2.15: totale (natte + droge) depositie in 2009

De totale depositie is voor elk vegetatietype het hoogst in Wingene:

- ❖ Gras: 2911 Zeq/ha.jaar;
- ❖ Heide: 3545 Zeq/ha.jaar;
- ❖ Loofbos: 4045 Zeq/ha.jaar;
- ❖ Naaldbos: 5484 Zeq/ha.jaar.

Het grootste aandeel van deze depositie bestaat uit NH_3 en NH_4^+ , als gevolg van de emissies van de intensieve veeteelt in deze omgeving.

De laagste waarden werden gemeten in Tielt-Winge. Het grootste deel bestaat uit droge depositie, waarvoor eveneens de laagste waarden werden gemeten in Tielt-Winge. In welke mate de concentraties werkelijk lager liggen dan op de andere meetplaatsen is niet zeker. Het is namelijk mogelijk dat de aangevoerde lucht gefilterd wordt door het Walenbos dat ten zuidwesten (hoofdwindrichting) van de meetplaats ligt. Metingen op verschillende plaatsen rondom het Walenbos zouden hierover meer duidelijkheid kunnen brengen.

2.3 Richtwaarden en beleidsdoelstellingen

2.3.1 Depositienormen

Voor Vlaanderen werden er in de opeenvolgende MINA-plannen en in VLAREM depositienormen vooropgesteld inzake verzurende depositie van SO_x , NH_x en NO_y ², die berekend worden op basis van de overeengekomen beleidsdoelstellingen en emissieplafonds zoals opgenomen in de NEC³-richtlijn. Het betreft hier normen voor totale depositie.⁴

Deze berekening en de verdeling over de verschillende componenten werd uitgevoerd d.m.v. het Operationeel Prioritaire Stoffen model (VLOPS v.09). Het VLOPS-model is een atmosferisch transport- en dispersiemodel dat de impact van verzurende bestanddelen op lokale, maar vooral op regionale schaal modelleert. Het berekent potentieel verzurende concentraties en deposities uitgaande van emissiegegevens, een meteorologische statistiek en gegevens over het receptorgebied. De emissiegegevens worden aangeleverd door bedrijven of zijn gebaseerd op ramingen (bv. verkeer). De computermodellen worden gevalideerd door toetsing aan werkelijk gemeten waarden uit het meetnet. Meer info over het VLOPS-model vindt u in hoofdstuk 6.

Tabel 2.3 geeft de berekende beleidsdoelstellingen voor totale depositie en per component.

Tabel 2.3: beleidsdoelstellingen, berekend met VLOPS o.b.v. emissiedoelstellingen uit NEC-richtlijn

(in Zeq/ha.j)	MLTD (2010)	LTD 1(2030)	LTD 2 (2030)
SO_x	500	355	75 à 175
NO_y	400	255	55 à 130
NH_x	1150	790	170 à 395
Totale verzurende depositie	2050	1400	300 à 700
MLTD = middellange termijn doelstelling LTD 1 = lange termijn doelstelling voor de meeste biosystemen LTD 2 = lange termijn doelstelling voor verzuringsgevoelige gebieden, zoals heide op zandgronden en kalkarme vennen			

Onderstaande tabel geeft de totale deposities per meetplaats en vegetatietype. Afhankelijk van het al dan niet (significant) behalen van de MLTD, geeft dit volgende mogelijke weergaven van de deposities:

² Stikstofoxiden (HNO_3 , HNO_2 , NO_2 en NO)

³ NEC = National Emission Ceilings

⁴ De MLTD wordt jaarlijks herrekend in kader van het MIRA-rapport. In 2009 leverde dit een aanpassing op van de MLTD van 2660 naar 2050 Zeq/ha.j.

Tabel 2.4: totale depositie per meetplaats, per vegetatietype - overschrijdingen van MLTD

	de MLTD is bereikt EN dit is statistisch significant
	de MLTD is bereikt MAAR dit is niet statistisch significant
	de MLTD is niet bereikt EN dit is statistisch significant
	de MLTD is niet bereikt MAAR dit is niet statistisch significant

TOTAAL	Gras	Heide	Loof	Naald		MLTD 2010	LTD 2030
BON	1585	1808	1877	2268		2050	1400
GEN	2292	2665	2829	3535		2050	1400
KAP	2105	2375	2402	2813		2050	700
KOK	1799	2077	2199	2725		2050	1400
MAA	1762	1993	2113	2570		2050	700
RET	1915	2230	2429	3092		2050	1400
TIE	1252	1389	1453	1717		2050	1400
WIN	2911	3545	4045	5484		2050	1400
ZWE	2020	2388	2621	3396		2050	1400

De middellangetermijndoelstelling

Als we de totale depositie in 2009 vergelijken met de MLTD, zijn er 8 significant zekere overschrijdingen van de MLTD. Als we enkel de vegetatietypes in aanmerking nemen die ook werkelijk voorkomen in de onmiddellijke omgeving van de meetplaats (onderstreept in de tabel), is er een overschrijding voor naaldbos in Kapellen en Retie, en voor gras, heide en loofbos in Wingene.

Dit betekent niet dat de depositiedoelstelling op de andere meetplaatsen en bij andere vegetatietypes niet overschreden is, maar wel dat de geschatte onzekerheid op de depositie te groot is om statistisch onderbouwde conclusies te trekken.

In 2009 is de verzurende depositie significant lager dan de MLTD:

- ❖ voor gras in Bonheiden;
- ❖ voor gras, heide en loofbos in Tielt-Winge.

In tabel 2.4 ziet u dat ook op andere plaatsen en voor andere vegetatietypes de MLTD behaald werd (bvb. voor gras en heide in Maasmechelen), maar dit is statistisch niet significant.

De langetermijndoelstelling

De langetermijndoelstelling (LTD) waarbij geen enkele schade optreedt, wordt enkel behaald voor gras en heide in Tielt-Winge, maar dit is niet statistisch significant. Verder wordt de LTD alsnog nergens behaald. Vooral in typische heidegebieden waar de LTD lager ligt, zoals Kapellen en Maasmechelen, zijn de deposities nog heel ver verwijderd van de doelstelling.

2.3.2 Grens- en richtwaarden luchtkwaliteit

De EU richtlijn 2008/50/EG betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa bevat grenswaarden voor de bescherming van ecosystemen voor SO₂ en NO_x. Deze zijn samen met de vegetatierichtwaarde voor ammoniak van de Wereldgezondheidsorganisatie (ref. 12.6.8) opgenomen in tabel 2.5.

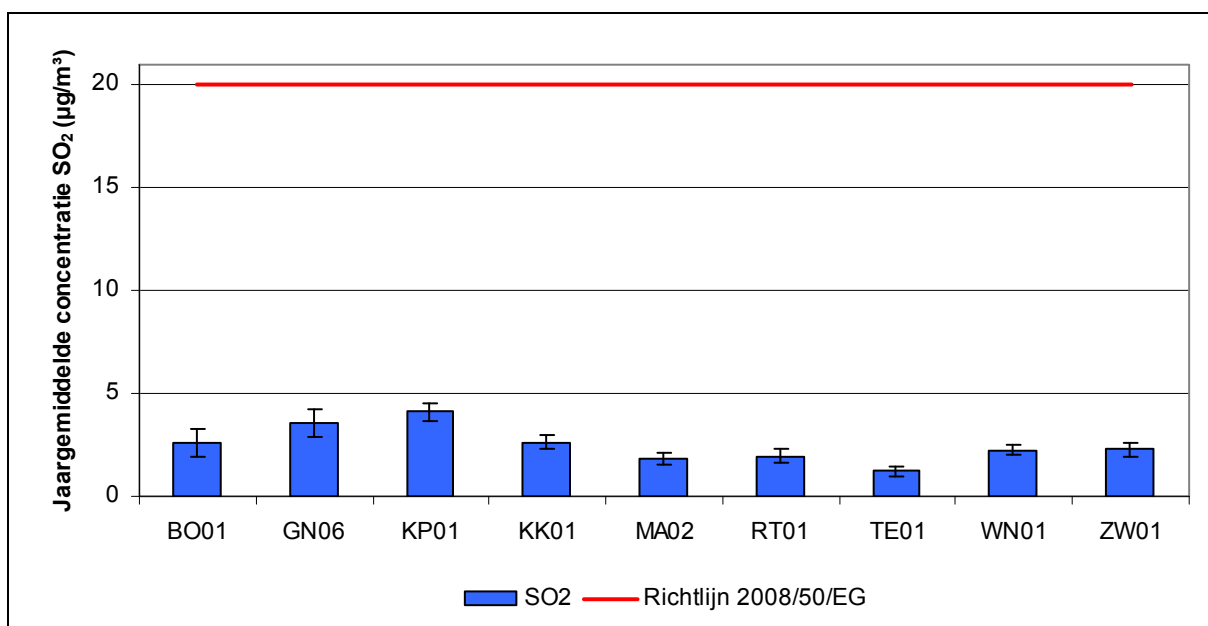
Tabel 2.5: jaargrens- en richtwaarden voor verzurende componenten (in µg/m³)

	SO ₂	NO _x	NH ₃
Jaargrens- en richtwaarde vegetatie	20 µg/m ³	30 µg/m ³	8 µg/m ³

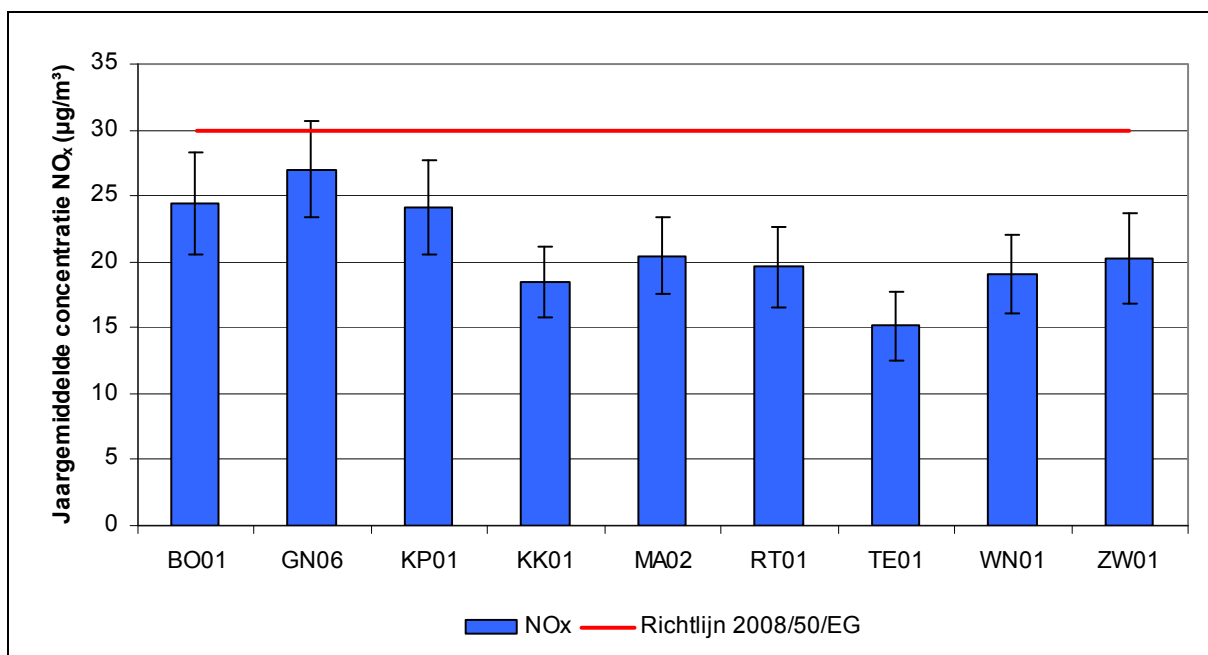
Wegens de dichte bebouwing, het wegnnet en de verspreide industrie zijn er strikt genomen in Vlaanderen geen gebieden waarop de jaargrenswaarde voor bescherming van ecosystemen van toepassing is. Er zijn immers geen zones beschikbaar die volledig voldoen aan de macroschaal criteria voor de inplanting van meetplaatsen zoals opgelegd wordt in de richtlijn betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa (richtlijn 2008/50/EG).

Aangezien de droge depositie wordt berekend aan de hand van concentratiemetingen met passieve samplers, kunnen de gemeten concentraties eveneens vergeleken worden met de richtlijnen van de Europese Gemeenschap (EG) en de Wereldgezondheidsorganisatie (WGO).

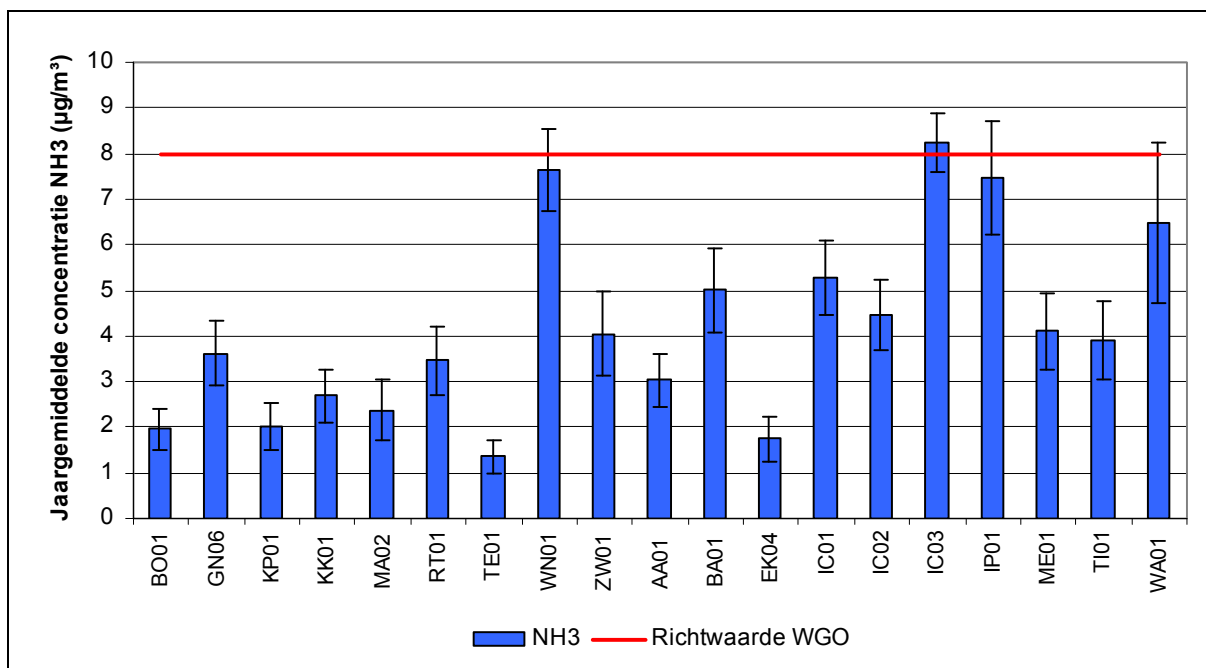
Onderstaande figuren geven de jaargemiddelde concentratie per meetplaats voor SO_2 , NO_x en NH_3 , samen met de absolute fout. Vermits het depositie meetnet verzuring geen NO meet, werden de NO_x -concentraties berekend door de gemeten NO_2 -concentraties te vermenigvuldigen met een factor. Deze factor is bepaald aan de hand van de gemiddelde verhouding van NO_x - en NO_2 -uurwaarden in 2008 van 6 telemetrische achtergrondstations en bedraagt 1,17.



Figuur 2.16: meetwaarden voor SO_2 vergeleken met de grenswaarde uit Richtlijn 2008/50/EG



Figuur 2.17: meetwaarden voor NO_x vergeleken met de grenswaarde uit Richtlijn 2008/50/EG



Figuur 2.18: meetwaarden voor NH₃ vergeleken met de richtwaarde van de WGO

Nadat in 2007 voor het eerst sinds de oprichting van het meetnet de drie normen op alle meetplaatsen gerespecteerd werden, stelden we in 2008 in Wingene opnieuw een overschrijding van de NH₃-richtwaarde van de WGO vast. In 2009 ligt de jaargemiddelde concentratie NH₃ in Wingene terug onder de richtwaarde, maar is er een overschrijding aan één van de meetplaatsen in Ichtegem (IC03). De foutenbalken laten zien dat de overschrijding in IC03 niet significant is. Daartegenover staan drie niet-overschrijdingen die statistisch niet-significant zijn, en dus wel op een mogelijke overschrijding wijzen, nl. in Wingene, Ieper en Waasmunster.

De normen voor SO₂ en NO_x uit de richtlijn 2008/50/EG werden in 2009 op alle meetplaatsen gerespecteerd. De niet-overschrijding in Gent voor NO_x is echter statistisch niet-significant.

3 Trendanalyse

3.1 Inleiding

Voortbouwend op de GAM modellen, ontwikkeld om de onzekerheden op onze metingen weer te kunnen geven (*'Statistische verwerking meetdata verzuring', Staelens et al., 2007*), werd een procedure uitgewerkt om trendanalyse op de meetdata van het depositie meetnet toe te passen. Deze analyse detecteert lineaire en niet-lineaire trends in concentraties en deposities van verzurende pollutanten. Enkel de trends met een lineair karakter, kunnen in deze procedure correct gekwantificeerd worden. Meer informatie hierover vindt u in het VMM-rapport *'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2007*.

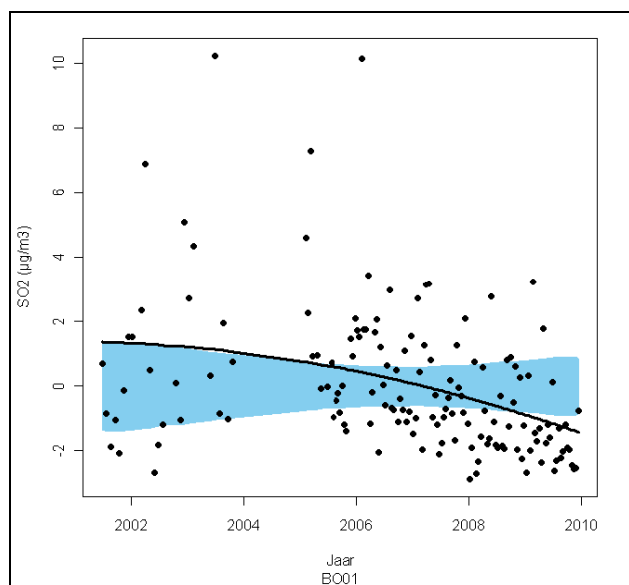
3.2 Resultaten van de GAM-modellen

De trendanalyse is gebaseerd op de meetresultaten van het depositie meetnet verzuring van 2001 tot en met 2009. Algemeen stellen we de meest uitgesproken dalende trends vast bij meetplaatsen die in 2001 hoge concentraties en deposities hadden (bv. Zwevegum voor NH_x). Bij meetplaatsen met lagere meetwaarden in 2001 (bv. Maasmechelen) treden nauwelijks of geen trends op. Op basis van de trendanalyse kunnen de hierna volgende conclusies gemaakt worden voor de luchtconcentraties, natte en droge depositie, totale potentiële verzurende depositie en depositie van anorganische stikstof.

Luchtconcentraties

Op basis van de gegevens van 2001 tot en met 2008 namen de SO_2 -concentraties significant af in Bonheiden, Koksijde, Retie en Zwevegum. Beschouwd over de periode 2001-2009 blijven op dezelfde meetplaatsen dalende trends in de SO_2 -concentratie bestaan. Bijkomend is er een dalende trend in Kapellen en Gent, maar deze in Gent is slechts marginaal significant ($0,21 \pm 0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$). Het aantal meetplaatsen waar een trend kon vastgesteld worden in de SO_2 -concentratie is dus toegenomen van 4 (2001-2008) naar 6 (op 9 meetplaatsen) voor de periode 2001-2009.

Figuur 3.1 geeft de langetermijntrendlijn (zwarte lijn) voor SO_2 -concentratie in de meetplaats Bonheiden ten opzichte van de referentieband 'geen langetermijntrend' (blauwe zone) in de periode 2001-2009. De afbuigende zwarte lijn wijst op een sterker wordende afname van de SO_2 -concentratie doorheen de periode 2001-2009 in Bonheiden. Een vergelijkbare niet-lineaire evolutie is ook zichtbaar in Kapellen, Koksijde, Retie en Zwevegum.



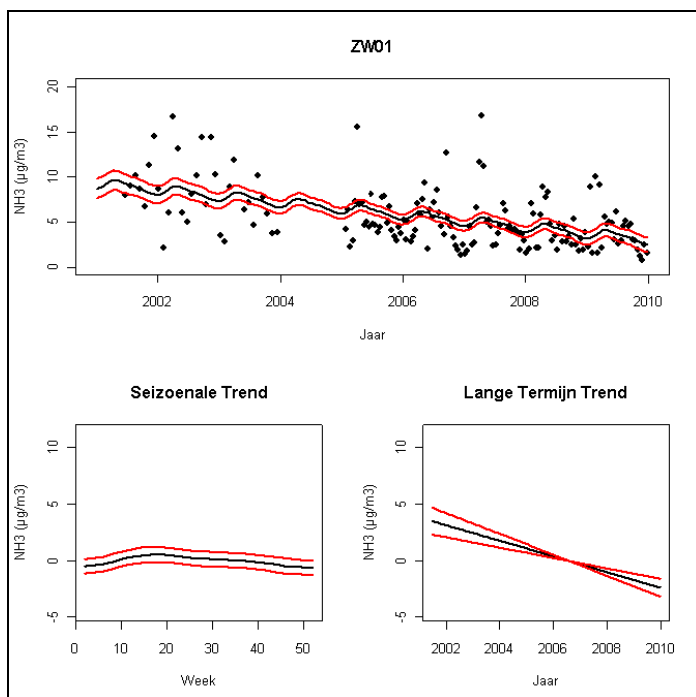
Figuur 3.1: niet-lineaire trend in de SO_2 -concentratie in Bonheiden

De NO_2 -concentraties vertonen geen trend in de periode 2001-2009.

De concentraties van NH_3 nemen in alle meetplaatsen significant af, behalve in Maasmechelen. De afname is lineair in:

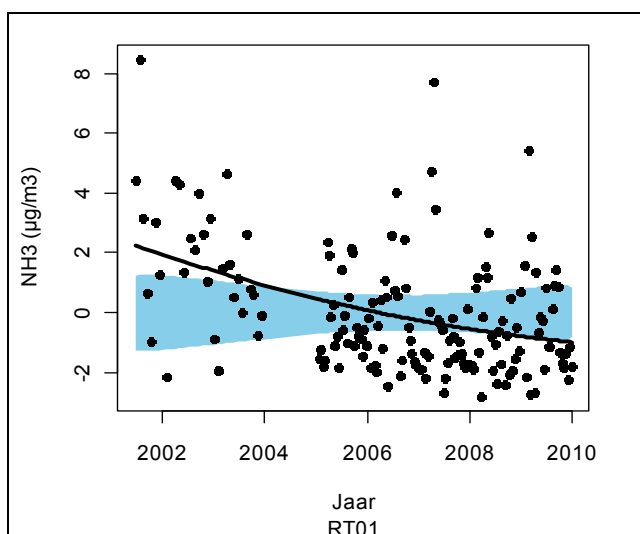
- ❖ Bonheiden ($0,12 \pm 0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$);
- ❖ Kapellen ($0,29 \pm 0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$);
- ❖ Koksijde ($0,37 \pm 0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$);
- ❖ Zwevegem ($0,69 \pm 0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$).

De grootste afnames van de NH_3 -concentratie stellen we vast in Zwevegem. Figuur 3.2 toont de tweewekelijkse gemiddelde luchtconcentratie, de geschatte seizoenale trend en de geschatte langetermijntrend van NH_3 in Zwevegem met de geschatte trendlijn voor de gemiddelde concentratie (zwarte lijn) en de puntsgewijze 95%-betrouwbaarheidsintervallen (rode lijnen).



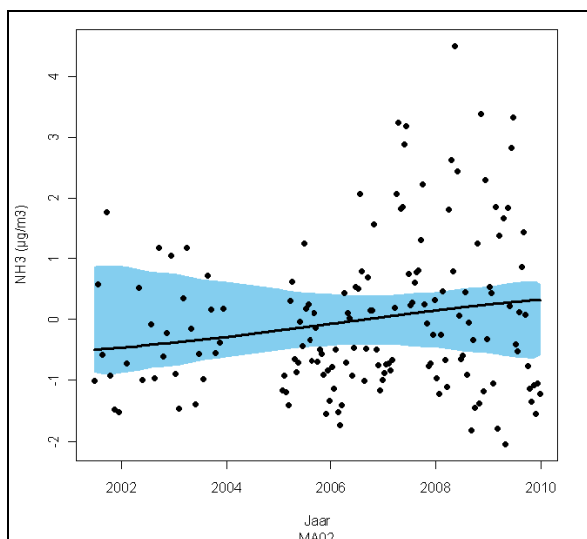
Figuur 3.2: trends in de NH_3 -concentratie in Zwevegem

Op de plaatsen waar de afname niet-lineair is (Gent, Retie, Tielt-Winge en Wingene), zien we dat de trend minder sterk wordt. Figuur 3.3 toont de dalende trend voor de NH_3 -concentratie in Retie.



Figuur 3.3: afnemende trend van NH_3 -concentraties in Retie

In Maasmechelen was er over de periode 2001-2008 een marginaal significante stijging van de NH_3 -concentratie van $0,14 \pm 0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$. Over de periode 2001-2009 blijft een marginaal significant stijgende trend bestaan, van $0,10 \pm 0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{jaar}$. Figuur 3.4 toont de stijgende trend in Maasmechelen, met vanaf 2007 een grotere spreiding van de NH_3 -concentraties. In 2007 en 2008 was er vooral een spreiding in opwaartse richting. Hierdoor werd in 2008 voor het eerst een marginaal significant stijgende trend vastgesteld. Door iets lagere NH_3 -concentraties in 2009 wordt de stijgende trend die we vaststelden over de periode 2001-2008 terug afgevlakt.



Figuur 3.4: stijgende trend in de NH_3 -concentratie in Maasmechelen

Droge depositie

De depositie van SO_2 neemt voor alle vegetatietypes significant af in Bonheiden, Gent, Kapellen, Koksijde, Retie en Zwevegem. Een marginaal significant dalende trend is er in Maasmechelen voor alle vegetatietypes. Van deze 7 meetplaatsen is Gent de enige waar de trends lineair zijn:

- ❖ gras: $20,0 \pm 19,3 \text{ Zeq}/\text{ha}\cdot\text{jaar}$;
- ❖ heide: $26,5 \pm 26 \text{ Zeq}/\text{ha}\cdot\text{jaar}$;
- ❖ loofbos: $20,2 \pm 19,3 \text{ Zeq}/\text{ha}\cdot\text{jaar}$;
- ❖ naaldbos: $22,1 \pm 21,6 \text{ Zeq}/\text{ha}\cdot\text{jaar}$.)

Bij de meetplaatsen met een niet-lineaire trend, stellen we vast dat het verloop van de trend vergelijkbaar is met de trends in de SO_2 -concentratie. Dat wil zeggen dat ook in de SO_2 -depositie de afname sterker wordt doorheen de periode 2001-2009 (zie figuur 3.1). In Tielt-Winge en Wingene werden voor de droge depositie van SO_2 geen trends vastgesteld.

De depositie van NO_2 vertoont geen trend in de periode 2001-2009.

Enkel in Maasmechelen is er geen trend in de NH_3 -depositie. Verder is er voor NH_3 op elke meetplaats voor elk vegetatietype een significante daling. De grootte-orde varieert sterk, afhankelijk van de meetplaats en het vegetatietype. Onderstaande tabel kwantificeert de lineaire trends in de NH_3 -depositie.

Tabel 3.1: lineair dalende trends in de NH_3 -depositie in de periode 2001-2009

Zeq/ha.jaar	Gras	Heide	Loofbos	Naaldbos
Bonheiden	$25,5 \pm 19,6$	$34,8 \pm 26,8$	$44,0 \pm 33,9$	$67,1 \pm 51,7$
Kapellen	$60,1 \pm 34,6$	$82,2 \pm 47,2$	$104,0 \pm 59,8$	$158,6 \pm 91,1$
Koksijde	$74,1 \pm 31,5$	$100,9 \pm 42,8$	$127,92 \pm 54,3$	$195,3 \pm 82,8$

De trend in Gent en Retie is niet-lineair dalend, de trend in Tielt-Winge, Wingene en Zwevegem is marginaal niet-lineair dalend. Voor de plaatsen met een (marginale) niet-lineaire dalende trend geldt zoals bij de NH_3 -concentratie, dat de trend afvlakt ten opzichte van de periode 2001-2008.

Natte depositie

De concentratie SO_2 daalde in 2009, en mede daardoor toonden ook de analyseresultaten van de regenstalen lage concentraties SO_4^{2-} . Deze resultaten hebben een duidelijk effect op de trends die worden vastgesteld over de periode 2001-2009. De trendanalyse toont volgende trends in de depositie van SO_x :

- ❖ een significante daling op 8 van de 9 meetplaatsen:
 - o Bonheiden ($21,1 \pm 12,22$ Zeq/ha.jaar);
 - o Kapellen (niet-lineair);
 - o Koksijde ($15,9 \pm 14,4$ Zeq/ha.jaar);
 - o Maasmechelen ($16,4 \pm 11,7$ Zeq/ha.jaar);
 - o Retie ($20,0 \pm 12,1$ Zeq/ha.jaar);
 - o Tielt-Winge ($15,3 \pm 7,5$ Zeq/ha.jaar);
 - o Wingene ($21,1 \pm 11,8$ Zeq/ha.jaar);
 - o Zwevegem ($19,76 \pm 9,8$ Zeq/ha.jaar);
- ❖ een marginaal significante daling in Gent ($11,44 \pm 12,9$ Zeq/ha.jaar).

Er is geen trend in de natte depositie van NO_y sinds 2001. De enige trend die werd vastgesteld voor de depositie van NH_x , was een significant dalende trend in Wingene ($19,5$ Zeq/ha.jaar $\pm 16,5$ Zeq/ha.jaar).

Totale potentieel verzurende depositie (N+S)

Uit de data besluiten we dat de totale potentieel verzurende depositie voor alle vegetatietypes significant afneemt op 8 van de 9 meetplaatsen. Enkel in Maasmechelen is er geen trend in de totale potentieel verzurende depositie. Onderstaande tabel toont of deze trends al dan niet lineair zijn, en in geval van een lineaire trend wordt deze gekwantificeerd. De cursieve tekst wijst op geen of slechts een marginale trend.

Tabel 3.2: dalende trends in de totale potentieel verzurende depositie in de periode 2001-2009

Zeq/ha.jaar	Gras	Heide	Loofbos	Naaldbos
Bonheiden	Niet-lineair	Niet-lineair	Niet-lineair	Niet-lineair
Gent	$94,9 \pm 59,7$	$136,0 \pm 68,6$	$161,46 \pm 75,4$	<i>Marginaal niet-lineair</i>
Kapellen	<i>Marginaal niet-lineair</i>	$125,1 \pm 64,1$	$154,44 \pm 71,2$	$201,24 \pm 116,2$
Koksijde	$84,0 \pm 56,8$	$109,7 \pm 68,6$	$118,8 \pm 79,7$	$165,4 \pm 115,2$
Retie	<i>Marginaal niet-lineair</i>	Niet-lineair	Niet-lineair	Niet-lineair
Tielt-Winge	$39,52 \pm 46,5$	$52,3 \pm 49,4$	$60,8 \pm 52,5$	$88,4 \pm 64,0$
Wingene	$127,14 \pm 52,4$	$165,6 \pm 63,7$	$202,0 \pm 77,8$	$295,88 \pm 116,3$
Zwevegem	$174,2 \pm 72,8$	$235,0 \pm 89,2$	<i>Marginaal niet-lineair</i>	<i>Marginaal niet-lineair</i>
Maasmechelen	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>

Depositie van anorganische stikstof

De droge depositie van anorganische stikstof neemt significant af in alle meetplaatsen, behalve Maasmechelen. In Wingene is er een dalende trend in de natte depositie van anorganische stikstof.

Er zijn dalende trends van de totale anorganische stikstofdepositie voor alle vegetatietypes op 8 van de 9 meetplaatsen. In Bonheiden is de afname voor gras en heide slechts marginaal significant. Verder zijn de bovenvermelde trends allen significant dalend. Maasmechelen is de enige meetplaats waar geen trend in de totale anorganische stikstofdepositie werd vastgesteld. Onderstaande tabel is een weergave van de aanwezige trends met een kwantificatie van de lineaire trends.

Tabel 3.3: dalende trends in de depositie van stikstof

Kg N/ha.jaar	Gras	Heide	Loofbos	Naaldbos
Bonheiden	$0,5 \pm 0,5$	$0,5 \pm 0,6$	$0,8 \pm 0,6$	$1,0 \pm 0,9$
Gent	$0,8 \pm 0,7$	$1,3 \pm 0,8$	$1,8 \pm 0,9$	<i>Marginaal niet-lineair</i>
Kapellen	$0,8 \pm 0,7$	$1,0 \pm 0,8$	$1,3 \pm 1,0$	$2,1 \pm 1,4$
Koksijde	$0,8 \pm 0,7$	$1,3 \pm 0,7$	$1,6 \pm 0,7$	$2,3 \pm 1,3$
Retie	$1,6 \pm 0,7$	<i>Marginaal niet-lineair</i>	Niet-lineair	Niet-Lineair
Tielt-Winge	$0,8 \pm 0,7$	$1,0 \pm 0,7$	$1,6 \pm 0,9$	$2,1 \pm 1,3$
Wingene	$1,6 \pm 0,7$	$2,3 \pm 0,9$	$2,9 \pm 1,2$	$4,2 \pm 1,6$
Zwevegem	$2,1 \pm 0,9$	$2,6 \pm 1,2$	$3,4 \pm 1,3$	$5,2 \pm 1,9$
Maasmechelen	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>	<i>Geen trend</i>

4 Kwaliteitszorg en onderzoek

4.1 Inleiding

Verschillende factoren die onafhankelijk zijn van de gemeten pollutanten beïnvloeden onze meetresultaten. De VMM meet immers op verschillende meetplaatsen, in verschillende vegetaties, ...

Een goede kwaliteit van het depositie meetnet verzuring moet ervoor zorgen dat we in alle omstandigheden betrouwbare metingen uitvoeren en de meetresultaten goed onderbouwd rapporteren. Kwaliteitszorg binnen het depositie meetnet verzuring is dan ook van groot belang. Daarom werken we op basis van verschillende tests en studies aan een continue kwaliteitszorg van onze metingen.

Dit hoofdstuk vertelt u meer over het doel, de uitvoering en de resultaten van volgende tests:

- ❖ NH₃-transecten;
- ❖ de duplometingen in Kapellen;
- ❖ de vergelijking van de Tipping Bicket en weegpluvio;
- ❖ de vergelijkende metingen van SO₂ en NO₂ in Borgerhout;
- ❖ de vergelijking tussen de resultaten van de passieve samplers en de monitoren in Gent en Borgerhout; dit zowel voor SO₂ als NO₂.

Tenzij anders vermeld zijn in dit hoofdstuk de analyses en conclusies betreffende metingen met passieve samplers gebaseerd op de resultaten van 26 meetperiodes, met volgende begin- en einddata:

Meetperiodes in Borgerhout, Gent en Ichtegem					
1	7/01/2009	21/01/2009	14	8/07/2009	22/07/2009
2	21/01/2009	4/02/2009	15	22/07/2009	5/08/2009
3	4/02/2009	18/02/2009	16	5/08/2009	19/08/2009
4	18/02/2009	4/03/2009	17	19/08/2009	2/09/2009
5	4/03/2009	18/03/2009	18	2/09/2009	16/09/2009
6	18/03/2009	1/04/2009	19	16/09/2009	30/09/2009
7	1/04/2009	15/04/2009	20	30/09/2009	14/10/2009
8	15/04/2009	29/04/2009	21	14/10/2009	28/10/2009
9	29/04/2009	13/05/2009	22	28/10/2009	11/11/2009
10	13/05/2009	27/05/2009	23	11/11/2009	25/11/2009
11	27/05/2009	10/06/2009	24	25/11/2009	9/12/2009
12	10/06/2009	24/06/2009	25	9/12/2009	23/12/2009
13	24/06/2009	8/07/2009	26	23/12/2009	6/01/2010

De VMM zal de resultaten van deze tests aanwenden om de metingen verder te optimaliseren en het depositie meetnet verzuring aan te passen waar dit nuttig blijkt.

4.2 NH₃-transecten

4.2.1 Transect Ichtegem

4.2.1.1 Doelstelling en opzet

In 2008 startte VMM drie nieuwe meetplaatsen voor NH₃ op in Ichtegem om na te gaan welke invloed de afstand tot een gekende emissiebron en de aanwezige vegetatie heeft op de NH₃-concentratie in de omgevingslucht. Omdat NH₃ enerzijds snel neerslaat onder vochtige omstandigheden (goed wateroplosbaar) en anderzijds snel wordt omgezet in NH_x, wordt het in gasvormige fase maar over een beperkte afstand getransporteerd en beperkt de invloed zich voornamelijk tot enkele kilometers van de bron. Meer informatie over transport en depositie van NH₃ vindt u terug in het *MIRA Achtergronddocument 2007, Verzuring*.

De locaties werden in overleg met het INBO gekozen (VMM, 2009, 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet verzuring 2008). De afstand in vogelvlucht tussen IC01 en IC02 bedraagt ca. 350 m, de afstand tussen IC02 en IC03 ca. 1500 m. Ten westen, ten zuidwesten en ten zuiden van het Wijnendalebos liggen verschillende stallen binnen een straal van 1 km van de meetplaats IC01.

De metingen gebeuren met passieve samplers in 14-daagse meetperiodes. De samplers hangen onder een shelter op een hoogte van ca. 2,5 à 3 meter. De opening van de shelter is gericht naar het oosten. De verschillende kenmerken van de metingen en meetplaatsen vindt u in tabel 4.1.

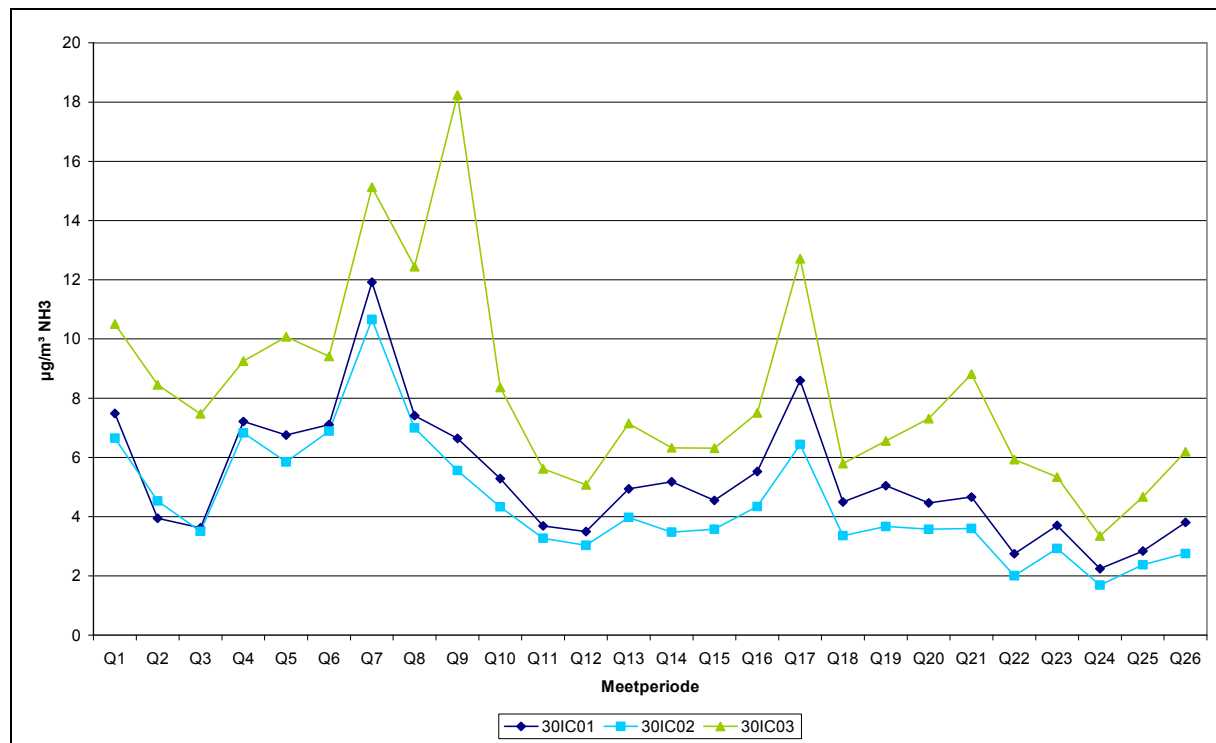
Tabel 4.1: meetplaatsen in Ichtegem

	Opstart metingen	Locatie	Bevestiging samplers
IC01	Triplometing vanaf 09/01/2008	In veld, omringd door bos	Aan een statief
IC02	Duplometing vanaf 09/01/2008 Triplometing vanaf 05/03/2008	In het Wijnendalebos	Aan een boom
IC03	Triplometing vanaf 05/03/2008	Aan een bomenrij, tussen velden. Bij aanvang grasveld, later maïsveld	Aan een boom

4.2.1.2 Resultaten

Figuur 4.1 toont een gelijkaardig verloop van de NH_3 -concentratie doorheen 2009 bij de drie meetpunten. Doorheen het jaar zijn er grote temporele verschillen met hoge waarden in april-mei en een kleinere verhoging van de concentraties in augustus. Deze evolutie zien we ook op de andere meetplaatsen van het depositie meetnet verzuring. De hoge pieken in het voorjaar zijn vermoedelijk te wijten aan het leegmaken van de stallen en mestvangvoorzieningen en het bemesten van de velden.

Deze schommelingen zijn het grootst aan de meetplaats IC03, vermoedelijk door de lokale invloed van bemesting op de direct aangrenzende graslanden en maïsakkers die bovenop de invloed van de verder afgelegen stallen komt. De meetplaats IC02 heeft duidelijk de laagste waarden, wat kan toegeschreven worden aan het filterend effect van het bos waarin de meetplaats zich bevindt.



Figuur 4.1: concentratie NH_3 in Ichtegem doorheen 2009

De rekenkundige jaargemiddelden (met 95% confidentie-interval) bedragen:

- ❖ $5,28 \pm 0,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor IC01;
- ❖ $4,45 \pm 0,77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor IC02;
- ❖ $8,23 \pm 1,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor IC03.

Het gemiddelde van IC03 overschrijdt de NH_3 -richtwaarde van $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze overschrijding is echter statistisch niet-significant.

4.2.1.3 Statistische benadering en vergelijkingen

In meetjaar 2008 was er geen significant verschil tussen IC01 en IC02 onderling, maar beiden vertoonden wel een significant verschil met meetplaats IC03. Via een statistische analyse (Statistica 8) gingen we ook voor meetjaar 2009 na of deze 14-daagse concentraties significant verschillend zijn van elkaar op een α -niveau van 0,05.

De drie meetreeksen IC01 ($p = 0,0260$), IC02 ($p = 0,0081$) en IC03 ($p = 0,0115$) zijn volgens de Shapiro-Wilk test niet-normaal verdeeld. We gebruikten een Wilcoxon matched pairs test (met Bonferoni adjusted α : $0,05/3 = 0,0167$) om paarsgewijs na te gaan of er onderlinge significante verschillen waren.

Onderstaande tabel toont voor meetjaar 2009 de significante verschillen tussen de drie reeksen, met het 95% confidentie-interval en de overeenkomstige p-waarde. In tegenstelling tot in 2008, was er in 2009 wel een statistisch significant verschil tussen de meetresultaten van meetplaats IC01 en IC02. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat aan meetplaats IC01 gerooid werd, waardoor de meetplaats minder invloed ondervond van het omringende bos, welk een filterend effect had op de aanwezige NH_3 -concentraties.

Tabel 4.2: statistische vergelijking meetplaatsen Ichtegem

Vergeleken meetpunten		verschillen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	p-waarde	Correlatiecoëfficiënt (Spearman correlatietest)	Regressiemodel (0,95 Conf.Int.)
IC01	IC02	$-0,83 \pm 0,21$	$< 0,0001$	0,92	$\text{IC02} = 0,91 \times \text{IC01} - 0,35$
IC01	IC03	$2,11 \pm 0,80$	$< 0,0001$	0,87	$\text{IC03} = 1,29 \times \text{IC01} + 1,44$
IC02	IC03	$2,91 \pm 0,82$	$< 0,0001$	0,92	$\text{IC03} = 1,35 \times \text{IC02} + 2,18$

D.m.v. een lineaire regressie werd nagegaan of er een verband kan weergegeven worden tussen de drie reeksen.

In kolom 5 van de tabel vindt u de correlatiecoëfficiënt volgens de Spearman correlatie test, die een significante correlatie weergeeft. De laatste kolom geeft de regressiemodellen op basis van een F-test. De residuen van de regressiemodellen vertonen een willekeurig patroon en zijn normaal verdeeld. Gezien deze randvoorwaarden voldaan zijn, zouden de regressieformules gebruikt kunnen worden om op basis van de metingen op één meetplaats, de concentraties op de andere meetplaatsen te berekenen.

4.2.1.4 Conclusie

Er is een significant verschil tussen de NH_3 -meetresultaten van

- ❖ IC01, gelegen in het vrije veld,
- ❖ IC02, gelegen in bos,
- ❖ IC03 gelegen aan een bomenrij, naast een maïsveld.

Deze verschillen kunnen toegewezen worden aan de vegetatie en activiteiten in de onmiddellijke omgeving van de meetplaats, waarbij IC02 lage concentraties kent door het filterend effect van het Wijnendalebos, en IC03 hoge concentraties als gevolg van landbouwactiviteiten op de nabijgelegen velden en de aanwezigheid van varkensstallen in de omgeving.

Hoewel de waarden aan IC03 significant hoger liggen dan aan de meetplaatsen IC01 en IC02 is er geen sprake van een significante overschrijding van de NH_3 -richtwaarde.

4.2.2 Transecten i.k.v. korstmossen project

4.2.2.1 Situering

In 2009 voerde de VMM in samenwerking met Natuurpunt een onderzoek uit, om na te gaan of het in Vlaanderen haalbaar is een biomonitoring netwerk voor ammoniak op te zetten. De studie had tot doel na te gaan wat het verband is tussen ammoniakconcentraties en de korstmosvegetatie. Uit dit onderzoek bleek dat er sterke verbanden zijn tussen korstmossen en ammoniakconcentraties, vooral op zomereiken.

Van januari 2008 tot februari 2009 werd op 100 punten via 13 maandelijkse metingen continu de concentratie van ammoniak gemeten in de omgevingslucht d.m.v. passieve sampling. Daarnaast werden korstmosopnamen gedaan volgens een uitgewerkte methodiek. Voor de selectie van de meetpunten werden de volgende criteria toegepast:

- ❖ Verspreiding in de ecoregio's van Vlaanderen.
- ❖ Verspreiding in de ammoniak-depositieklassen.
- ❖ Een spreiding in grootte van ammoniakconcentraties.

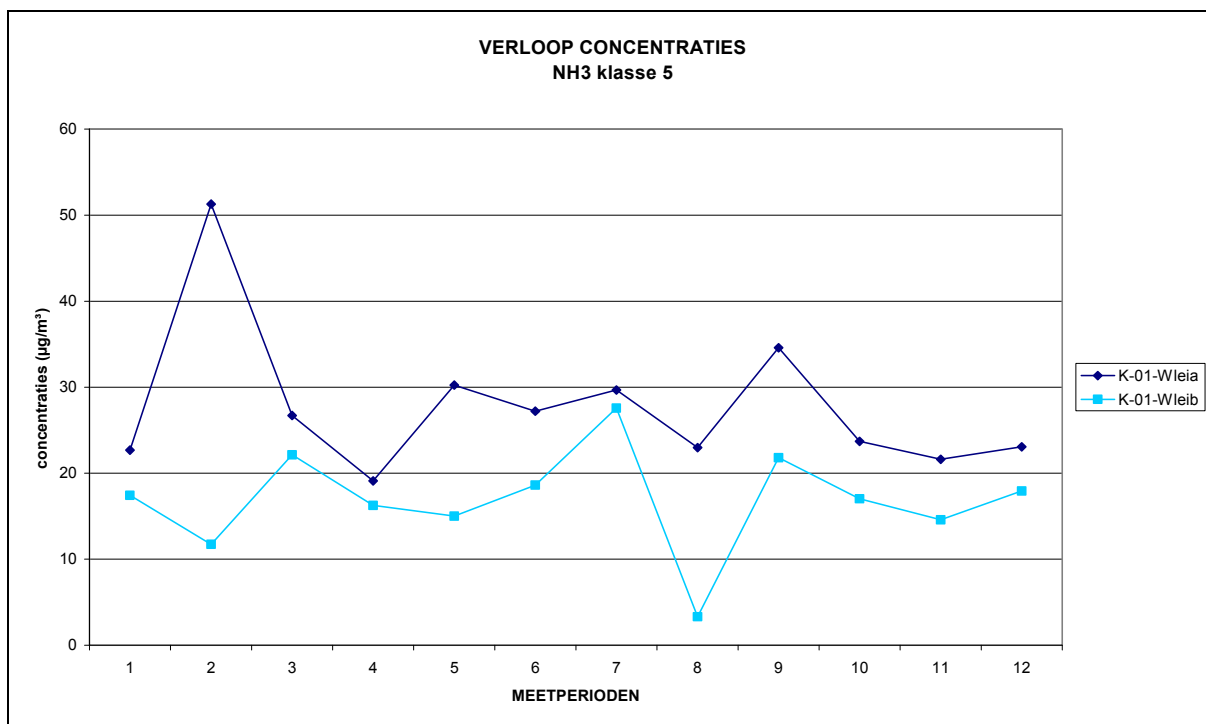
Om een grote spreiding te krijgen in de concentraties van ammoniak gebruikte men transecten. Hierbij werden op toenemende afstand van een veehouderijbedrijf enerzijds korstmosopnamen gedaan, en anderzijds concentratiemetingen met passieve samplers uitgevoerd.

In dit hoofdstuk is het de bedoeling om de transecten van de passieve samplers nader te bekijken.

Hieronder wordt een selectie van enkele transecten weergegeven. De mooiste resultaten komen voort op plaatsen waar weinig andere omgevingsfactoren aanwezig zijn die de metingen beïnvloeden, en met maar één grote bron (stallen) in de buurt. Afhankelijk van de ammoniakdepositie worden de meetplaatsen in verschillende klassen verdeeld.

4.2.2.2 Wingene

In Wingene bevinden we ons in ammoniak-klasse 5. Dit komt neer op een ammoniak depositie tussen 2770 en 4120 Zeq/ha.j. De passieve samplers werden ten noordoosten van een groot veehouderijbedrijf opgehangen. Punt K-01-Wleia bevindt zich tussen de 150 en de 250 m van het bedrijf en punt K-01-Wleib bevindt zich tussen de 250 en de 350 m van het bedrijf. Figuur 4.2 geeft de concentraties van ammoniak in Wingene weer.



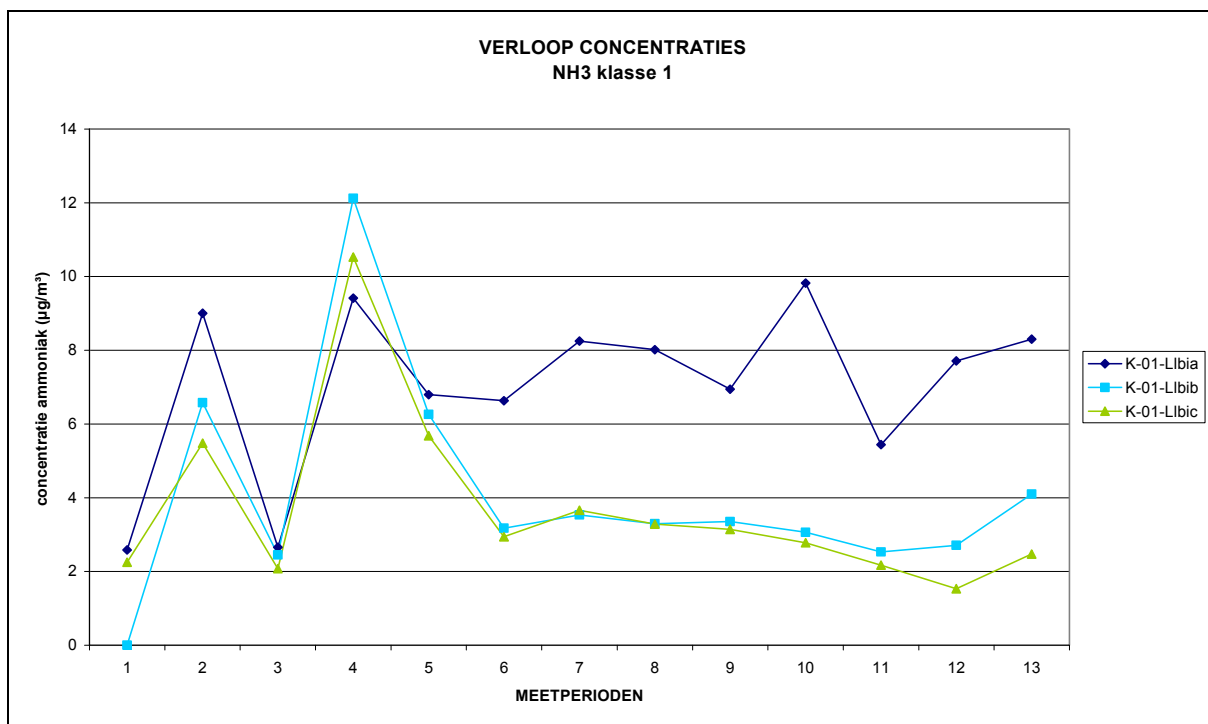
Figuur 4.2: concentraties van ammoniak in Wingene

De concentraties van ammoniak zijn het hoogst, op de dichtst gelegen meetpunten ten opzichte van het bedrijf. Meetperiode 2 werd weggelaten, wegens een verkeerde monsterneming.

4.2.2.3 Lippelo

Opnamepunten Llbib, Llbib en Llbrc bevinden zich op zeer jonge zomereiken in Lippelo. Hier bevinden we ons ten noorden en ten noordwesten van een veehouderijbedrijf. Figuur 4.3 toont de concentraties ammoniak te Lippelo.

In Lippelo bevinden we ons in ammoniak-klasse 1. Dit komt neer op een ammoniak depositie tussen 713 en 1130 Zeq/ha.j. Punt Llbib bevindt zich tussen de 150 en de 250 m van het bedrijf en punt Llbib bevindt zich tussen de 250 en de 350 m van het bedrijf en het punt Llbrc bevindt zich tussen 250 en 500 meter van het bedrijf.

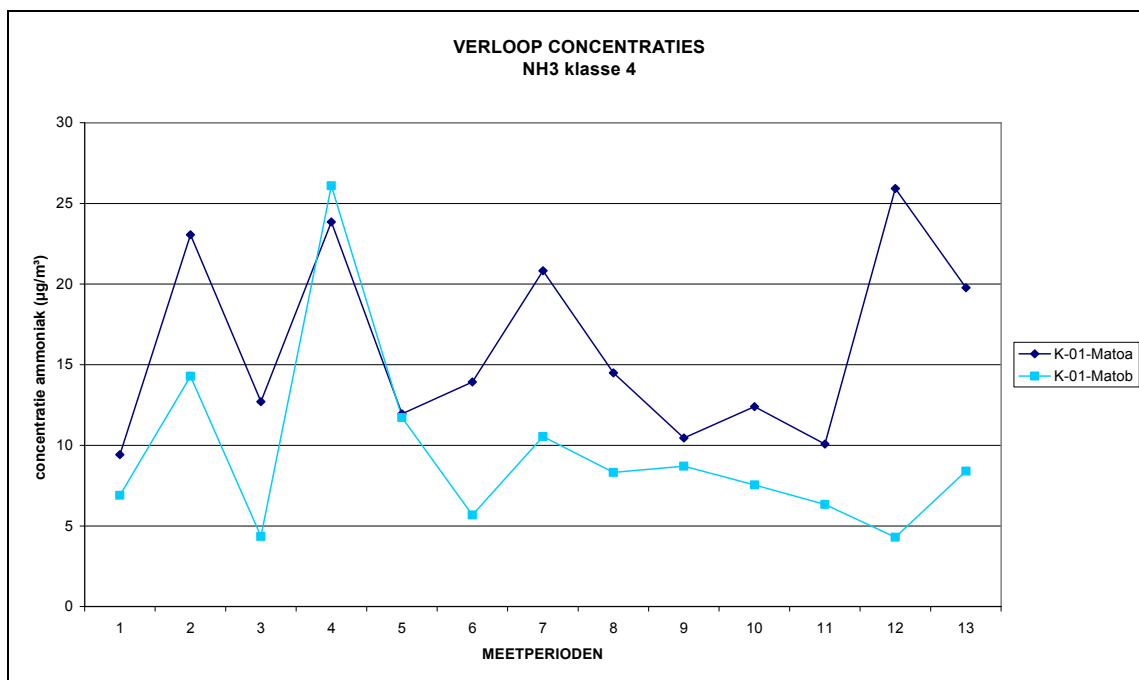


Figuur 4.3: concentraties van ammoniak in Lippelo

Er is duidelijk te zien dat de concentraties van ammoniak hoger liggen op het punt dat dichtst is gelegen bij het bedrijf. Bij de piekconcentraties in de 4^{de} meetperiode is het omgekeerd, vermoedelijk te wijten aan het uitrijden van mest. We zien verder dat vanaf een 300-tal meter de concentraties dalen naar achtergrondwaarden voor die omgeving.

4.2.2.4 Maldegem

De meetpunten MAtoa en MAtob liggen hier ten noordoosten van twee grote veehouderijbedrijven in Maldegem. In figuur 4.4 zien we een grafiek die zoals hierboven ook duidelijk weergeeft dat er een verband is tussen de concentratie van ammoniak en de afstand tot de bron. De meetplaatsen bevinden zich in gebied met ammoniakconcentraties tussen de 2060 en 2770 Zeq/ha (klasse 4).

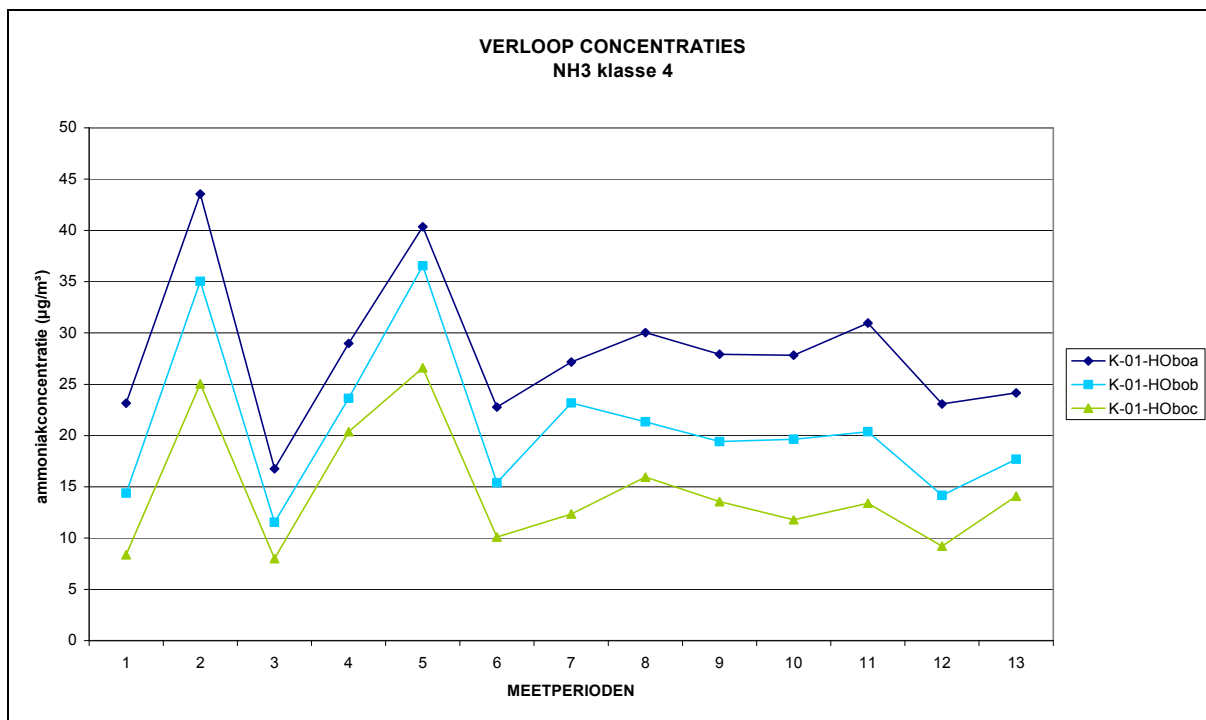


Figuur 4.4: concentraties van ammoniak in Maldegem

4.2.2.5 Hoogstraten

In figuur 4.5 ziet u drie meetpunten waarop concentraties werden gemeten voor ammoniak: HOboa, HObob en HOcoc. Het meetpunt HOboa bevindt zich op een afstand tussen de 150 en 250 m van de bron. HObob tussen 250 m en 350 m van de bron verwijderd, en HOcoc tussen de 350 m en 500 m van de bron. Deze meetpunten bevinden zich op goed geëxposeerde volledig vrijstaande zomereiken te noordoosten van een veehouderijbedrijf dat lang dezelfde weg ligt.

Ook hier geldt ammoniakklasse 4.



Figuur 4.5: concentraties van ammoniak in Hoogstraten

4.2.2.6 Conclusies

In de grafieken die werden uitgezet, zien we duidelijk dat er bij de meetmethodiek met passieve samplers, een verband bestaat tussen de afstand tot de bron en de concentratie van ammoniak. Het resultaat is wel afhankelijk van omgevingsfactoren die de meting kunnen beïnvloeden.

4.3 Duplometingen in Kapellen

4.3.1 Situering

Op de meetplaats in Kapellen wordt de verzurende natte depositie gemeten met twee Wet-Only toestellen. VMM voert deze duplometingen uit om de herhaalbaarheid van de metingen te controleren. De meetresultaten van de twee Wet-Only toestellen vertoonden in 2007 en 2008 onderling een significant verschil. De veelvuldige technische problemen werden hier als mogelijke oorzaak gezien.

4.3.2 Opzet

De resultaten van meetjaar 2009 van beide toestellen worden onderling vergeleken. De vergelijking is gebaseerd op 14-daagse metingen tussen 07/01/2009 en 06/01/2010. De opstelling van de Wet-Only toestellen is ongewijzigd t.o.v. 2008. Om de dekselbewegingen van beide Wet-Only's beter op elkaar af te stemmen, werden de toestellen op éénzelfde regensensor aangesloten. Dit gebeurde in december 2009, waardoor het effect van deze aanpassing pas geëvalueerd zal kunnen worden op basis van de meetgegevens van meetjaar 2010.

4.3.3 Vergelijking en statistische benadering

We vergelijken de resultaten van de twee toestellen aan de hand van een statistische analyse (Statistica 8), op basis van 26 meetperiodes.

Het aantal technische problemen lag in 2009 beduidend lager dan in 2008 en 2007. De problemen hadden bovendien weinig invloed op de samenstelling van de opgevangen regenstalen, omdat het meestal softwarematige problemen betrof, die vooral invloed hadden op de transmissie en interpretatie van data.

Uit de statistische analyse ($\alpha = 0,05$) blijkt dat er in 2009 enkel een significant verschil is tussen KP01 en KP02 voor de hoeveelheid opgevangen neerslag. Er zijn dus geen statistisch significante verschillen voor de pH en de concentratie van de parameters NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} en K^+ .

Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,9 mm/2weken, bij gemiddelde meetwaarden van 32,8 mm voor KP01 en 30,8 mm voor KP02. Beide meetreeksen zijn normaal verdeeld (KP01: $p = 0,2166$; KP02: $p = 0,1307$). Een t-test geeft aan dat het verschil van $1,9 \pm 0,8$ mm/2weken significant is ($p < 0,0001$). Ondanks dit significante verschil is er wel een correlatie van 99,6 % (Pearson correlatie test), wordt 99,2% van de variatie op de pluviore resultaten van KP02 verklaard door KP01, en zijn er dus geen significante verschillen meer in analyse resultaten.

4.3.4 Conclusie

De opvolging van beide toestellen heeft geleid tot regenstalen die qua samenstelling geen significante verschillen vertonen. Er blijft wel een significant verschil bestaan tussen de hoeveelheid neerslag die de twee Wet Onlys opvangen. Op het einde van het beschouwde meetjaar werden beide toestellen op éénzelfde regensensor aangesloten om de dekselbewegingen beter te synchroniseren. Of dit het verschil in opgevangen neerslaghoeveelheid voldoende zal reduceren, zal blijken uit een analyse van de resultaten van meetjaar 2010.

4.4 Vergelijking van twee types pluviografen: tipping-bucket en pluviograaf op weegprincipe

4.4.1 Situering

In dit hoofdstuk wordt de totale mm regen in de pluviografen op weegprincipe (Ott) vergeleken met de totale mm regen in de tipping-bucket pluviografen (Lastem). Het vroegere type van pluviografen dat gebruikt werd in het depositie meetnet verzuring was van het tipping-bucket principe. Hierbij wordt er met een kantelbakje een puls gegenereerd door een reed-contact, bij iedere 0,1 mm neerslag. Door de vele mechanische fouten werd dit type toestel verwijderd uit het meetnet en vervangen door een type van het weegprincipe (Ott). De neerslag wordt hier met een specifieke balans gewogen, die complexe algoritmes bevat. De resolutie is ook hier 0,1 mm. Sinds 2008 werden de pluviografen op tipping-bucket principe vervangen door de pluviografen op weegprincipe. Op vier meetplaatsen (Kapellen, Koksijde, Maasmechelen en Wingene) werden beide types pluviografen naast elkaar gezet om na een jaar simultane metingen een evaluatie te kunnen doen van de vergelijking. De resultaten hiervan worden in dit hoofdstuk besproken.

4.4.2 Opzet

De datareeksen van het meetjaar 2009, bestaande uit de opgevangen neerslag in millimeter worden voor beide types met elkaar vergeleken. De vergelijking is gebaseerd op wekelijkse metingen tussen 06/01/2009 en 30/12/2009. De hoeveelheid neerslag opgevangen door de natte depositievanger (wet-only) wordt mee in de analyse gestoken.

Het is de bedoeling om na te gaan in hoeverre beide pluviografen van elkaar en van de natte depositievanger verschillen, wat betreft de opgevangen hoeveelheid neerslag. Indien er een trendbepaling wordt gedaan, is deze informatie cruciaal. Zo komen we te weten of beide toestellen als eenzelfde toestel kunnen worden aanzien binnen de trend, of als verschillend moeten worden aangenomen. Indien ze significant verschillend zijn, kan er verder worden gekeken naar een formule

met omzettingfactoren. Daarenboven kunnen we ook te weten komen of we bij een defect aan de pluviograaf, kunnen terugvallen op de hoeveelheden neerslag in de natte depositievanger.

4.4.3 Vergelijking en statistische benadering

We vergelijken de resultaten van de toestellen aan de hand van een statistische analyse (Statistica 7, Statistica 8 en 9). Per meetplaats zal er een overzicht worden weergegeven van eventuele periodes die niet worden meegenomen in de analyse. We werken steeds met gevalideerde data.

Er waren nog een aantal kinderziektes bij de nieuwe weegpluviografen. Deze deden zich voor op alle meetplaatsen en leidden in bepaalde weken tot onbetrouwbare gegevens van de Ott-pluviograaf. Een temperatuursstijging of -daling met een groot interval, zorgde ervoor dat er in de logger een tip van 0,1 à 0,2 mm werd gegenereerd; er was een software-aanpassing nodig om dit probleem te verhelpen. Daarnaast bleek de hoogte van de voet, waarop de pluviograaf wordt opgesteld verkeerd geleverd. De voet was te hoog en bijgevolg werden deze systematisch vervangen door voeten met correcte hoogte. Deze aanpassingen werden niet in rekening gebracht in de onderstaande analyse.

4.4.3.1 Meetplaats: Kapellen

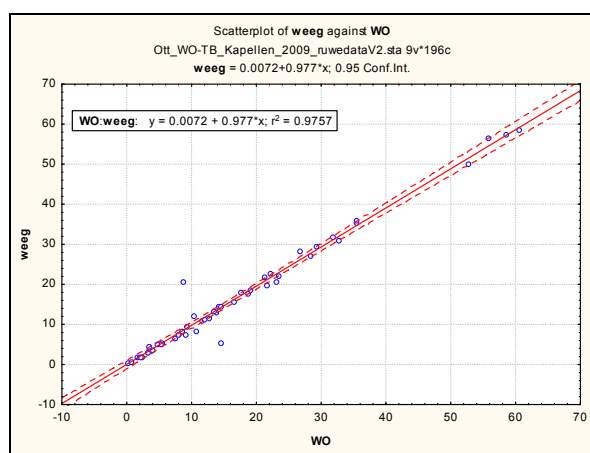
Periodes 27, 28, 29 en 30 worden niet mee in de analyse gestoken:

- ❖ meetperiode 27 en 28 (08/07/2009 tot 22/07/2009): afgekeurd wegens onzekerheid op de pluvio-gegevens en ontbrekende data, ref. validatie;
- ❖ meetperiode 29 en 30 (22/7/2009 tot 05/08/2009): afgekeurd wegens onzekerheid op de pluvio-gegevens, ref. validatie;
- ❖ De meetperiodes zonder neerslag worden niet meegenomen in de analyse: 16 tot 23 september 2009 en de periode 24 juni tot 1 juli 2009.

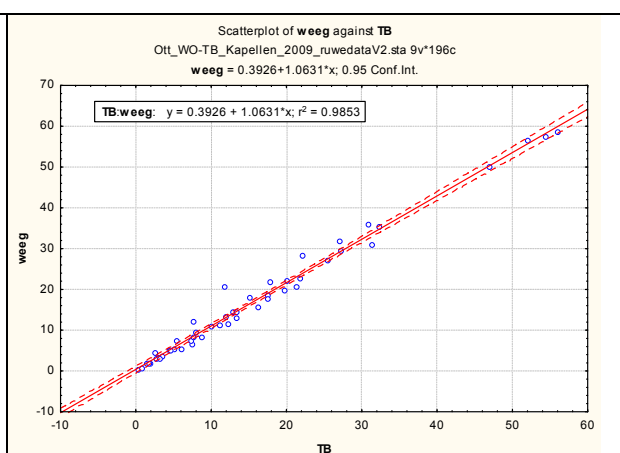
We vertrekken van wekelijkse pluviototalen, en werken in deze analyse dus met 52 cases. De gegevens van de pluviografen worden per kwartier geregistreerd. Dit maakt het mogelijk om met wekelijkse neerslagtotalen te gaan werken. In Statistica kunnen we dus uitgaan van $n = 52$ per pluviograaf op jaarbasis (neerslagtotalen op weekbasis). Hiervan worden er 6 cases afgekeurd in Kapellen waardoor we de analyse uitvoeren met $n = 46$.

Hieronder zie je in figuur 4.6 een scatterplot van de wet-only tegenover de weger, en in figuur 4.7 van de tipping-bucket tegenover de weger.

Voor een scatterplot werken we steeds met een confidentie interval van 95%, bij conventie vastgelegd.



Figuur 4.6: scatterplot weger / wet-only



Figuur 4.7: scatterplot weger / tipping-bucket

Bij het bekijken van de scatterplots en uit de Shapiro-Wilk test zien we een niet-normale verdeling van de meetreeksen (weger: $p = 0,00002$; wet-only: $p = 0,00002$; tipping-bucket: $p = 0,00001$). Het

jaargemiddelde verschil tussen weger en tipping-bucket op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,4 mm ($\pm 0,75$)/week, bij gemiddelde meetwaarden van 16,7 mm voor de weegpluviograaf en 15,3 mm bij de tipping bucket.

Het jaargemiddelde verschil tussen weger en wet only op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 0,38 mm ($\pm 1,09$)/week, bij gemiddelde meetwaarden van 16,7 mm voor de weegpluviograaf en 17,05 voor de wet only.

Uit de statistische analyse (wilcoxon test) ($\alpha = 0,05$) blijkt dat er in 2009 een significant verschil is tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket met $p = 0,000050$ voor de opgevangen hoeveelheid neerslag. De natte depositievanger en de weegpluviograaf zijn ook significant verschillend, maar met $p = 0,006$.

Uit de Spearman correlatie-test komt als resultaat naar voor dat er wel een lineair verband bestaat tussen de hoeveelheden neerslag gemeten door de drie toestellen. De correlatie tussen de weegpluvio en de tipping bucket bedraagt $r = 0,99$ en is significant. De correlatie tussen de weegpluvio en de wet only bedraagt $r = 0,97$.

Aangezien er een significant verschil tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket is, werd d.m.v. enkelvoudige lineaire regressieanalyse nagegaan of er een verband kan weergegeven worden. De Spearman correlatie test geeft met een correlatiecoëfficiënt van 0,986 een correlatie tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket aan. Er wordt dus 98,6% van de variatie op de hoeveelheid neerslag in de weger verklaard door de tipping-bucket.

De residuen van het regressiemodel vertonen geen kwadratisch of ander patroon dan een lineair. Er kan bijgevolg een regressieformule worden gebruikt om op basis van de tipping-bucket metingen de hoeveelheden van de weeg-pluviograaf te berekenen.

De volgende correlaties werden gevonden:

Weger = $0.0072 + 0.977 \cdot \text{wet-only}$; $r^2 = 0.9757$

Weger = $0.3926 + 1.0631 \cdot \text{tipping-bucket}$; $r^2 = 0.9853$

Conclusie Kapellen

Uit de resultaten van 2009, blijkt dat de weegpluviograaf meer neerslag opvangt dan de tipping-bucket. Er is een duidelijk verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de tipping-bucket en de weegpluviograaf. We vinden ook een verschil tussen de natte depositievanger en weegpluviograaf, al is dit verschil minder groot en niet systematisch.

We krijgen hier een lineaire vergelijking, waaruit de correlaties berekend worden.

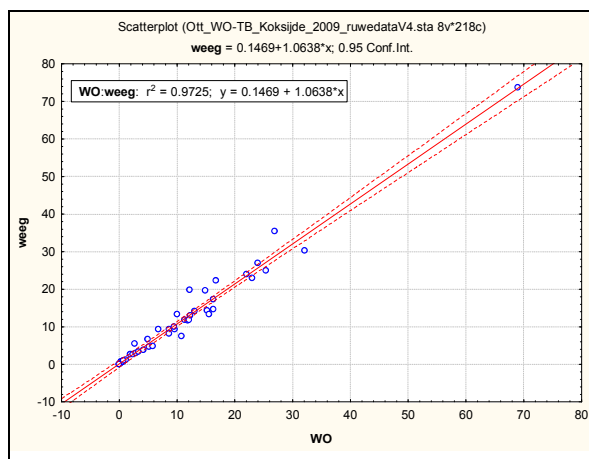
4.4.3.2 Meetplaats: Koksijde

Periodes 21 en 22, 43 en 44 evenals periode 45, 46 en 47 worden niet mee in de analyse gestoken:

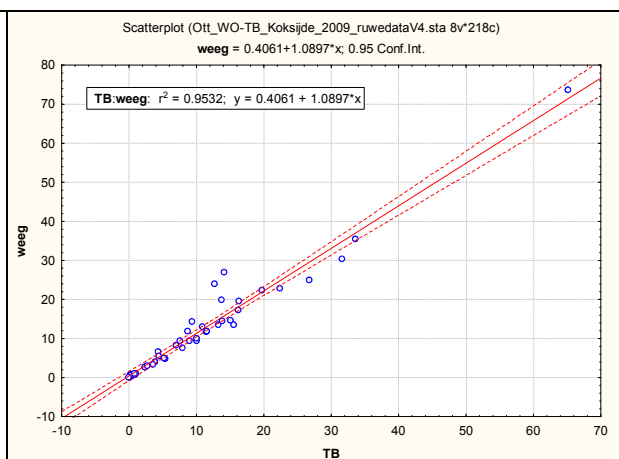
- ❖ meetperiode 21 en 22 (26/5/2009 tot 9/6/2009), wegens een onverklaarbare afwijking van 25% tegenover de KMI-waarden;
- ❖ meetperiode 43 en 44 (27/10/2009 tot 10/11/2009) en meetperiode 45, 46 en 47 (27/10/2009 tot 1/12/2009): pluviograaf onbetrouwbaar, ontbrekende data;
- ❖ case 37 neemt niet deel aan de analyse, wegens geen neerslag in deze meetperiode.

Er waren een aantal technische problemen (zie ook bij de andere meetplaatsen) bij de weegpluviografen, waardoor de resultaten van de pluviograaf soms onbetrouwbaar waren. 1 case laten we weg wegens geen neerslag tijdens deze week. We voeren deze analyse bijgevolg uit met $n = 44$.

Hieronder zie je in figuur 4.8 een scatterplot van de wet-only tegenover de weger, en in figuur 4.9 van de tipping-bucket tegenover de weger.



Figuur 4.8: scatterplot weger / wet-only



Figuur 4.9: scatterplot weger / tipping-bucket

Bij het bekijken van de scatterplots en uit de Shapiro-Wilk test zien we een niet-normale verdeling van de meetreeksen (weger/wet-only/tipping-bucket: $p = 0,0000$). Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,3 mm ($\pm 0,41$)/ week, bij gemiddelde meetwaarden van 11,8 mm voor de weegpluviograaf en 10,5 mm voor de tipping bucket. Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 0,85 mm ($\pm 0,14$)/week, bij gemiddelde meetwaarden van 11,8 mm voor de weegpluviograaf en 10,75 mm voor de wet only.

De Wilcoxon matched pairs test geeft een significant verschil, zowel tussen de tipping-bucket en de weger ($p = 0,004635$) alsook tussen de wet-only en de weger ($p = 0,043453$). Deze laatste leunt wel dichter bij de nulhypothese aan, maar ook de T-test toont hier een significant verschil. De weegpluviograaf vangt beduidend meer neerslag op (meansplot).

Ondanks dit significante verschil is er wel een correlatie van 97% (Spearman correlatie test) en wordt er 97% van de variatie op de hoeveelheid neerslag in de weger verklaard door de tipping-bucket. De correlatie tussen de weger en de wet-only is eveneens significant met $r = 0,98$. De correlatie is lineair.

De residuen van het regressiemodel vertonen geen kwadratisch of ander patroon dan een lineair. Er kan bijgevolg een regressieformule worden gebruikt om op basis van de tipping-bucket metingen de hoeveelheden van de weeg-pluviograaf te berekenen. Onderstaande correlaties worden gevonden:

Weger = $0.1469 + 1.0638 \cdot \text{wet-only}$; $r^2 = 0.9725$

Weger = $0.3652 + 1.0896 \cdot \text{tipping-bucket}$; $r^2 = 0.9537$

Conclusie Koksijde

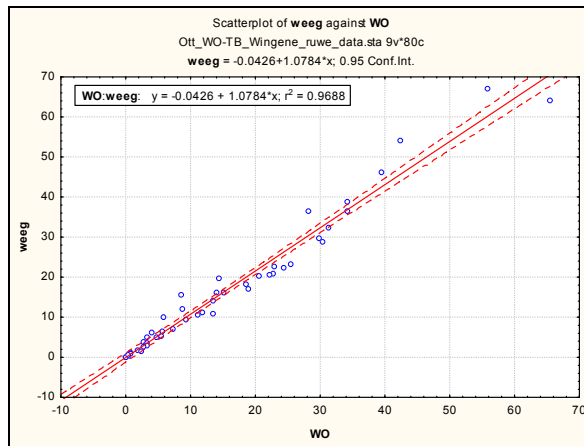
Uit de resultaten van 2009 blijkt dat de weegpluviograaf meer neerslag opvangt dan de tipping-bucket. De weegpluviograaf vangt ook meer neerslag op dan de wet-only, hoewel dit verschil kleiner is dan bij de tipping-bucket. Er is een significant verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de drie toestellen die hier werden vergeleken. Maar er kan een verband worden gelegd door middel van lineaire regressie.

4.4.3.3 Meetplaats: Wingene

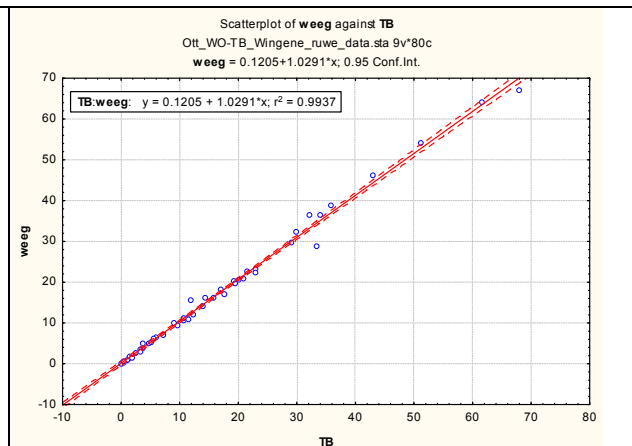
We werken met de volledige dataset, met 52 valide data.

Hieronder zie je in figuur 4.10 een scatterplot van de wet-only tegenover de weger, en in figuur 4.11 van de tipping-bucket tegenover de weger.

Voor een scatterplot werken we steeds met een confidentie interval van 95%.



Figuur 4.10: scatterplot weger / wet-only



Figuur 4.11: scatterplot weger / tipping-bucket

Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 0,6 mm ($\pm 0,17$)/2 weken, bij gemiddelde meetwaarden van 15,7 mm voor de weegpluviograaf en 15,1 mm bij de tipping bucket. Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,1 mm ($\pm 0,2$)/2 weken bij gemiddelde meetwaarden van 15,7 voor de weegpluviograaf en 14,6 mm voor de wet only. De meetreeksen zijn niet-normaal verdeeld ($p = 0,00001$ en bij de wet-only $p = 0,00002$).

Uit de statistische analyse ($\alpha = 0,05$) blijkt dat er in 2009 een significant verschil is tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket voor de opgevangen hoeveelheid neerslag ($p = 0,001$). Er is geen significant verschil tussen de wet-only en de weegpluviograaf ($p = 0,16$)(Wilcoxon-test).

Aangezien er een significant verschil tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket is, werd d.m.v. lineaire regressie nagegaan of er een verband kan weergegeven worden. De Spearman correlatie test geeft met een correlatiecoëfficiënt van 0,997 een significante correlatie tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket aan. Er wordt 99% van de variatie op de hoeveelheid neerslag in de weger verklaard door de tipping-bucket.

De residuen van het regressiemodel vertonen geen kwadratisch of ander patroon dan een lineair. Er kan bijgevolg een regressieformule worden gebruikt om op basis van de tipping-bucketmetingen de hoeveelheden van de weegpluviograaf te berekenen. Onderstaande correlaties worden gevonden:

Weger = $-0.0426 + 1.0784 \cdot \text{wet-only}; r^2 = 0.9688$

Weger = $0.1205 + 1.0291 \cdot \text{tipping-bucket}; r^2 = 0.9937$

Conclusie Wingene

Uit de resultaten van 2009 blijkt dat de weegpluviograaf ook hier meer neerslag opvangt dan de tipping-bucket. De weegpluviograaf vangt ook meer neerslag op dan de wet-only, hoewel dit verschil kleiner is dan bij de tipping-bucket. Er is een significant verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de pluviograaf en de tipping-bucket. Er is geen significant verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de weegpluviograaf en de wet-only. De correlaties die worden teruggevonden zijn lineair.

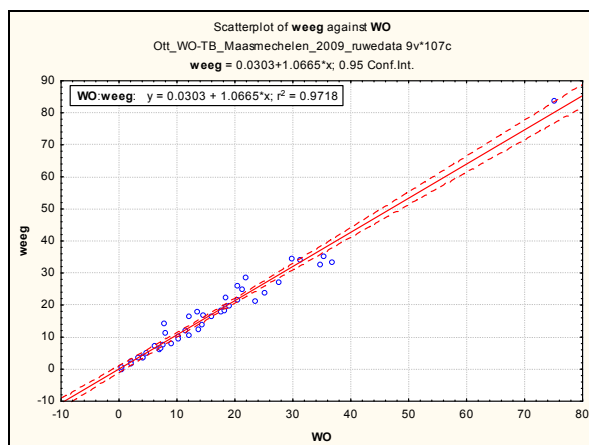
4.4.3.4 Meetplaats: Maasmechelen

Periodes 1, 21 en 22 worden niet mee in de analyse gestoken:

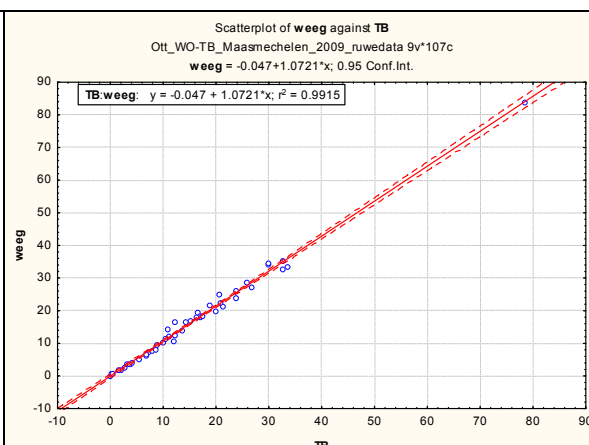
- ❖ meetperiode 1: (6/1/2009 tot 13/01/2009): wegens protocol dat vast zat;
- ❖ meetperiode 21 en 22 (26/5/2009 tot 9/6/2009), wegens technische problemen van de pluviograaf;
- ❖ Meetperiode 4 en 13 (27/1/2009 tot 3/2/2009 en 31/3/2009 tot 7/4/2009): wegens geen neerslag geen deelname in de analyse.

We werken met een dataset van 47 cases, of $n = 47$.

Hieronder zie je in figuur 4.12 een scatterplot van de wet-only tegenover de weger, en in figuur 4.13 van de tipping-bucket tegenover de weger.



Figuur 4.12: scatterplot weger / wet-only



Figuur 4.13: scatterplot weger / tipping-bucket

Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,1 mm ($\pm 0,57$)/week, bij gemiddelde meetwaarden van 16,35 mm voor de weegpluviograaf en 15,30 mm bij de tipping bucket. Het jaargemiddelde verschil op de gemeten hoeveelheid neerslag bedraagt 1,0 mm ($\pm 0,29$)/week, bij de gemiddelde meetwaarden van 16,35 mm voor de weegpluviograaf en 15,30 mm voor de wet-only. De meetreeksen zijn niet-normaal verdeeld ($p = 0,0000$ en bij de wet-only $p = 0,00001$).

Uit de statistische analyse ($\alpha = 0,05$) blijkt dat er in 2009 een significant verschil is tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket voor de opgevangen hoeveelheid neerslag. Er is ook een significant verschil tussen de hoeveelheden opgevangen neerslag van de wet-only en de weegpluviograaf (Wilcoxon-test).

Aangezien er een significant verschil is, werd d.m.v. lineaire regressie nagegaan of er een verband kan weergegeven worden. De Spearman correlatie test geeft met een correlatiecoëfficiënt van 0,997 een significante correlatie tussen de weegpluviograaf en de tipping-bucket aan. Er wordt 99% van de variatie op de hoeveelheid neerslag in de weger verklaard door de tipping-bucket. Tussen de weegpluviograaf en de wet-only wordt een correlatiecoëfficiënt gevonden van 0,985.

De residuen van het regressiemodel vertonen geen kwadratisch of ander patroon dan een lineair. Er kan bijgevolg een regressieformule worden gebruikt om op basis van de tipping-bucketmetingen de hoeveelheden van de weeg-pluviograaf te berekenen. De onderstaande correlaties worden gevonden:

$$\text{Weger} = 0.0303 + 1.0665 \cdot \text{wet-only}; r^2 = 0.9718$$

$$\text{Weger} = -0.047 + 1.0721 \cdot \text{tipping-bucket}; r^2 = 0.9915$$

Conclusie Maasmechelen

Uit de resultaten van 2009, blijkt dat de weegpluviograaf meer neerslag opvangt dan de tipping-bucket. De weegpluviograaf vangt ook meer neerslag op dan de wet-only. Er is een significant verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de pluviograaf en de tipping-bucket. Er is eveneens een significant verschil tussen de gemeten hoeveelheden neerslag van de weegpluviograaf en de wet-only.

4.4.4 Algemene conclusie

We krijgen een eenduidig resultaat op de vier verschillende meetplaatsen: de weegpluviograaf vangt overall meer neerslag op als de tipping-bucket. De hoeveelheden neerslag die de toestellen registreren is steeds significant verschillend. Het grootste verschil in opgevangen hoeveelheden tussen de weger en de tipping-bucket doet zich voor in Kapellen en Koksijde en in mindere mate in Maasmechelen. In Wingene lopen de hoeveelheden het minst uit elkaar (gemiddeld verschil op jaarbasis, in opgevangen hoeveelheid neerslag).

Deze conclusie is minder sterk aanwezig indien we de weegpluviograaf en de wet-only vergelijken. De opgevangen hoeveelheden neerslag liggen eerder bij elkaar in de buurt voor deze toestellen.

Er zou een lineaire correlatie kunnen worden gebruikt tussen de toestellen om aan trendbepaling te kunnen doen.

Er kan nog verdere opvolging van dit onderzoek gebeuren door te bepalen of er bijkomende factoren zijn (temperatuur, seizoenen, nieuwe software op de pluviografen, ...) die de verschillen tussen de wet-only, de weegpluviograaf en de tipping-bucket beïnvloeden.

4.5 Vergelijkende metingen van SO₂ en NO₂ in Borgerhout

4.5.1 Inleiding

Sinds 2007 voert de VMM op de meetplaats in Borgerhout veertiendaagse metingen van SO₂ en NO₂ uit met passieve samplers, en dit zowel aan de meetcabine (R801) als aan de straatkant (R802). Doel van deze vergelijkende metingen is na te gaan of de metingen t.h.v. de cabine representatief zijn voor de concentraties aan de straat, en dus of de cabine als verkeersgericht meetstation in aanmerking kan komen.

Beide meetlocaties liggen aan de Plantin & Moretuslei:

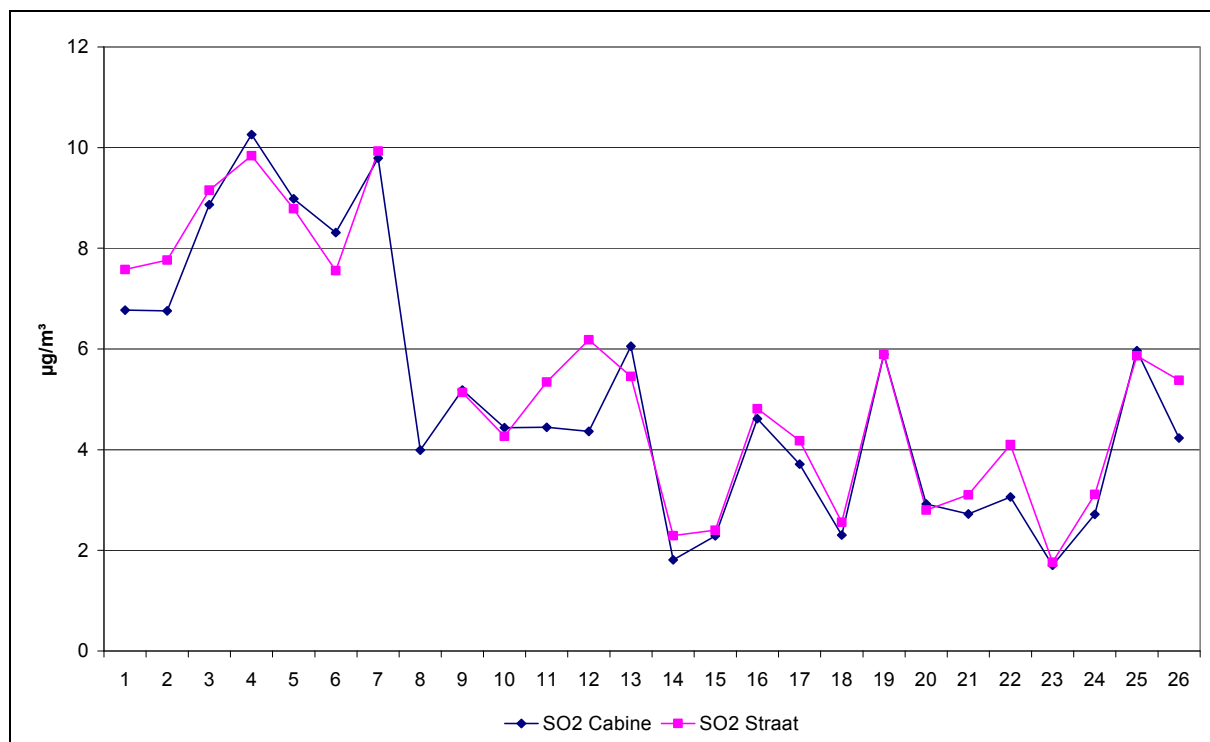
- ❖ Straat: één meting gebeurt aan de straatkant.
- ❖ Cabine: 28 m verwijderd van de straatkant, op het dak van het VMM-metstation.

Het hoogteverschil met de samplers aan de straat bedraagt niet meer dan 1 meter.

Voor het derde jaar op rij worden de concentraties SO₂ en NO₂ aan de meetcabine en de straatkant vergeleken, dit op basis van de meetperiodes waarvoor van zowel de straat als de cabine gegevens beschikbaar zijn.

4.5.2 SO₂

Figuur 4.14 toont dat de SO₂-concentraties doorheen het meetjaar op beide meetplaatsen gelijkmatig evolueren en ook per meetperiode vrij goed vergelijkbaar zijn. Enkel in periode 10 tot 12 zien we dat de concentratie aan de straat stijgt, terwijl de concentratie aan de cabine min of meer gelijk blijft. Daarnaast zien we dat in de meeste periodes de concentratie aan de straat hoger ligt dan aan de cabine. Enkel in periodes 4 tot 6, 13 en 25 is dit niet het geval.

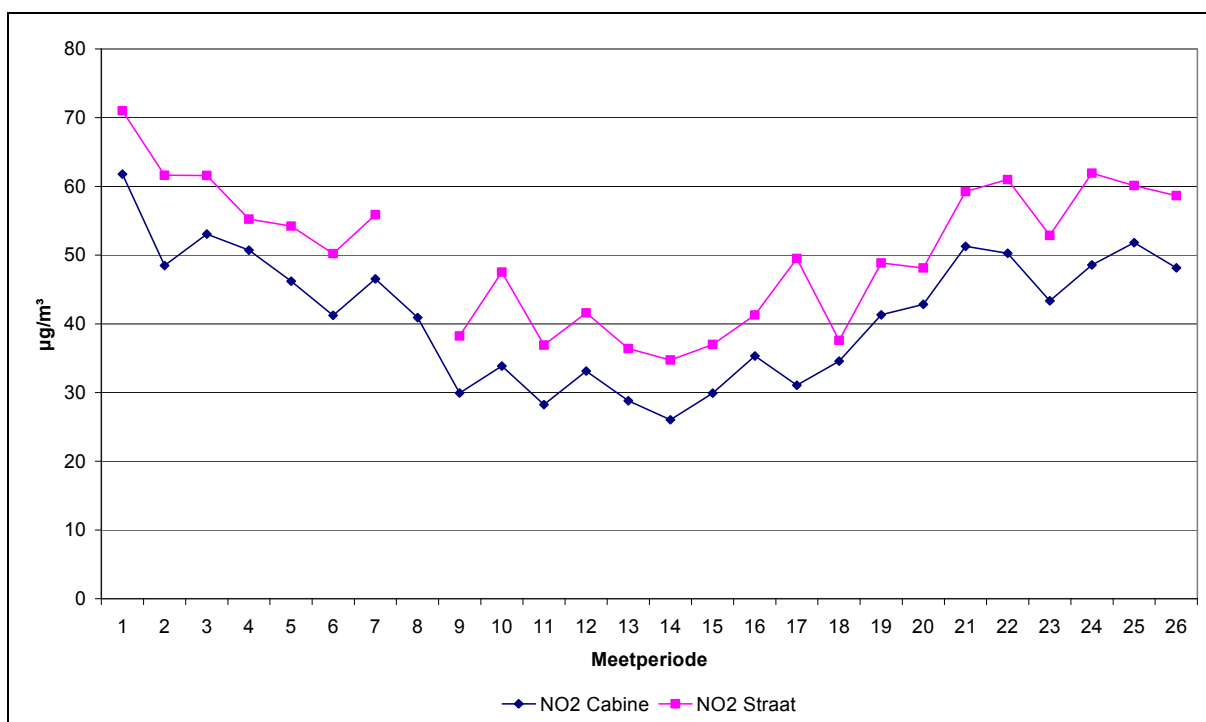


Figuur 4.14: concentraties SO₂ in Bergerhout in 2009

De jaargemiddelde SO₂-concentratie bedroeg 5,13 µg/m³ aan de cabine en 5,41 µg/m³ aan de straatkant. Via een statistische analyse (Statistica 7) werd nagegaan of de in 2009 gemeten tweewekelijkse concentraties significant verschillend zijn van elkaar. Volgens de Shapiro-Wilk normaliteitstest volgen beide reeksen een normale verdeling (cabine $p = 0,0906$; straat $p = 0,1993$). Met een gepaarde T-test (met $\alpha = 0,05$) werd aangetoond dat de SO₂-concentraties ter hoogte van de cabine en aan de straatkant significant verschilden in 2009 ($p = 0,0245$). Het verschil tussen straat en cabine bedraagt $0,28 \pm 0,23$ µg/m³, wat ca. 5% van de jaargemiddelde concentratie bedraagt.

Aangezien er een significant verschil tussen beide meetplaatsen is, werd d.m.v. een lineaire regressie nagegaan of er een verband kan weergegeven worden. De Pearson correlatie test geeft met een coëfficiënt van 0,97 een significante correlatie tussen de SO₂-concentraties aan de straat en de cabine aan. Aan de hand van de F-test werd op basis van de gegevens 2009 volgend regressiemodel bepaald: Straat = $(0,9273 \cdot \text{Cabine}) + 0,6562$. De residuen van het regressiemodel zijn normaal verdeeld en vertonen een willekeurig patroon. Gezien deze randvoorwaarden voldaan zijn, zou de regressieformule gebruikt kunnen worden om op basis van de metingen aan de cabine de SO₂-concentraties aan de straatkant te berekenen.

Een gelijkaardige statistische analyse toonde aan dat er in 2007 en 2008 geen significant verschil was tussen de concentraties op beide meetplaatsen. Een verklaring voor het verschil in concentratie dat optreedt vanaf 2009 kan gevonden worden in de directe omgeving van de passieve samplers. De passieve samplers aan de straatkant hingen bij het begin van de metingen onder een boom en zijn sinds 21 januari 2009 enkele meters verplaatst, weg van de boom. De afstand tot en oriëntatie ten opzichte van de cabine blijven quasi ongewijzigd. Mogelijk had de boom een filterend effect of een invloed op luchtcirculatie rondom de samplers aan de straatkant. Het verplaatsen van de passieve samplers (weg van de boom) kan aldus oorzaak zijn voor de hogere metingen aan de straatkant waardoor ook het verschil met de metingen t.h.v. de cabine groter werden, waardoor een significant verschil tussen de SO₂-concentratie aan de cabine en de straatkant ontstaat. De metingen worden verder opgevolgd om na te gaan of er andere mogelijke oorzaken zijn voor het verschil in concentratie op de twee meetplaatsen.

4.5.3 NO₂

Figuur 4.15: concentraties NO₂ in Borgerhout in 2009

In 2009 was er een gelijkaardig verloop van de NO₂-concentraties aan de straat en ter hoogte van de cabine. In elke meetperiode was de concentratie aan de straatkant hoger dan deze aan de cabine. Periode 17 valt op omdat de concentraties aan straat en cabine uiteenlopen ten opzichte van periode 16. Aan de straat werd een stijging vastgesteld, terwijl de concentraties aan de cabine daalden. De oorzaak hiervan is echter niet bekend. Aangezien er geen aanwijzingen zijn voor een onbetrouwbare meting of analyse, keuren we het meetresultaat van periode 17 niet af.

De jaargemiddelde NO₂-concentratie bedroeg 41,5 µg/m³ aan de cabine en 50,5 µg/m³ aan de straatkant. Via een statistische analyse (Statistica 7) stelden we vast dat de in 2009 gemeten NO₂-concentraties op de twee meetplaatsen significant verschillend zijn van elkaar. Volgens de Shapiro-Wilk normaliteitstest volgen beide reeksen een normale verdeling (cabine $p = 0,1681$; straat $p = 0,1293$). Met een gepaarde T-test (met $\alpha = 0,05$) werd aangetoond dat de NO₂-concentraties ter hoogte van de cabine en aan de straatkant significant verschilden in 2009 ($p < 0,0001$).

Het verschil bedraagt $9,00 \pm 1,25$ µg/m³. De invloed van het wegverkeer is dus kleiner ter hoogte van de cabine dan aan de straatkant, wat maakt dat het meetstation aan de Plantin en Moretuslei niet zonder meer geschikt is als verkeersgericht station voor NO₂.

Aangezien er een significant verschil tussen beide meetplaatsen is, werd d.m.v. een lineaire regressie nagegaan of er een verband kan weergegeven worden. De Pearson correlatie test geeft met een correlatiecoëfficiënt van 0,95 een significante correlatie tussen de NO₂-concentraties aan de straat en de cabine aan.

Aan de hand van de F-test werd op basis van de gegevens 2009 volgend regressiemodel bepaald: $\text{Straat} = (1,0025 * \text{Cabine}) + 8,8938$. De residuen van het regressiemodel zijn normaal verdeeld en vertonen een willekeurig patroon. Gezien deze randvoorwaarden voldaan zijn, zou de regressieformule gebruikt kunnen worden om op basis van de metingen aan de cabine de NO₂-concentraties aan de straatkant te berekenen.

4.6 Vergelijkende metingen van passieve samplers en monitoren

4.6.1 Opzet en doelstelling

Op de meetplaatsen Borgerhout (R801) en Gent (E716) hangen passieve samplers (type IVL) naast (R801) of op 150 m (E716) van de monitoren van het telemetrische meetnet. In 2009 werd gedurende 26 meetperiodes van 14 dagen bemonsterd met passieve samplers. Het ganse jaar werden door de monitoren halfuurswaarden geregistreerd.

Om een uitspraak te kunnen doen over de betrouwbaarheid van de passieve samplers, vergelijken we de gemeten 14-daagse concentraties NO₂ en SO₂ met de halfuurswaarden van de monitoren.

4.6.2 Vergelijking en statistische analyse

Tabel 4.3 geeft de jaargemiddelde concentraties SO₂ en NO₂, gemeten door de monitoren en met passieve samplers.

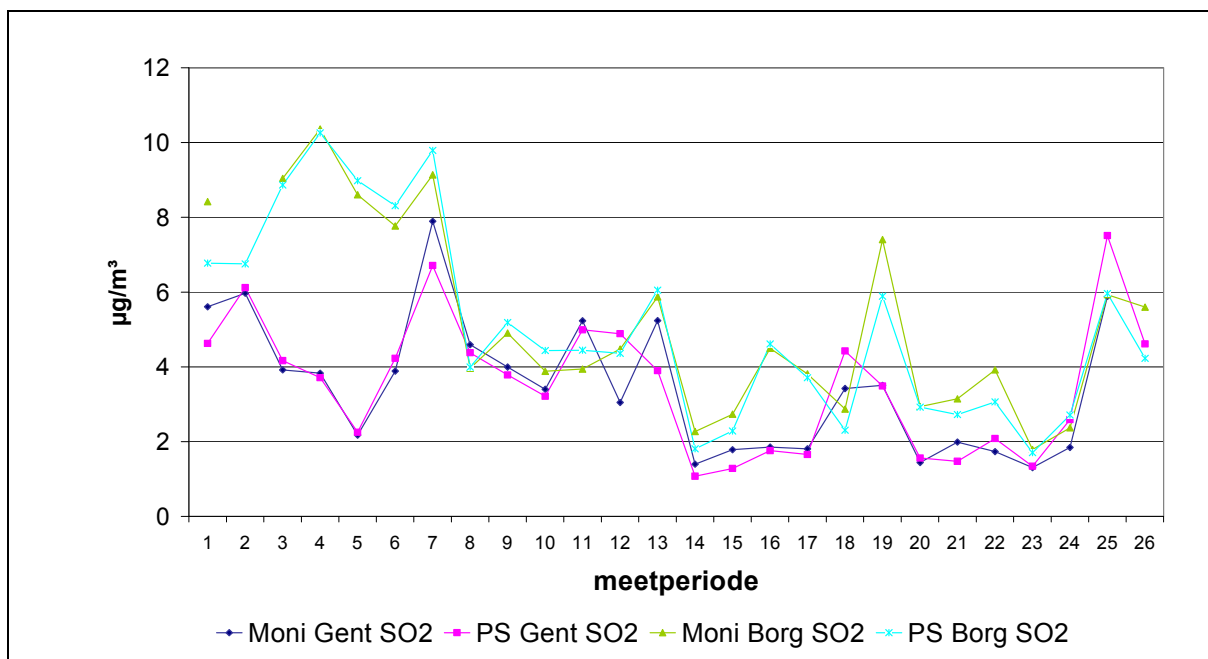
Tabel 4.3: jaargemiddelde concentraties SO₂ en NO₂ (µg/m³)

	monitoren	passieve samplers
Gent SO ₂	3,47 µg/m ³	3,48 µg/m ³
Gent NO ₂	23,4 µg/m ³	21,9 µg/m ³
Borgerhout SO ₂	5,19 µg/m ³	5,02 µg/m ³
Borgerhout NO ₂	44,7 µg/m ³	41,6 µg/m ³

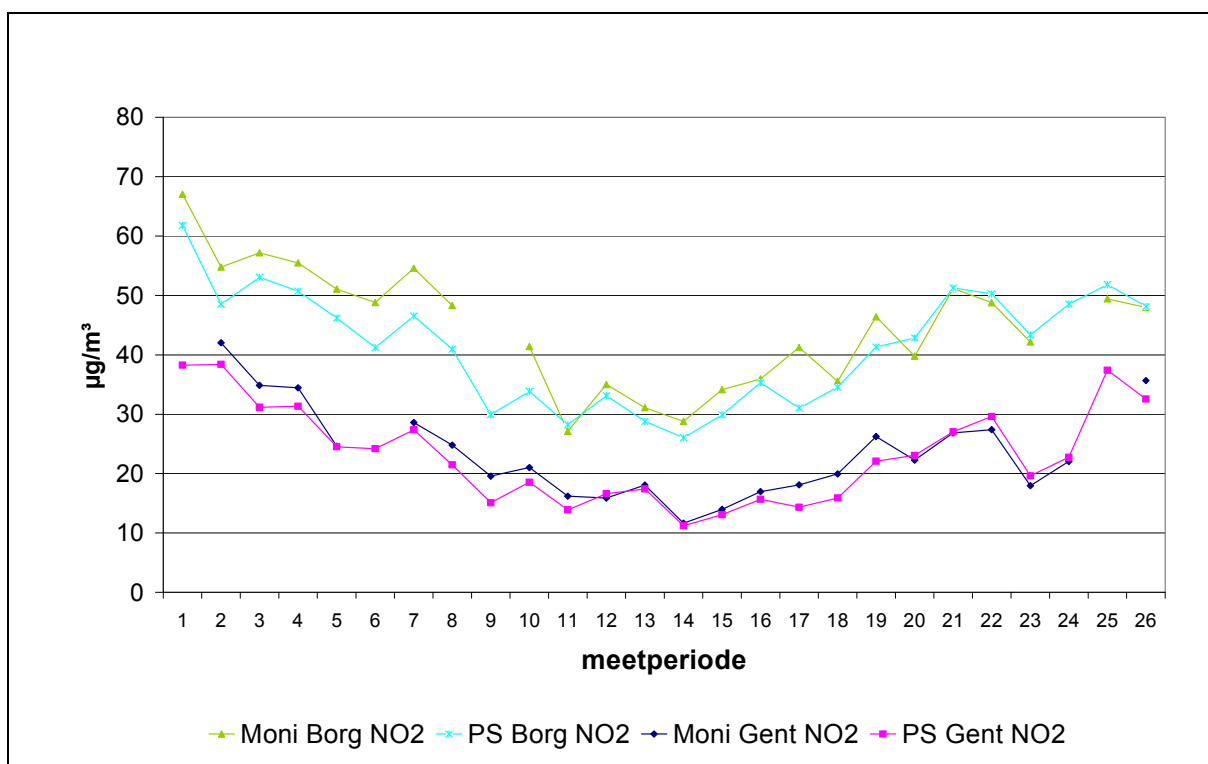
Enkel voor de SO₂-metingen in Gent hebben de monitoren een lager jaargemiddelde dan de passieve samplers. Het verschil tussen beiden bedraagt slechts 0,01 µg/m³. Bij de andere metingen meten de monitoren een hogere concentratie dan de passieve samplers. Verder onderzoek is nodig om te bepalen welke invloed de afstand tussen monitor en passieve samplers heeft op het verschil tussen beide.

Onderstaande figuren tonen voor 2009 in Gent en Borgerhout:

- ❖ De SO₂-concentraties gemeten door monitoren;
- ❖ De SO₂-concentraties gemeten met passieve samplers;
- ❖ De NO₂-concentraties gemeten door monitoren;
- ❖ De NO₂-concentraties gemeten met passieve samplers.



Figuur 4.16: SO₂-concentraties in Gent en Borgerhout (monitoren en PS)



Figuur 4.17: NO₂-concentraties in Gent en Borgerhout (monitoren en PS)

In 2008 waren er volgens een statistische analyse (Statistica 7.0) met een α -niveau van 0,05 geen statistische verschillen tussen de monitoren en de passieve samplers in Borgerhout of Gent. De normaliteit van de meetreeksen werd bepaald aan de hand van een Shapiro-Wilk normaliteitstest.

Voor 2009 geeft eenzelfde analyse een significant verschil tussen de monitor en de passieve samplers voor de NO₂-metingen, dit zowel in Borgerhout als Gent. Van enkele periodes waren niet voldoende monitorgegevens beschikbaar om een representatief resultaat te geven van de 14-daagse periode die door de passieve samplers bemonsterd werden. Daarom gebeurde de analyse op basis van 23 meetperiodes voor Gent en 24 meetperiodes voor Borgerhout. Het verschil in Gent bedraagt $1,6 \pm 0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Borgerhout $3,1 \pm 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Voor de SO₂-metingen is er ook nu geen significant verschil tussen de monitoren en de passieve samplers op beide sites. Deze analyse werd uitgevoerd op basis van 25 meetperiodes. Voor één meetperiode ontbraken een aantal halfuurswaarden van de monitor, waardoor geen correct tweewekelijks gemiddelde berekend kon worden.

SO₂ in Gent

- ❖ De meetreeks van de monitor is niet-normaal verdeeld ($p = 0,0476$).
- ❖ De meetreeks van de passieve samplers is normaal verdeeld ($p = 0,1555$).
- ❖ Er is geen significant verschil tussen de resultaten van de monitor en de passieve samplers volgens de Wilcoxon matched pairs test ($p = 0,7366$).

NO₂ in Gent

- ❖ Beide meetreeksen zijn normaal verdeeld (Monitoren: $p = 0,2210$; PS: $p = 0,2924$).
- ❖ Beide reeksen verschillen significant volgens de gepaarde T-test ($p = 0,0013$).
- ❖ Uit de Pearson correlatietest blijkt een correlatiecoëfficiënt van 0,96.
- ❖ Een F-test levert volgend regressiemodel: $PS = 0,4226 + 0,9144(\text{Monitor})$. De residuen van het regressiemodel vertonen een willekeurig patroon en zijn normaal verdeeld.

SO₂ in Borgerhout

- ❖ Beide meetreeksen zijn niet- normaal verdeeld (Monitor: $p = 0,0425$; PS: $p = 0,0439$).
- ❖ Er is geen significant verschil tussen de resultaten van de monitor en de passieve samplers volgens de Wilcoxon Matched Pairs Test ($p = 0,4273$).

NO₂ in Borgerhout

- ❖ Beide meetreeksen zijn normaal verdeeld (Monitoren: $p = 0,7405$; PS: $p = 0,4150$).
- ❖ Beide reeksen verschillen significant volgens de gepaarde T-test ($p = 0,0005$).
- ❖ Uit de Pearson correlatietest blijkt een correlatiecoëfficiënt van 0,93.
- ❖ Een F-test levert volgend regressiemodel: $PS = 2,063 + 0,8845 (\text{Monitor})$. De residuen van het regressiemodel vertonen een willekeurig patroon en zijn normaal verdeeld.

4.6.3 Conclusie

Bij de metingen van 2009 stelden we een significant verschil vast tussen monitoren en passieve samplers voor de NO₂-concentraties in Gent en Borgerhout.

Bij de metingen van NO₂ in Gent bedraagt het verschil ca. 9%, in Borgerhout ca. 12%. Zowel in Borgerhout als Gent kunnen we aan de hand van een regressiemodel en op basis van de concentraties gemeten door de monitoren, de ontbrekende metingen van de passieve samplers inschatten.

Verder onderzoek in Gent is nodig om te bepalen welke invloed de afstand tussen monitor en passieve samplers heeft op het verschil tussen beide.

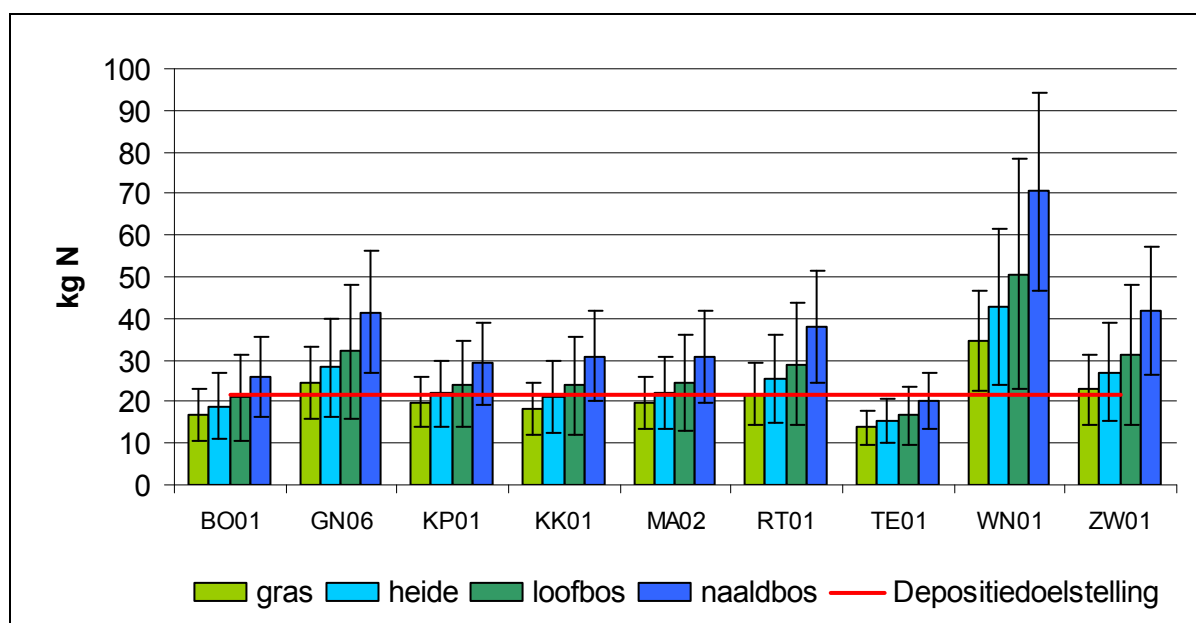
5 Vermesting

5.1 Resultaten

Figuur 5.1 toont de totale depositie van anorganische stikstof op de meetplaatsen van het depositiemeetnet verzuring in 2009, dit op basis van de natte en de droge depositie die u afzonderlijk terugvindt in tabel 5.1 en tabel 5.2.

De hoogste waarden voor de totale vermestende depositie werden voor alle vegetatietypes gemeten in Wingene. Wanneer we enkel de natte depositie in beschouwing nemen, zien we in tabel 5.2 dat Kapellen slechter scoort dan Wingene. De hoge totale depositie in Wingene bestaat voornamelijk uit droge NH_3 -depositie.

Verder zien we dat op elke meetplaats de vermestende depositie het hoogst is in naaldbos. Dit wordt veroorzaakt door de hoge depositiesnelheid van NH_3 en NO_2 in naaldbos ten opzichte van de andere vegetatietypes (zie tabel 2.1).



Figuur 5.1: totale anorganische N-depositie in 2009

Tabel 5.1: droge N-depositie in 2009 (NO_2 en NH_3)

NO_2 kg N/ha					NH_3 kg N/ha				
	gras	heide	loofbos	naaldbos		gras	heide	loofbos	naaldbos
BO01	5.02	5.02	5.02	5.02	BO01	5.63	7.67	9.72	14.84
GN06	5.56	5.56	5.56	5.56	GN06	10.34	14.10	17.87	27.27
KP01	4.98	4.98	4.98	4.98	KP01	5.71	7.79	9.86	15.05
KK01	3.80	3.80	3.80	3.80	KK01	7.70	10.50	13.30	20.30
MA02	4.22	4.22	4.22	4.22	MA02	6.76	9.22	11.68	17.82
RT01	4.04	4.04	4.04	4.04	RT01	9.90	13.51	17.11	26.11
TE01	3.12	3.12	3.12	3.12	TE01	3.87	5.28	6.69	10.22
WN01	3.93	3.93	3.93	3.93	WN01	21.83	29.76	37.70	57.54
ZW01	4.16	4.16	4.16	4.16	ZW01	11.58	15.80	20.01	30.54

Tabel 5.2: natte N-depositie in 2009

	NH ₄ ⁺ (kgN/ha)	NO ₂ ⁻ (kgN/ha)	NO ₃ ⁻ (kgN/ha)	stikstof (kgN/ha)
BO01	3.81	0.07	2.33	6.22
GN06	5.45	0.09	3.10	8.64
KP01	5.75	0.08	3.42	9.25
KK01	4.11	0.06	2.70	6.87
MA02	5.36	0.08	3.23	8.67
RT01	4.97	0.08	2.69	7.74
TE01	4.29	0.06	2.46	6.81
WN01	6.29	0.10	2.68	9.06
ZW01	4.61	0.08	2.42	7.11

5.2 Depositiedoelstelling

Op middellange termijn (2010) kan een depositiedoelstelling afgeleid worden uit de emissieplafonds zoals vooropgesteld in de Europese richtlijn National Emission Ceilings. Met behulp van het depositiemodel VLOPS en rekening houdende met meteodata van 2006 werd een doelstelling van 21,7 kg N/ha.jaar berekend.

Tabel 5.3 geeft de totale vermestende depositie per meetplaats en vegetatietype in 2009. De onderliggende waarden geven de vegetatietypes aan die ook werkelijk aanwezig zijn in de onmiddellijke omgeving van de meetplaats. Een toetsing van de meetresultaten aan de depositiedoelstelling van 21,7 kg N/ha.jaar toont in figuur 5.1 24 overschrijdingen, verspreid over 8 van de 9 meetplaatsen, voor slechts één tot alle vier de vegetatietypes. Tielt-Winge is de enige meetplaats waar geen overschrijding van de norm vastgesteld werd.

De foutenvlaggen in figuur 5.1 geven aan of het al dan niet overschrijden van de norm statistisch significant is. Van de 8 statistisch significante overschrijdingen van de MLTD voor verzurende depositie (2050 Zeq/ha.jaar), zijn 7 meetresultaten ook een significante overschrijding van de depositiedoelstelling voor vermestende depositie (21,7 kg N/ha.jaar), nl. voor:

- ❖ alle vegetatietypes in Wingene;
- ❖ naaldbos in Gent, Retie en Zwevegem.

De MLTD voor verzurende depositie werd significant niet overschreden voor gras in Bonheiden en voor gras, heide en loofbos in Tielt-Winge. De vermestende depositie was enkel significant lager dan 21,7 kg N/ha voor gras en heide in Tielt-Winge. De depositiedoelstelling voor vermesting werd niet-significant gerespecteerd voor:

- ❖ gras, heide en loofbos in Bonheiden;
- ❖ gras en heide in Koksijde;
- ❖ gras in Kapellen, Maasmechelen en Retie;
- ❖ loof- en naaldbos in Tielt-Winge.

Tabel 5.3: vermestende depositie in het depositiemeetnet verzuring in 2009

	Gras	Heide	Loof	Naald
BO01	<u>16.86</u>	18.91	20.95	26.07
GN06	<u>24.55</u>	28.31	32.07	41.47
KP01	<u>19.93</u>	<u>22.01</u>	<u>24.08</u>	<u>29.27</u>
KK01	<u>18.37</u>	<u>21.17</u>	23.97	30.97
MA02	<u>19.65</u>	<u>22.11</u>	<u>24.57</u>	<u>30.71</u>
RT01	<u>21.68</u>	<u>25.28</u>	<u>28.88</u>	<u>37.89</u>
TE01	<u>13.81</u>	15.21	<u>16.62</u>	20.15
WN01	<u>34.82</u>	<u>42.76</u>	<u>50.69</u>	70.54
ZW01	<u>22.85</u>	<u>27.06</u>	<u>31.28</u>	41.81

Deze toetsing is slechts indicatief om twee redenen:

- ❖ Niet elk vegetatietype komt voor in de onmiddellijke omgeving van de meetplaats. Als we enkel de aanwezige vegetatietypes (onderlijnd in de tabel) in beschouwing nemen, dan:
 - o stellen we voor vermestende depositie 16 overschrijdingen van de depositiedoelstelling vast, waarvan 3 statistisch significant (gras, heide en loofbos in Wingene).
 - o is de vermestende depositie enkel significant lager dan 21,7 kg N/ha.jaar voor gras in Tielt-Winge.
- ❖ Anderzijds wordt bij de berekende depositiedoelstelling rekening gehouden met de NO-depositie, welke niet is opgenomen in de meetresultaten van het depositiemeetnet verzuring. Lokaal zijn dus hogere deposities mogelijk, wat het aantal overschrijdingen van de depositiedoelstelling terug zou kunnen doen stijgen.

Voor meer informatie over de evolutie van de droge, natte en totale N-depositie sinds het opstarten van het depositiemeetnet verzuring, verwijzen wij u naar hoofdstuk 3 over Trendanalyse.

6 Modelberekeningen

6.1 Het VLOPS-model

6.1.1 Inleiding

Naast het weergeven van meetresultaten op de meetpunten in Vlaanderen wordt de verspreiding van de verzurende depositie ook berekend met mathematische modellen. Een model heeft als voordeel de situatie voor heel Vlaanderen in kaart te kunnen brengen in plaats van enkel een selectie van meetlocaties.

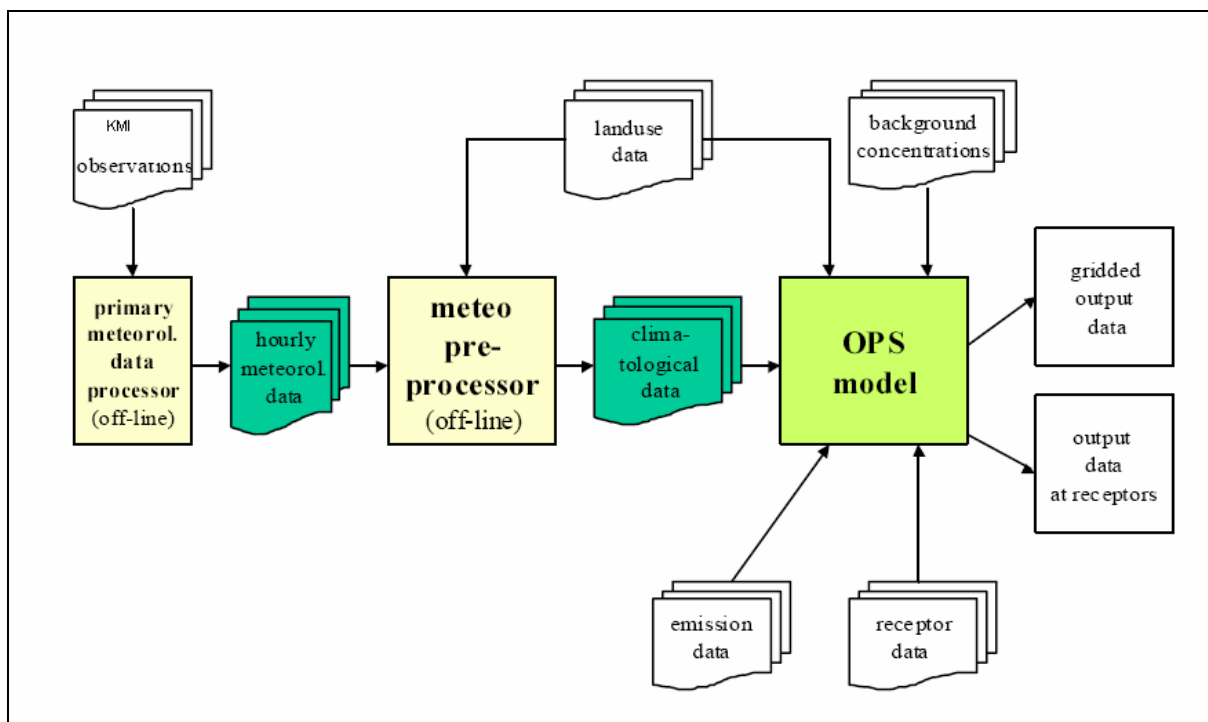
Het gebruikte model om onder andere de concentraties en deposities van verzurende stoffen in kaart te brengen, is het VLOPS-model. VLOPS staat voor Vlaamse versie Operationeel Prioritaire Stoffen en berekent concentraties en deposities op basis van enerzijds emissiegegevens en anderzijds de jaarlijkse meteogegevens. De emissiegegevens worden aangeleverd door bedrijven of zijn gebaseerd op ramingen en/of emissiemodellen (bv. verkeer). De meteogegevens zijn afkomstig van meteomasten. De resultaten worden gevalideerd en gekalibreerd met meetgegevens en tot kaartmateriaal gevisualiseerd door middel van GIS software.

6.1.2 Voorstelling van het model

Het VLOPS-model is een atmosferisch transport- en dispersiemodel dat de verspreiding en depositie van verzurende bestanddelen en o.m. zware metalen op lokale, maar vooral op regionale schaal modelleert. Het model werd oorspronkelijk ontwikkeld onder de naam OPS door het Nederlandse Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) (*van Jaarsveld, 2004*) en werd door VITO in opdracht van VMM verder uitgewerkt voor Vlaanderen en voorzien van een gebruiksvriendelijke PC-versie met een functionele user interface waarin alle invoerparameters kunnen worden gekozen.

Het VLOPS-model berekent concentraties en deposities uitgaande van emissiegegevens, een meteorologische statistiek en gegevens over het receptorgebied. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen emissies afkomstig van puntbronnen en emissies afkomstig van oppervlaktebronnen. In de huidige versie zijn de Vlaamse emissiegegevens gebaseerd op meest recente cijfers van de Emissie-Inventaris Lucht van VMM (*VMM, 2010*). De gegevens voor bronnen buiten Vlaanderen zijn afkomstig van de EMEP- en CORINAIR-emissie-inventaris en worden gespreid met de emissie-preprocessor E-MAP (*Maes, 2008*). De emissies worden opgedeeld in 27 sectoren voor Vlaanderen en 10 sectoren buiten Vlaanderen.

De berekeningen worden uitgevoerd voor de receptoren welke door de gebruiker kunnen ingesteld worden. Meestal wordt een berekening uitgevoerd voor heel Vlaanderen, met een ruimtelijke resolutie van 1x1 km². VLOPS kan eveneens rekenen voor een door de gebruiker ingegeven lijst van puntlocaties. Zo kunnen de meetresultaten van het meetnet vergeleken worden met VLOPS-berekeningen (zie verder bij validatie). Figuur 6.1 geeft een gedetailleerd schema van de gegevensstructuur rond het OPS-model (*Van Jaarsveld, 2004*).



Figuur 6.1: schematisch overzicht van het OPS-model

Voor wie meer wil weten...

Het OPS model is een analytisch model dat voor de lokale schaal gebruik maakt van de Gaussische dispersieformule. Voor transport over grotere afstand werkt het model als een Langrangiaans trajectoriemodel. Dit model verrekent alle fysico-chemische processen tijdens het transport in een assenstelsel dat meereist met de emissie. Een Euleriaans transportmodel daarentegen verrekent al die processen in een assenstelsel dat vastligt aan het modeldomein, wat de beschrijving van die processen moeilijker maakt omwille van het transport.

Het model maakt gebruik van een statistisch klimatologisch bestand dat wordt aangemaakt op basis van enkele actuele meteorologische waarnemingen afkomstig van meteomasten (uurlijks gemeten waarden voor windrichting en windsnelheid, globale straling, temperatuur, relatieve vochtigheid, neerslagduur en neerslaghoeveelheid) en is statistisch in de zin dat voorkomende verspreidingssituaties vooraf in een preprocessor worden verdeeld over een aantal klassen (transportrichting, atmosferische stabiliteit, transportschaal) waarbij de bijbehorende verspreidingsparameters worden bepaald aan de hand van de eigenschappen van alle trajectorieën die binnen de klasse vallen. In de meteostatistiek wordt onderscheid gemaakt tussen zes verschillende stabiliteitsklassen met elk hun eigen menglaaghoogteverdeling. Verdere invoergegevens hebben betrekking op de receptoren (coördinaten, ruwheidslengte, landgebruik) en op de emissiebronnen (coördinaten, emissiesterkte, hoogte, warmteinhoud, horizontale afmeting indien oppervlaktebron, dagverloop en deeltjesgrootteverdeling).

De chemische omzettingen worden beschreven met lineaire eerste orde vergelijkingen. De droge depositie wordt beschreven aan de hand van een hoogteonafhankelijke depositieflux. Deze wordt afgeleid uit de verticale depositiesnelheid op een bepaalde hoogte (50 meter) en de concentratie aan het oppervlak. Bij de berekening van de natte depositie worden twee processen onderscheiden: uitwassen en uitregenen. De natte depositie bij uitwassing wordt gemodelleerd met behulp van een uitwassingscoëfficiënt. Uitregenen gebeurt nadat de pluim de wolk is binnengedrongen en dus op grotere afstanden van de bron. Dit wordt eveneens gemodelleerd met behulp van een coëfficiënt. Een gedetailleerde beschrijving van het programma werd gegeven door van Jaarsveld (2004).

Een verdere beschrijving van het OPS model is te vinden op: <http://www.mnp.nl/ops/model/>

6.1.3 Upgrade modelversie VLOPS.07 naar VLOPS.10

De voor dit rapport gebruikte modelversie VLOPS.10 verschilt sterk van VLOPS.07 waarmee gerekend werd voor het rapport 'Zure regen in Vlaanderen, Depositie meetnet verzuring 2007' (VMM, 2009). De verschillende stappen in de upgrade worden hieronder beschreven:

Stap 1: VLOPS.08

In deze versie werd het rekenhart van het Nederlandse OPS 4.1 (*Van Jaarsveld, 2004*) overgenomen. De belangrijkste wijzigingen zijn:

- ❖ De meteorologische preprocessor berekent 28 invoerparameters (i.p.v. 18) voor 4 trajectgebieden (i.p.v. 3).
- ❖ De afbakening van stabiliteitsklassen gebeurt op basis van de Monin-Obukhov lengte i.p.v. de Pasquill-methode.
- ❖ Aan het model werden achtergrondconcentratiekaarten toegevoegd voor SO₂, NO₂ en NH₃ (jaargemiddelde waarden op 4 km resolutie). Deze achtergrondwaarden laten toe om voor o.a. de omzettingssnelheid van ammoniak naar ammonium, de verhouding HNO₃/NO₃ en de uitwascoëfficiënt voor SO₂ lokale i.p.v. vaste waarden te gebruiken.
- ❖ Voor het berekenen van de droge depositiesnelheid wordt de DEPAC module gebruikt, die de canopy resistance gedetailleerd simuleert uit o.a. meteoparameters en landgebruik (i.p.v. een vaste waarde).
- ❖ De natte depositie is de som van 'in cloud scavenging' en 'below cloud scavenging'. Voor de in cloud scavenging beïnvloedt de verticale dispersie (o.a. bepaald door de ruwheidslengte) de afstand van de bron waarop de pluim in de wolk komt: hoe hoger de ruwheid, hoe meer verticale dispersie en hoe sneller in cloud scavenging zal optreden. Dit proces geldt meer uitgesproken voor lage bronnen en is minder belangrijk op grotere afstand van de bron. Bovendien is de 'scavenging coefficient' recht evenredig met de neerslagintensiteit, waardoor het normaal is dat de natte depositie in dezelfde mate hiervan afhankelijk is. Bij VLOPS.07 werd de in cloud scavenging nog onafhankelijk van de ruwheidslengte berekend.

Stap 2: VLOPS.09

In VLOPS.09 werden een aantal belangrijke correcties uitgevoerd:

- ❖ Aanmaak van landgebruiks- en ruwheidskaarten voor Vlaanderen op resoluties van 1x1 km² en 250x250 m², gebaseerd op CORINE 2006 kaarten. Hierdoor kunnen aan elke keuze van receptoren de juiste kaarten gekoppeld worden.
- ❖ Aanmaak van nieuwe achtergrondkaarten, waarbij Belgische RIO data (*Janssen, 2008*) ingenest werd in West-Europese OPS kaarten. Voor NH₃ werd de RIO interpolatietechniek geoptimaliseerd (*Mahieu, 2009*).
- ❖ Correctie van de DEPAC module voor stedelijk gebied.
- ❖ Correctie van de meteopreprocessor waardoor correct wordt omgegaan met ontbrekende waarden.

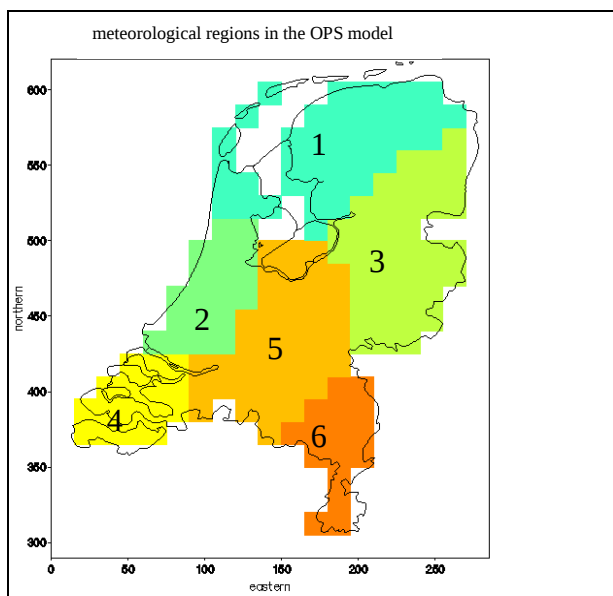
Stap3: VLOPS.10

Deze versie bevat nog volgende aanpassingen:

- ❖ Correcte berekeningsmethode voor de receptoren 'ecosystemen bos' en 'ecosystemen heide-grasland', waarbij enkel de receptorruwheid wordt vastgezet.
- ❖ Aanmaak van een nieuw emissiegrid met een rechthoek rond Vlaanderen op 1x1 km², een West-Europese rechthoek op 5x5 km² en de rest van Europa op 60x60 km². Hierdoor treedt geen overlapping meer op tussen de verschillende gebieden.
- ❖ Verschuiving van het receptorgrid 1x1 km² zodat het samenvalt met het Vlaamse emissiegrid.

6.1.4 Gebruikte meteo-invoer

De in het verleden gebruikte meteo-invoer gebaseerd op gegevens van Vlaamse meteomasten bleek een aantal onvolkomenheden te bevatten. Voor dit rapport werd geopteerd om de Nederlandse meteo-invoer van de zone Midden-Brabant, Veluwe, Twente (zone 5 in figuur 6.2) te gebruiken aangezien deze het dichtste aansluit bij de gemiddelde Vlaamse meteo.



Figuur 6.2: ligging van de Nederlandse meteo-zones voor OPS

6.1.5 Betrouwbaarheid van de modelresultaten

De modelonzekerheid is het resultaat van 3 mogelijke foutenbronnen, namelijk:

- ❖ de onzekerheid op de correctheid van emissiegegevens;
- ❖ de onzekerheid in de meteorologische invoergegevens;
- ❖ de onzekerheid van de modelparametrisaties.

Om na te gaan hoe groot de totale onzekerheid is op een modelresultaat, wordt een modelvalidatie uitgevoerd. Dit gebeurt door een vergelijking uit te voeren met metingen, waarbij het model voor die meetplaats een berekening uitvoert. Bij dergelijke validatie dient dus ook nog met een vierde mogelijke foutenbron rekening te worden gehouden, met name de fout op de meting.

Bij de validatie worden drie parameters gebruikt:

- ❖ De vergelijking van de gemiddelde meet- en modelwaarden (systematische fout):
Normalized Mean Bias (NMB)

$$NMB = \frac{\overline{M}}{\overline{O}} - 1$$

- ❖ De gemiddelde afwijking tussen meet- en modelwaarden (onzekerheid of random fout):
Root Mean Square Error (RMSE) = absolute onzekerheid

$$RMSE = \sqrt{\overline{(O_i - M_i)^2}}$$

$$\frac{RMSE}{\overline{O}} = \text{relatieve onzekerheid, streefwaarde} < 30\%$$

- ❖ De ruimtelijke correlatie tussen meet- en modelwaarden

$$R^2 = (\text{Correlatie}(O_1..O_n; M_1..M_n))^2$$

met M_i = jaargemiddelde gemodelleerde concentratie op meetplaats i

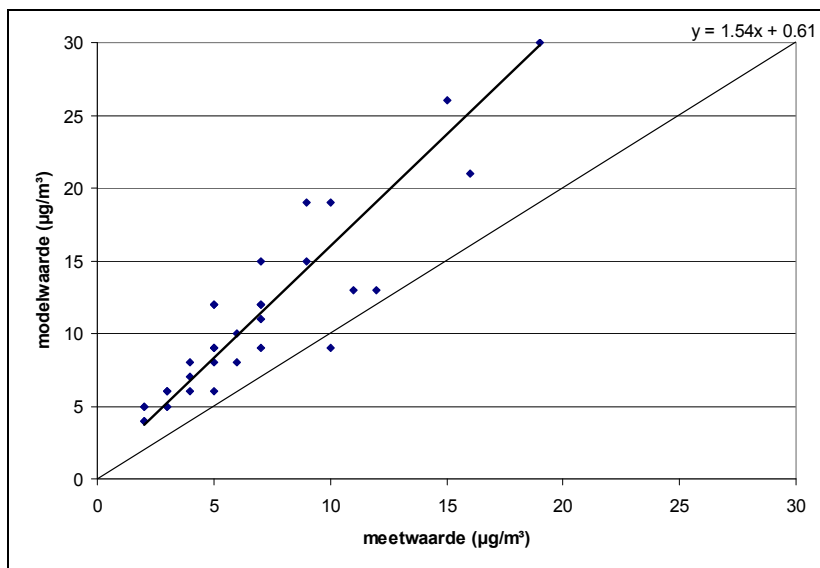
O_i = jaargemiddelde gemeten concentratie op meetplaats i

n = aantal meetplaatsen

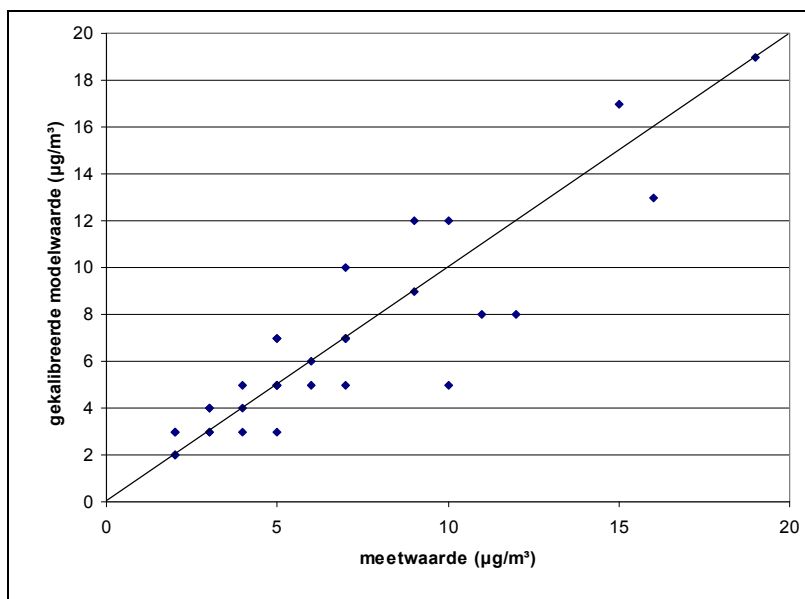
6.1.5.1 Validatie SO_2

Voor het jaar 2009 werden de jaargemiddelde gemeten concentraties gebruikt van de 33 meetplaatsen met automatische monitoren waarvoor minstens 75% uurwaarden beschikbaar zijn. Figuur 6.3 toont de orthogonale regressie tussen deze meetwaarden en de modelwaarden op

dezelfde locaties. De SO_2 -concentraties worden gemiddeld met 63% overschat door VLOPS (zie ook tabel 6.1). De orthogonale regressie wordt gebruikt om de SO_2 -kaart voor Vlaanderen te kalibreren zodat het eindresultaat geen systematische fout meer vertoont. Een onafhankelijke validatie van gekalibreerde modelwaarden is mogelijk door elke modelwaarde te kalibreren met een orthogonale regressie van alle dataparen uitgezonderd deze van de modelwaarde in kwestie. Figuur 6.4 toont de meetwaarden versus de gekalibreerde modelwaarden. Na kalibratie treedt er gemiddeld geen onder- of overschatting meer op, met een aanvaardbare relatieve onzekerheid van 27% en een zeer goede ruimtelijke correlatie van 81,6% (tabel 6.1). Bijlage 5 toont een overzicht van de gebruikte meetplaatsen, hun coördinaten, de meetwaarden, modelwaarden en gekalibreerde modelwaarden.



Figuur 6.3: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor SO_2 in 2009 (voor kalibratie)



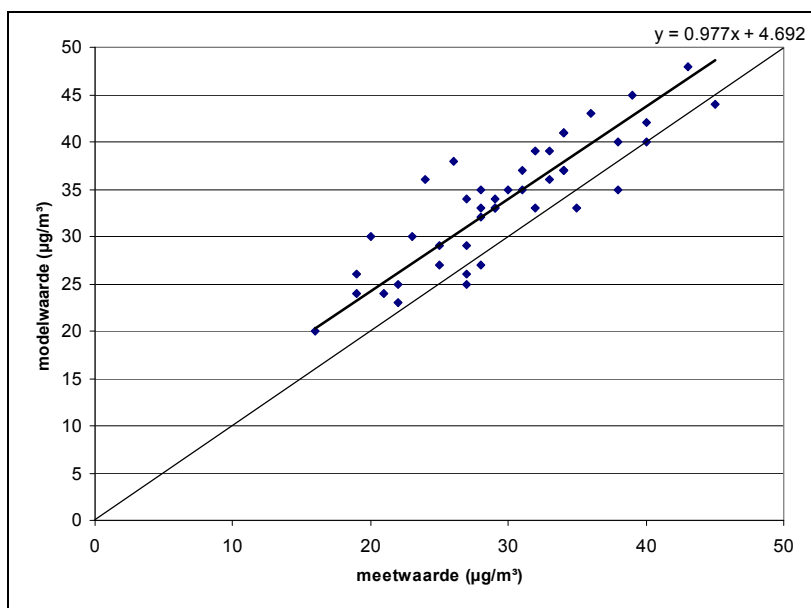
Figuur 6.4: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor SO_2 in 2009

Tabel 6.1: validatieresultaten voor SO_2 in 2009

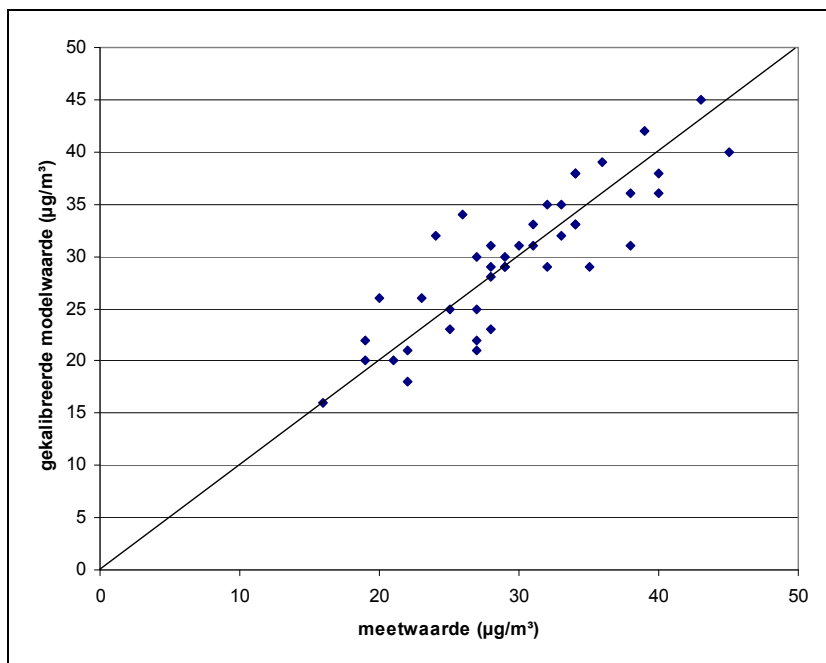
	voor kalibratie	na kalibratie
NMB	63.18%	-0.91%
RMSE	5.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1.81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$\frac{\text{RMSE}}{\bar{O}}$	76.80%	27.14%
R^2	83.69%	81.58%

6.1.5.2 Validatie NO_2

Voor het jaar 2009 werden de jaargemiddelde gemeten concentraties gebruikt van de 43 meetplaatsen met automatische monitoren waarvoor minstens 75% uurwaarden beschikbaar zijn. Figuur 6.5 toont de orthogonale regressie tussen deze meetwaarden en de modelwaarden op dezelfde locaties. De NO_2 -concentraties worden gemiddeld met 13% overschat door VLOPS (zie ook tabel 6.2). De orthogonale regressie wordt gebruikt om de NO_2 -kaart voor Vlaanderen te kalibreren zodat het eindresultaat geen systematische fout meer vertoont. Figuur 6.6 toont de meetwaarden versus de gekalibreerde modelwaarden. Na kalibratie wordt een zeer lage relatieve onzekerheid van 11.8% bekomen, met een ruimtelijke correlatie van 74% (tabel 6.2). Bijlage 6 toont een overzicht van de gebruikte meetplaatsen, hun coördinaten, de meetwaarden, modelwaarden en gekalibreerde modelwaarden.



Figuur 6.5: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor NO_2 in 2009 (voor kalibratie)



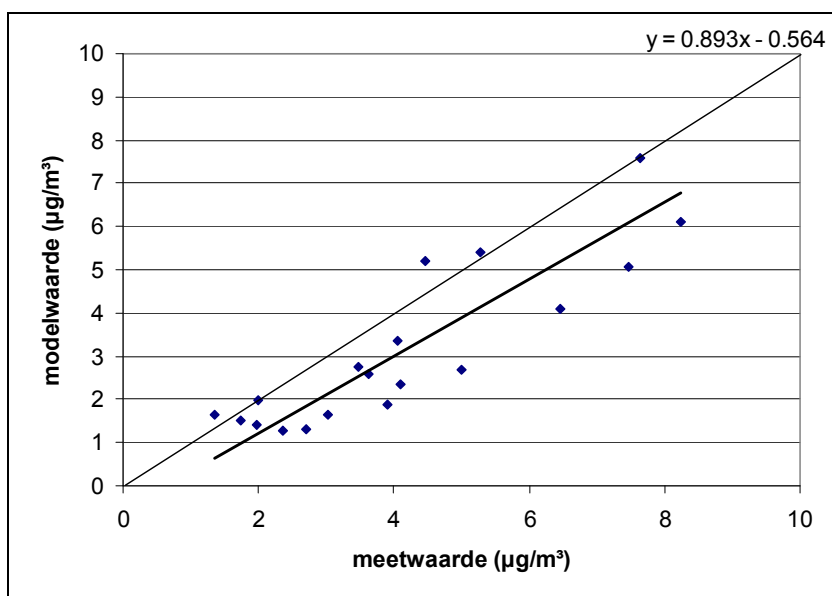
Figuur 6.6: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor NO_2 in 2009

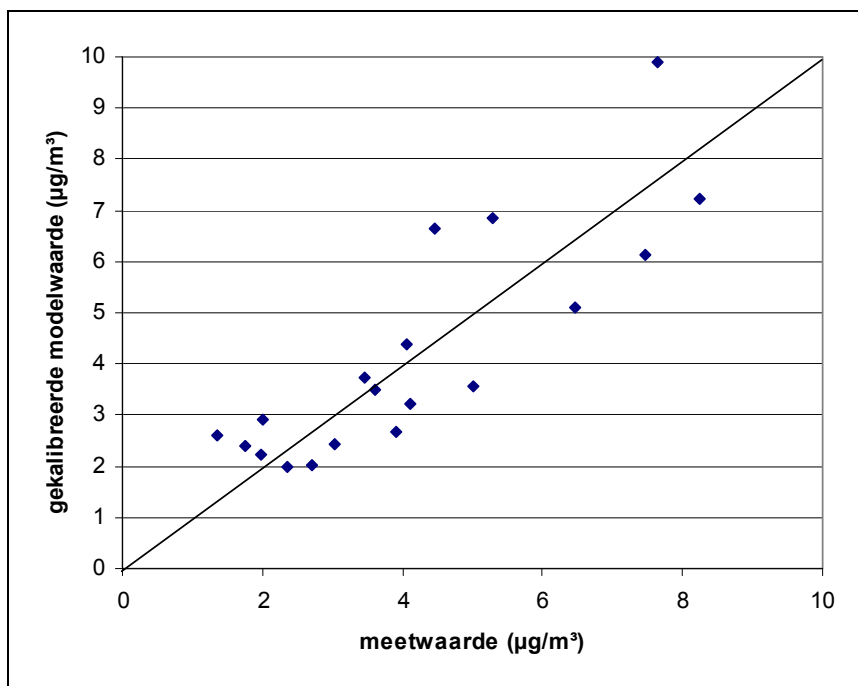
Tabel 6.2: validatieresultaten voor NO_2 in 2009

	voor kalibratie	na kalibratie
NMB	13.43%	0.23%
RMSE	5.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3.52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$\frac{\text{RMSE}}{\bar{O}}$	17.67%	11.82%
R^2	74.88%	74.21%

6.1.5.3 Validatie NH_3

Voor het jaar 2009 werden de jaargemiddelde gemeten concentraties gebruikt van de 19 meetplaatsen met passieve samplers waarvoor minstens 75% veertiendaagse waarden beschikbaar zijn. Figuur 6.7 toont de orthogonale regressie tussen deze meetwaarden en de modelwaarden op dezelfde locaties. De NH_3 -concentraties worden gemiddeld met 24% onderschat door VLOPS (zie ook tabel 6.3). Dit is in overeenstemming met het zogenaamde ‘ammoniak-gat’ in Nederland, nl. een systematische onderschatting van gemiddeld 25% van de met OPS 4.1 gemodelleerde NH_3 -concentraties t.o.v. de gemeten concentraties (Van Pul, 2008). De orthogonale regressie wordt gebruikt om de NH_3 -kaart voor Vlaanderen te kalibreren zodat het eindresultaat geen systematische fout meer vertoont. Figuur 6.8 toont de meetwaarden versus de gekalibreerde modelwaarden. Na kalibratie wordt een aanvaardbare relatieve onzekerheid van 28% bekomen, met een goede ruimtelijke correlatie van 72% (tabel 6.3). Bijlage 7 toont een overzicht van de gebruikte meetplaatsen, hun coördinaten, de meetwaarden, modelwaarden en gekalibreerde modelwaarden.

Figuur 6.7: orthogonale regressie tussen meet- en modelwaarden voor NH_3 in 2009 (voor kalibratie)



Figuur 6.8: meetwaarden versus gekalibreerde modelwaarden voor NH_3 in 2009

Tabel 6.3: validatieresultaten voor NH_3 in 2009

	voor kalibratie	na kalibratie
NMB	-24.28%	0.76%
RMSE	1.39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1.16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
$\frac{\text{RMSE}}{\bar{O}}$	33.48%	27.83%
R^2	77.67%	71.93%

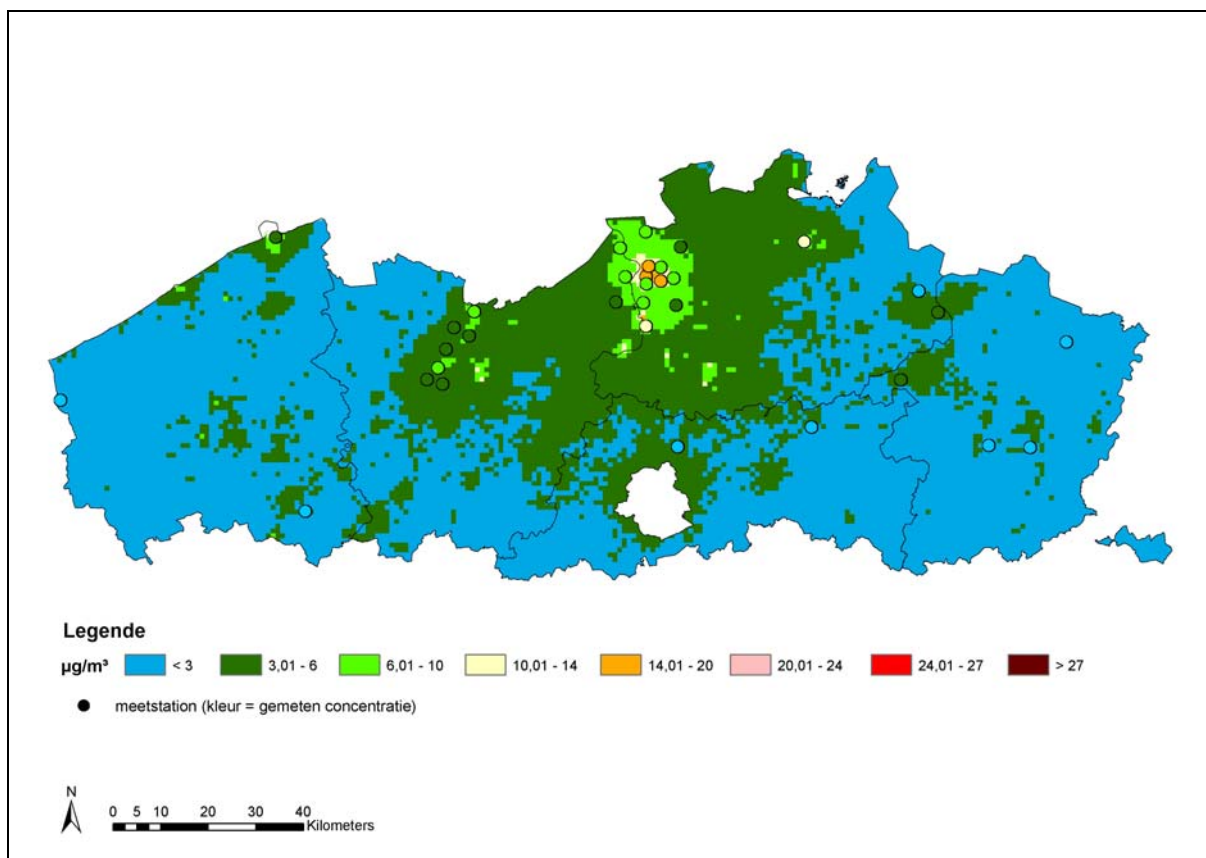
6.1.5.4 Samenvatting

Samenvattend kan gesteld worden dat zowel voor de concentraties SO_2 , NO_2 als NH_3 een kalibratie nodig is om een systematisch verschil tussen meet- en modelresultaten te corrigeren, maar dat na kalibratie voor de drie pollutanten aanvaardbare relatieve onzekerheden bekomen worden.

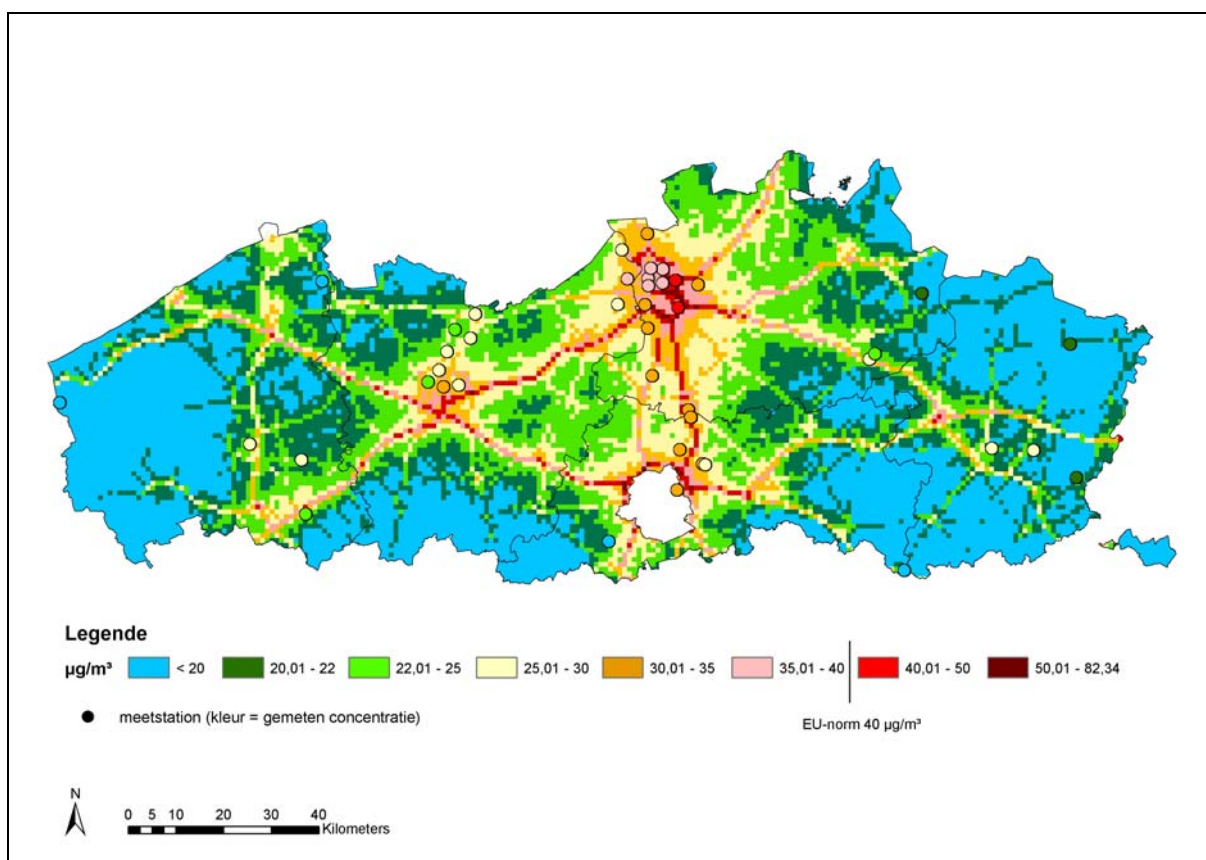
6.2 Berekeningen voor Vlaanderen

6.2.1 Concentratiekaarten 2009

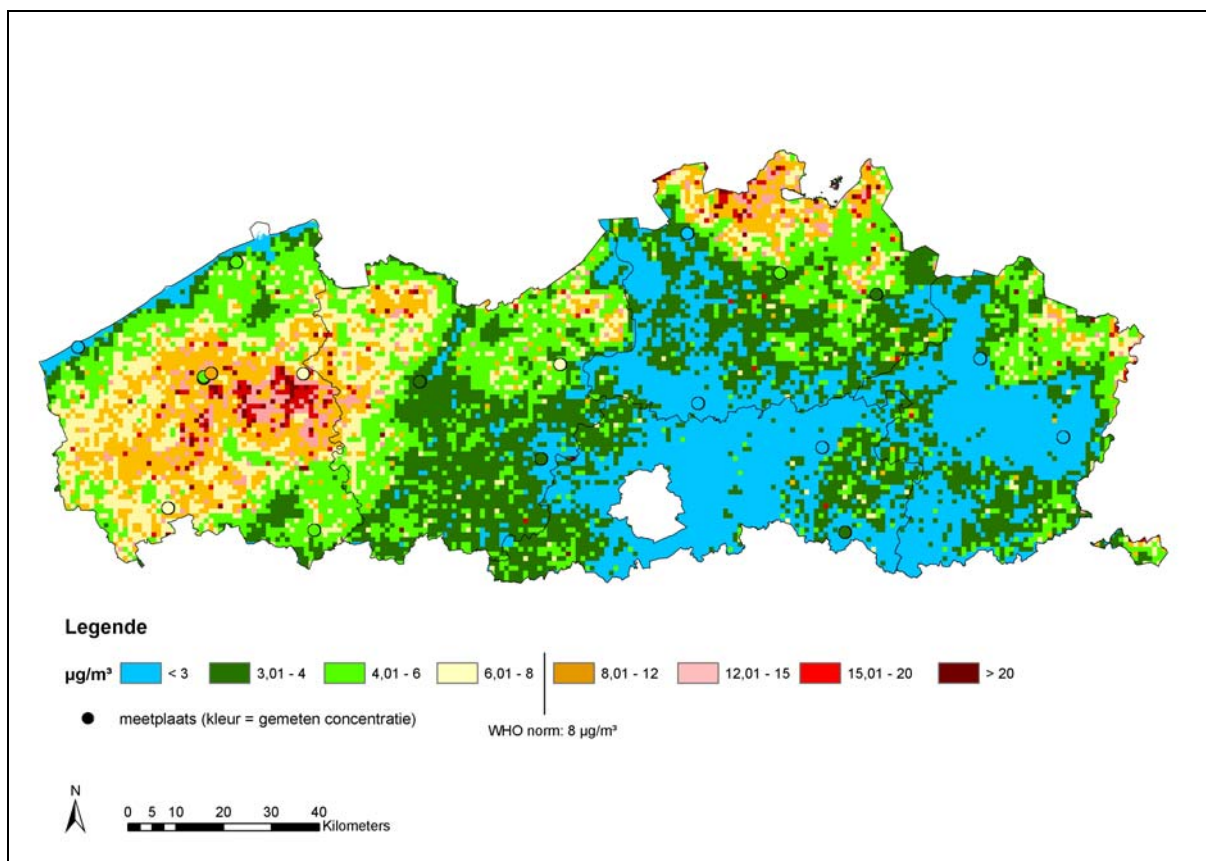
De hieronder gepresenteerde concentratiekaarten werden bekomen door eerst VLOPS-berekeningen uit te voeren op een $1 \times 1 \text{ km}^2$ receptorenrooster met emissies van het meest recente beschikbare jaar, nl. 2007, en de meteo-invoer van het jaar 2009 van de Nederlandse zone Midden-Brabant, Veluwe, Twente (zie 6.1.4). De resultaten hiervan werden vervolgens gekalibreerd met de orthogonale regressies zoals beschreven in 6.1.5. Op de $1 \times 1 \text{ km}^2$ -kaarten worden ook de meetwaarden weergegeven in dezelfde legende als de modelwaarden.



Figuur 6.9: jaargemiddelde SO₂-concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km² receptorenrooster



Figuur 6.10: jaargemiddelde NO₂-concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km² receptorenrooster



Figuur 6.11: jaargemiddelde NH_3 -concentratie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km² receptorenrooster

6.2.2 Depositiekaarten 2009

6.2.2.1 Inleiding

De depositiekaarten hieronder zijn het rechtstreekse resultaat van VLOPS-berekeningen op een 1x1 km² receptorenrooster met emissies van het meest recente beschikbare jaar, nl. 2007, en de meteorologische invoer van het jaar 2009 van de Nederlandse zone Midden-Brabant, Veluwe, Twente (zie 6.1.4). De gemeentekaarten werden bekomen door in een GIS-programma het gemiddelde van alle 1x1 km² waarden per gemeente te berekenen. In bijlage 8 worden de gemiddelde deposities per gemeente opgelijst.

De depositiekaarten geven de som weer van de droge en natte depositie. De totale verzurende depositie is de som van de deposities SO_x , NO_y en NH_x en wordt uitgedrukt in Zeq/ha.j. De totale vermestende depositie is de som van de deposities NO_y en NH_x en heeft als eenheid kg N/ha.

6.2.2.2 Grenswaarden

Volgende normen zijn als grenswaarden opgenomen in de legendes (zie ook 2.3.1):

- ❖ MLTD (2010): hiervoor werden de NEC 2010-emissieplafonds per land volgens een eenvoudige methode gespreid en doorgerekend met VLOPS.10. De Vlaamse gemiddelde berekende deposities werden als grenswaarden gebruikt.
- ❖ Mina 4 (2015): hiervoor werden de in het kader van Mina 4 (Heirman, 2010) vooropgestelde Vlaamse emissieplafonds voor het jaar 2015 gespreid met E-MAP, gekoppeld aan emissies buiten Vlaanderen van het E-MAP scenario 'current policy 2015' en doorgerekend met VLOPS.10. De Vlaamse gemiddelde berekende deposities werden als grenswaarden gebruikt.
- ❖ LTD1 (2030) en LTD2 (2030) en de overige gebruikte grenswaarden werden in deelnormen verdeeld volgens de verhoudingen van de Mina 4-norm.

Een vergelijking van berekende deposities met een berekende norm is enkel zinvol indien de emissies voor beide berekeningen vergelijkbaar werden gespreid. Daarom kunnen de deposities van 2009 best aan de Mina4-grenswaarden en beter niet aan deze van NEC 2010 getoetst worden.

Tabel 6.4 en tabel 6.5 geven een overzicht van de toegepaste grenswaarden in de kaartlegendes.

Tabel 6.4: gebruikte grenswaarden voor verzurende depositie in ZEq/ha.j

Zeq/ha.j	LTD 2 (2030)		LTD 1 (2030)	Mina 4 (2015)	MLTD (2010)		
SO _x	158	226	316	383	500	678	972
NO _y	202	289	405*	490	400*	867	1243
NH _x	339	485	679	822	1150	1455	2085
totale verzurende depositie	700	1000	1400	1695	2050	3000	4300

* Voor NO_y werden de grenswaarden voor de LTD1 en de MLTD in de kaartlegende samengezet op 400 Zeq/ha.j en werd een extra grenswaarde van 678 Zeq/ha.j toegevoegd

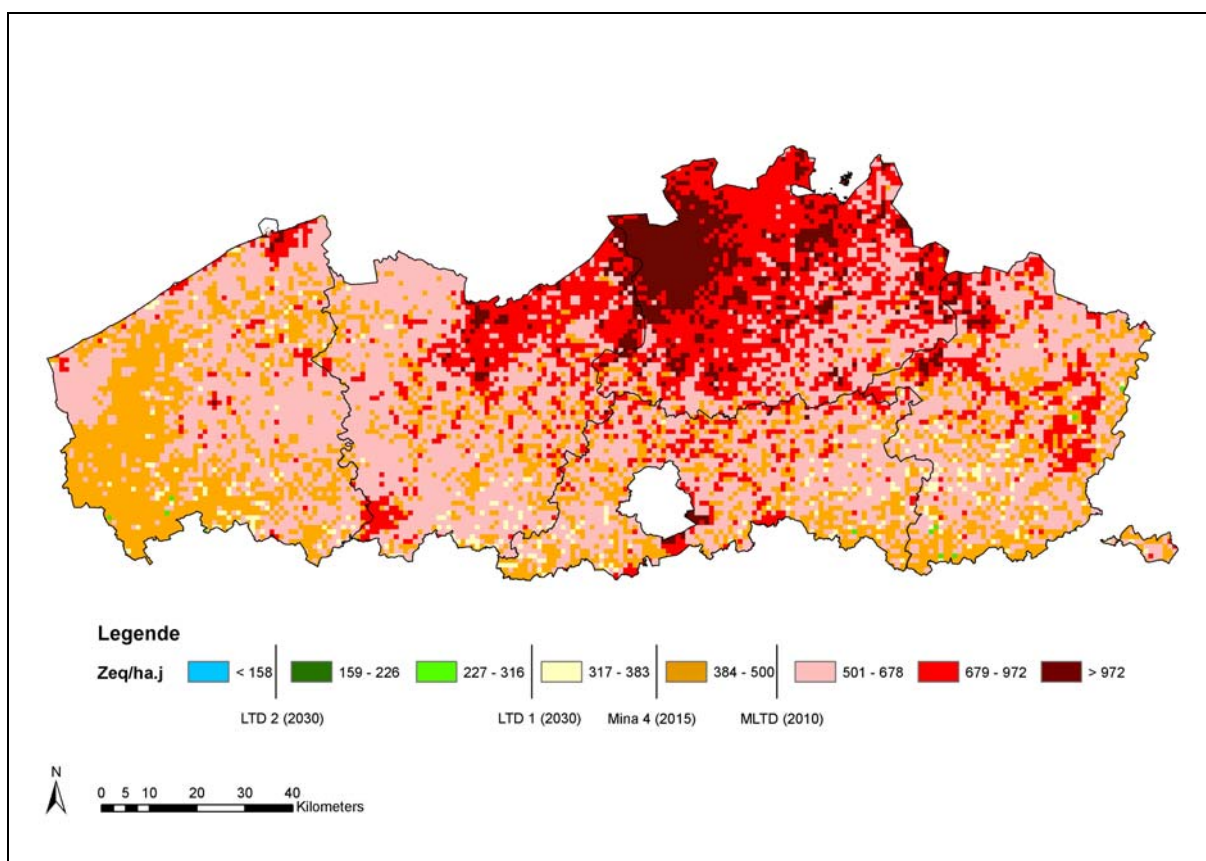
Tabel 6.5: gebruikte grenswaarden voor vermestende depositie in kg N/ha

kg N/ha	LTD 2 (2030)		LTD 1 (2030)	Mina 4 (2015)	MLTD (2010)		
totale vermestende depositie	7.59	10.84	15.17	18.37	21.70	32.51	46.60

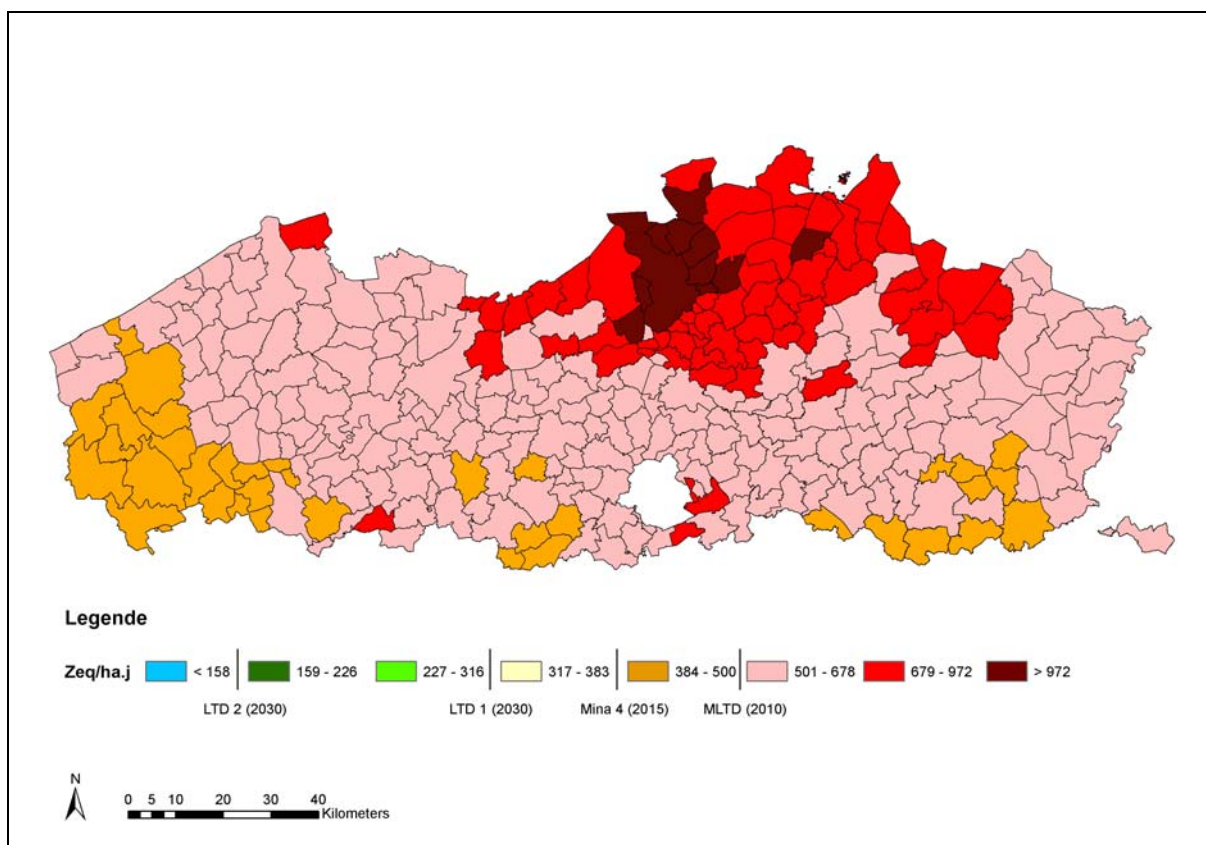
6.2.2.3 Onzekerheid

Bij gebrek aan droge depositie-metingen is een kalibratie hier onmogelijk zodat de absolute berekende deposities vermoedelijk een grotere onzekerheid vertonen dan de concentraties. De onzekerheid is lager bij een relatieve vergelijking met grenswaarden zoals de Mina 4-grenswaarden, die het resultaat zijn van een doorrekening van emissies die identiek gespreid werden als de emissies van 2007.

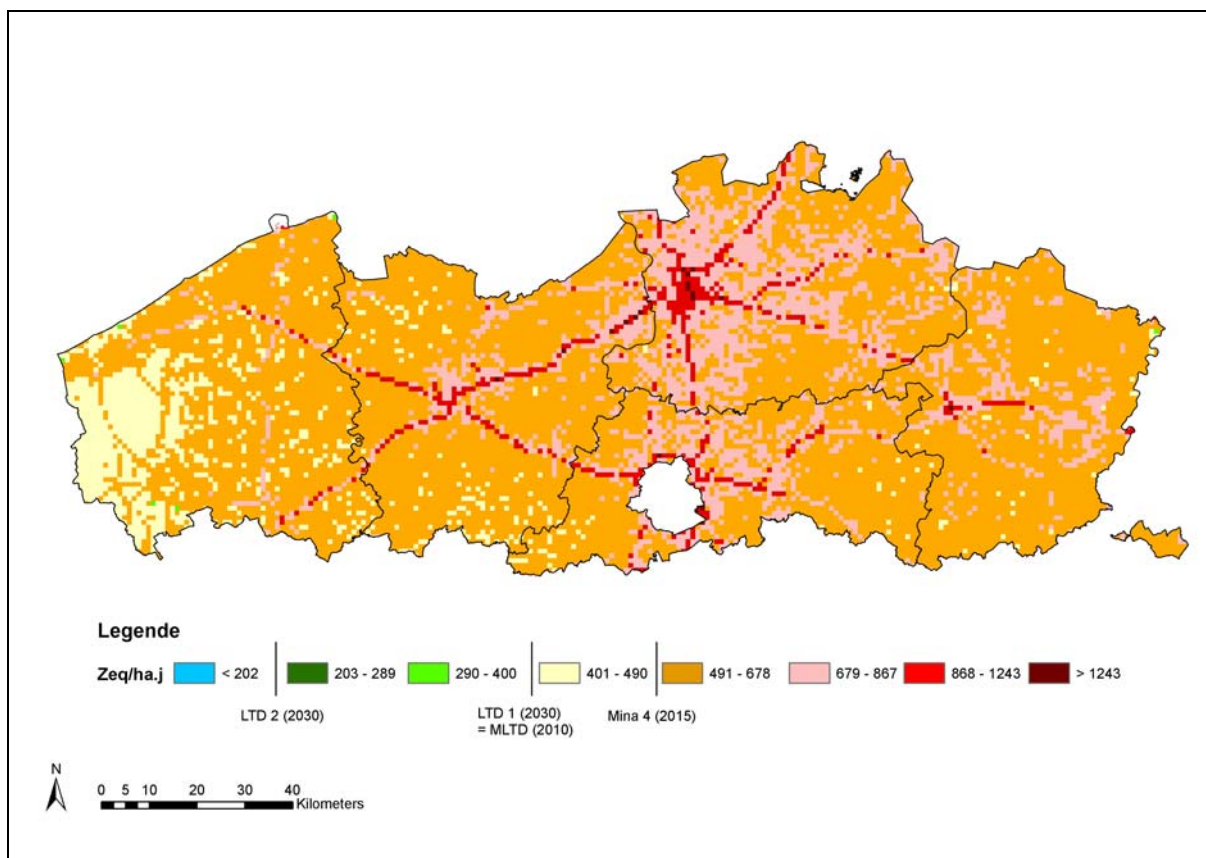
6.2.2.4 Resultaten



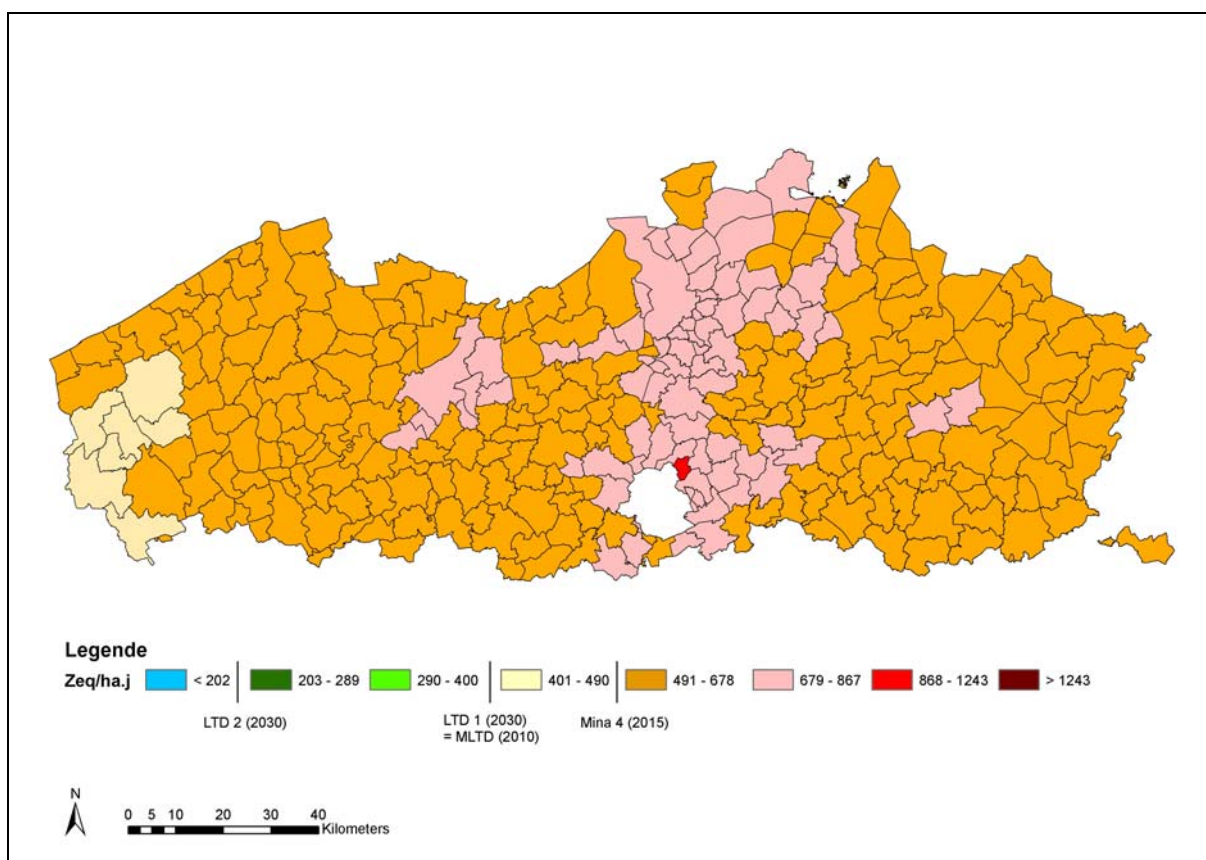
Figuur 6.12: SO_x-depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km² receptorenrooster



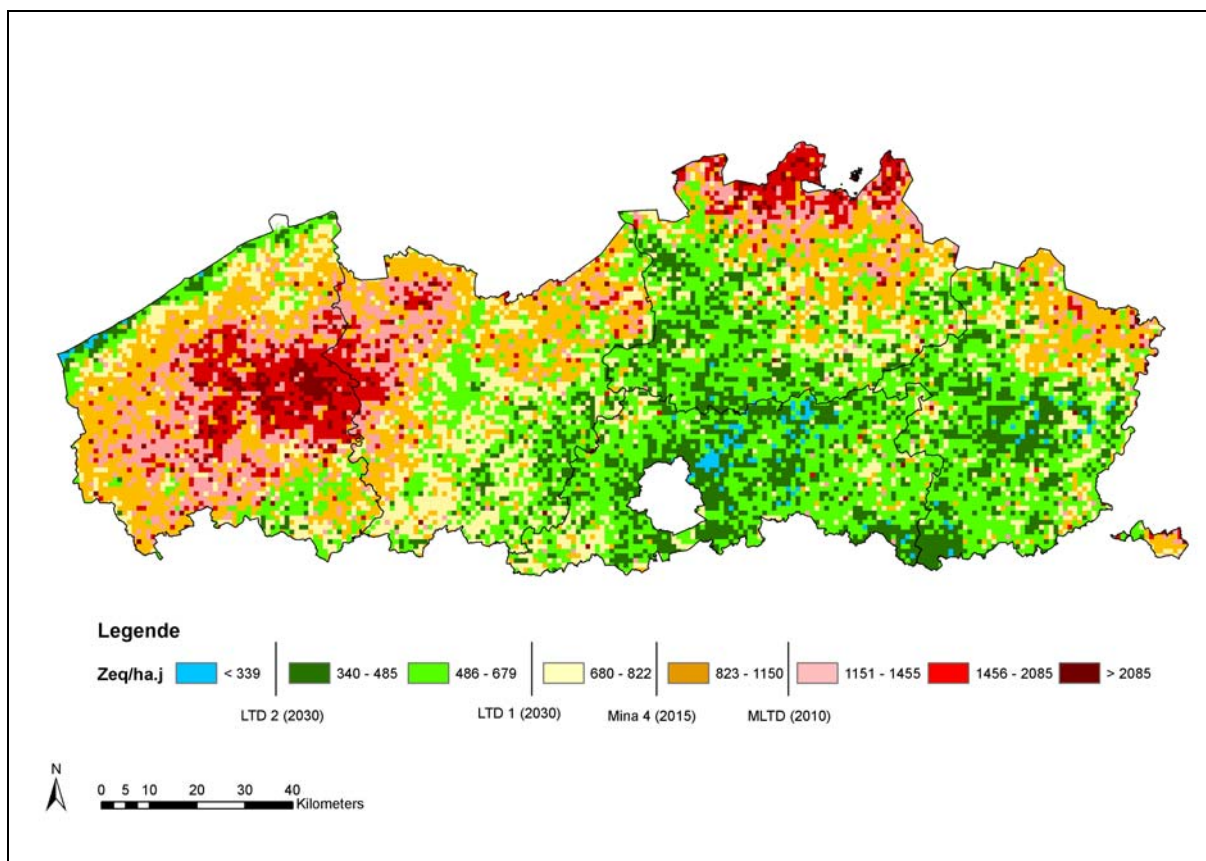
Figuur 6.13: SO_x-depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente



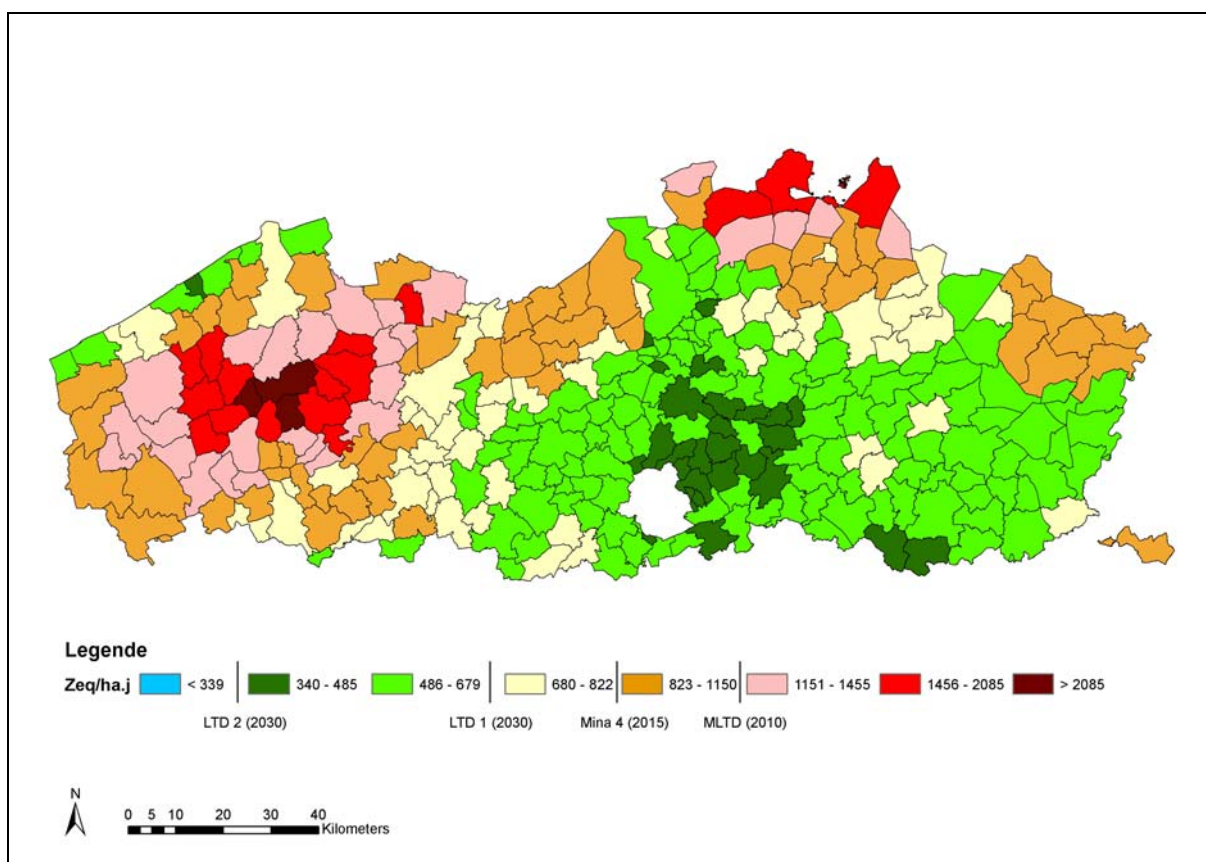
Figuur 6.14: NO_y-depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1 km² receptorenrooster



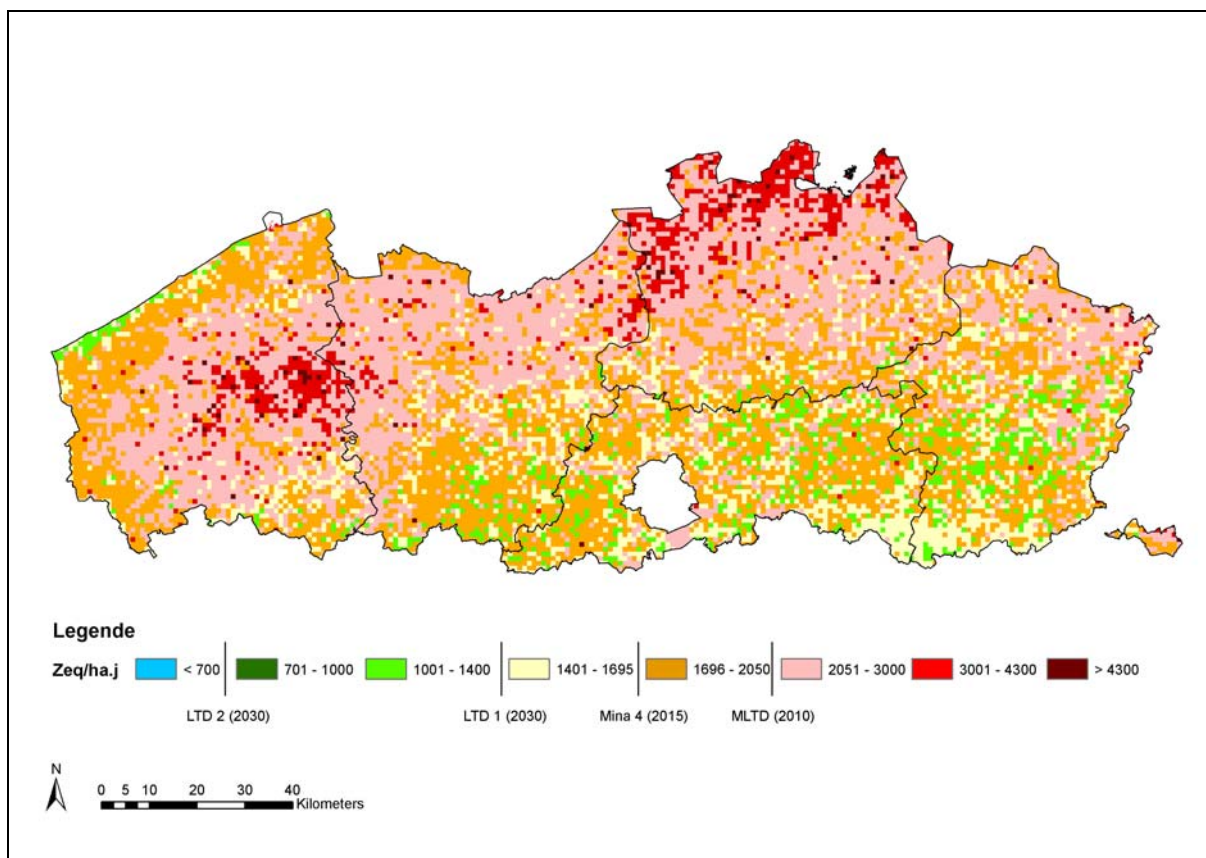
Figuur 6.15: NO_y-depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente



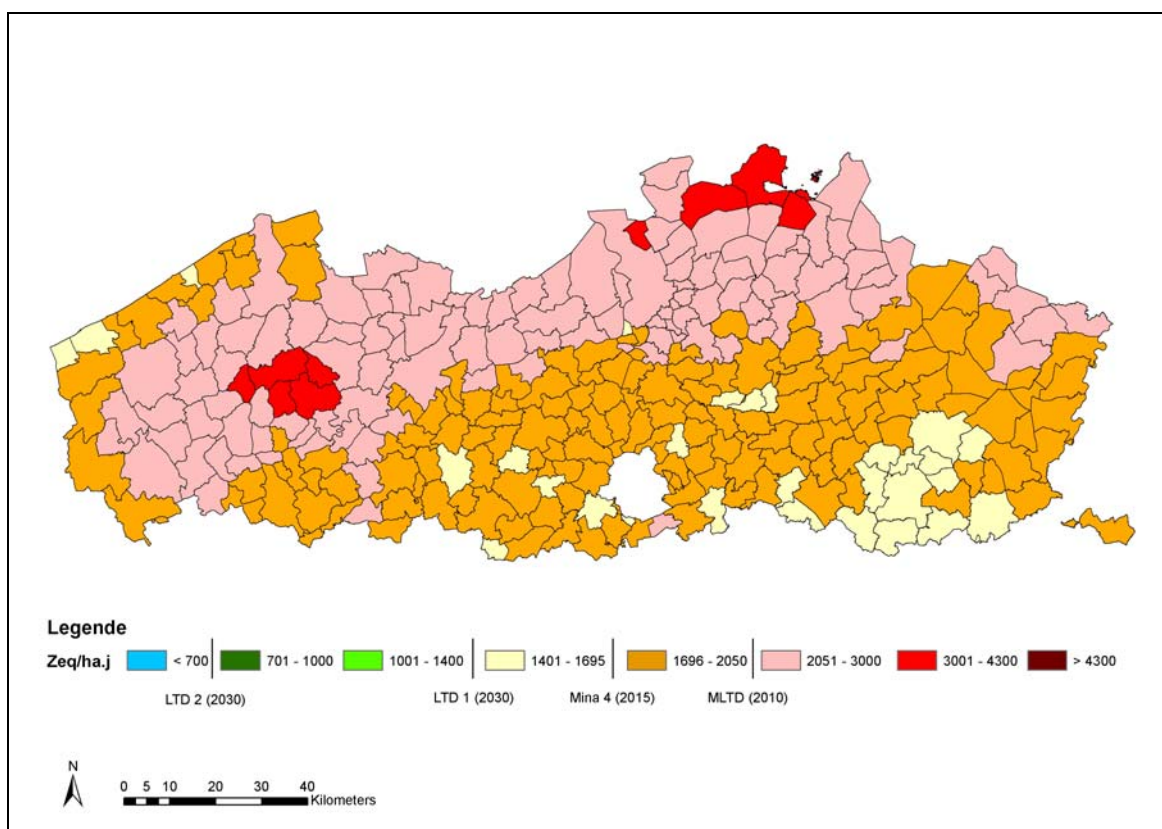
Figuur 6.16: NH_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, $1 \times 1 \text{ km}^2$ receptorenrooster



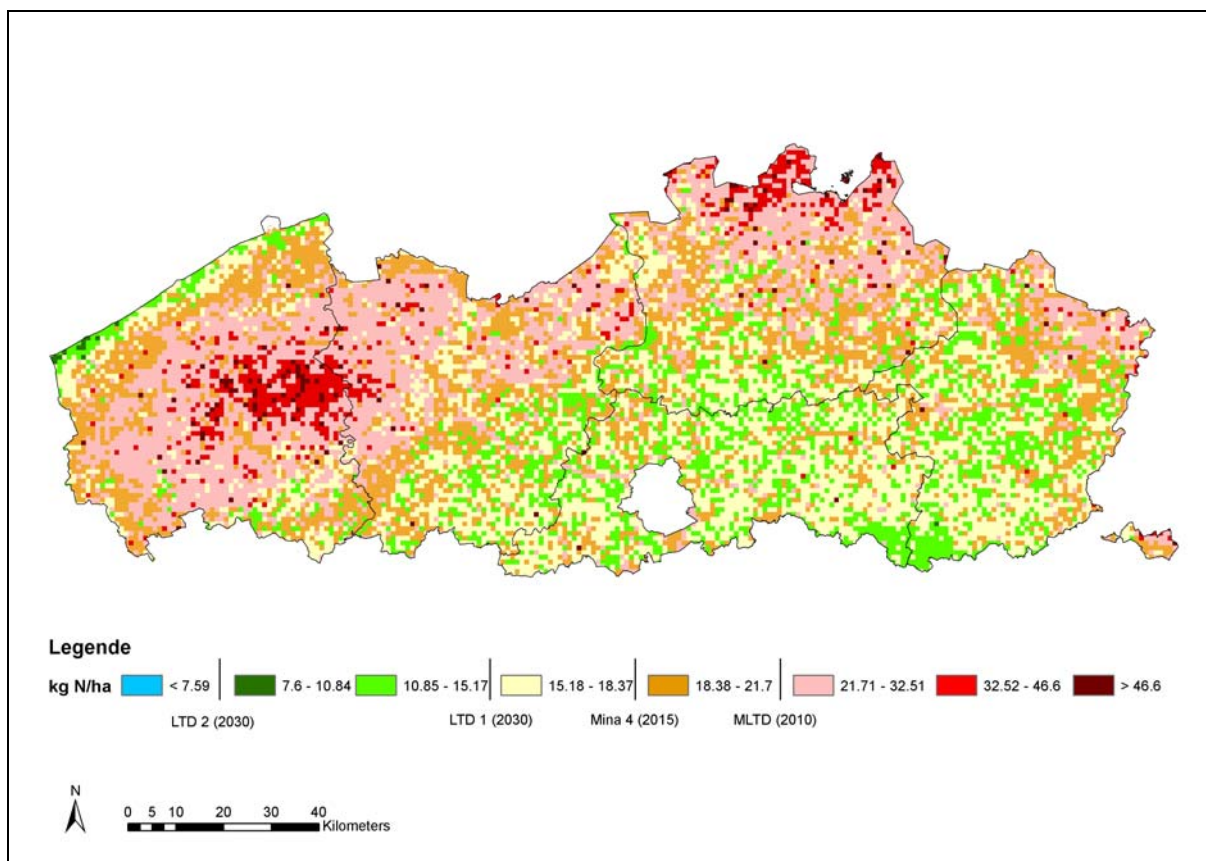
Figuur 6.17: NH_x -depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente



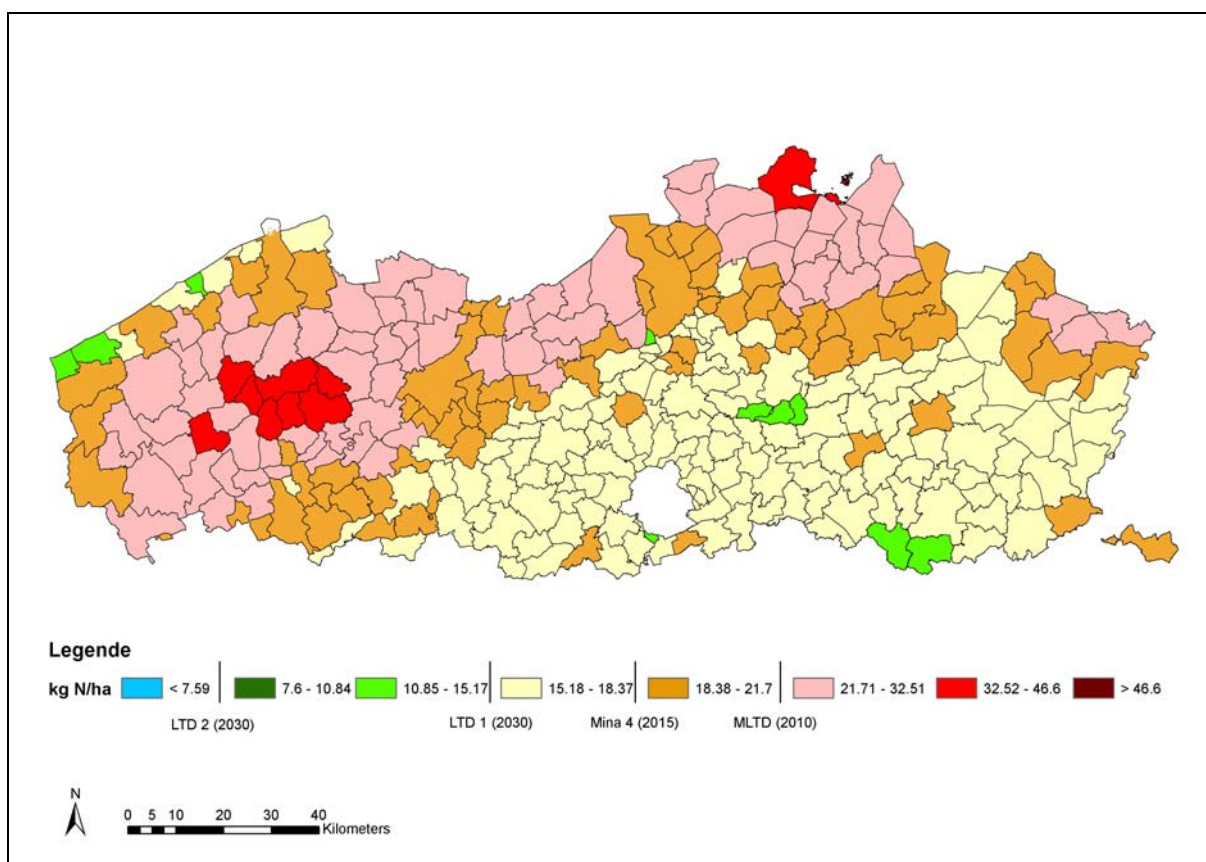
Figuur 6.18: totale verzurende depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1km² receptorenrooster



Figuur 6.19: totale verzurende depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente



Figuur 6.20: totale vermestende depositie in 2009 in Vlaanderen, 1x1km² receptorenrooster



Figuur 6.21: totale vermestende depositie in 2009 in Vlaanderen, gemiddelde per gemeente

6.2.3 Bespreking resultaten 2009

Voor SO₂-concentratie en de SO_x-depositie (figuur 6.9 en figuur 6.12) worden de hoogste waarden bereikt in de Antwerpse Havenzone, gevolgd door kleinere zones verspreid over het noorden van Vlaanderen.

De concentratie NO₂ en de NO_x-depositie (figuur 6.10 en figuur 6.14) pieken in Antwerpen, ten noorden van Brussel en op de snelwegen in de driehoek Antwerpen-Gent-Brussel. In deze gebieden wordt de EU-norm van 40 µg/m³ (jaargemiddelde concentratie NO₂) overschreden.

De hoogste waarden voor NH₃ en de NH_x-depositie (figuur 6.11 en figuur 6.16) zijn terug te vinden in West-Vlaanderen, het noordwesten van Oost-Vlaanderen en het noorden van de provincie Antwerpen. In deze zones wordt de WGO-norm van 8 µg/m³ (jaargemiddelde concentratie NH₃) overschreden.

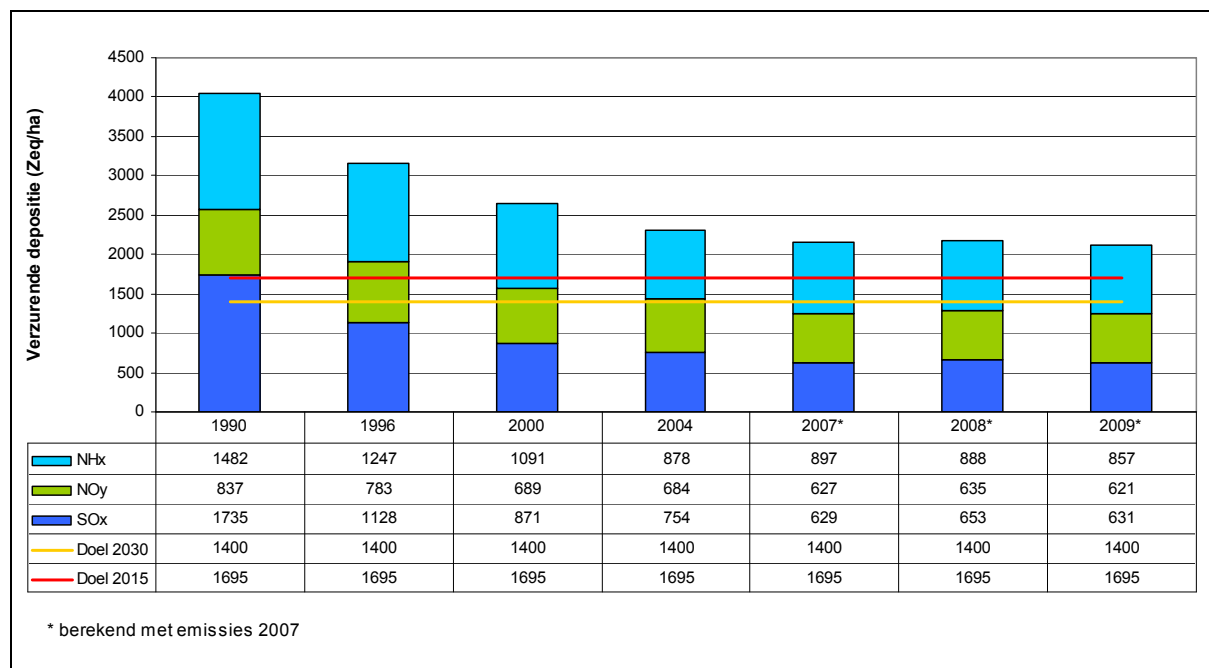
De hot spots voor de totale verzurende depositie (figuur 6.18), liggen in het centrum van West-Vlaanderen, de Antwerpse agglomeratie en het noorden van de provincie Antwerpen. De Mina 4-norm van 1695 Zeq/ha.j werd in 2009 overschreden in 11187 km² (79% van Vlaanderen). Het aandeel NH_x in de gemiddelde totale verzurende depositie over Vlaanderen bedraagt 41%, dat van SO_x 30% en dat van NO_y 29%.

De totale vermestende depositie (figuur 6.20) tenslotte piekt in het centrum van West-Vlaanderen, en het noorden van de provincie Antwerpen. De Mina 4-norm van 18.37 kg N/ha werd in 2009 overschreden in 7967 km² (56% van Vlaanderen). Het aandeel NH_x in de gemiddelde totale vermestende depositie over Vlaanderen bedraagt 58% en dat van NO_y 42%.

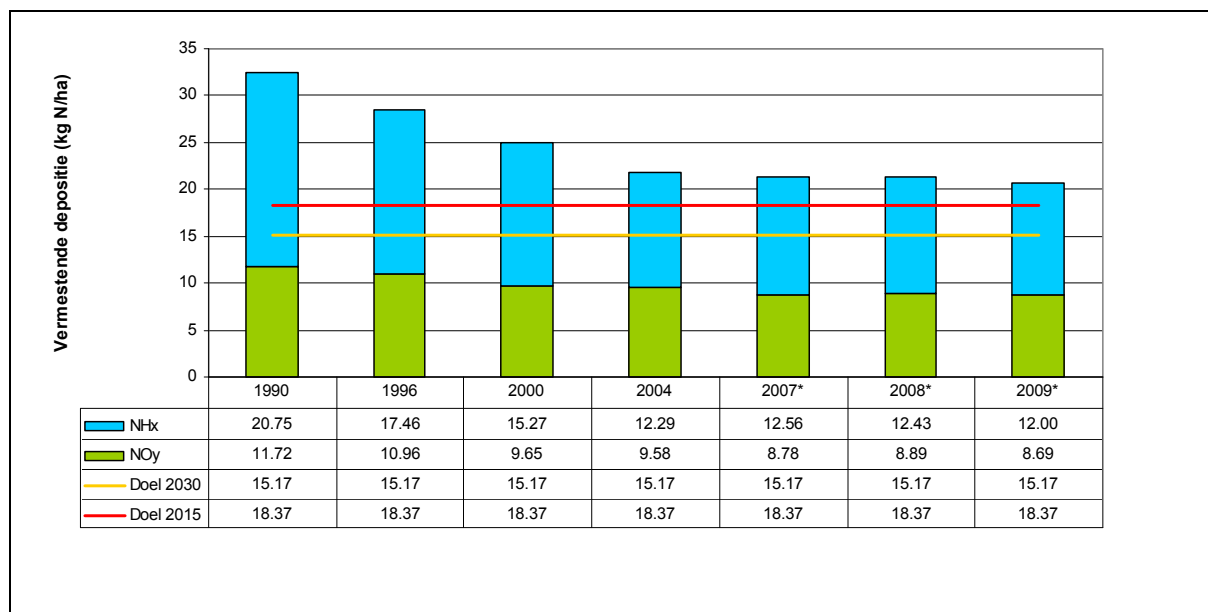
6.2.4 Trendreeks depositie

Ook voor de jaren 1990, 1996, 2000, 2004, 2007 en 2008 berekende VLOPS de verzurende en vermestende depositie. Hierbij werden emissies en meteo van het betreffende jaar gebruikt, behalve voor 2008 waar net zoals bij 2009 emissies van 2007 met meteo van het betreffende jaar werden gecombineerd. Na doorrekening voor Vlaanderen op een 1x1 km² receptorenrooster werden gemiddelde deposities berekend over alle roostercellen, deze worden voorgesteld in figuur 6.22 (verzurende depositie) en figuur 6.23 (vermestende depositie). In deze figuren worden ook de Mina 4-norm (2015) en de LTD1-norm (2030) voor de totale verzurende en vermestende depositie weergegeven (zie 6.2.2.2).

In beide figuren valt een duidelijke dalende trend tot 2007 waar te nemen. Dit is in overeenstemming met de significante daling in de totale verzurende depositie tussen 1996 en 2006 van 166 Zeq/ha.j, berekend met de oudere modelversie VLOPS.07 (Deschepper, 2008). In de veronderstelling van constante emissies vanaf 2007 blijven de totale deposities tijdens de periode 2007-2009 nagenoeg stabiel.



Figuur 6.22: gemiddelde Vlaamse verzurende deposities SO_x, NO_y en NH_x 1990-2009



Figuur 6.23: gemiddelde Vlaamse vermestende deposities SO_x , NO_y en NH_x 1990-2009

REFERENTIES

- Andersen, H.V., Hovmand, M.F. 1999. Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. *Forest Ecology and Management* 114, 5-18.
- Andersen, H.V., Hovmand, M.F., Hummelshøj, P., Jensen, N.O. 1993. Measurements of ammonia flux to a spruce stand in Denmark. *Atmospheric Environment* 27A, 189-202.
- Andersen, H.V., Hovmand, M.F., Hummelshøj, P., Jensen, N.O. 1999. Measurements of ammonia concentrations, flux and dry deposition velocities to a spruce forest 1991-1995. *Atmospheric Environment* 33, 1367-1383.
- Anderson, J.B., Baumgardner, R.E., Grenville, S.E.Jr. 2006. Trends in cloud water sulfate and nitrate as measured at two mountain sites in the Eastern United States: regional contributions and temporal changes compared with regional changes in emissions, 1986-1999. *Atmospheric Environment* 40, 4423-4437.
- Brook, J.R., Zhang, L.M., Li, Y.F., Johnson, D. 1999. Description and evaluation of a model of deposition velocities for routine estimates of dry deposition over North America. Part II: review of past measurements and model results. *Atmospheric Environment* 33, 5053-5070.
- Davies, T.D., Mitchell, J.R., 1983. Dry deposition of sulphur dioxide onto grass in rural eastern England. In: Pruppacher, H.R., Semonin, R.G., Slinn, W.G.N. (Eds.), *Precipitation scavenging, dry deposition, and desuspension*, Vol. 2, Dry deposition and resuspension, pp. 795-804.
- Davison, A.C., Hinkley, D.V. 1997. Bootstrap methods and their application. *Cambridge Series in Statistical and Probabilistic Mathematics*. New York, Cambridge University Press. p. 582.
- De Smedt, B., Demarée, G. 2003. Doorlichting van het pluviografisch meetnet van het Hydrologisch InformatieCentrum (HIC) volgens het bestek nr. 16EB/01/10. Eindrapport, Koninklijk Meteorologisch Instituut van België.
- Deschepper, E., Wuyts, K., Staelens, J., Verheyen, K., Thas, O., Ottoy, J.P. 2008. Trendanalyse verzuring in Vlaanderen. Studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindrapport, Universiteit Gent.
- Duyzer, J.H., Verhagen, H.L.M., Weststrate, J.H., Bosveld, F.C. 1992. Measurement of the dry deposition of NH₃ onto coniferous forest. *Environmental Pollution* 75, 3-13.
- Duyzer, J.H., Verhagen, H.L.M., Weststrate, J.H., Bosveld, F.C. 1994. The dry deposition of ammonia onto a Douglas fir forest in the Netherlands. *Atmospheric Environment* 28, 1241-1253.
- Efron, B., Tibshirani, R.J. 1993. An introduction to the bootstrap. *Monographs on Statistics and Applied Probability*. New York, Chapman & Hall. p. 436.
- Erisman, J.W. 1993. Acid deposition to nature areas in the Netherlands: Part I. Methods and results. *Water, Air, and Soil Pollution* 71, 51-80.
- Erisman, J.W. 1994. Evaluation of a surface resistance parametrization of sulfur dioxide. *Atmospheric Environment* 28, 2583-2594.
- Erisman, J.W., Draaijers, G., Duyzer, J., Hofschreuder, P., Van Leeuwen, N., Romer, F., Ruijgrok, W., Wyers, P., Gallagher, M. 1997. Particle deposition to forests - summary of results and application. *Atmospheric Environment* 31, 321-332.
- Erisman, J.W., Draaijers, G.P.J., Mennen, M.G., Hogenkamp, J.E.M., van Putten, E., Uiterwijk, W., Kemker, E., Wiese, H., Duyzer, J.H., Otjes, R., Wyers, G.P. 1996. Towards development of a deposition monitoring network for air pollution in Europe: deposition monitoring over the Speulder forest. Report no. 722108041, RIVM, the Netherlands.
- Erisman, J.W., Hogenkamp, J.E.M., Van Putten, E.M., Uiterwijk, J.W., Kemkers, E., Wiese, C.J., & Mennen, M.G. 1999. Long-term continuous measurements of SO₂ dry deposition over the Speulder forest. *Water Air and Soil Pollution* 109, 237-262.
- Erisman, J.W., van Elzakker, B.G., Mennen, M.G., Hogenkamp, J., Zwart, E., van den Beld, L., Römer, F.G., Bobbink, R., Heil, G., Raessen, M., Duyzer, J.H., Verhage, H., Wyers, G.P., Otjes, R.P., Mols, J.J. 1994. The Elspeetsche Veld experiment on surface exchange of trace gases: summary of results. *Atmospheric Environment* 28, 487-496.
- Erisman, J.W., Versluis, A.H., Verplanke, T.A.J.W., Dehaan, D., Anink, D., van Elzakker, B.G., Mennen, M.G., Vanaalst, R.M. 1993. Monitoring the dry deposition of SO₂ in the Netherlands - results for grassland and heather vegetation. *Atmospheric Environment* 27A, 1153-1161.
- Erisman, J.W., Wyers, G.P. 1993. Continuous measurements of surface exchange of SO₂ and NH₃: implications for their possible interaction in the deposition process. *Atmospheric Environment* 27A, 1937-1949.
- Eugster, W., Burkard, R., Holwerda, F., Scatena, F.N., Bruijnzeel, L.A.S. 2006. Characteristics of fog and fogwater fluxes in a Puerto Rican elfin cloud forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 139, 288-306.
- Fan, J. 1992. Design-adaptive nonparametric regression. *Journal of the American Statistical Association* 87, 998-1004.
- Fankhauser, R. 1998. Influence of systematic errors from tipping bucket rain gauges on recorded rainfall data. *Water Science and Technology* 37, 121-129.

- Finkelstein, P.L., Ellestad, T.G., Clarke, J.F., Meyers, T.P., Schwede, D., Hebert, E.O., Neal, J.F. 2000. Ozone and sulfur dioxide dry deposition to forests: observations and model evaluation. *Journal of Geophysical Research* 105, 15365-15377.
- Fowler, D., Flechard, C.R., Sutton, M.A., Storeton-West, R.L. 1998. Long term measurements of the land-atmosphere exchange of ammonia over moorland. *Atmospheric Environment* 32, 453-459.
- Garland, J.A. 1977. The dry deposition of sulphur dioxide to land and water surfaces. *Proceedings of the Royal Society of London A* 354, 245-268.
- Granat, L., Richter, A. 1995. Dry deposition to pine of sulphur dioxide and ozone at low concentrations. *Atmospheric Environment* 29, 1677-1683.
- Goodman, L.A. 1960. On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association* 55, 708-713.
- Hansen, B., Nielsen, K.E. 1998. Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark - coastal heath, inland heath and oak wood. *Atmospheric Environment* 32, 1075-1086.
- Hansen, B., Nornberg, P., Rasmussen, K.R. 1998. Atmospheric ammonia exchange on a heathland in Denmark. *Atmospheric Environment* 32, 461-464.
- Hanson, P.J., Rott, K., Taylor Jr., G.E., Gunderson, C.A., Lindberg, S.E., Ross-Todd, B.M. 1989. NO₂ deposition to elements representative of a forest landscape. *Atmospheric Environment* 23, 1783-1794.
- Hastie, T.J., Tibshirani, R.J. 1990. Generalized additive models. *Monographs on Statistics and Applied Probability*. New York, Chapman & Hall. p. 340.
- Helsel, D. 2005. Nondetects and data analysis - statistics for censored environmental data. Hoboken, New Jersey, Wiley & Sons Inc. p. 250.
- Hesterberg, R., Blatter, A., Fahrni, M., Rosset, M., Neftel, A., Eugster, W., Wanner, H. 1996. Deposition of nitrogen-containing compounds to an extensively managed grassland in central Switzerland. *Environmental Pollution* 91, 21-34.
- Holder, C.D. 2004. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. *Forest Ecology and Management* 190, 373-384.
- Horii, C.V., Munger, J.W., Wofsy, S.C., Zahniser, M., Nelson, D., McManus, J.B. 2004. Fluxes of nitrogen oxides over a temperate deciduous forest. *Journal of Geophysical Research* 109D. (D8), D08305
- Horváth, L. 2003. Dry deposition velocity of PM_{2.5} ammonium sulfate particles to a Norway spruce forest on the basis of S- and N-balance estimations. *Atmospheric Environment* 37, 4419-4424.
- Horváth, L. 2004. Determination of the nitrogen compound balance between the atmosphere and a Norway spruce forest ecosystem. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 143-146.
- Horváth, L., Asztalos, M., Führer, E., Mészáros, R., Weidinger, R. 2005. Measurement of ammonia exchange over grassland in the Hungarian Great Plain. *Agricultural and Forest Meteorology* 130, 282-298.
- Hovmand, M.F. and Kemp, K. 1996. Downward trends of sulphur deposition to Danish spruce forest. *Atmospheric Environment* 30, 2989-2999.
- Huybrechts, T., Thas, O., Dewulf, J., Van Langenhove, H. 2002. How to estimate moments and quartiles of environmental data sets with non-detected observations? A case study on volatile organic compounds in marine water samples. *Journal of Chromatography A* 975, 123-133.
- Janssen, S., et. al. 2008. Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. *Atmospheric Environment*, 2008. 42: p. 4884-4903.
- Kirchner, M., Jakobi, G., Feicht, E., Bernhardt, M., Fischer, A. 2005. Elevated NH₃ and NO₂ air concentrations and nitrogen deposition rates in the vicinity of a highway in Southern Bavaria. *Atmospheric Environment* 39, 4531-4542.
- Kovács, E.A., Horváth, L. 2004. Determination of sulfur balance between the atmosphere and a Norway spruce forest ecosystem: comparison of gradient dry + wet and throughfall deposition measurements. *Journal of Atmospheric Chemistry* 48, 235-240.
- La Barbera, P., Lanza, L.G., Stagi, L. 2002. Tipping bucket mechanical errors and their influence on rainfall statistics and extremes. *Water Science and Technology* 45, 1-10
- Lange, C.A., Matschullat, J., Zimmermann, F., Sterzik, G., Wienhaus, O. Fog frequency and chemical composition of fog water - a relevant contribution to atmospheric deposition in the eastern Erzgebirge, Germany. *Atmospheric Environment* 37, 3737-3739.
- Langouche, D., Tiedemann, T., Van Ranst, E., Neirynck, J., Langohr, R. 2001. Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in bosccosystemen in Vlaanderen. In: Neirynck et al., Bepaling van de verzurings- en vermetingsgevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluksen. Eindverslag VLINA 98/01.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, C.T., Mitchell, M.J., Lovett, G.M., Bailey, S.W., Siccawa, T.G., Reiners, W.A., Alewell, C. 2002. The biogeochemistry of sulfur at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 60, 235-316.
- Loader, C. 1999. Local regression and likelihood. *Statistics and Computing*. New York, Springer-Verlag. p. 304.

- Lovett, G.M., Reiners, W.A. and Olson, R.K. 1982. Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forests: hydrological and chemical inputs. *Science* 218, 1303-1304.
- Luyckx, G., & Berlamont, J. 2001. Simplified method to correct rainfall measurements from tipping bucket rain gauges. 5th International Conference on Developments in Urban Drainage Modelling, Orlando, USA.
- Maes, J. et al. 2008. Nieuw concept voor de emissie-preprocessor van BelEUROS (E-map), Vlto-rapport n° 2008/IMS/R/217.
- Mahieu, B. 2009. Eindrapport RIO-NH3 uitgevoerd in het kader van de referentietask 8 "Kenniscentrum Luchtkwaliteitmodellering". VITO, Mol.
- Marnner, B.B., Harrison, R.M. 2004. A spatially refined monitoring based study of atmospheric nitrogen deposition. *Atmospheric Environment* 38, 5054-5056.
- Matsuda, K., Watanabe, I., Wingpud, V., Thermonkol, P., Tsuyoshi, O. 2006. Deposition velocity of O3 and SO2 in the dry and wet season above a tropical forest in northern Thailand. *Atmospheric Environment* 40, 7557-7564.
- Mensink, C., Cosemans, G. 2005. Bepaling van de droge depositie met behulp van een inferentiële methode. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag 2004/IMS/R, VITO.
- Meyers, T.P., Finkelstein, P., Clarke, J., Ellestad, T.G., Sims, P.F. 1998. A multilayer model for inferring dry deposition using standard meteorological measurements. *Journal of Geophysical Research* 103 (D17), 22645-22661.
- Meykens, J., Vereecken, H. 2001. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermist van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA. MIRA/2001/01, K.U.Leuven en Bodemkundige Dienst van België.
- Mohr, K., Meesenburg, H., Horváth, B., Meiwes, K.J., Schaaf, S., Dämmgen, U. 2005. Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Project). *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 279.
- Molini, A., La Barbera, P., Ganza, L.G., Stagi, L. 2001. Rainfall intermittency and the sampling error of the tipping bucket rain gauges. *Physics and Chemistry of the Earth part C* 26, 737-742.
- Neiryck, J., Genouw, G., Coenen, S., Roskams, P. 2004. Depositie en luchtkwaliteit in Vlaamse bosgebieden. Rapport IBW 2004-1. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen, Belgium.
- Neiryck, J., Kowalski, A.S., Carrara, A., Berghmans, P., Genouw, G., Ceulemans, R. Fluxes of oxidised and reduced nitrogen above a mixed coniferous forest exposed to various nitrogen emission sources. *Environmental Pollution*, in press.
- Neiryck, J., Kowalski, A.S., Carrara, A., Ceulemans, R. 2005. Driving forces for ammonia fluxes over mixed forest subjected to high deposition loads. *Atmospheric Environment* 39, 5013-5024.
- Nemitz, E., Sutton, M.A., Wyers, G.P., Jongejan, G.P. Gas-particle interactions above a Dutch heathland: I. surface exchange fluxes of NH3, SO2, HNO3 and HCl. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4, 989-1005.
- Nicholson, J.P., Weston, K.J., Fowler, D. 2001. Modelling horizontal and vertical concentration profiles of ozone and oxides of nitrogen within high-latitude urban areas. *Atmospheric Environment* 35, 2009-2022.
- Philips, S.B., Arya, S.P., Aneja, V.P. 2004. Ammonia flux and dry deposition velocity from near-surface concentration gradient measurements over a grass surface in North Carolina. *Atmospheric Environment* 38, 3469-3480.
- Plaisance, H., Piechocki-Minguy, A., Garcia-Fouque, S., Galloo, J.C. 2004. Influence of meteorological factors on the NO2 measurements by passive diffusion tube. *Atmospheric Environment* 38, 537-580.
- Plaisance, H., Sauvage, S., Coddeville, P., Guillermo, R. 1998. A comparison of precipitation sensors used on the wet-only collectors. *Environmental Monitoring and Assessment* 51, 657-671.
- Plaisance, H. 2004. Response of a Palmes tube at various fluctuations of concentration in ambient air. *Atmospheric Environment* 38, 6115-6120.
- Politis, D.N., Romano, J.P., Wolf, M. 1999. Subsampling. *Springer Series in Statistics*. New York, Springer-Verlag, p. 384.
- Puxbaum, H., Gregori, M. 1998. Seasonal and annual deposition rates of sulphur, nitrogen and chloride species to an oak forest in North-Eastern Austria (Wolkersdorf, 240 m asl). *Atmospheric Environment* 32, 3557-3568.
- Queveauviller, Ph., Van Renterghem, D., Griepink, B., Reijnders, H.F.R. and Van Der Jagt, H. 1993. The certification of the contents of ammonium, calcium, chloride, hydronium, magnesium, nitrate, potassium, sodium and sulphate in simulated rainwater. Low content (CRM 408), high content (CRM 409). Final Report EUR 15024 EN. Commission of the European Communities, Community Bureau of Reference, Luxembourg.
- Roekens, E., Leysen, L., Van Grieken, R., Keppens, E. 1988. Verwering van historische gebouwen door luchtverontreiniging; Monumenten en Landschappen, 7, 33-40.
- Rondon, A., Johansson, C., Granat, L. 1993. Dry deposition of nitrogen dioxide and ozone to coniferous forests. *Journal of Geophysical Research* 98 (D3), 5159-5172.

- Schmitt, M., Thöni, L., Waldner, P., Thimonier, A. 2005. Total deposition of nitrogen on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the inferential method. *Atmospheric Environment* 39, 1079-1091.
- Sehmel, G.A. 1980. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment* 14, 983-1011.
- Shepherd, J.G. 1974. Measurements of the direct dry deposition of sulfur-dioxide onto grass and water by profile method. *Atmospheric Environment* 8, 69-74.
- Sirois, A. & Vet, R. 1999. The precision of precipitation chemistry measurements in the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network (CAPMoN). *Environmental Monitoring and Assessment* 57, 301-329.
- Smith, R.I., Fowler, D., Sutton, M.A., Flechard, C., Coyle, M. 2000. Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: model description, sensitivity analyses and outputs. *Atmospheric Environment* 34, 3757-3777.
- Sorimachi, A., Sakamoto, K., Ishihara, H., Fukuyama, T., Utiyama, M., Wang, M., Tang, D.G., Dong, X.H., Quan, H. 2003. Measurements of sulfur dioxide and ozone dry deposition over short vegetation in northern China - a preliminary study. *Atmospheric Environment* 37, 3157-3166.
- Staelens, J., De Schrijver, A., Van Avermaet, P., Genouw, G., Verhoest, N. 2005. A comparison of bulk and wet-only deposition at two adjacent sites in Melle (Belgium). *Atmospheric Environment* 39, 7-15.
- Staelens J., Deschepper, E., Verheyen, K., Thas, O. 2007. Statistische verwerking meetdata verzuring. Studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag, Universiteit Gent.
- Staelens, J., Neirynck, J., Genouw, G., Roskams, P. 2006. Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/03. Rapport INBO.R.2006.12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Sutton, M.A., Asman, W.A.H., Schørring, J.K. 1994. Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* 46B, 255-273.
- Sutton, M.A., Fowler, D., Moncrieff, J.B. 1993. The exchange of atmospheric ammonia with vegetated surfaces. 1. Unfertilized vegetation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 119, 1023-1045 part B.
- Sutton, M.A., Moncrieff, J.B., Fowler, D. 1992. Deposition of atmospheric ammonia to moorlands. *Environmental Pollution* 75, 15-24.
- Swaans, W., Damen, E., Goelen, E., De Fré, R. 2005a. Validatie van de Radiello NO₂-SO₂ passieve sampler. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag 2005/MIM/R/085, VITO.
- Swaans, W., Damen, E., Goelen, E., De Fré, R. 2005b. Validatie van de Radiello NH₃ passieve sampler. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag 2005/MIM/R/045, VITO.
- Swaans, W., Goelen, E. 2005. Analyse van passieve samplers. Bijkomende NO₂- en SO₂-metingen met verschillende samplers. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag 2005/MIM/R/180, VITO.
- Tago, H., Kimura, H., Kozawa, K., Fujie, K. 2006. Long-term observation of fogwater composition at two mountainous sites in Gunma prefecture, Japan. *Water, Air and Soil Pollution* 175, 375-391.
- Torfs, R., Deutsch, F., Schrooten, L., Broekx, S., Matheeußen, C., Dumollin, J., Verlinden, L., Roekens, E., Fierens, F., Dumont, G., Bossuyt, M. 2006. MIRA. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Verspreiding van zwevend stof. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be.
- Thimonier, A., Schmitt, M., Waldner, P., Rihm, B. 2005. Atmospheric deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots. *Environmental Monitoring and Assessment* 104, 81-188.
- Trebs, I., Lara, L.L., Zeri, L.M.M., Gatti, L.V., Artaxo, P., Dlugi, R., Slanina, J., Andreae, M.O., Meixner, F.X. 2006. Dry and wet deposition of inorganic nitrogen compounds to a tropical pasture site (Rondônia, Brazil). *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 447-469.
- UBA. 2004. Mapping manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. <http://www.icpmapping.org>.
- Upton, G.J.G., Rahimi, A.R. 2003. On-line detection of errors in tipping-bucket raingauges. *Journal of Hydrology*
- Van Avermaet P., Van Hooste H., Overloop S., Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA (2007) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007 Verzuring, www.milieurapport.be
- Van den Bossche, Gunter, Véronique Vandenbergh, Olivier Thas en Peter Vanrolleghem. 2007 Validatie van het VLOPS model 1.20 Eindrapport Vakgroep Toegepaste wiskunde, biometrie en procesregeling Faculteit Bio-ingenieurwetenschappen UGent. Gent, België
- Van den Broeck, D., Herremans, M., Verbeylen, G., Jacobs, Ilf & Van Dorsselaer, P., 2009. Korstmossen als bio-indicator voor ammoniakconcentraties (Eindrapport). Rapport 2009/5 Natuurpunt Studie, Mechelen, België.
- Van Jaarsveld, J. A. 2004. The Operational Priority Substances model. Description and validation of OPS-Pro 4.1., RIVM rapport 500045001/2004. Bilthoven, Nederland
- Van Pul, W.A.J. et al. 2008. Het ammoniakgat: onderzoek en duiding, RIVM rapport 680150002/2008. Bilthoven, Nederland

- VMM. 2002. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2001. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2003. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2002. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2004. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2003. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2005. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2004. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2007. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2005-2006. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2009. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2007. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM. 2009. 'Zure regen' in Vlaanderen, Depositie meetnet Verzuring 2008. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- VMM(2009), ChemKar PM10: Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2006 – 2007
- VMM, 2010. Lozingen in de lucht 1990-2009. Erembodegem, Vlaamse Milieumaatschappij.
- Voldner, E.C., Barrie, L.A., Sirois, A. 1986. A literature review of dry deposition of oxides of sulphur and nitrogen with emphasis on long-range transport modelling in North America. *Atmospheric Environment* 20, 2101-2123.
- Wesely, M.L., 1989. Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional scale, numerical models. *Atmospheric Environment* 23, 1293-1304.
- Wesely, M.L., Hicks, B.B. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment* 34, 2261-2282.
- Wyers, G.P. & Erisman, J.W. 1998. Ammonia exchange over coniferous forest. *Atmospheric Environment* 32, 441-451.
- Wyers, G.P., Duyzer, J.H. 1997. Micrometeorological measurement of the dry deposition flux of sulphate and nitrate aerosols to coniferous forest. *Atmospheric Environment* 31, 333-343.
- Wyers, G.P., Vermeulen, A.T., Slanina, J. 1992. Measurement of dry deposition of ammonia on a forest. *Environmental Pollution* 75, 25-28.
- Yates, F. 1953. Sampling methods for censuses and surveys, 2nd edition, London, Charles Griffin and Co. Ltd., p. 198.
- Zapletal, M. 1998. Atmospheric deposition of nitrogen compounds in the Czech Republic. *Environmental Pollution* 102, 305-311.
- Zhang, L., Brook, J.R., Vet, R. 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 3, 2067-2082.
- Zhang, L., Moran, M.D., Makar, P.A., Brook, J.R., Gong, S. 2002. Modelling gaseous dry deposition in AURAMS: a unified regional air-quality modelling system. *Atmospheric Environment* 36, 537-560.
- Zimmermann, F., Plessow, K., Queck, R., Berhofer, C., Matschullat, J. 2006. Atmospheric N- and S-fluxes to a spruce forest - comparison of inferential modelling and the throughfall method. *Atmospheric Environment* 40, 4782-4796.
- Zimmermann, L., Zimmermann, F. 2002. Fog deposition to Norway Spruce stands at high-elevation sites in the Eastern Erzgebirge (Germany). *Journal of Hydrology* 256, 166-175.

BIJLAGEN

Bijlage 1: Locaties meetplaatsen depositimeetnet verzuring

Bijlage 2: Literatuuroverzicht van depositiesnelheden (v_d , cm s^{-1}) voor NH_3 , SO_2 en NO_2 per vegetatietype

Bijlage 3: Depositiesnelheden (samenvatting)

Bijlage 4: Statistische beschrijving van de meetplaatsen

Bijlage 5: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van SO_2 in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Bijlage 6: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van NO_2 in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Bijlage 7: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van NH_3 in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Bijlage 8: VLOPS-berekeningen: gemiddelde deposities in 2009 per gemeente

Bijlage 1: Locaties meetplaatsen depositiemeetnet verzuring

Station Code	Postcode	Deelgemeente	Straat	Lambert-coördinaten			Opstart locatie	Afkorting
				X	Y	Z		
Meetpunten totale verzurende depositie								
30BO01	2820	Bonheiden	Mechels Broek	160364	190774	5	22/01/2002	BON
30GN06	9000	Gent	Bourgoyen-Ossemeersen	101995	195333	7	28/08/2001	GEN
30KK01	8670	Koksijde	Doornpanne	30270	202583	7	28/08/2001	KOK
30KP01	2950	Kapellen	Klein Schietveld	158181	226446	24	1/01/2002	KAP
30MA02	3630	Maasmechelen	Militair domein	237024	183722	92	4/09/2001	MAA
30RT01	2470	Retie	Prinsenpark	197815	213657	23	5/07/2005	RET
30TE01	3390	Tielt-Winge	Walenbos, Sluweg	186469	181496	26	18/09/2001	TIE
30WN01	8750	Wingene	Gulke Putten	77532	197025	19	24/04/2001	WIN
30ZW01	8550	Zwevegem	Orveytbos	79838	164143	44	11/09/2001	ZWE
Meetpunten voor metingen ammoniakconcentraties								
30AA01	9320	Aalst	Erembodegem, Osbroek	127497	179140	17	8/01/2008	AA1
30BA01	8370	Blankenberge	Uitkerkse Polder	63482	220489	3	9/01/2008	BLA
30EK04	3940	Hechtel-Eksel	Finse Piste - Lupinestraat	219589	200174	67	9/01/2008	EKS
30IC03	8480	Ichtegem	Kasteel van Wijnendale	58205	197064	26	9/01/2008	IC3
30IC02	8480	Ichtegem	Wijnendale Bos	56745	196330	24	9/01/2008	IC2
30IC01	8480	Ichtegem	Wijnendale Bos	56608	196075	23	9/01/2008	IC1
30IP01	8902	Ieper, Zillebeke	Wervikstraat	49179	168819	55	8/01/2008	IEP
30ME01	2390	Malle	Militair vliegveld	177649	218166	20	9/01/2008	MAL
30TI01	3300	Tienen	Goetsenhoven	191242	163735	71	8/01/2008	TIN
30WA01	9250	Waasmunster	Kapelletje Palingshuis	131436	198950	5	9/01/2008	WAA

Bijlage 2: Literatuuroverzicht van depositiesnelheden (v_d , cm s^{-1}) voor NH_3 , SO_2 en NO_2 per vegetatietype

Per referentie worden meetperiode, land en bepalingmethode vermeld (aerodynamische gradiëntmethode of inferentiële weerstandsmodel). Waarden voor specifieke omstandigheden en standaardafwijkingen (st. afw.) zijn gegeven indien beschikbaar.

Referentie	Vegetatietype	v_d (cm s ⁻¹)		Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.						
NH ₃ Grasland						
Hesterberg et al. (1996)	extensief grasland	0.13		juni	Zwitserland	gradiënt
		1.30		mei		
		0.53		augustus		
			0.65	gemiddelde ^a		
Horvath et al. (2005)		1.14		maa - jul, overdag	Hongarije	gradiënt
		1.00		maa - jul, 's nachts		
		1.08		maa - jul, daggemiddelde		
		1.11		aug - feb, overdag		
		0.67		aug - feb, 's nachts		
		0.89		aug - feb, daggemiddelde		
			0.99	jaargemiddelde	Hongarije	gradiënt
Kirchner et al. (2005)	extensief grasland	1.40		afgeleid uit literatuur	Duitsland	
Philips et al. (2004)		3.94	2.79	zomer, overdag	VS	gradiënt
		0.76	1.69	zomer, 's nachts		
		2.85	2.01	lente, overdag		
		0.62	1.04	lente, 's nachts		
		2.82	1.98	herfst, overdag		
		0.07	0.17	herfst, 's nachts		
		2.41	1.92	winter, overdag		
		0.19	0.27	winter, 's nachts		
			1.71	gemiddelde ^a		
Sutton et al. (1993)	gemaaid grasland	1.60			VK	
Zapletal (1998)		0.77		jaargemiddelde	Tsjechië	weerstand
Zhang et al. (2002)		0.88		zomer, overdag	Canada	weerstand
	<i>Minimum</i>	<i>0.65</i>				
	<i>Maximum</i>	<i>1.71</i>				
	<i>Gemiddelde</i>	<i>1.10</i>				
NH ₃ Heide						
Duyzer et al. (1987) in Sutton et al. (1994)	droge heide	1.90		droog	Nederland	
Erisman & Wyers (1993)		2.20	2.2		Nederland	gradiënt
Erisman et al. (1994)		0.80			Nederland	weerstand
Fowler et al. (1998)		2.63		feb	VK	gradiënt
		0.81		maa		
		1.65		apr		
		1.39		mei		
		0.57		juni		
		0.52		juli		
		0.61		aug		
			1.17	gemiddelde ^a		
Hansen et al. (1998)		1.8		mei	Denemarken	
		1.0		mei		
		2.0		juni		

Referentie	Vegetatietype	v _d (cm s ⁻¹)		Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.						
Hansen et al. (1998)		2.7		juni	Denemarken	
		2.9		juni		
			2.1	gemiddelde ^a		
Nemitz et al. (2004)	droge heide	0.60		overdag, droog	Nederland	gradiënt
		0.69		's nachts, droog		
		1.82		overdag, nat		
		1.63		's nachts, nat		
			1.19	gemiddelde ^a		
Sutton et al. (1992)	hoogland heide	2.8 ^b		(niet bevroren)	VK	
	Minimum	0.80				
	Maximum	2.20				
	Gemiddelde	1.56				
NH ₃	Loofbos					
Puxbaum & Gregori (1998)	eik	0.81		jaargemiddelde (extrapolatie uit 10 maand)	Oostenrijk	weerstand
Rihm (1996) in Schmitt et al. 2005		2.2		jaargemiddelde	Zwitserland	weerstand
Zapletal (1998)		1.95				weerstand
Zhang et al. (2002)		1.21		zomer, overdag	Canada	weerstand
	Minimum	0.81				
	Maximum	2.20				
	Gemiddelde	1.54				
NH ₃	Naaldbos					
Andersen et al. (1993)	fijnspar	2.6		mei - sep	Denemarken	
Andersen et al. (1999)	fijnspar	0.88		stabiele condities	Denemarken	gradiënt
		1.8		oostenwind		
		4.0		westenwind		
		2.2		gemiddelde ^a		
Duyzer et al. (1992)	Douglasspar	3.6		jaarlijks gemiddelde	Nederland	gradiënt
Duyzer et al. (1994)	Douglasspar	2 - 3	2.5	jaarlijks gemiddelde	Nederland	gradiënt
Erisman (1993)	Douglasspar	2.65		nov - april	Hongarije	gradiënt
Horváth et al. (2001)	fijnspar	3.70		overdag	Hongarije	
		1.10		's nachts		
		2.4		gemiddelde ^a		
Kirchner et al. (2005)	fijnspar	2.2		literatuuroverzicht	Hongarije	
Rihm (1996) in Schmitt et al. 2005		3.0		jaargemiddelde	Zwitserland	weerstand
Wyers & Erisman (1998)		2.2 - 3.6	2.9	literatuuroverzicht		
Wyers et al. (1992)	Douglasspar	3.2		aug - dec	Nederland	
Zapletal (1998)		2.0				weerstand
Zimmerling et al. (2001) in Zimmermann et al. (2006)	grove den	3.8			Duitsland	
Zimmermann et al. (2006)	fijnspar	3.33		driejaarlijks gemiddelde	Duitsland	weerstand
Neirynck et al. (2005)	naald- en loofbos	3.5	5.1	overdag	België	gradiënt
		2.4	3.9	's nachts		
		3.0	4.6	gemiddelde 23 maanden		
	Minimum	2.00				
	Maximum	3.80				
	Gemiddelde	2.85				

Referentie	Vegetatietype	v _d (cm s ⁻¹)		Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.						
SO ₂ Grasland						
Davies & Mitchell (1983)		0.74		zomer, overdag, droog	VK	
in Brook et al. (1999)		0.45		zomer, 's nachts, droog		
		0.54		winter, overdag, droog		
		0.42		winter, 's nachts, droog		
		1.28		zomer, overdag, nat		
		1.00		zomer, 's nachts, nat		
		0.95		winter, overdag, nat		
		0.41		winter, 's nachts, nat		
			0.72	gemiddelde ^a		
Erisman (1994)		1.4		overdag, droog	Nederland	weerstand
		1.5		overdag, nat		
		1.3		's nachts, droog		
		1.7		's nachts, nat		
			1.5	gemiddelde ^a		
Erisman et al. (1993)			1.2	0.3 jaargemiddelde	Nederland	gradiënt
Garland (1977)	kort gras	0.85		lente		
in Brook et al. (1999)	medium gras	0.89		winter		
	medium gras	1.19		herfst		
			0.98	gemiddelde ^a		
Meyers et al. (1998)			0.58		VS	weerstand
in Brook et al. (1999)						
Sehmel (1980), Voldner (1986) in Sorimachi et al. (2003)		0.15 - 1.5	0.83	gemiddelde ^a		
Shepherd (1974)		0.8		zomer	VK	
in Brook et al. (1999)		0.3		winter		
			0.55	gemiddelde ^a		
Sorimachi et al. (2003)		0.2		0.1 sep	China	gradiënt
		0.4		0.2 nov		
			0.3	gemiddelde ^a		
Zhang et al. (2002)			0.63	zomer, overdag	Canada	weerstand
	Minimum		0.30			
	Maximum		1.48			
	Gemiddelde		0.81			
SO ₂ Heide						
Erisman & Wyers (1993)			1.6	1.7	Nederland	gradiënt
Erisman (1994)		0.8		overdag, droog	Nederland	weerstand
		1.4		overdag, nat		
		0.9		s nachts, droog		
		1.2		s nachts, nat		
			1.1	gemiddelde ^a		
Erisman et al. (1993)			0.8	0.4 jaargemiddelde	Nederland	gradiënt
Erisman et al. (1994)		0.8 - 1	0.9	jaargemiddelde	Nederland	
Nemitz et al. (2004)	droge heide	0.94		overdag, droog	Nederland	gradiënt
	droge heide	0.48		s nachts, droog		
	droge heide	0.87		overdag, nat		
	droge heide	0.83		s nachts, nat		
	droge heide		0.78	gemiddelde ^a		
	Minimum		0.30			
	Maximum		1.60			
	Gemiddelde		0.84			

Referentie	Vegetatietype	v_d (cm s ⁻¹)	Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.					
SO₂					
Loofbos					
Anderson & Hall (1977)	dwergeik	1.10			
in VMM (2004)	esp	2.10			
Erisman (1993)		1.00		Nederland	
Erisman (1994)		0.3	winter, overdag, droog	Nederland	weerstand
		0.6	winter, overdag, nacht		
		0.1	winter, 's nachts		
		0.33	gemiddelde ^a		
Finkelstein et al. (2000)		0.48	0.45 winter (1 maand)	Canada	gradiënt
in Zhang et al. (2002)		0.60	zomer		
		0.54	gemiddelde ^a		
Garland (1977)		0.30			
in VMM (2004)					
Matsuda et al. (2006)	teak bos	0.21	droog seizoen, overdag	Thailand	gradiënt
		0.10	droog seizoen, 's nachts		
		1.17	nat seizoen, overdag		
		0.34	nat seizoen, 's nachts		
		0.45			
Puxbaum & Gregori (1998)	eik	0.31	jaargemiddelde (extrapolatie uit 10 maand)	Oostenrijk	weerstand
Rihm (1996) in Thimonier et al. (2005)		0.80	jaargemiddelde	Zwitserland	weerstand
Zhang et al. (2002)		0.82	zomer, overdag	Canada	weerstand
	Minimum	0.31			
	Maximum	2.10			
	Gemiddelde	0.83			
SO₂					
Naaldbos					
Erisman (1994)	Douglasspar	0.7	overdag, droog	Nederland	weerstand
		2.3	's nachts, droog		
		0.7	overdag, nat		
		2.5	's nachts, nat		
		1.55	gemiddelde ^a		
Erisman et al. (1999)	Douglasspar	1.50	driejaarlijks gemiddelde	Nederland	gradiënt
Granat & Richter (1995)	<i>Pinus</i>	0.33	herfst, droog		
Hovmand and Kemp (1996)		1.10		Denemarken	
Johansson et al. (1983)		0.5	zomer		
in Brook et al. (1999)		0.1	winter		
		0.30	gemiddelde ^a		
Kovacks & Horvath (2004)	fijnspar	0.64	jaargemiddelde	Hongarije	gradiënt
Mohr et al. (2005)		1.7	tweejaarlijks gemiddelde	Duitsland	
Rihm (1996) in Thimonier et al. (2005)		0.80	jaargemiddelde	Zwitserland	
Zhang et al. (2002)	naald- en loofbos	0.86	0.53 lente, zomer en herfst	VSA	gradiënt
		0.89	zomer, overdag	Canada	weerstand
Zimmermann et al. (2006)	fijnspar	1.32	driejaarlijks gemiddelde	Duitsland	weerstand
	Minimum	0.30			
	Maximum	1.70			
	Gemiddelde	1.00			

Referentie	Vegetatietype	v _d (cm s ⁻¹)		Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.						
NO ₂	Grasland					
Hesterberg et al. (1996)		0.19	0.102	augustus	Zwitserland	gradiënt
		0.11	0.016	februari		
		0.24	0.132	mei		
			0.19	gemiddelde ^a		
Kirchner et al. (2005)			0.17	gebaseerd op literatuuroverzicht		
Lövlblad, Erisman, Fowler (1993) in VMM (2004)			0.35			
Marner & Harrison (2004)		0.17		lente		model van
		0.25		zomer		Nicholson
		0.15		herst		et al.
		0.08		winter		(2001)
			0.16	gemiddelde ^a		
Zhang et al. (2002)			0.60	zomer, overdag	Canada	weerstand
Trebs et al. (2006)		0.7		overdag	Brazilië	gradiënt
		0.2		s nachts		
			0.45	gemiddelde ^a		
	Minimum		0.16			
	Maximum		0.60			
	Gemiddelde		0.32			
NO ₂	Heide					
Duyzer et al. (1992)		0.10	0.10		Nederland	
in VMM (2004)		0.50	0.50		Nederland	
Erisman et al. (1994)		0.1 - 0.4	0.25		Nederland	
	Minimum		0.10			
	Maximum		0.50			
	Gemiddelde		0.28			
NO ₂	Loofbos					
Horii et al. (2004)	gemengd loofbos		0.20	apr - nov	VS	
Marner & Harisson (2004)		0.2		lente		Puxbaum
		0.6		zomer		& Gregori
		0.23		herst		(1998)
		0.02		winter		
			0.26	gemiddelde ^a		
Puxbaum & Gregori (1998)	eik21		0.26	jaargemiddelde (extrapolatie uit 10 maand)	Oostenrijk	weerstand
Rihm (1996) in Schmitt et al. (2005)			0.3	jaargemiddelde	Zwitserland	
Smith et al. (2000)		0.1 - 0.3	0.2	literatuuroverzicht		
	Minimum		0.20			
	Maximum		0.30			
	Gemiddelde		0.24			
NO ₂	Naaldbos					
Hansen & Nielsen (1998)	fijnspar		0.40	tweejaarlijks gemiddelde	Denemarken	
Erisman (1994)	Douglasspar		0.24	1 jaar		gradiënt
Hanson et al. (1989)	<i>Picea rubens</i>		0.18			
Kirchner et al. (2005)	fijnspar		0.35	literatuuroverzicht		
Mohr et al. (2005)	grove den		0.2	tweejaarlijks gemiddelde	Duitsland	

Referentie	Vegetatietype	v_d (cm s ⁻¹)		Periode	Land	Methode
Periodiek Gemidd. St. afw.						
Rihm (1996) in Schmitt et al. (2005)		0.4		jaargemiddelde	Zwitserland	
Rondon et al. (1993)	grove den	0.15	0.13	zomer	Zweden	
	fijnspar	0.14	0.11	zomer	Zweden	
Zimmermann et al. (2006)	fijnspar	0.12		driejaarlijks gemiddelde	Duitsland	weerstand
	<i>Minimum</i>	<i>0.12</i>				
	<i>Maximum</i>	<i>0.40</i>				
	<i>Gemiddelde</i>	<i>0.24</i>				

^a Zelf berekend rekenkundig gemiddelde van de v_d -waarden voor de vermelde omstandigheden en/of periodes.

^b Waarde niet gebruikt bij berekening van minimum, maximum en gemiddelde v_d omdat te afwijkend van andere waarden

Bijlage 3: Depositiesnelheden (samenvatting)

Overzicht van literatuurwaarden voor de depositiesnelheid (v_d , cm s^{-1}) in VMM (2004) en in het huidige studie/berekening. N geeft het aantal studies weer per verzurende component en vegetatietype. Ratio A is de verhouding tussen de gemiddelde v_d in de bootstrap van het huidige onderzoek t.o.v. het gemiddelde volgens de literatuurstudie in Bijlage 1. Ratio B is de verhouding tussen de gemiddelde v_d in de bootstrap van het huidige onderzoek t.o.v. het gemiddelde in VMM (2004).

Vegetatietype		Depositiesnelheid (cm s^{-1})											Verhouding	
		VMM (2004)				Literatuurstudie Bijlage 1				Huidige studie			Ratio A	Ratio B
		N	Min	Max	Gemidd.	n	Min	Max	Gemidd.	Min	Max	Gemidd.		
NH ₃	Grasland	2	0.65	0.80	0.73	7	0.7	1.7	1.10	0.7	1.5	1.1	1.00	1.51
	Heide	5	1.17	2.10	1.61	6	0.8	2.2	1.56	0.8	2.2	1.5	0.96	0.93
	Loofbos	4	1.00	3.00	1.95	4	0.8	2.2	1.54	0.8	3.0	1.9	1.23	0.97
	Naaldbos	7	1.68	4.90	3.06	13	2.0	3.8	2.85	2.0	3.8	2.9	1.02	0.95
NO ₂	Grasland	4	0.19	0.35	0.28	6	0.2	0.5	0.26	0.1	0.4	0.25	0.95	0.89
	Heide	2	0.10	0.50	0.30	3	0.1	0.4	0.28	0.1	0.4	0.25	0.91	0.83
	Loofbos	- ^a	- ^a	- ^a	0.31^a	4	0.2	0.3	0.24	0.1	0.4	0.25	1.02	0.81
	Naaldbos	1	0.24	0.24	0.24	8	0.1	0.4	0.24	0.1	0.4	0.25	1.03	1.04
SO ₂	Grasland	8	0.70	3.50	1.39	9	0.3	1.5	0.81	0.3	1.5	0.9	1.12	0.65
	Heide	1	0.80	0.80	0.80	4	0.8	1.6	1.03	0.8	1.6	1.2	1.43	1.50
	Loofbos	3	0.30	2.10	1.17	9	0.3	2.1	0.83	0.3	1.5	0.9	1.09	0.77
	Naaldbos	3	1.38	2.83	1.98	11	0.3	1.7	1.00	0.3	1.7	1.0	1.00	0.51

^a In rapport VMM (2004) wordt een waarde van 1.90 gebruikt, maar deze waarde werd met terugwerkende kracht aangepast naar 0.31 cm s^{-1} wegens nieuwe literatuurgegevens.

Bijlage 4: Statistische beschrijving van de meetplaatsen

Natte depositie

Natte depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- en SO_4^{2-} en geschatte standaardafwijking in 2009 per meetplaats.

	Berekende natte depositie					Standaardafwijking				
	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	N+S	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	N+S
BO01	272	5.2	166	151	595	39	0.8	24	19	80
GN06	389	6.6	221	225	842	70	1.3	47	37	152
KP01	411	5.5	244	318	978	49	0.9	29	35	107
KK01	294	4.2	193	254	744	49	1.1	30	37	106
MA02	383	5.7	231	194	814	60	0.7	35	29	122
RT01	354	5.7	192	194	746	38	0.8	20	20	76
TE01	306	4.2	176	157	643	44	0.7	25	21	87
WN01	449	7.2	191	224	871	66	1.4	33	35	132
ZW01	329	5.7	173	184	692	47	1	27	28	98

Droge depositie

Berekende droge depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van NH_3 , NO_2 en SO_2 in 2009 per meetplaats.

	NH_3				NO_2				SO_2			
	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald
BO01	402	548	694	1060	358	358	358	358	230	307	230	256
GN06	739	1007	1276	1948	397	397	397	397	313	418	313	348
KP01	408	556	704	1075	355	355	355	355	364	485	364	404
KK01	550	750	950	1450	271	271	271	271	233	311	233	259
MA02	483	658	834	1272	301	301	301	301	165	220	165	183
RT01	707	965	1222	1865	289	289	289	289	173	230	173	192
TE01	277	378	478	730	223	223	223	223	109	145	109	121
WN01	1559	2126	2693	4110	281	281	281	281	200	267	200	223
ZW01	827	1128	1429	2182	297	297	297	297	203	271	203	226
AA01	619	844	1070	1633								
BA01	1021	1393	1764	2693								
EK04	355	485	614	937								
IC01	1079	1471	1863	2844								
IC02	910	1241	1571	2398								
IC03	1680	2291	2902	4430								
IP01	1525	2079	2634	4020								
ME01	838	1143	1448	2211								
TI01	797	1086	1376	2100								
WA01	1319	1799	2278	3478								

Geschatte standaardafwijking op de berekende droge depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) van NH_3 , NO_2 en SO_2 in 2009 per meetplaats.

	NH_3				NO_2				SO_2			
	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald
BO01	95	160	245	224	128	129	128	129	90	66	90	105
GN06	170	288	445	393	140	141	141	140	124	90	125	145
KP01	100	165	252	234	126	126	126	126	142	98	142	165
KK01	129	216	334	300	96	96	96	96	91	63	91	106
MA02	122	202	307	291	106	107	107	106	65	45	65	75
RT01	167	281	431	390	103	103	103	103	68	48	68	79
TE01	69	114	173	162	80	80	80	80	43	30	43	50
WN01	339	585	914	770	100	100	100	100	78	53	78	91
ZW01	195	328	501	457	106	106	106	106	79	55	79	93
AA01	164	263	393	396								
BA01	162	259	386	395								
EK04	161	255	379	392								
IC01	166	270	399	400								
IC02	167	267	400	401								
IC03	166	266	394	405								
IP01	165	263	395	394								
ME01	167	269	400	402								
TI01	164	263	394	395								
WA01	166	268	400	400								

Geschatte standaardafwijking op de berekende droge depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) in 2009 per meetplaats.

	N+S- depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)				Standaardafwijking ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)			
	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald
BO01	990	1213	1283	1674	186	219	291	280
GN06	1450	1823	1987	2693	251	331	480	436
KP01	1127	1396	1423	1834	211	225	311	305
KK01	1055	1333	1455	1981	183	244	359	330
MA02	949	1179	1300	1757	170	227	325	311
RT01	1169	1483	1683	2345	204	300	445	405
TE01	609	746	810	1074	112	141	193	183
WN01	2040	2674	3174	4613	361	596	922	778
ZW01	1328	1696	1929	2704	233	347	515	475

Totale depositie

Geschatte standaardafwijking op de berekende totale depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) in 2009 per meetplaats.

	N+S- depositie ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)				Standaardafwijking ($\text{Zeq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)			
	Gras	Heide	Loof	Naald	Gras	Heide	Loof	Naald
BO01	1585	1808	1877	2268	195	227	298	287
GN06	2292	2665	2829	3535	291	362	501	459
KP01	2105	2375	2402	2813	233	245	325	318
KK01	1799	2077	2199	2725	210	264	373	345
MA02	1762	1993	2113	2570	207	256	347	333
RT01	1915	2230	2429	3092	212	304	448	407
TE01	1252	1389	1453	1717	138	162	210	199
WN01	2911	3545	4045	5484	373	600	923	775
ZW01	2020	2388	2621	3396	247	356	521	479

Bijlage 5: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van SO₂ in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Meetplaats	x	y	meetwaarde (µg/m ³)	modelwaarde (µg/m ³)	gekalibreerde modelwaarde (µg/m ³)
40BE06	181409	224440	12	13	8
40GK09	229010	181080	3	5	3
40HB23	148059	206699	11	13	8
40TS20	201786	195321	4	6	3
40WZ02	209614	209545	5	8	5
42M802	153884	216790	7	15	10
42N016	205542	214045	2	5	3
42N027	236644	203352	2	5	3
42N035	182928	185359	3	5	3
42N045	220258	181520	2	4	2
42R020	154777	181235	3	6	4
42R801	154407	211080	5	12	7
42R815	147446	211639	7	12	7
42R820	155302	223403	6	10	6
42R821	141724	211734	5	9	5
42R822	148082	217156	19	30	19
42R830	142601	223162	7	12	7
42R831	147976	226558	7	11	7
42R891	151159	216212	16	21	13
42R892	143727	217020	9	15	9
42R893	151187	219057	9	19	12
42R894	148656	219293	15	26	17
42R897	148139	215578	10	19	12
44M702	107569	206396	5	6	3
44N002	69993	225436	5	12	7
44N029	24655	191071	2	4	2
44N052	76269	167678	3	6	4
44R701	105169	194435	4	8	5
44R721	104275	197850	10	9	5
44R731	105947	201811	6	8	5
44R740	110815	204603	5	9	5
44R750	111845	209705	7	9	5
47E716	101919	195427	4	7	4
gemiddelde			6.67	10.88	6.61

Bijlage 6: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van NO₂ in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Meetplaats	x	y	meetwaarde (µg/m³)	modelwaarde (µg/m³)	gekalibreerde modelwaarde (µg/m³)
40GK09	229010	181080	27	25	21
40HB23	148059	206699	32	33	29
40LD01	194547	200179	26	38	34
40LD02	195705	201347	23	30	26
40ML01	156569	189536	33	36	32
40OB01	75367	179078	27	26	22
40SZ01	159524	178259	31	37	33
40SZ02	160087	178087	29	33	29
42M802	153884	216790	43	48	45
42N016	205542	214045	22	23	18
42N027	236644	203352	21	24	20
42N040	139873	161970	19	26	22
42N045	220258	181520	27	29	25
42N046	237970	175401	22	25	21
42N054	201869	155940	20	30	34
42R010	154201	172749	31	35	31
42R020	154777	181235	35	33	29
42R801	154407	211080	45	44	40
42R811	158560	215807	33	39	35
42R815	147446	211639	34	41	38
42R821	141724	211734	29	33	29
42R822	148082	217156	40	42	38
42R830	142601	223162	28	32	28
42R831	147976	226558	34	37	33
42R832	148937	196707	34	41	38
42R841	157059	188039	32	39	35
42R891	151159	216212	39	45	42
42R892	143727	217020	38	35	31
42R893	151187	219057	40	40	36
42R894	148656	219293	38	40	36
42R897	148139	215578	36	43	39
44M702	107569	206396	25	27	23
44M705	64521	182374	28	27	23
44N012	79753	216530	19	24	20
44N029	24655	191071	16	20	16
44N052	76269	167678	25	29	25
44R701	105169	194435	34	37	33
44R710	108394	194736	27	34	30
44R721	104275	197850	29	34	30
44R731	105947	201811	28	33	29
44R740	110815	204603	28	35	31
44R750	111845	209705	30	35	31
47E716	101919	195427	24	36	32
gemiddelde			29.79	33.79	30.05

Bijlage 7: VLOPS - overzicht van de bij de validatie van NH₃ in 2009 gebruikte meetplaatsen en waarden

Meetplaats	x	y	meetwaarde (µg/m ³)	modelwaarde (µg/m ³)	gekalibreerde modelwaarde (µg/m ³)
30BO01	160364	190774	1.97	1.40	2.23
30MA02	237024	183722	2.37	1.26	2.00
30TE01	186469	181496	1.36	1.63	2.59
30TI01	191242	163735	3.91	1.89	2.66
30AA01	127497	179140	3.03	1.65	2.43
30IP01	49179	168819	7.47	5.08	6.13
30KK01	30270	202583	2.70	1.30	2.02
30ZW01	79838	164143	4.06	3.34	4.39
30EK04	219589	200174	1.74	1.52	2.41
30KP01	158181	226446	2.00	1.97	2.92
30ME01	177649	218166	4.11	2.35	3.21
30RT01	197815	213657	3.47	2.75	3.72
30BA01	63482	220489	5.01	2.68	3.56
30GN06	101995	195333	3.62	2.57	3.50
30IC01	56608	196075	5.29	5.39	6.85
30IC02	56745	196331	4.46	5.19	6.64
30IC03	58205	197064	8.24	6.10	7.23
30WA01	131436	198950	6.46	4.09	5.10
30WN01	77532	197025	7.64	7.57	9.88
gemiddelde			4.15	3.14	4.18

Bijlage 8: VLOPS-berekeningen: gemiddelde deposities in 2009 per gemeente

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
AALST	563	652	605	1821	17.60
AALTER	552	627	1655	2834	31.95
AARSCHOT	612	671	489	1772	16.23
AARTSELAAR	731	768	511	2010	17.90
AFFLIGEM	602	729	566	1897	18.12
ALKEN	484	586	544	1615	15.83
ALVERINGEM	492	468	1025	1986	20.90
ANTWERPEN	1423	833	585	2841	19.86
ANZEGEM	538	547	843	1928	19.47
ARDOOIE	550	581	1828	2959	33.72
ARENDONK	752	631	1293	2676	26.93
AS	616	640	609	1866	17.48
ASSE	548	679	549	1776	17.20
ASSENEDE	581	572	1180	2332	24.52
AVELGEM	547	541	702	1790	17.41
BAARLE-HERTOG	786	658	2059	3503	38.02
BALEN	698	619	706	2024	18.56
BEERNEM	525	585	1410	2520	27.93
BEERSE	1022	656	980	2659	22.90
BEERSEL	502	684	532	1718	17.02
BEGIJNENDIJK	591	629	420	1639	14.68
BEKKEVOORT	522	634	687	1843	18.50
BERINGEN	660	638	549	1847	16.62
BERLAAR	701	645	706	2051	18.90
BERLARE	623	639	764	2026	19.66
BERTEM	557	736	499	1792	17.29
BEVER	448	513	672	1633	16.60
BEVEREN	911	675	940	2526	22.61
BIERBEEK	539	641	561	1741	16.83
BILZEN	549	612	641	1801	17.53
BLANKENBERGE	564	554	657	1775	16.95
BOCHOLT	600	600	1072	2273	23.41
BOECHOUT	916	726	527	2169	17.56
BONHEIDEN	630	658	458	1746	15.63
BOOM	659	716	481	1855	16.76
BOORTMEERBEEK	600	657	449	1706	15.47
BORGLOON	513	592	602	1707	16.72
BORNEM	736	644	586	1966	17.22
BORSBEEK	921	776	498	2194	17.81
BOUTERSEM	506	616	560	1682	16.46
BRAKEL	525	539	695	1760	17.28
BRASSCHAAT	1288	776	604	2668	19.32
BRECHT	961	722	1174	2857	26.55
BREDENE	594	552	475	1620	14.37
BREE	547	583	989	2119	22.01

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
BRUGGE	651	616	812	2079	19.99
BUGGENHOUT	660	631	647	1938	17.90
DAMME	519	561	957	2038	21.26
DE HAAN	536	537	642	1714	16.50
DE PANNE	603	532	499	1634	14.43
DE PINTE	559	712	730	2001	20.18
DEERLIJK	501	614	851	1966	20.52
DEINZE	559	582	1227	2368	25.32
DENDERLEEUEW	569	618	548	1736	16.34
DENDERMONDE	590	600	646	1836	17.44
DENTERGEM	514	530	1544	2587	29.04
DESSEL	792	643	802	2237	20.23
DESTELBERGEN	638	740	622	2000	19.06
DIEPENBEEK	480	605	508	1593	15.58
DIEST	555	622	588	1765	16.94
DIKSMUIDE	482	488	1180	2149	23.34
DILBEEK	531	702	505	1738	16.89
DILSEN-STOKKEM	583	619	671	1873	18.06
DROGENBOS	556	724	510	1790	17.24
DUFFEL	813	682	478	1973	16.25
EDEGEM	806	792	517	2116	18.35
EEKLO	530	571	1386	2486	27.39
ERPE-MERE	553	640	669	1861	18.32
ESSEN	903	624	1379	2905	28.03
EVERGEM	642	588	1032	2262	22.67
GALMAARDEN	493	530	675	1698	16.87
GAVERE	562	573	722	1857	18.14
GEEL	632	668	782	2082	20.30
GEETBETS	501	570	614	1685	16.58
GENK	598	660	489	1747	16.09
GENT	674	721	711	2106	20.05
GERAARDSBERGEN	501	547	656	1704	16.84
GINGELOM	461	587	424	1472	14.15
GISTEL	504	562	1032	2098	22.32
GLABBEEK	515	573	648	1736	17.10
GOOIK	489	549	679	1717	17.19
GRIMBERGEN	590	718	456	1763	16.42
GROBBENDONK	809	748	761	2319	21.13
HAACHT	625	659	518	1802	16.48
HAALTERT	498	564	580	1642	16.01
HALEN	525	620	618	1762	17.32
HALLE	545	682	610	1837	18.09
HAM	857	670	607	2134	17.88
HAMME	657	629	749	2035	19.30
HAMONT-ACHEL	637	607	890	2134	20.95
HARELBEKE	535	631	843	2010	20.66
HASSELT	504	628	502	1633	15.81
HECHTEL-EKSEL	678	637	604	1919	17.37
HEERS	477	573	584	1634	16.20
HEIST-OP-DEN-BERG	641	620	558	1819	16.49

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
HEMIKSEM	600	596	438	1634	14.48
HERENT	556	679	475	1710	16.17
HERENTALS	733	698	721	2152	19.86
HERENTHOUT	745	656	791	2192	20.27
HERK-DE-STAD	526	591	593	1710	16.58
HERNE	479	539	715	1733	17.55
HERSELT	696	647	606	1949	17.54
HERSTAPPE	453	589	642	1684	17.22
HERZELE	545	578	680	1803	17.60
HEUSDEN-ZOLDER	580	688	493	1761	16.53
HEUVELLAND	418	486	1087	1991	22.02
HOEGAARDEN	465	597	525	1588	15.72
HOEILAART	750	789	557	2096	18.86
HOESEL	501	601	628	1731	17.22
HOLSBEKE	605	684	534	1823	17.05
HOOGLEDE	557	511	1707	2775	31.04
HOOGSTRATEN	846	679	1703	3228	33.34
HOREBEKE	602	564	782	1948	18.85
HOUTHALEN-HELCHTEREN	611	661	531	1804	16.69
HOUTHULST	490	482	1289	2261	24.80
HOVE	877	710	590	2178	18.21
HULDENBERG	532	614	527	1674	15.98
HULSHOUT	635	611	549	1796	16.25
ICHTEGEM	533	518	1606	2656	29.72
IEPER	451	504	1140	2095	23.02
INGELMUNSTER	506	526	970	2002	20.95
IZEGEM	517	574	1107	2198	23.54
JABBEKE	528	586	1053	2167	22.94
KALMTHOUT	1150	677	1013	2839	23.64
KAMPENHOUT	620	678	433	1731	15.56
KAPELLEN	1551	750	660	2961	19.74
KAPELLE-OP-DEN-BOS	596	640	597	1833	17.33
KAPRIJKE	579	561	1564	2704	29.75
KASTERLEE	727	652	982	2360	22.87
KEERBERGEN	563	604	418	1585	14.31
KINROOI	539	585	1143	2266	24.19
KLUISBERGEN	729	584	789	2101	19.21
KNESSELARE	526	558	1469	2552	28.38
KNOKKE-HEIST	716	608	663	1987	17.80
KOEKELARE	507	494	1683	2684	30.47
KOKSIJDE	528	498	546	1571	14.61
KONTICH	889	771	600	2259	19.18
KORTEMARK	547	495	1509	2552	28.07
KORTENAKEN	535	579	709	1823	18.04
KORTENBERG	639	744	478	1861	17.11
KORTESSEM	500	587	620	1707	16.90
KORTRIJK	544	628	685	1857	18.38
KRAAINEM	704	813	428	1944	17.38
KRUIBEKE	999	746	985	2729	24.21
KRUISHOUTEM	568	639	971	2179	22.55

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
KUURNE	486	572	706	1765	17.90
LAAKDAL	627	659	612	1898	17.79
LAARNE	636	711	735	2082	20.24
LANAKEN	595	629	602	1825	17.23
LANDEN	466	576	455	1497	14.44
LANGEMARK-POELKAPELLE	498	493	1369	2360	26.06
LEBBEKE	591	602	582	1776	16.58
LEDE	555	621	620	1796	17.37
LEDEGEM	493	550	1321	2364	26.19
LENDELEDE	484	542	1114	2140	23.18
LENNIK	549	594	642	1785	17.30
LEOPOLDSBURG	678	631	527	1836	16.21
LEUVEN	584	721	454	1760	16.46
LICHTERVELDE	543	558	2159	3260	38.03
LIEDEKERKE	588	584	537	1709	15.69
LIER	816	710	541	2067	17.51
LIERDE	535	548	722	1804	17.78
LILLE	751	693	974	2418	23.34
LINKEBEEK	502	643	439	1584	15.15
LINT	842	687	523	2052	16.94
LINTER	506	573	647	1727	17.08
LOCHRISTI	820	682	880	2382	21.88
LOKEREN	668	645	923	2237	21.95
LOMMEL	789	626	618	2033	17.41
LONDERZEEL	616	636	678	1930	18.39
LO-RENINGE	470	472	1251	2193	24.12
LOVENDEGEM	532	570	1070	2172	22.97
LUBBEEK	547	615	586	1748	16.82
LUMMEN	559	738	683	1980	19.89
MAARKEDAL	601	554	846	2001	19.60
MAASEIK	557	597	844	1998	20.17
MAASMECHELEN	570	658	558	1786	17.02
MACHELEN	564	883	384	1831	17.73
MALDEGEM	524	575	1182	2281	24.60
MALLE	849	675	877	2401	21.73
MECHELEN	621	731	484	1836	17.03
MEERHOUT	587	652	804	2042	20.38
MEEUWEN-GRUITRODE	619	608	827	2054	20.09
MEISE	600	708	574	1882	17.94
MELLE	561	771	675	2007	20.25
MENEN	465	601	726	1792	18.58
MERCHTEM	599	649	646	1894	18.13
MERELBEKE	602	648	683	1934	18.65
MERKSPLAS	970	641	1418	3029	28.84
MESEN	420	508	1000	1928	21.14
MEULEBEKE	558	544	1430	2532	27.63
MIDDELKERKE	505	538	811	1854	18.89
MOERBEKE	841	641	936	2417	22.07
MOL	785	671	749	2205	19.88
MOORSLEDE	483	513	1230	2226	24.40

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
MORTSEL	897	769	513	2179	17.95
NAZARETH	579	701	1011	2291	23.97
NEERPELT	650	608	912	2170	21.27
NEVELE	577	637	1339	2553	27.67
NIEL	854	686	578	2118	17.70
NIEUWERKERKEN	496	576	544	1616	15.68
NIEUWPOORT	497	515	697	1709	16.98
NIJLEN	737	671	570	1978	17.37
NINOVE	507	560	654	1721	16.99
OLEN	675	688	639	2002	18.58
OOSTENDE	573	582	586	1741	16.35
OOSTERZELE	580	609	722	1911	18.64
OOSTKAMP	519	595	1408	2522	28.04
OOSTROZEBEKE	546	545	1442	2534	27.83
OPGLABBEEK	598	617	559	1774	16.46
OPWIJK	584	616	611	1812	17.18
OUDENAARDE	623	566	716	1904	17.94
OUDENBURG	509	575	949	2033	21.34
OUD-HEVERLEE	610	673	520	1803	16.71
OUD-TURNHOUT	719	658	1112	2489	24.77
OVERIJSE	564	684	471	1719	16.17
OVERPELT	702	625	681	2008	18.29
PEER	554	581	848	1984	20.01
PEPINGEN	515	576	809	1900	19.38
PITTEM	556	543	2119	3218	37.28
POPERINGE	447	476	956	1879	20.06
PUTTE	694	645	532	1870	16.47
PUURS	639	686	579	1904	17.71
RANST	894	765	687	2346	20.33
RAVELS	739	626	1591	2955	31.03
RETIE	665	642	1034	2341	23.46
RIEMST	516	609	729	1854	18.73
RIJKEVORSEL	870	645	1297	2812	27.18
ROESELARE	524	562	1243	2329	25.27
RONSE	529	537	639	1705	16.46
ROOSDAAL	526	569	580	1675	16.08
ROTSELAAR	632	692	473	1798	16.31
RUISELEDE	537	550	2051	3137	36.41
RUMST	914	801	598	2314	19.60
SHELLE	715	660	508	1883	16.35
SCHERPENHEUVEL-ZICHEM	574	625	527	1726	16.12
SCHILDE	1004	730	570	2304	18.19
SCHOTEN	1257	854	586	2698	20.17
SINT-AMANDS	633	633	662	1928	18.12
SINT-GENESIUS-RODE	624	676	524	1824	16.80
SINT-GILLIS-WAAS	720	642	1093	2454	24.28
SINT-KATELIJNE-WAVER	849	699	492	2040	16.68
SINT-LAUREINS	525	556	1094	2174	23.08
SINT-LIEVENS-HOUTEM	534	625	621	1781	17.46
SINT-MARTENS-LATEM	539	596	732	1866	18.60

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
SINT-NIKLAAS	674	664	912	2250	22.06
SINT-PIETERS-LEEUV	504	609	549	1661	16.21
SINT-TRUIDEN	515	608	515	1639	15.73
SPIERE-HELKIJN	513	565	659	1737	17.14
STABROEK	1690	807	737	3234	21.61
STADEN	557	498	1834	2889	32.65
STEENOKKERZEEL	561	735	384	1680	15.66
STEKENE	740	629	982	2351	22.55
TEMSE	743	735	782	2261	21.24
TERNAT	553	676	555	1784	17.23
TERVUREN	731	746	502	1979	17.47
TESSENDERLO	669	642	597	1908	17.35
TIELT	532	543	2007	3083	35.70
TIELT-WINGE	569	625	572	1765	16.75
TIENEN	507	610	594	1712	16.86
TONGEREN	488	588	572	1648	16.25
TORHOUT	563	521	1909	2993	34.01
TREMELO	586	592	427	1604	14.26
TURNHOUT	820	678	934	2432	22.56
VEURNE	540	504	867	1910	19.19
VILVOORDE	663	809	446	1917	17.57
VLETEREN	463	479	1209	2151	23.62
VOEREN	508	610	921	2039	21.44
VORSELAAR	799	734	846	2379	22.13
VOSELAAR	884	735	817	2436	21.72
WAARSCHOOT	570	566	1233	2369	25.18
WAASMUNSTER	688	756	904	2349	23.25
WACHTEBEKE	883	650	821	2354	20.60
WAREGEM	505	606	794	1905	19.60
WELLEN	488	568	525	1580	15.30
WEMMEL	571	757	473	1800	17.20
WERVIK	434	545	1148	2127	23.69
WESTERLO	659	647	668	1974	18.42
WETTEREN	573	661	704	1939	19.12
WEVELGEM	446	589	1008	2043	22.35
WEZEMBEEK-OPPEM	653	758	428	1839	16.61
WICHELEN	550	579	649	1777	17.18
WIELSBEKE	512	537	1295	2345	25.66
WIJNEGEM	1002	831	499	2331	18.60
WILLEBROEK	657	684	532	1873	17.02
WINGENE	549	540	2338	3426	40.29
WOMMELGEM	894	865	468	2228	18.67
WORTEGEM-PETEGEM	667	573	900	2140	20.60
WUUSTWEZEL	933	688	1589	3210	31.87
ZANDHOVEN	794	782	760	2336	21.58
ZAVENTEM	601	802	393	1797	16.75
ZEDELGEM	526	548	1420	2494	27.55
ZELE	630	671	896	2197	21.94
ZELZATE	944	661	711	2316	19.21
ZEMST	608	702	501	1811	16.84

gemeente	SOx-depositie (Zeq/ha.j)	NOy-depositie (Zeq/ha.j)	NHx-depositie (Zeq/ha.j)	totale verzurende depositie (Zeq/ha.j)	totale vermestende depositie (kg N/ha)
ZINGEM	601	583	816	2000	19.59
ZOERSEL	886	719	650	2255	19.16
ZOMERGEM	532	555	1257	2344	25.37
ZONHOVEN	572	669	492	1733	16.26
ZONNEBEKE	479	516	1369	2363	26.38
ZOTTEGEM	499	550	604	1653	16.16
ZOUTLEEUW	502	577	568	1647	16.03
ZUIENKERKE	523	554	839	1916	19.50
ZULTE	550	571	1053	2174	22.74
ZUTENDAAL	632	631	536	1799	16.33
ZWALM	574	577	695	1847	17.81
ZWEVEGEM	498	547	823	1867	19.17
ZWIJNDRECHT	1269	813	692	2775	21.07