



TOEKOMSTVERKENNING MIRA 2009

Wetenschappelijk rapport

Verzuring

Coördinerend auteur

Philip Van Avermaet, Dienst Lucht, VMM

Auteurs

David Celis, Dienst Lucht, VMM

Frans Fierens, IRCEL, VMM

Felix Deutsch, Liliane Janssen, Nele Veldeman, Peter Viaene, Unit Ruimtelijke Milieuaspecten, VITO

Jeroen Staelens, Karen Wuyts, An De Schrijver, Kris Verheyen, Laboratorium voor Bosbouw, UGent

Line Vancraeynest, Stijn Overloop, MIRA-team, VMM

Experten

Maarten Hens, Johan Neiryndck, INBO

Steven Lauwereins, Afdeling Lucht, Hinder, Risicobeheer, Milieu & Gezondheid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Jeroen Staelens, Laboratorium voor Bosbouw, UGent

Philippe Van Haver, Afdeling Milieu-, Natuur- en Energiebeleid, Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

Laatst bijgewerkt: december 2009

Inhoudsopgave

0 Context	10
Toekomstverkenning milieu en natuur.....	10
Scenario's	10
Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang.....	10
Samenhang MIRA-NARA	14
1 Beschrijving van het milieuthema verzuring	15
1.1 Definitie	15
1.2 Natuurlijke zuurtegraad en bepaling van verzuring	16
1.3 Natte, droge en occulte depositie	16
1.4 Potentiële verzurende depositie	16
1.5 Oorzaken van verzurende depositie.....	17
1.6 Gevolgen voor mens en milieu	18
1.6.1 Gevolgen voor het oppervlaktewater	18
1.6.2 Gevolgen voor de bodem	18
1.6.3 Gevolgen voor vegetatie	18
1.6.4 Gevolgen voor dieren	19
1.6.5 Gevolgen voor de mens.....	19
1.6.6 Gevolgen voor gebouwen en materialen.....	19
1.7 Gevolgen voor ecosystemen	19
1.7.1 Kritische lasten voor verzuring voor grasland, heide en bos.....	19
1.7.2 Dynamische modellering van de evolutie van bosbodems voor verzuring	20
2 Methode: beschrijving OPS-model en aannames	21
2.1 Algemene werkwijze	21
2.2 E-map	22
2.2.1 Korte beschrijving E-map tool.....	22
2.2.2 Aanmaken emissiebestanden voor OPS en BelEUROS.....	23
2.3 OPS	30
2.3.1 Beschrijving OPS-model.....	30
2.3.2 Upgrade OPS-model Vlops.07 naar Vlops.08	32
2.3.3 Validatie OPS-model Vlops.08	36
2.4 Bepaling overschrijding kritische lasten	43
2.4.1 Omzetting natuurcategorieën ruimtemodel	43
2.4.2 Kritische lasten voor verzuring	46
2.4.3 Bosrandeffecten.....	49
2.4.4 OPS-data	63
2.4.5 Landgebruikkaarten	63
2.4.6 Berekening overschrijding kritische lasten	65
2.5 Dynamische modellering van bosboderverzuring	67
2.5.1 Dynamische modellering met het VSD-model.....	68
2.5.2 Beschrijving invoergegevens	69
2.5.3 Streeflasten.....	74
3 Inhoud van de scenario's: emissies	75
3.1 Vlaamse emissies.....	75
3.1.1 REF-scenario	75
3.1.2 EUR-scenario.....	76
3.1.3 Overzicht.....	76
3.2 Internationale emissies	81
3.2.1 Algemene beschrijving.....	81
3.2.2 REF-scenario tot 2020	81
3.2.3 EUR-scenario tot 2020	83
3.2.4 REF- en EUR-scenario 2025 en 2030	85
3.2.5 Emissies voor internationale scheepvaart.....	86
3.2.6 Opvullen van emissies voor ontbrekende landen ("gap-filling")	89

3.2.7 Combinatie van de Vlaamse emissies voor het REF- en het EUR-scenario met de niet-Vlaamse emissies.....	90
3.2.8 Overzicht emissiegegevens.....	91
3.3 Vergelijking trend Vlaamse en niet-Vlaamse emissies	92
3.3.1 REF-scenario	92
3.3.2 EUR-scenario.....	94
4 Resultaten en bespreking.....	96
4.1 Verzurende depositie.....	96
4.1.1 Inleiding.....	96
4.1.2 Gebruikte meteoset	98
4.1.3 Gemiddelde verzurende depositie (totaal en per pollutant).....	102
4.1.4 Spreiding verzurende depositie (totaal en per pollutant).....	104
4.1.5 Aandeel van de sectoren en niet-Vlaamse import in de verzurende deposities.....	113
4.2 Overschrijding kritische lasten.....	116
4.2.1 Inleiding.....	116
4.2.2 Invloed van bosrandeffect.....	116
4.2.3 Overschrijding kritische lasten verzuring	117
4.3 Dynamische modellering bosbodemverzuring	125
4.3.1 Verzurende depositie op bos	125
4.3.2 Bodemtoestand 2010-2030 in het REF- en EUR-scenario	128
4.3.3 Wanneer is het gewenste bodemchemisch criterium bereikt?	137
4.3.4 Streeflasten voor doeljaar 2050.....	139
5 Samenvatting	141
Referenties	145
Begrippen	148
Afkortingen.....	148
Eenheden.....	150
Scheikundige symbolen	150
Bijlage 1: meet- en modelwaarden voor de bij validatie gebruikte meetstations	151
Bijlage 2: Overschrijding kritische lasten.....	156
Bijlage 3: overzicht Level I en II proefvlakken	158

Lijst van figuren

Figuur 1: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen	13
Figuur 2: Verband tussen MIRA en NARA 2009: socio-economische verkenning, drie scenario's inzake milieu en drie landgebruikscenario's	14
Figuur 3: Schematisch overzicht van de gevolgde werkwijze	21
Figuur 4: Schematisch overzicht van het OPS-model.....	22
Figuur 5: Workflowschema om CORINAIR emissie-inventarissen te ontbinden op het BelEUROS modeldomein	24
Figuur 6: Workflowschema om CORINAIR emissie-inventarissen te ontbinden op het OPS-modeldomein	25
Figuur 7: Corine landgebruiksklassen op een rooster van 250 x 250 m.....	31
Figuur 8: Ruwheidslengtekaart Vlaanderen op een rooster van 250 x 250 m.....	31
Figuur 9: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie SO ₂ (µg/m ³)	33
Figuur 10: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie SO _x (Zeq/ha.j).....	33
Figuur 11: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie NO _x (µg/m ³)	34
Figuur 12: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie NO _y (Zeq/ ha.j).....	34
Figuur 13: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie NH ₃ (µg/m ³)	35
Figuur 14: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie NH _x (Zeq/ha.j).....	35
Figuur 15: Verloop van de verzurende depositie berekend met Vlops.08 (Vlaanderen, 1990 – 2006).....	36
Figuur 16: Vlops.07 – Vlops.08 voor concentratie NH ₃ (µg/m ³) met toevoeging van de gridcellen centra voor niet-Vlaamse emissies (7,5 x 7,5 km)	36
Figuur 17: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties SO ₂	38
Figuur 18: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties NO ₂	40
Figuur 19: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties NH ₃	42
Figuur 20: Locatie van de ecosysteemtipes volgens de landgebruikkaart voor 2005	45
Figuur 21: Voorbeeld van een kritische lastfunctie als een combinatie van CL _{max} (S), CL _{min} (N) en CL _{max} (N).....	48
Figuur 22: Schematische voorstelling van de depositie- en uitwisselingsprocessen die de aanvoer van nutriënten of pollutanten naar de bodem via doorvalwater en stamafvloed beïnvloeden	50
Figuur 23: Theoretische voorstelling van de exponentiële afname van doorvaldepositie van aan de eigenlijke bosrand (0 m) tot in de boskern.	51
Figuur 24: Theoretische voorstelling van het verloop van de doorvaldepositie in functie van de afstand tot de bosrand. De IFEE-factoren worden berekend als de ratio van oppervlakte A + oppervlakte B tot oppervlakte B.	52
Figuur 25: Boxplots voor de originele CL _{max} S ('bos') en de bosrandspecifieke CL _{max} S ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j.....	60
Figuur 26: Boxplots voor de originele CL _{min} N ('bos') en de bosrandspecifieke CL _{min} N ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j.....	61
Figuur 27: Boxplots voor de originele CL _{max} N ('bos') en de bosrandspecifieke CL _{max} N ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j.....	61
Figuur 28: Bosrandenkaart voor 2005 met de aanduiding van boscellen niet blootgesteld aan randeffecten (groen) en blootgesteld aan één windrichting (geel), twee windrichtingen (lichtoranje), drie windrichtingen (donkeroranje) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood)	65
Figuur 29: Voorbeeld van een bospixel van 150 m x 150 m die wordt ingedeeld in aandelen blootgesteld aan geen randeffect (kern, K), blootgesteld aan randeffecten aan noord/oost-randen (NO) en blootgesteld aan randeffecten aan zuid/west-randen (ZW). De zwarte vlakken geven aan waar een bospixel gelegen is.	67
Figuur 30: (a) Bijkomende netto-stikstofimmobilisatie op tijdstip t (N _{i,t}) als functie van de C:N-verhouding van de bovenste bodemlaag) en (b) evolutie van N _{i,t} doorheen de tijd.....	69
Figuur 31: Kaart van Vlaanderen met de Level I (n = 72) en Level II (n = 12) proefvlakken gebruikt voor de dynamische modellering van bodemverzuring, opgesplitst naar bostype (loof- en naaldbos).....	70

Figuur 32: Tijdreeksen voor NH_x -, NO_y en SO_x -deposities voor een voorbeeldproefvlak (nr. 11). De volle lijnen tonen de aangeleverde EMEP-deposities voor bos voor dit proefvlak van 1880 tot 2006. De streeplijnen illustreren de herschalingsprocedure waardoor de gebruikte depositiewaarden tussen 1990 en 2006 afnemen (rekening houdend met het EMEP-verloop) tot de OPS-waarden in 2006.....	74
Figuur 33: Emissie van SO_2 in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	77
Figuur 34: Emissieverloop van SO_2 in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	77
Figuur 35: Emissie van NO_x in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	78
Figuur 36: Emissieverloop van NO_x in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	78
Figuur 37: Emissie van NH_3 in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	79
Figuur 38: Emissieverloop van NH_3 in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	80
Figuur 39: Geaggregeerde verzurende emissies in miljoen Zeq/jaar.	80
Figuur 40: Illustratie van de lineaire interpolatie van het verschil tussen de emissiewaarde van 2020 van "NEC 2007 baseline current legislation" (REF-scenario) en "NEC #6 C&E Package OPTV5" (EUR-scenario) voor de Duitse NO_2 emissies gerapporteerd onder SNAP-sector S7, ter bepaling van emissiewaarden voor het EUR-scenario voor 2010 en 2015.....	85
Figuur 41: Emissies voor NO_x en SO_2 voor de Noordzee.	88
Figuur 42: Emissies voor NO_x en SO_2 voor de Middellandse Zee.	88
Figuur 43: NH_3 -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.....	93
Figuur 44: NO_x -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.....	93
Figuur 45: SO_2 -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.....	94
Figuur 46: NH_3 -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario	95
Figuur 47: NO_x -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario	95
Figuur 48: SO_2 -emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario	96
Figuur 49: Verschil tussen Vlops.07 en Vlops.08 in relatieve bijdragen sectoren en import (Vlaanderen, 2006).....	97
Figuur 50: Depositieresultaten berekend op basis van Vlaamse emissies uit sectorstudies MIRA-2009 (links) en op basis van Vlaamse emissies uit EIL (rechts) (Vlaanderen, 2006)	98
Figuur 51: Neerslagverdeling voor 1996-2006 en 2025-2035	100
Figuur 52: Verloop van de temperatuur en de windsnelheid voor de twee periodes.....	101
Figuur 53: SO_2 concentraties in de meetpunten van de VMM	101
Figuur 54: Gemiddelde verzurende depositie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)	103
Figuur 55: Verloop van de verzurende depositie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030).....	104
Figuur 56: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent (Vlaanderen, 2006)	105
Figuur 57a: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2010)	107
Figuur 57b: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2015)	108
Figuur 57c: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2020)	109
Figuur 57d: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2025)	111
Figuur 57e: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2030)	112
Figuur 58: Aandeel van de doelgroepen in de verzurende deposities, berekend met meteogegevens van 2006 (Vlaanderen, 2006)	114
Figuur 59: Aandeel van de doelgroepen in de verzurende deposities in het REF- en het EUR-scenario, berekend met 10-jarig gemiddelde meteogegevens (Vlaanderen, 2030)	115
Figuur 60: Evolutie van de oppervlakte (%) loof- en naaldbos en natte en droge heide met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring.....	119
Figuur 61: Evolutie van de oppervlakte (%) zuur, neutraal-zuur, kalk- en cultuurgrasland met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring.....	120

Figuur 62: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($Z_{eq}/ha.j$) van de kritische lasten voor verzuring in loof- en naaldbos en natte en droge heide	122
Figuur 63: Evolutie van de gemiddelde overschrijding ($Z_{eq}/ha.j^1$) van de kritische lasten voor verzuring in zuur, neutraal-zuur, kalk- en in cultuurgrasland	123
Figuur 64: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in referentiejaar 2006	124
Figuur 65: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in zichtjaar 2030 in het REF-scenario	124
Figuur 66: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in zichtjaar 2030 in het EUR-scenario	125
Figuur 67: Gemiddelde depositie van (a) N en (b) S voor vijf Vlaamse Level-II proefvlakken volgens het EMEP-model, twee OPS-modellen (OPS-bos: oudere versie voor bos met vaste ruwheidslengte; OPS.08: Vlops.08, met variabele ruwheidslengte) en gecorrigeerde doorvalmetingen (Doorval-c). De EMEP- en OPS-waarden zijn steeds gebaseerd op de roostercellen waarin de vijf proefvlakken liggen.	127
Figuur 68: Tijdsverloop van (a, b) N- en S-depositie en resulterende (c, d) bodemparameters en (e-h) bodemwatervariabelen tussen 1900 en 2100. Gebaseerd op EMEP-deposities voor bos (groene lijn) voor 1880-1990, via OPS herschaalde EMEP-deposities voor 1990-2006 (bruine lijn, cf. deel 2.5.2.2.2.), en OPS-deposities in het REF- en EUR-scenario voor 2006-2030 (REF-scenario: blauwe lijn, EUR-scenario: rode stippellijn).	129
Figuur 69: Deposities en bodemvariabelen in het REF-scenario (blauwe stippen) en EUR-scenario (rode driehoeken) in 2030 (y-as) in functie van de waarden in 2006 (x-as) voor de 84 bosproefvlakken. De diagonale lijn geeft de 1:1 verhouding.	134
Figuur 70: Jaartal waarin het bodemchemisch criterium voor verzuring bereikt wordt in het EUR-scenario (y-as) in relatie tot het jaar waarin dit bereikt wordt in het REF-scenario (x-as). De diagonale lijn geeft de 1:1 verhouding. Voor punten met een waarde 2100 wordt het criterium pas bereikt na het jaar 2100. (Vlaanderen, 2000-2100).....	138
Figuur 71: Aantal bossen met herstel van bodemverzuring per periode van 10 jaar in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 61 bossen, 2000-2100).....	138
Figuur 72: Mogelijk verloop van N- en S-depositie in het REF- en EUR-scenario om voor proefvlak 11 het Al:Bc-criterium te behalen in 2050. Hierbij is uitgegaan van een constante depositie (of streeflast) tussen 2040 (implementatiejaar) en 2050 en van een lineair afnemende depositie tussen 2030 en 2040.....	140

Lijst van tabellen

Tabel 1: Aggregatie van MIRA-sectoren tot OPS-sectoren.	26
Tabel 2: Koppeling tussen de OPS en SNAP-sectoren. Per pollutant wordt de bijdrage van elke OPS-sector aan de SNAP-sector procentueel uitgedrukt. Indien geen stof werd ingevuld geldt de desbetreffende bijdrage voor alle pollutanten (NO _x , SO _x , NH ₃).	28
Tabel 3: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor SO ₂	38
Tabel 4: Samenvatting validatieresulaten voor SO ₂	38
Tabel 5: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor NO ₂	39
Tabel 6: Samenvatting validatieresulaten voor NO ₂	39
Tabel 7: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor NH ₃	41
Tabel 8: Samenvatting validatieresulaten voor NH ₃	41
Tabel 9: Oppervlakte (ha) natuurcategorieën in vroegere studies naar kritische lasten en in de huidige studie gebaseerd op de landgebruikkaart van 2005	44
Tabel 10: Lijst van bosbestanden in Vlaanderen waarvan de doorvaldepositie en/of bodemeigenschappen opgemeten in de bosrand en de -kern werden gebruikt voor de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting en de inputdepositie	53
Tabel 11: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ en SO ₄ ²⁻ . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 01.	54
Tabel 12: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van Cl ⁻ en Na ⁺ en de netto-doorvaldepositie van Cl ⁻ . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.	55
Tabel 13: Koolstofvoorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem en de hieruit geschatte N-immobilisatie (als 0,2 % van het organisch materiaal) in de bosrand en de boskern. Eveneens wordt de verhouding tussen de waarden in de rand en die in de kern weergegeven voor elk bestand. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.	57
Tabel 14: Volume stamhout aan de bosrand (50 m) en in de boskern en de verhouding van het volume in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.	57
Tabel 15: Concentratie aan N in stamhout aan de rand (eerste 10 m) en de boskern en de verhouding van de N-concentratie in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.	58
Tabel 16: Overzicht van de toegepaste herschalingsratio's en IFEE-factoren voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermisting in zuidwest-gerichte bosranden van loof- en naaldbossen. De IFEE-factoren worden toegepast op de totale depositie.	58
Tabel 17: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} procentielwaarden van de kritische lasten voor S en N (Zeq/ha.j) voor de 1438 bosreceptoren.....	59
Tabel 18: IFEE-factoren voor theoretische noord- of oostelijk georiënteerde bosranden, herrekend op basis van het jaarlijkse relatieve aandeel dagen dat wind georiënteerd is naar noord/oost- en zuid/west-gerichte randen.....	62
Tabel 19: Bosrandcodes voor bospixels als functie van het voorkomen van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen, en aandeel van de negen 50 x 50 m vlakken in de oppervlakte als boskern, noord/oost-randzone en zuid/west-randzone (cfr. Figuur 29)	64
Tabel 20: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} procentielwaarden van de kritische lasten voor verzuring voor S en N (Zeq/ha.j) per ecosysteemtype gebruikt in de huidige studie	66
Tabel 21: Overzicht van modelinstellingen en invoergegevens in het VSD-model. Voor de gegevens die varieerden per proefvlak zijn de mediaan en het 5-95 % bereik gegeven.	71
Tabel 22: Overzicht van een aantal maatregelen in de verschillende Vlaamse en IIASA-scenario's.....	82
Tabel 23: Overzicht van de specifieke problemen bij de extrapolatie van emissiegegevens en de toegepaste oplossing.....	86
Tabel 24: Prognose voor de scheepvaartemissies voor de Europese zeegebieden gebruikt door IIASA (IIASA, 2008).....	86
Tabel 25: Vergelijking van de emissies van internationale scheepvaart in 2020 voor het baseline scenario en het scenario met een beperking tot 0,5 % S in brandstof in de SECA-gebieden (Cofala, 2009).....	87

Tabel 263: Emissies voor alle pollutanten en zeegebieden voor het REF-scenario.....	89
Tabel 27:4 Emissies voor alle pollutanten en alle zeegebieden voor het EUR-scenario.	89
Tabel 28: Overzicht van de landen en gebieden waarvoor IIASA emissies ter beschikking stelt.	90
Tabel 29: Samenvattende tabel van de emissiegegevens die als input voor de emissiemapper gebruikt werden.	91
Tabel 30: De beleidsvoorstellen voor totale verzurende depositie.	97
Tabel 31: De concentratie, droge en natte depositie van NO _x voor meerdere meteorologische jaren (emissiejaar: 2000).....	99
Tabel 32: De concentratie, droge en natte depositie van SO ₂ /SO _x voor meerdere meteorologische jaren (emissiejaar: 2000).....	99
Tabel 33: Concentratie- en depositieresultaten berekend met het OPS-model op basis van de emissies van het jaar 2006 en de meteorologische gegevens voor de jaren 2000 tot 2006 (Vlaanderen, 2006).....	102
Tabel 35: Oppervlakte (%) heide, grasland en bos en totale natuur (heide, grasland en bos) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring.....	118
Tabel 36: Gemiddelde overschrijding (Zeq/ha.j) van de kritische lasten voor verzuring voor alle heide-, grasland- en boscystemen.....	121
Tabel 37: Verloop van N- en S-depositie en resulterende bodem- en bodemwatervariabelen in het REF- en EUR-scenario, en verhouding tussen beide scenario's voor een aantal zichtjaren. Voorbeeld voor proefvlak 11.	131
Tabel 38: Mediane deposities en gesimuleerde bodemparameters voor 84 bosproefvlakken in 1880, 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario	132
Tabel 39: Mediane basenverzadiging (%) van bosbodems in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype	133
Tabel 40: Mediane bodem-pH (-) in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype	135
Tabel 41: Mediane nitraatconcentratie (m/lg N) in het bodemuitspoelingswater in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.....	135
Tabel 42: Mediane verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen (Al:Bc) in het bodemuitspoelingswater in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.	136
Tabel 43: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} percentielwaarde van de verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen (Al:Bc) in het bodemuitspoelingswater in 2030 in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.	136
Tabel 44: Mediane verhouding tussen het EUR-scenario en het REF-scenario in het jaar 2030 voor N- en S-depositie en de voornaamste bodemparameters, opgesplitst naar bos- en bodemtype (n = 84). Een verhouding van bv. 0,50 betekent dat de betrokken variabele gehalveerd is in het EUR-scenario t.o.v. het REF-scenario.	137
Tabel 45: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} percentielwaarde van het jaartal waarin het bodemchemisch criterium voor verzuring bereikt wordt in het REF- en het EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype (n = 61; in de 23 overige receptoren werd het criterium niet overschreden in de periode 1880-2000)	139
Tabel 46: 5 ^{de} , 50 ^{ste} en 95 ^{ste} percentielwaarde van streeflasten (TL _{max}) voor S en N (eq/ha.j) voor het doeljaar 2050 in het REF- en EUR-scenario, voor die receptorpunten (n = 24 of 11) waarin het criterium voor verzuring (Al:Bc = 1) anders niet behaald wordt voor 2050.	140

0 Context

Toekomstverkenning milieu en natuur

Het Milieuraapport (MIRA) 2009 en het Natuurrapport (NARA) 2009 verkennen gezamenlijk de toekomst van het leefmilieu en de natuur in Vlaanderen. Het doel is beleidsmakers en het geïnteresseerde publiek inzicht te geven in te verwachten evoluties van het leefmilieu en van de natuur in Vlaanderen bij bepaalde beleidskeuzen en binnen een gegeven socio-economische context.

De toekomstverkenningen in beide rapporten baseren zich op dezelfde socio-economische prognose, milieubeleidsscenario's, klimaatscenario's en landgebruiksscenario's.

Verder onder deze titel wordt een overzicht gegeven van het studiewerk dat de publicatie Milieuverkenning 2030 onderbouwt. Daartoe zijn 15 afzonderlijke wetenschappelijke rapporten opgesteld.

Een wetenschappelijk rapport MIRA 2009 beschrijft uitgebreid de methoden, de scenario's en de resultaten van de toekomstverkenning. Het rapport onderbouwt het scenariorapport Milieuverkenning 2030 en is beschikbaar op www.milieuraapport.be. Scenario's werden samengesteld in overleg met een expertengroep. Het hele rapport is kritisch nagelezen door dezelfde expertengroep.

Scenario's

MIRA 2009 maakt een toekomstverkenning van het milieu in Vlaanderen voor de periode 2006–2030 aan de hand van drie milieubeleidsscenario's:

- een referentiescenario (REF), waarbij het beleid ongewijzigd wordt verdergezet;
- een Europa-scenario (EUR), waarbij bijkomende maatregelen worden genomen om Europese milieudoelstellingen voor de periode 2020-2030 te halen;
- een visionair scenario, waarbij verregaande maatregelen worden genomen om klimaatverandering sterk af te remmen en met het oog op een duurzame toekomst.

Elk scenario bestaat uit een pakket beleidsmaatregelen waarvan het gezamenlijk effect wordt berekend.

De milieuscenario's worden uitgetekend binnen éénzelfde socio-economische omgeving. De 'gebruikte' socio-economische omgeving is op zijn beurt het resultaat van een toekomstverkenning naar verwachte demografische, sociologische en economische ontwikkelingen, opgesteld door het Federaal Planbureau.

Daarnaast zijn ook klimaatscenario's tot 2100 ontwikkeld voor Vlaanderen, afgeleid uit internationale klimaatscenario's.

Het basisjaar voor de scenarioberekeningen is 2006. Het voornaamste zichtjaar is 2030. Voor de berekeningen van de invloed van klimaat wordt 2100 als zichtjaar gehanteerd. De berekeningen inzake oppervlaktewater focussen op 2015 en 2027, aansluitend op de Europese Kaderrichtlijn water.

De berekeningen gebeuren standaard gebiedsdekkend op niveau Vlaanderen, tenzij de beschikbare gegevens en/of modellen dit niet toelaten of anders vermeld.

Scenarioberekeningen en onderlinge samenhang

De milieuscenario's zijn uitgewerkt voor de grote economische sectoren en leiden tot uitkomsten op niveau van emissies en energiegebruik.

1. Couder J., Verbruggen A., Maene S. (2009) Huishoudens en Handel & diensten. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieuraapport.be.

2. Lodewijks P., Brouwers J., Van Hooste H., Meynaerts E. (2009) Energie- en klimaatscenario's voor de sectoren Energie en Industrie. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
3. Overloop S., Gavilan J., Carels K., Van Gijsegem D., Hens M., Bossuyt M., Helming J. (2009) Landbouw. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009 & NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.30, www.milieurapport.be, www.nara.be
4. Bergen D., Vander Vennet B. (2009) Deelsector glastuinbouw. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
5. De Vlieger I., Pelkmans L., Schrooten L., Vankerkom J., Vanderschaeghe M., Grispen R., Borremans D., Vanherle K., Delhaye E., Breemers T., De Geest C. (2009) Transport, referentie- en Europa-scenario. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
6. Van Zeebroeck B., Delhaye E., De Geest C. (2009) Transport, visionair scenario. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

De resulterende emissies en energiegebruiken volgens drie milieuscenario's worden geaggregeerd in de kernset milieudata MIRA 2009, beschikbaar op www.milieurapport.be.

De milieukwaliteit resulterend uit deze emissies wordt voor twee milieuscenario's verder gemodelleerd in de verkenningen luchtkwaliteit.

7. Deutsch F., Fierens F., Veldeman N., Janssen S., Torfs R., Buekers J., Trimpeneers E., Bossuyt M. (2009) Zwevend stof. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
8. Van Avermaet P., Celis D., Fierens F., Deutsch F., Janssen L., Veldeman N., Viaene P., Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Vancraeynest L., Overloop S. (2009) Verzuring. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.
9. Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Overloop S., Vancraeynest L., Hens M. & Wils C. (2009) Overschrijding kritische lasten. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.55, www.milieurapport.be, www.nara.be.
10. Deutsch F., Fierens F., Veldeman N., Janssen S., Torfs R., Buekers J., Trimpeneers E., Vancraeynest L. (2009) Fotochemische luchtverontreiniging. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Daarnaast zijn toekomstverkenningen opgemaakt voor de kwaliteit van het oppervlaktewater gebaseerd op de scenario's ontwikkeld in het stroomgebiedbeheerplan voor Schelde en Maas.

11. Peeters B., D'Heygere T., Huysmans T., Ronse Y., Dieltjens I. (2009) Kwaliteit oppervlaktewater. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Verkenningen voor het landgebruik voor 2 milieuscenario's x 3 landgebruik-scenario's zijn opgemaakt in:

12. Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S., Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.20, www.milieurapport.be, www.nara.be.

Verkenning voor geluidshinder door verkeer, op basis van de verkenningen voor de sector transport is opgesteld voor twee milieuscenario's in:

13. Botteldoorn D., Dekoninck L., Van Renterghem T., Geentjes G., Lauriks W. Bossuyt M., (2009) Lawaai. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Verkenning van klimaatverandering en waterhuishouding in Vlaanderen op basis van internationale studies en lopende nationale studies is opgesteld in:

14. Willems P., Deckers P., De Maeyer Ph., De Sutter R., Vanneuville W., Brouwers J., Peeters B. (2009) Klimaatverandering en waterhuishouding. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO, www.milieurapport.be, www.nara.be.

Overwegingen bij de complexiteit van toekomstverkenningen zijn opgesteld in:

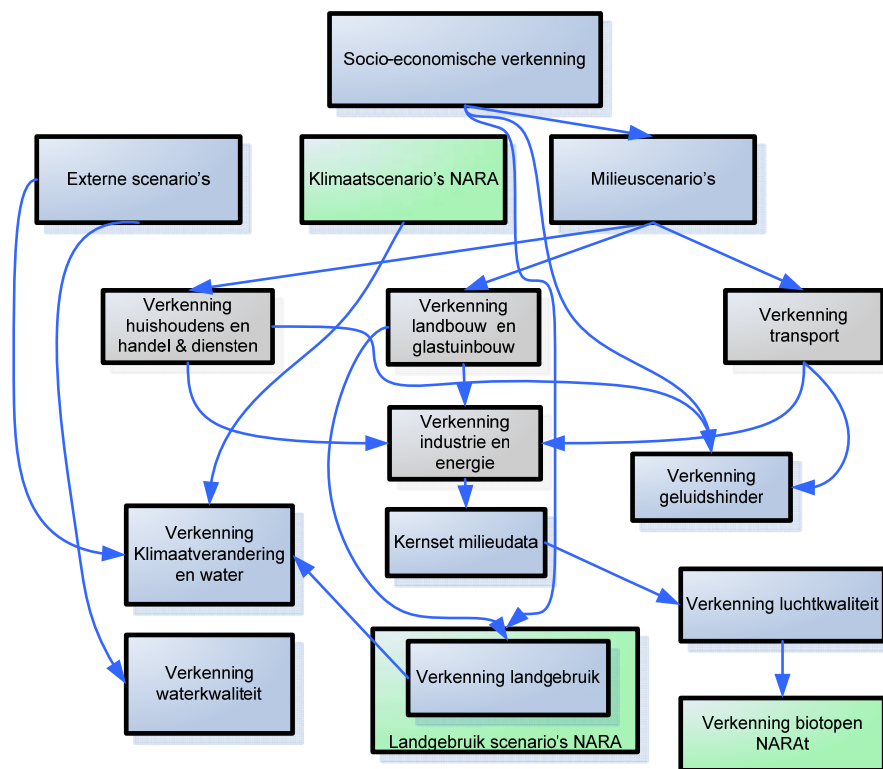
15. Keune H., Morrens B., Loots I. (2009) Hoe omgaan met de complexiteit van milieuvraagstukken? Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

Tot slot behandelt één studie de transitie naar een duurzame samenleving:

16. De Jonge W., Paredis E., Lavrijsen J., Vander Putten E. (2009) Vlaanderen en de transitie naar een koolstofarme economie. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, VMM, www.milieurapport.be.

De onderlinge samenhang van voornoemde rapporten wordt geïllustreerd in Figuur 1.

Figuur 1: Stroomschema en samenhang van de scenarioberekeningen



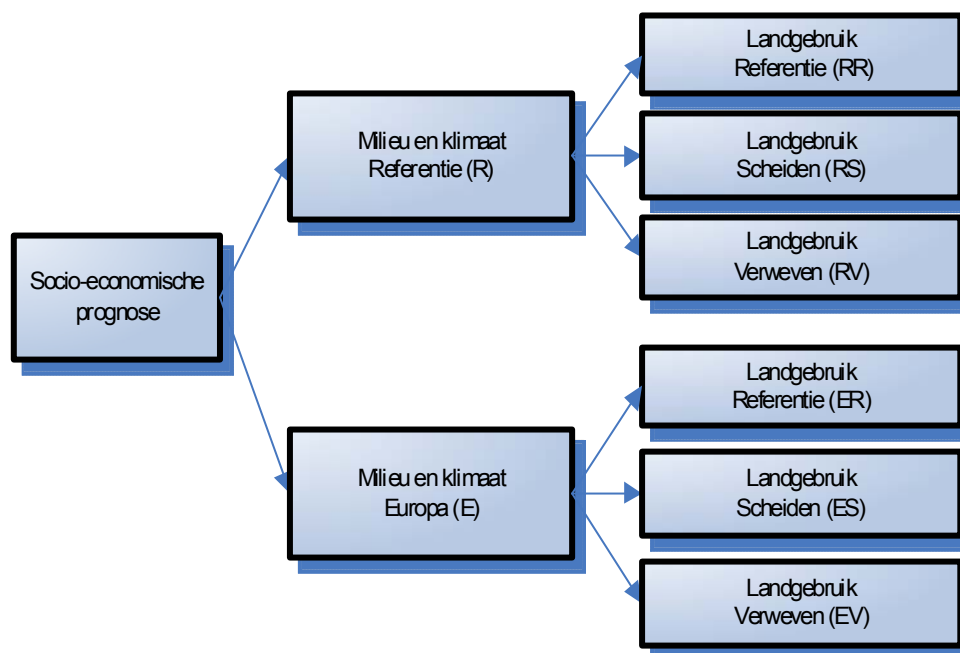
Samenhang MIRA-NARA

Op de twee milieubeleidsscenario's referentie en Europa uit MIRA 2009 worden drie landgebruikscenario's geënt in de natuurverkenning NARA 2009:

- een scenario referentie, waarbij het beleid uit de periode 2000-2007 ongewijzigd wordt verdergezet;
- een scenario scheiden, waarbij de open ruimte verdeeld wordt tussen de gebruiksvormen ervan;
- een scenario verweven, waarbij de zorg voor natuur integraal deel uitmaakt van alle landgebruikvormen.

De milieu- en de landgebruikscenario's worden uitgetekend binnen éénzelfde socio-economische omgeving. Voor de resulterende scenario's (Figuur 2) worden de verwachte ontwikkelingen op emissies, brongebruik, milieutoestand en gevolgen voor gezondheid doorgerekend door middel van rekenkundige modellen.

Figuur 2: Verband tussen MIRA en NARA 2009: socio-economische verkenning, drie scenario's inzake milieu en drie landgebruikscenario's



1 Beschrijving van het milieuthema verzuring

1.1 Definitie

Wat in de volksmond 'zure regen' heet, wordt in de wetenschap meestal 'zure depositie', 'verzurende depositie' of nog algemener 'verzuring' genoemd. Verzuring wordt omschreven als de gezamenlijke effecten van luchtverontreinigende stoffen die via de atmosfeer worden aangevoerd en waaruit zuren (zwavelzuur en salpeterzuur) kunnen gevormd worden. Niet-verontreinigd, natuurlijk wolken- en regenwater heeft een *pH of zuurtegraad* van 5,65. Een pH kleiner dan 5,65 betekent dat er verzuring is opgetreden. Menselijke activiteiten (voornamelijk veeteelt en het gebruik van fossiele energiebronnen) verstoren deze natuurlijke evenwichtssituatie door emissies van zwaveldioxide (SO₂), stikstofoxiden (NO en NO₂, samen aangeduid als NO_x), ammoniak (NH₃) en hun reactieproducten.

Door lange verblijftijden in de atmosfeer (enkele dagen voor SO₂ en nog langer voor NO_x) kunnen deze verzurende componenten al gauw over afstanden tot 1 000 km getransporteerd worden. NH₃ slaat snel neer onder vochtige omstandigheden (goed wateroplosbaar) en anderzijds wordt het snel omgezet in NH₄⁺ en in gasvormige fase maar over enkele tientallen kilometers getransporteerd. Onder de vorm van NH₄⁺ echter wordt het zeker tot 1 000 km ver getransporteerd daar NH₄⁺-aërosolen een relatief lage droge depositiesnelheid hebben (W. Asman, 2001). De langeafstandstransporten brengen verzurende stoffen via droge depositie en vooral via uitregenen dus tot in ver afgelegen landelijke streken en natuurgebieden. Verzuring is dan ook een grensoverschrijdend probleem dat noodzakelijkerwijze een gecoördineerde internationale aanpak vereist.

De depositie van potentieel verzurende componenten ($TD(Ac)_{pot}$) kan gedefinieerd worden als de totale atmosferische aanvoer van stikstof (N) en zwavel (S) (UBA 2004):

$$TD(Ac)_{pot} = TD(S) + TD(N) = TD(SO_x) + TD(NO_y) + TD(NH_x)$$

SO_x geoxideerde zwavel (SO₂ en SO₄²⁻)

NO_y geoxideerde stikstof (NO_x (= NO + NO₂), NO₃⁻, HNO₃, ...)

NH_x gereduceerde stikstof (NH₃ en NH₄⁺)

In een meer volledige definitie van potentieel verzurende depositie wordt de depositie van de anionen van de sterke zuren en van ammonium gecorrigeerd voor het neutraliserende effect van de zogenaamde basische kationen (UBA 2004). Chloride heeft dan weer een verzurende werking onder de vorm van HCl.

$$TD(Ac)_{pot} = TD(S) + TD(N) + TD(Cl^-) - TD(BC)$$

met Cl⁻: chloride

BC: zogenaamde basische kationen (Na⁺ + K⁺ + Ca²⁺ + Mg²⁺)

De gevolgen van verzurende emissies zijn veel omvangrijker dan alleen een toegenomen zuurtegraad van de regen. De verwijdering van deze componenten uit de lucht verzuurt ook de bodem en het oppervlaktewater. Dit zorgt voor een *aantasting van de ecosystemen* (bv. heides en vennen). Het kan ook leiden tot verhoogde nitraatgehaltes in het grondwater en de uitspoeling van metalen naar het grondwater. Te hoge deposities van zuren en stikstof zorgen voor een afname van de bodemkwaliteit, wortelaantasting van planten en bomen, verhoogde stressgevoeligheid van bomen, te hoge concentraties van aluminium en nitraat in het grondwater en verandering van de soortensamenstelling (biodiversiteit). De combinatie van ozon met zwaveldioxide en stikstofoxiden leidt tot een substantiële economische schade door het verminderen van de gewasopbrengsten in de landbouw. Inademing van verzurende componenten en opname van verontreinigd grondwater kunnen leiden tot

gezondheidsklachten bij de mens. Tot slot zorgen verzurende deposities ook voor corrosie van materialen en een versnelde verwerking van gebouwen.

1.2 Natuurlijke zuurtegraad en bepaling van verzuring

Voor de zuurtegraad van de atmosfeer zijn naast koolstofdioxide (CO_2) ook de gassen ammoniak, zwaveldioxide, de stikstofoxiden, waterstofsulfide (H_2S), en de aërosolen carbonaten, sulfaten en metaalionen belangrijk. De zuurtegraad wordt in een waterig milieu, zoals de wolken en de neerslag, gemeten aan de hand van de concentratie waterstofionen (H^+). De negatieve logaritme van deze concentratie noemt men de pH ($\text{pH} = -\log[\text{H}^+]$). Deze varieert van 1 (zeer zuur) tot 14 (zeer basisch). Bij de huidige CO_2 -concentratie van de lucht heeft natuurlijk, onverontreinigd wolken- en regenwater een pH van 5,65 doordat CO_2 uit de lucht oplost in het regenwater en het zwakzure koolzuur vormt. Een pH kleiner dan 5,65 betekent dat er verzuring is opgetreden. Hoe lager de pH, hoe groter de verzuring van het neerslagwater.

Het is echter niet correct om verzuring alleen te meten aan de hand van de pH van het opgevangen regenwater. Enerzijds omdat zeker tweederde als droge depositie op de bodem terecht komt. De pH van de droge depositie kan niet gemeten worden. Anderzijds zorgt ammoniak (base) in eerste instantie voor een neutraliserende werking. Het maakt de regen zelf niet zuurder maar heeft pas een verzurende werking in de bodem na depositie (nitrificatie van aanwezige zure zouten). Bovendien kunnen ook andere componenten (of chemische reacties) in het monster leiden tot veranderingen in pH. Omwille van deze redenen kan de verzurende depositie niet gemeten worden aan de hand van de zuurtegraad (pH), en moeten de verschillende verzurende componenten bepaald worden d.m.v. chemische analyse.

1.3 Natte, droge en occulte depositie

Verzuring kan ontstaan via natte depositie (regen, sneeuw en hagel), droge depositie (in gasvorm of neerslag als aërosoldeeltjes) of occulte depositie (o.a. mist, dauw en laaghangende wolken). Ze hebben een invloed op bodem, water, dieren, planten en materialen. Indien occulte depositie buiten beschouwing gelaten wordt, blijkt volgens de literatuur ongeveer 1/3 van de verzurende stoffen als natte depositie te vallen en 2/3 als droge depositie.

Bij *natte depositie* wordt nog een onderscheid gemaakt tussen 'uitregenen' en 'uitwassen' (Draaijers en Erisman, 1995). Bij uitregenen treden de pollutanten op als 'condensatienuclei'. Dit zijn kleine deeltjes die water aantrekken en zo bijdragen tot de vorming van de wolken (reacties in de wolken). Bij uitwassen worden de pollutanten (meestal geëmitteerd op lage hoogte) opgenomen door de neerslagdruppels die op dat moment naar het aardoppervlak vallen (reacties onder de wolken).

Droge depositie geschiedt door:

- adsorptie en absorptie van gassen op vochtige oppervlakten of rechtstreeks door de huidmondjes (stomata) van de plantenbladeren.
- bezinking van aërosolen onder invloed van de zwaartekracht.
- botsing van aërosolen met een onderscheppend oppervlak onder invloed van wind.

Het grootste deel van de droge depositie gebeurt door de adsorptie en absorptie van gassen.

Op analoge wijze als voor natte depositie kan de *occulte depositie* berekend worden. Dit gebeurt aan de hand van de waterhoeveelheid van mist, nevel en dauw én de concentraties van verzurende componenten in deze occulte wateraanvoer.

1.4 Potentiële verzurende depositie

De verzurende depositie wordt uitgedrukt in zuurequivalenten per hectare en per jaar (Zeq/ha.jaar). Eén zuurequivalent (Zeq) komt overeen met 1 equivalent H^+ (1 mol H^+).

Als op het niveau van een individuele locatie de H^+ -depositie apart bepaald wordt, dient de aanvoer van NH_4^+ (max. 2 equivalenten H^+ per mol na nitrificatie) onderscheiden te worden van de aanvoer van NH_3 (max. 1 eq H^+ per mol). Hetzelfde geldt voor SO_2 (2 eq H^+ per mol) en SO_4^{2-} (0 eq H^+ per mol). Op regionale schaal kan dit onderscheid verwaarloosd worden, aangezien de emissie en depositie van 1 mol SO_2 en 2 mol NH_3 dezelfde potentieel verzurende depositie opleveren als de depositie van 1 mol van hun reactieproduct $(NH_4)_2SO_4$, nl. 4 eq. Samenvattend wordt dus aangenomen dat 1 mol SO_x , 2 mol H^+ vormt (2 Zeq), en dat 1 mol NO_y en NH_x elk 1 mol H^+ vormen (1 Zeq) (UBA 2004, in Staelens, et al. 2007).

Of er daadwerkelijk (onmiddellijk) verzuring zal optreden na de depositie van verzurende componenten hangt dus in grote mate af van het gebied waar de depositie plaatsvindt, en vooral van de bodemsamenstelling. Een kalkarme bodem zal sneller verzuren door de toegevoegde depositie, terwijl in een kalkrijke bodem de verzuring eerst nog geneutraliseerd kan worden (buffering). Verzurende depositie leidt vooral tot veranderingen in de bodem. De meeste bodems zijn in staat zure stoffen voor een deel te neutraliseren of te bufferen. We spreken over de buffercapaciteit van de bodem. Het neerkomen van verzurende stoffen put deze buffercapaciteit echter langzaam uit. De verzuring van de bodem verloopt min of meer trapsgewijs. Wanneer de ene buffer is uitgewerkt doet de volgende zijn werk. Bufferstoffen zijn in de bodem aanwezig en worden door geleidelijke verwerking van de bodem ook aangemaakt. Zolang een bepaalde bufferstof niet is uitgeput, verandert de pH van de bodem maar weinig (Staelens, J. et al., 2007).

Het huidig bodemverzuringproces verloopt in 3 fasen (J. Neiryck, 2009):

- Vrijgestelde protonen worden gebufferd door aluminium die op hun beurt basische kationen van het uitwisselingscomplex verdrijven (uitspoeling onder de vorm van bv. $CaSO_4$).
- Wanneer basische kationen verwijderd werden, wordt verder aluminium vrijgesteld uit de Al-pool; nu wordt voornamelijk $Al_2(SO_4)_3$ of $Al(NO_3)_3$ uitgespoeld.
- Wanneer de Al-buffer uitgeput is, komt puur waterstof op het uitwisselingscomplex terecht (waar het op haar beurt Al^{3+} gaat verdrijven). Dit leidt tot een verdere pH-daling van de bodem. De Al-buffer geraakt eerst uitgeput in de toplaag van de minerale bodems (zand).

Omwille van deze redenen is het beter om te spreken van potentiële verzurende depositie (MIRA, 1994). De term 'potentieel' slaat hierbij op het feit dat gereduceerde N-componenten (NH_x) pas verzurend werken na de microbiële transformatie (nitrificatie), waarbij nitraat en één of twee protonen worden vrijgesteld, vertrekkend van respectievelijk NH_3 of NH_4^+ . Deze protonen kunnen basische kationen verdringen van het uitwisselingscomplex, die dan kunnen uitspoelen onder de wortelzone met het mobiele nitraat als balancerende anion. (Staelens, et al., 2007). Indien we verder in deze tekst spreken over verzurende (natte en/of droge) depositie, wordt daar steeds impliciet potentiële verzuring mee bedoeld.

1.5 Oorzaken van verzurende depositie

De voornaamste verzurende componenten en hun bronnen zijn:

- *Zwavel dioxide* (SO_2): SO_2 komt voornamelijk in de omgeving terecht via industriële activiteiten en gebouwenverwarming (fossiele energiebronnen).
- Stikstofoxiden (NO_2 en NO): Stikstofverbindingen zoals NO_2 en NO komen voornamelijk via het verkeer en industriële activiteiten in de lucht terecht.
- Ammoniak (NH_3): NH_3 wordt voornamelijk via de landbouw uitgestoten, meer bepaald de veeteelt. Ammoniak is een basisch gas. In de atmosfeer kan het in eerste instantie zorgen voor beperkte neutralisatie en vormt zo ammoniumnitraat, -sulfaat en -

chloride. Wanneer deze zouten de bodem bereiken, kunnen deze daar door omgezet worden en in contact met water zuren vormen.

1.6 Gevolgen voor mens en milieu

1.6.1 Gevolgen voor het oppervlaktewater

Tot de meest bekende effecten van de verzurende emissies behoort zeker de verzuring van meren en vennen en de daarmee gepaard gaande aantasting van het visbestand en de watervegetatie. Een aantal aquatische ecosystemen is slechts in beperkte mate gebufferd: de aanvoer van een relatief kleine hoeveelheid zuurequivalenten kan de pH al sterk doen dalen. Een bekend voorbeeld is de verzuring van de Kempische vennen.

1.6.2 Gevolgen voor de bodem

Bodemverzuring is deels een natuurlijk proces. *Natuurlijke of interne bodemverzuring* kan plaatsvinden wanneer er een neerslagoverschot bestaat. In Vlaanderen regent het gemiddeld 300 mm meer dan dat planten en landbouwgewassen nodig hebben. Dit neerslagoverschot draineert weg in de bodem, maar neemt opgeloste zuurbufferende stoffen mee naar diepere bodemlagen, zodat er een natuurlijke bodemverzuring kan ontstaan, wanneer door oogsten van gewassen en hout netto zuurbufferende stoffen worden afgevoerd. De mate van deze verzuring hangt af van de bufferende capaciteit van de bodem (klei, leem, zand) en de bewortelingsdiepte van de vegetatie. Voorbeelden van zulke omstandigheden zijn de huidige landbouw. In de huidige landbouw wordt deze verzuring gecompenseerd door aanvoer van kalkmeststoffen, maar in vroegere landbouwsystemen zoals heide, werd deze verzuring niet gecompenseerd.

Daar bovenop kan een extra verzuring (*externe verzuring*) ontstaan door de aanvoer van zwavel- en stikstofverbindingen. Als SO_2 en NO_x in de atmosfeer nog niet omgezet zijn tot zwavelzuur en salpeterzuur, dan gebeurt dit in grote mate in de bodem. Wanneer de verwerking van primaire materialen en de toevoer van verzurende stoffen uit de atmosfeer niet meer in evenwicht zijn met de uitspoeling ervan, treedt verzuring van de bodem op. Vooral de zwak gebufferde arme zandgronden zijn gevoelig voor deze verzuringseffecten die vooral inwerken op de korte termijn buffersystemen (uitwisselingscomplex, organisch materiaal, Al, Fe, Mn oxiden). De ontstane waterstofionen hechten zich aan het klei-humuscomplex. Hierbij worden Al^{3+} -ionen uit dit complex vrijgezet wat leidt tot een hogere Al^{3+} -concentratie in het grondwater. De goed oplosbare sulfaten en nitraten spoelen bij neerslagoverschot uit naar de diepere bodemlagen en kunnen het grondwater bereiken. Alhoewel de aantasting van de bossen talrijke oorzaken heeft, zoals fotochemische zomersmog, monocultuur, overexploitatie en infecties, speelt ook de verzuring zeker een belangrijke rol bij dit nefaste fenomeen.

1.6.3 Gevolgen voor vegetatie

Een gevolg van verzuring is dat veel plantensoorten verdwijnen. Zo kan Klokjesgentiaan en Moeraswolfsklauw in vennen niet meer kiemen bij een pH lager dan 4.

Door de aanvoer van stikstof wordt de bodem ook voedselrijker. Dit verschijnsel noemt men eutrofiëring. Door de overvloedige hoeveelheid stikstof krijgen de stikstofminnende planten meer kansen, waardoor de echte bosplanten in de verdrukking raken. Soorten zoals Brandnetel, Braam en bepaalde varens winnen het van soorten zoals de Bosanemoon op leembodems. In bossen op zandgronden zijn het eerder Bochtige Smele en Pijpestro die de overhand nemen.

Vooral heidegebied met zijn specifieke plantensoorten is zeer kwetsbaar. Deze gebieden vergrassen onder invloed van verzuring en vermesting waardoor zeldzame soorten verdwijnen. Soorten zoals Struikheide en Dopheide kunnen namelijk alleen maar leven in een voedselarme omgeving.

De hoge stikstofvoorziening zorgt er voor dat bomen snel(ler) groeien, wat echter niet altijd een goed teken is. Ze worden brozer en gevoeliger voor vorst, schimmel- en

insectenaantasting. Bovendien geeft de bodem door de verzuring aluminium vrij, wat giftig is voor de haarwortels van bepaalde boomsoorten.

Meer info over invloed van verzuring op natuur is te vinden in het Natuurrapport NARA van het Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO).

1.6.4 Gevolgen voor dieren

Vervuiling met verzurende stoffen vermindert de voortplanting en ontwikkeling van levende organismen, zowel in het water als op het land.

De verzuring van meren leidt tot het aantasten van visbestanden, en uiteindelijk tot het volledig verdwijnen van vissoorten in bepaalde waterecosystemen. Ook de eieren van bepaalde amfibieënsoorten (o.a. salamanders) beschimmelen en ontwikkelen zich niet in te zuur water. In Vlaanderen zijn vooral de vennen zeer gevoelig. Vennen zijn plassen met voedselarm water en veel organisch materiaal (turf) op de bodem. Door het ontbreken van een carbonaat/bicarbonaat buffering (kalk) verzuren ze zeer gemakkelijk. Door hun ondiep karakter hebben vennen een bijzonder ecosysteem van water- en moerasplanten.

Op het land kunnen dagvlinders op verschillende momenten in hun levenscyclus nadelige effecten ondervinden van verzuring. Het vlinderbestand daalt nog extra omdat veel specifieke planten, het voedsel voor de vlinders, door de verzuring verdwijnen. Op zoogdieren zijn de directe toxische effecten doorgaans niet zo groot.

1.6.5 Gevolgen voor de mens

De verzuring van bodem en oppervlaktewater kan leiden tot de aantasting van het bufferend vermogen en uiteindelijk tot te hoge nitraatgehaltes met nitraatdoorslag naar het grondwater zodat de drinkwatervoorziening ernstig in gevaar kan komen. De laatste jaren is het gehalte van nitraat in het grond- en putwater sterk gestegen. Drinkwatermaatschappijen moeten zeer zware (financiële) inspanningen doen om het giftige nitraat uit het drinkwater te weren. Bovendien worden metalen zoals aluminium, cadmium, lood, zink, arseen en kwik in de verzuurde bodems sneller uitgespoeld. Als ze via de voedselketen in het menselijk lichaam terechtkomen, kunnen ze gezondheidsproblemen veroorzaken.

1.6.6 Gevolgen voor gebouwen en materialen

Gebouwen en monumenten opgetrokken in kalksteen worden beschadigd door versnelde verwerking. Volgens een studie van de Antwerpse universiteit (UA) spoelden er twintig jaar geleden meerdere tonnen kalksteen van een kathedraal (Roekens, E., 1988). Ondertussen is dit gelukkig sterk verminderd, doordat er veel minder zwaveldioxide in de lucht zit. Niet alleen gebouwen brokkelen af: bij standbeelden valt op dat uitstekende elementen – vingers, neus, ... – stelselmatig verkleinen en zelfs verdwijnen door verzurende depositie. Verzurende stoffen tasten ook metalen constructies aan.

1.7 Gevolgen voor ecosystemen

1.7.1 Kritische lasten voor verzuring voor grasland, heide en bos

In het kader van de conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (UNECE LRTAP *Convention*) wordt de gevoeligheid van ecosystemen voor verzurende en vermes-tende deposities bepaald op basis van het concept 'kritische lasten'.

Een kritische last (*critical load*) wordt algemeen gedefinieerd als een 'kwantitatieve schatting van een blootstelling aan één of meerdere pollutanten waaronder geen significante schadelijke effecten optreden aan bepaalde gevoelige milieureceptoren volgens de huidige kennis' (UBA, 2004). Deze definitie is toepasbaar op verschillende receptoren, zoals terrestrische of aquatische ecosystemen of de menselijke gezondheid, maar wordt meestal gebruikt om de langetermijneffecten van atmosferische depositie op ecosystemen te schatten. De kritische last voor bv. verzuring wordt dan gedefinieerd als 'de hoogste depositie

van verzurende componenten die geen chemische verandering veroorzaakt die op termijn leidt tot schadelijke effecten op het functioneren en de structuur van ecosystemen' (Nilsson & Grennfelt, 1988).

Kritische lasten kunnen bepaald worden op basis van een statische massabalans, waarbij het aanvaardbare langetermijnniveau van atmosferische depositie berekend wordt voor een ecosysteem dat in evenwicht is met de depositie (*steady state*). In Vlaanderen werden kritische lasten bepaald voor de verzurende en eutrofiërende effecten van stikstof- en zwaveldepositie voor bosccosystemen (Craenen et al., 1996, 2000; Langouche et al., 2002; Staelens et al., 2006) en voor heidegebieden en soortenrijk grasland (Meykens & Vereecken, 2001).

In deze studie bepalen we de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring door de verwachte stikstof- en zwaveldepositie in de periode 2010 en 2030 volgens twee scenario's. Dit gebeurt voor grasland, heide en bos. De resultaten worden gebiedsdekkend berekend.

1.7.2 Dynamische modellering van de evolutie van bosbodems voor verzuring

Kritische lasten zijn gebaseerd op een veronderstelde evenwichtssituatie. Veel ecosystemen zijn echter niet in evenwicht met de actuele depositie. De chemische respons van de bodem op depositieveranderingen is immers onderhevig aan tijdsvertragingen. Wanneer de potentieel verzurende stikstof- en zwaveldepositie hoger ligt dan de kritische last voor verzuring (= overschrijding van de kritische last), kan schade aan het ecosysteem nog uitblijven omwille van bufferende bodemprocessen. Omgekeerd betekent een vermindering van de depositie tot onder de kritische last niet dat ecosystemen meteen hersteld zijn van verzuring. Bovendien zal ook de respons van biologische indicatoren (bv. het voorkomen van plantensoorten) achterlopen op een bodemchemische verbetering. Hier beperken we ons echter tot de relatie tussen de depositieverandering en de bodemchemische status.

In deze studie onderzoeken we wanneer er herstel van bodemverzuring verwacht wordt voor bossen door middel van een dynamische modellering. In navolging van een methodologie die ook op Europees vlak gebruikt wordt, definiëren we herstel van verzuring aan de hand van hetzelfde bodemchemisch criterium als bij de kritische lasten voor verzuring. Het simuleren van de belangrijkste betrokken processen doorheen de tijd laat toe om het effect te bepalen van een bepaalde depositietijdreeks op de bodemverzuring.

We gebruiken het *Very Simple Dynamic* (VSD) model om de statische massabalans voor verzuring, die enkel rekening houdt met langetermijnprocessen, uit te breiden naar processen met eindige buffercapaciteit zoals kationenuitwisseling en stikstofimmobilisatie. Deze kortetermijnprocessen worden niet in rekening gebracht bij kritische lasten omdat ze het langetermijnevenwicht niet beïnvloeden, maar enkel de tijd die nodig is om dit evenwicht te bereiken. Om de reactie van de chemische samenstelling van de bodem op een verlaagde aanvoer van stikstof en zwavel te bepalen zijn dynamische modellen dus noodzakelijk.

Het bepalen van de evolutie en herstel van bodemverzuring in Vlaanderen is vooral gewenst voor bosccosystemen, en het is ook voor bos dat in de internationale literatuur de meeste studies met bodemchemische modellen beschreven worden. Voor de twee MIRA-scenario's onderzoeken we voor een representatieve set van Vlaamse bossen:

- wat de status is van bodemverzuring tussen 2010 en 2030;
- wanneer het bodemchemische criterium voor herstel van verzuring bereikt wordt (bij gelijkblijvende depositie vanaf 2030);
- indien nodig met welk verdere depositieverloop vanaf 2030 het verzuringscriterium behaald wordt in 2050.

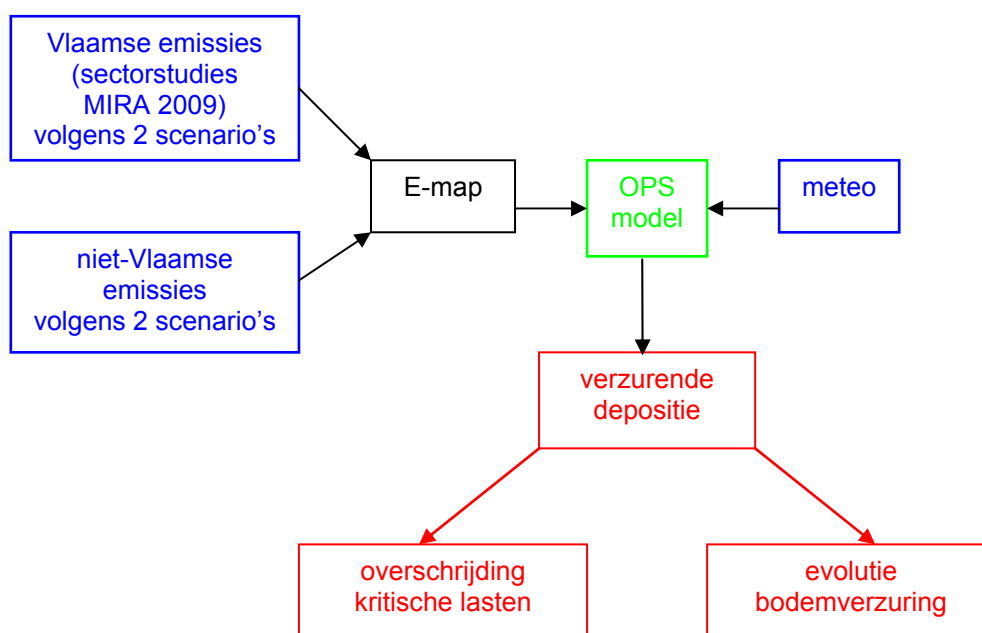
In tegenstelling tot de bepaling van de overschrijding van kritische lasten voor verzuring, wordt deze dynamische modellering niet via GIS-analyses opgeschaald naar de volledige Vlaamse bosoppervlakte. De resultaten worden op puntniveau besproken (n = 84 receptoren). De representativiteit van de gebruikte dataset (Staelens et al., 2006) laat wel toe om algemene conclusies te trekken.

2 Methode: beschrijving OPS-model en aannames

2.1 Algemene werkwijze

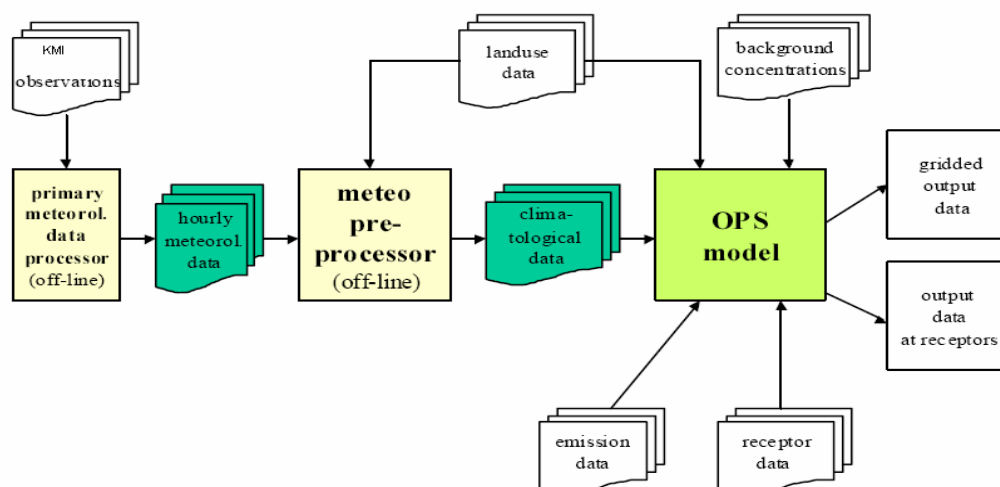
In het hele MIRA 2009 project wordt een geïntegreerde aanpak gevolgd waarbij de nodige informatie stapsgewijs wordt uitgewerkt en waarbij de resultaten worden doorgegeven aan de volgende stap in de keten. In wat volgt wordt de werkwijze voor de diverse berekeningen in het kader van de toekomstverkenning MIRA 2009 thema Verzuring toegelicht, zoals schematisch voorgesteld in Figuur 3.

Figuur 3: Schematisch overzicht van de gevolgde werkwijze



De Vlaamse emissies afkomstig van de verschillende sectorstudies worden verwerkt en gebruikt voor de doorrekening naar verzurende deposities. Hiervoor worden ze aangevuld met niet-Vlaamse (Europese) emissiegegevens. Alle emissies worden ruimtelijk gespreid via de emissie-mapping tool E-map en ingevoerd in het atmosferisch verspreidingsmodel Operationele Prioritaire Stoffen (of OPS-model). Dit is een mechanistisch model dat op lokale en regionale schaal de atmosferische verspreiding van stoffen simuleert op basis van meteorologische en emissiegegevens in Vlaanderen en daarbuiten. Figuur 4 geeft een gedetailleerd schema van de gegevenstructuur rond het OPS-model (van Jaarsveld, J.A., 2004, in Vito 2009 (1)).

Figuur 4: Schematisch overzicht van het OPS-model



Het gebruik van een model heeft als voordeel dat het mogelijk wordt de situatie voor heel Vlaanderen in kaart te brengen in plaats van enkel voor een selectie meetlocaties in diverse meetnetten. Toetsing van modelresultaten aan meetwaarden is al langer mogelijk voor bossen, dankzij het bosbodemmeetnet en sinds 2002 ook aan de gemeten natte deposities in het depositiemeetnet verzuring van de VMM. Deze toetsing vormde ook de basis voor de modelvalidatie (§ 2.3.3 'Validatie OPS-model Vlops.08).

In de tekstdelen die volgen wordt elke stap in de keten in detail besproken.

In § 2.2 'E-map' wordt beschreven hoe de emissiegegevens vóór de invoer in OPS via de E-map tool geografisch gespreid en in een voor de luchtkwaliteitsmodellen OPS en BelEUROS geschikt invoerformaat omgezet worden. In § 2.3.'OPS' wordt het gebruikte model, de invoergegevens en de validatie van het model besproken. In § 3 'Emissies' worden de emissiegegevens weergegeven: de Vlaamse emissies resulterend uit het REF- en EUR-scenario van de MIRA 2009 sectorstudies en de niet-Vlaamse emissies volgens twee scenario's.

Uitgaand van de bekomen depositiewaarden werd de oppervlakte natuur met overschrijding kritische lasten verzuring en vermisting bepaald (§ 2.4 'Bepaling overschrijding kritische lasten'), waarbij bosrandeffecten in rekening werden gebracht, en werd de evolutie van bosbodemverzuring nagegaan (§ 2.5 'Dynamische modellering van evolutie van bosbodemverzuring').

De resultaten van alle berekeningen zijn vermeld onder § 4.

2.2 E-map

2.2.1 Korte beschrijving E-map tool

Modellen die de kwaliteit van de omgevingslucht berekenen hebben nood aan twee belangrijke vormen van data-invoer: meteo- en emissiegegevens. Fysische en chemische processen berekenen op basis van deze invoer de concentratie van luchtvervuilende stoffen. De E-map tool is ontwikkeld om de emissiegegevens in het gewenste formaat aan de modellen ter beschikking te stellen (Maes, et al., 2008). Luchtkwaliteitsmodellen voeren hun berekeningen immers uit op een welbepaald domein dat bestaat uit verschillende cellen (grids). Emissiebestanden worden echter meestal aangemaakt op basis van politieke grenzen (gemeente, regio, land) of worden toegekend aan concrete, ruimtelijke informatie zoals wegen. Dit betekent dat, vooraleer emissiebestanden ingelezen kunnen worden in het

domein van een luchtkwaliteitsmodel, eerst een ruimtelijke bewerking van de emissies noodzakelijk is.

Om luchtmissies, afkomstig van verschillende bronnen, toe te kennen aan welbepaalde gridcellen van een luchtkwaliteitsmodel kan zowel de top down benadering als de bottom up benadering in overweging worden genomen.

De bottom up benadering begint met het verzamelen van lokale data en het toekennen van emissiecijfers aan zeer concrete bronnen (zoals huizen, auto's, bedrijven, wegen). Deze informatie wordt vervolgens gecombineerd met emissiefactoren (specifieke emissies per installatie) om emissies per tijdseenheid te berekenen.

De emissie-preprocessor voor het BelEUROS en het OPS-model, de zogenaamde E-map tool, is gebaseerd op de top down methode. Deze methode neemt de totale jaarlijkse emissie van een geografische eenheid als uitgangspunt. Dit cijfer wordt vervolgens verdeeld over het betrokken domein, rekening houdend met beschikbare geografische informatie over de populatiedensiteit, het wegennet of het landgebruik. Via E-map kan de emissie-input voor het BelEUROS en OPS-model via een gebruiksvriendelijke interface gegenereerd worden.

De ruimtelijke ontbinding van emissiedata gebeurt binnen E-map met behulp van zogenoemde substituu- of surrogaatvariabelen, die gebruikt worden om een statistische gewichtsverdeling toe te kennen aan uitstootgegevens. De meest eenvoudige methode om een totaal emissiecijfer om te rekenen tot een lokaal cijfer is via de onderstaande formule:

$$E_L = E_T \times V_L / V_T$$

waarin E_L staat voor de lokale emissie, E_T de totale emissie, V_L de lokale waarde van de substituuvariabele en V_T de totale waarde van de surrogaatvariabele. Voorbeelden van substituuvariabelen zijn het aantal inwoners per km², het brandstofverbruik, productiecijfers van industrieën; kortom variabelen die toelaten om de werkelijke emissies per ruimte-eenheid goed te benaderen en die veel makkelijker meetbaar zijn dan de eigenlijke emissies. De keuze van dergelijke variabelen is dus een cruciale factor in het karteringsproces.

Substituutvariabelen bestaan uit ruimtelijke elementen (een punt, een lijn of een vlak). Een verdeling kan uitsluitend gebaseerd zijn op deze ruimtelijke elementen. Zo kunnen emissies als gevolg van verkeer bijvoorbeeld ontbonden worden door de emissietotalen te spreiden op een wegenkaart. Deze verdeling gebeurt lineair. In GIS systemen kan men echter aan ruimtelijke elementen (features) ook attributen toekennen. Een verdeling kan daardoor ook op basis van attributen gebeuren. Per wegsegment kan bijvoorbeeld informatie over het aantal auto's dat per uur passeert toegevoegd worden. De verdeling van verkeersmissies over een wegenkaart kan bijgevolg ook rekening houden met het verkeersvolume, wat resulteert in een meer realistische spreiding. De uitdaging bij het ontbinden van emissietotalen is dus om zoveel mogelijk geografische informatie op het attribuutniveau te verkrijgen. In sommige gevallen is deze informatie niet aanwezig of vergt het te veel tijd om ze te verzamelen.

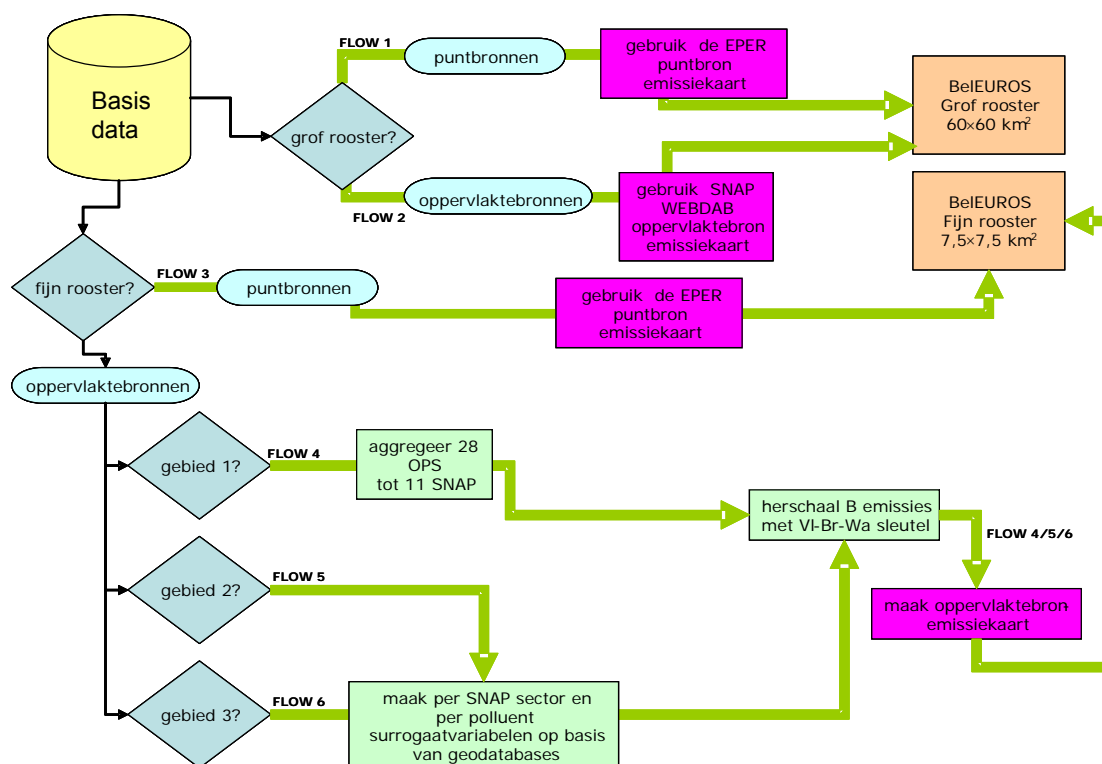
Bij het spreiden van niet-Vlaamse emissie-inventarissen kan men reeds gespreide emissies als attribuut gebruiken als ruimtelijke surrogaatvariabelen. Deze aanpak heeft verscheidene voordelen. Indien de emissiekaarten werden samengesteld via de bottom up methode is de top down spreiding van de emissietotalen veel nauwkeuriger dan wanneer surrogaatvariabelen worden gebruikt om emissies te spreiden. In de praktijk blijkt echter dat de meeste milieuadministraties beide methoden gebruiken om een regionale of nationale emissie-inventaris op te stellen.

2.2.2 Aanmaken emissiebestanden voor OPS en BelEUROS

2.2.2.1 Emissiebestanden voor BelEUROS

Deze paragraaf beschrijft de verschillende stappen die genomen worden om niet-Vlaamse emissiegegevens te ontbinden op het BelEUROS grid. Figuur 5 voorziet in een blokdiagram dat de verschillende stappen beschrijft om deze ontbinding uit te voeren.

Figuur 5: Workflowschema om CORINAIR emissie-inventarissen te ontbinden op het BelEUROS modeldomein



De basisdata bestaan uit de gekozen emissie-inventaris, of nog, uit de emissies per geografische eenheid die men wenst te spreiden. De basisdata die voor MIRA-S werden gekozen worden uitvoerig beschreven in sectie 3. Kort samengevat bestaan ze voor Vlaanderen uit de resultaten van de verschillende sectorstudies. Deze zijn opgedeeld per pollutant en rapportagejaar en dit volgens MIRA-sectoren. Buiten Vlaanderen bestaan ze uit nationaal gerapporteerde emissiecijfers opgedeeld volgens sector, pollutant en rapportagejaar. De sectoropdeling buiten Vlaanderen gebeurt volgens het internationale SNAP systeem.

Het eindresultaat van de ontbindingsprocedure is een emissietabel die kan ingelezen en verwerkt worden door het BelEUROS model. De tabel bestaat uit de pollutant- en sectorspecifieke emissies van puntbronnen die liggen binnen het modeldomein, van oppervlaktebronnen gespreid over een grofmazig grid van 60 km op 60 km en van oppervlaktebronnen gespreid over een fijnmazig grid van 7,5 km op 7,5 km.

Zes verschillende stappen zijn nodig om de startdata om te zetten tot het eindresultaat.

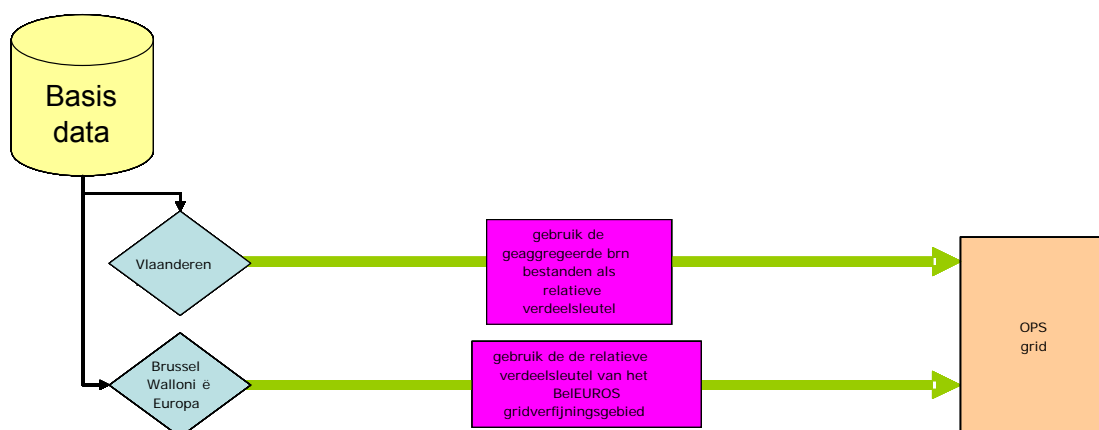
- FLOW 1: De allocatie van emissietotalen afkomstig van puntbronnen aan cellen van het grofmazig BelEUROS grid gebeurt op basis van informatie uit de Europese EPER databank voor puntbronemissies.

- FLOW 2: De allocatie van emissietotalen afkomstig van oppervlaktebronnen aan cellen van het grofmazig BeEUROS grid gebeurt op basis van de gedissaggregeerde emissies afkomstig van de WEBDAB database.
- FLOW 3: De allocatie van emissietotalen afkomstig van puntbronnen aan cellen van het fijnmazig BeEUROS grid gebeurt op basis van informatie uit de Europese EPER databank voor puntbronemissies.
- FLOW 4: De allocatie van emissietotalen afkomstig van oppervlaktebronnen aan cellen van het fijnmazig BeEUROS grid dat samenvalt met Vlaanderen, gebeurt met behulp van de gedissaggregeerde emissies van het OPS-model die als spreidingsvariabelen gebruikt worden. Om dit mogelijk te maken is een conversie van SNAP naar OPS-sectoren en omgekeerd noodzakelijk. Voorafgaande omzetting van MIRA naar OPS-sectoren gebeurt in preprocessing (zie verder).
- FLOW 5: De allocatie van emissietotalen afkomstig van oppervlaktebronnen aan cellen van het fijnmazig BeEUROS grid dat samenvalt met het hoofdstedelijk gewest Brussel, gebeurt volgens de methodologie gebaseerd op surrogaatvariabelen. De Belgische emissies worden herschaald om te voldoen aan de relatieve emissieverdeling tussen de Belgische gewesten.
- FLOW 6: De allocatie van emissietotalen afkomstig van oppervlaktebronnen aan cellen van het fijnmazig BeEUROS grid dat samenvalt met Wallonië, Nederland, West-Duitsland, Frankrijk, Luxemburg en Groot-Brittannië, worden berekend volgens de methodologie gebaseerd op surrogaatvariabelen. De Belgische emissies worden herschaald om te voldoen aan de relatieve emissieverdeling tussen de Belgische gewesten.

2.2.2.2 Emissiebestanden voor OPS

In deze paragraaf wordt de methodologie toegelicht om emissies te ontbinden op het OPS grid. In Figuur 6 wordt een overzicht gegeven van de inschaling binnen het OPS grid.

Figuur 6: Workflowschema om CORINAIR emissie-inventarissen te ontbinden op het OPS-modeldomein



De basisdata bestaan uit de gekozen emissie-inventaris, of nog, uit de emissies per geografische eenheid die men wenst te spreiden, en zijn dezelfde als de basisdata die over het BeEUROS domein gespreid worden.

Het eindresultaat van de ontbindingsprocedure is een bronnen (brn) bestand dat kan ingelezen en verwerkt worden door het OPS-model. Het brn bestand bevat gespreide emissies van een bepaald jaar, waarbij de spreiding gebaseerd is op de verdeling van Vlaamse emissies in 2004.

De werkwijze is eenvoudiger dan in het geval van het BelEUROS grid. In principe wordt een herschaling uitgevoerd van de emissie-invoergegevens zoals die elk jaar worden aangemaakt voor het OPS-model. Eerst worden emissies herschaald op het Vlaamse deel van het OPS grid; nadien worden Brusselse, Waalse en buitenlandse bronnen toegevoegd.

Via E-map worden eerst de Vlaamse emissietotalen ingelezen. Deze totalen worden vervolgens toegewezen aan de cellen van het OPS grid, waarbij de emissie spreidingskaarten aangemaakt voor 2004 fungeren als relatieve verdeelsleutel.

Vervolgens worden de niet-Vlaamse emissietotalen ingelezen. De buitenlandse emissiebronnen komen rechtstreeks uit de emissie-inventaris. De emissietotalen voor het Brusselse hoofdstedelijk en het Waalse gewest worden bekomen door het Belgische emissietotaal te herschalen zodanig dat enkel de gewenste emissies weerhouden worden. De spreiding van deze niet-Vlaamse emissietotalen gebeurt aan de hand van EMEP data voor 2005 waarbij de bronnen beperkt worden tot het gridverfijningsgebied van BelEUROS. Concreet worden alle niet-Vlaamse emissiebronnen uit het gridverfijningsgebied toegevoegd aan de brn bestanden.

2.2.2.3 Omzetting MIRA-SNAP-OPS-sectoren

De verschillende CORINAIR emissie-inventarissen die binnen E-map gebruikt worden als basisdata bevatten nationale emissietotalen per pollutant, per rapportagejaar en per sector. De sectoropdeling gebeurt volgens het internationale SNAP systeem (Selected Nomenclature for Air Pollutants). Belgische emissietotalen worden gewoonlijk opgesplitst over de verschillende gewesten volgens relatieve emissieverdelingen tussen de gewesten. De Vlaamse, Brusselse en Waalse emissies die op deze wijze bekomen worden, zijn dan ook opgedeeld volgens SNAP-sectoren.

Binnen MIRA 2009 worden enkel de aldus bekomen fracties voor het Waalse en het Brusselse hoofdstedelijk gewest gebruikt. Voor Vlaanderen worden de berekende fracties vervangen door de Vlaamse emissieprognoses uit de sectorstudies. Hiertoe werd de E-map emissie-preprocessor uitgebreid zodat het technisch mogelijk was om per sector en per pollutant een emissiewaarde voor Vlaanderen vast te leggen. Deze emissiecijfers worden opgedeeld per MIRA-sector aangereikt.

Om de koppeling tussen Vlaamse cijfers per MIRA-sector en niet-Vlaamse cijfers per SNAP-sector mogelijk te maken zijn dan ook conversies tussen de sectoren noodzakelijk. Hierbij is het belangrijk op te merken dat de spreiding van de Vlaamse emissiecijfers binnen E-map gebeurt volgens OPS-sectoren. Daarom werd geopteerd om de Vlaamse emissieprognoses, aangereikt in MIRA-sectoren, in preprocessing om te zetten naar OPS-sectoren, en binnen E-map enkel de conversie van OPS- naar SNAP-sectoren en van SNAP- naar OPS-sectoren te implementeren.

De omzetting van MIRA-sectoren naar OPS-sectoren gebeurt door aggregatie van enkele MIRA-sectoren en toekenning van de geaggregeerde totalen aan de overeenkomstige OPS-sector. Een overzicht wordt gegeven in Tabel 1. Deze omzetting gebeurt in preprocessing.

Tabel 1: Aggregatie van MIRA-sectoren tot OPS-sectoren.

OPScore	Sectorbeschrijving OPS	Sectorbeschrijving MIRA
100	1 bevolking	1 huishoudens
201	2 chemie	2.1 chemie
202	3 ijzer, staal, non-ferro, automobiel, machinebouw	2.2 totale sector ijzer, staal, non-ferro, automobiel, machinebouw

203	4	voeding-, drank- en genotsmiddelenindustrie	2.3	voeding-, drank- en genotsmiddelenindustrie
204	5	textiel-, schoen-, leder- en kledingnijverheid	2.4	textiel-, schoen-, leder- en kledingnijverheid
205	6	papier- en papierwarenindustrie, grafische nijverheid, uitgeverijen, ed.	2.5	papier- en papierwarenindustrie, grafische nijverheid, uitgeverijen, ed.
206	7	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal,...)	2.6	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal,...)
301	8	winning en bewerking van steenkool	3.1	winning en bewerking van steenkool
302	9	cokesovenbedrijven	3.2	cokesovenbedrijven
303	10	raffinaderijen	3.3	raffinaderijen
304	11	productie, transport en distributie van elektriciteit en warmte (incl.'productie van splijt- en kweekstoffen)	3.4	productie, transport en distributie van elektriciteit en warmte
			3.6	productie van splijt- en kweekstoffen
305	12	productie, transport en distributie van gas	3.5	productie, transport en distributie van gas
403	13	veeteelt (stallen & opslag + weide + uitrijden)	4.2	akkerbouw in ruime zin, uitrijden dierlijk mest
			4.3	veeteelt, totaal (stallen&opslag + weide + uitrijden)
402	14	kunstmestgebruik id landbouw	4.2	akkerbouw in ruime zin, kunstmestgebruik
404	15	glastuinbouw	4.4	glastuinbouw, brandstofgebruik
401	16	brandstofverbruik id landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	4.1	akkerbouw, brandstofgebruik
			4.3	veeteelt, brandstofgebruik
			4.5	open lucht tuinbouw, brandstofgebruik
407	17	visserij	4.7	visserij, brandstofgebruik
501	18	wegverkeer	5.1	wegverkeer
502	19	luchtvaart	5.2	luchtvaart Antwerpen
			5.2	luchtvaart militair
			5.2	luchtvaart Oostende
			5.2	luchtvaart Zaventem
503	20	scheepvaart tussen Noordzeehavens + binnenscheepvaart	5.3	scheepvaart tussen Noordzeehavens
			5.4	binnenscheepvaart
505	21	spoorverkeer	5.5	spoorverkeer goederen
			5.5	spoorverkeer reizigers
602	22	aanverwanten petroleumsector	6.02	aanverwanten petroleumsector
603	23	afvalverwerking	6.03	Afvalverwerking
			3.7	Afvalverbranding*
605	24	individuele bedrijven	6.05	individuele bedrijven
601	25	tankstations	6.01	benzinetankstations
604	26	crematoria	6.04	kerkhoven en crematoria
606	27	gebouwenverwarming in de handel- en dienstensector	6.06	gezondheidszorg
			6.07	gebouwenverwarming
			6.07	handel gebouwenverwarming
			6.08	hotels en restaurants
			6.08	gebouwenverwarming
			6.09	onderwijs gebouwenverwarming
			6.10	kantoren en administraties
			6.11	andere diensten

608	28 reserve	
-----	------------	--

* Alle afvalverbrandingsovens zijn vanaf 2006 ook producent van elektriciteit (recuperatie van warmte die vrijkomt bij verbranding van afval), in de MIRA kernset milieudata wordt het totaal van deze emissies opgenomen onder de sector energie. In deze studie is echter geopteerd om de emissies van afvalverbrandingsovens toe te wijzen aan OPS-code 603. Reden hiervoor is dat aldus een meer correcte ruimtelijke spreiding van deze emissies bekomen wordt, gebaseerd op de puntbronnen-emissies van EPER (exacte locatie van afvalverbrandingsovens wordt in rekening gebracht, en niet bv. locatie van energiecentrales). Bij de koppeling naar SNAP-sector wordt OPS-sector 603 ondergebracht bij SNAP-sector S1 en S9 (zie tabel 2).

De omzetting tussen OPS en SNAP die geïmplementeerd werd in E-map is gebaseerd op Tabel 2. De tabel is geschikt om OPS emissies te aggregeren tot het SNAP niveau.

Tabel 2: Koppeling tussen de OPS en SNAP-sectoren. Per pollutant wordt de bijdrage van elke OPS-sector aan de SNAP-sector procentueel uitgedrukt. Indien geen stof werd ingevuld geldt de desbetreffende bijdrage voor alle pollutanten (NO_x , SO_x , NH_3).

OPS code	Sectorbeschrijving OPS	Polluent	Bijdrage (%)	SNAP code	Sector beschrijving
100	Bevolking		100 %	S2	Niet industriële verbranding
201	Chemie	NO_x	64 %	S3	Verbranding in de industrie
201	Chemie	NO_x	36 %	S4	Productieprocesses
201	Chemie	SO_x	48 %	S3	Verbranding in de industrie
201	Chemie	SO_x	52 %	S4	Productieprocesses
201	Chemie	NH_3	100 %	S4	Productieprocesses
202	ijzer, staal, non ferro, auto­mobiel en machinebouw	NO_x	96 %	S3	Verbranding in de industrie
202	ijzer, staal, non ferro, auto­mobiel en machinebouw	NO_x	4 %	S4	Productieprocesses
202	ijzer, staal, non ferro, auto­mobiel en machinebouw	SO_x	93 %	S3	Verbranding in de industrie
202	ijzer, staal, non ferro, auto­mobiel en machinebouw	SO_x	7 %	S4	Productieprocesses
202	ijzer, staal, non ferro, auto­mobiel en machinebouw	NH_3	100 %	S4	Productieprocesses
203	voeding-, drank- en genotsmid­delenindustrie	NO_x	98 %	S3	Verbranding in de industrie
203	voeding-, drank- en genotsmid­delenindustrie	NO_x	2 %	S4	Productieprocesses
203	voeding-, drank- en genotsmid­delenindustrie	SO_x	100 %	S3	Verbranding in de industrie
203	voeding-, drank- en genotsmid­delenindustrie	NH_3	100 %	S4	Productieprocesses
204	textiel-, schoen-, leder- en kledingnijverheid		100 %	S4	Productieprocesses
205	papier- en papierwaren industrie	NO_x , SO_x	100 %	S3	Verbranding in de industrie
205	papier- en papierwaren industrie	NH_3	100 %	S4	Productieprocesses
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal)	NO_x	94 %	S3	Verbranding in de industrie
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal)	NO_x	6 %	S4	Productieprocesses
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal)	SO_x	34 %	S3	Verbranding in de industrie
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-	SO_x	66 %	S4	Productieprocesses

	metaal				
206	andere industrieën (bouw, asfalt & beton, rubber, hout, afvalrecuperatie, minerale niet-metaal)	NH ₃	100 %	S4	Productieprocessen
301	winning en bewerking van steenkool		100 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
302	cokesovenbedrijven		100 %	S4	Productieprocessen
303	raffinaderijen		100 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
304	productie, transport en distributie van elektriciteit en warmte (incl. productie van splijt- en kweekstoffen)		100 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
305	Productie en distributie van gas		100 %	S5	Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NO _x	2 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NO _x	28 %	S2	Niet industriële verbranding
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NO _x	70 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	SO _x	93 %	S2	Niet industriële verbranding
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	SO _x	7 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NH ₃	33 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NH ₃	33 %	S2	Niet industriële verbranding
401	brandstofverbruik in de landbouw uitgezonderd glastuinbouw en visserij	NH ₃	33 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
402	kunstmestgebruik in de landbouw		100 %	S10	Landbouw
403	veeteelt (stallen & opslag, weide en uitrijden van dierlijk mest)		100 %	S10	Landbouw
404	glastuinbouw		100 %	S2	Niet industriële verbranding
407	Visserij		100 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
501	wegverkeer		100 %	S7	Wegverkeer
502	Luchtvaart		100 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
503	scheepvaart tussen Noordzeehaven en binnenscheepvaart		100 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
504	scheepvaart tussen Noordzeehaven en binnenscheepvaart		100 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
505	spoorverkeer		100 %	S8	Andere mobiele bronnen en machines
601	tankstations		100 %	S5	Ontginning en distributie van fossiele brandstoffen en geothermische energie
602	aanverwanten petroleumsector		50 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
602	aanverwanten petroleumsector		50 %	S4	Verbranding in energie productie en transformatie
603	afvalverwerking	NO _x	93 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie

603	afvalverwerking	NO _x	7 %	S9	Afvalbehandeling
603	afvalverwerking	SO _x	73 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
603	afvalverwerking	SO _x	27 %	S9	Afvalbehandeling
603	afvalverwerking	NH ₃	100 %	S1	Verbranding in energie productie en transformatie
604	crematoria		100 %	S9	Afvalbehandeling
605	individuele bedrijven		100 %	S2	Niet industriële verbranding
606	gebouwenverwarming		100 %	S2	Niet industriële verbranding

2.3 OPS

2.3.1 Beschrijving OPS-model

Het Lagrangiaanse OPS-model berekent transport, verspreiding en depositie van verzurende stoffen (SO₂, NO_x, NH₃, sulfaten, nitraten, ammonium) en niet-reagerende stoffen zoals dioxines en zware metalen. Het model werd door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) ontwikkeld (Van Jaarsveld, 1989) en in opdracht van de VMM door de VITO geïmplementeerd om de actuele en toekomstige luchtkwaliteit te simuleren op regionaal niveau (Vlaanderen).

Als invoer gebruikt het model een meteostatistiek die met behulp van een meteo-processor wordt samengesteld. Verdere invoergegevens hebben betrekking op de receptoren, met name coördinaten, ruwheidslengte z_0 (deze geeft een theoretische hoogte aan in meter waar de gemiddelde windsnelheid de waarde nul benadert), landgebruik, achtergrondconcentraties; en op de emissiebronnen, met name coördinaten, emissiesterkte, hoogte, horizontale afmeting indien oppervlaktebron. Zoals besproken in het vorig deel E-map wordt voor de emissies gebruik gemaakt van de Emissie Inventaris Lucht (EIL) voor Vlaanderen en van CORINAIR/EMEP buiten Vlaanderen, welke in de emissieprocessor (E-map) omgevormd worden. De beschrijving van de chemische reacties in het model beperkt zich tot lineaire eerste orde reactiemechanismen.

Als uitvoer genereert het model concentratie- en depositievelden voor primair en secundair verzurende componenten en zware metalen. De concentratie- en depositievelden (droge, natte en totale depositie (zonder occulte!)) worden gerepresenteerd op een door de gebruiker gekozen receptorrooster. Het is tevens mogelijk concentraties en deposities te berekenen voor een specifiek receptorpunt (bv. een meetstation). Het model berekent de maand-, seizoen-, of jaargemiddelde concentraties en deposities met een geografische resolutie van 1 x 1 km en 5 x 5 km.

2.3.1.1 Meteostatistiek

Meteorologische gegevens zijn van groot belang bij de modellering van luchtvervuiling. Voor de berekening van lange termijn gemiddelde concentraties en deposities gebruikt OPS een meteostatistiek per jaar.

De meteostatistiek is gebaseerd op meteometingen afkomstig van drie meteomasten verspreid over Vlaanderen, met name: Gent, Antwerpen en Mol. Hij wordt aangemaakt voor 4 trajectgebieden (0 m, 100 km, 300 km en 1 000 km), 6 atmosferische stabiliteitsklassen en 12 windsectoren van elk 30° met behulp van een meteo-preprocessor. Deze processor werkt met 28 verschillende invoervariabelen waaronder globale straling, neerslag, windrichting en -snelheid gemeten op 2 verschillende hoogten, temperatuur, relatieve luchtvochtigheid, sneeuwbedekking. De meteo-preprocessor berekent ook nog extra secundaire meteorologische parameters zoals de voelbare warmteflux, de menglaaghoogte, de Monin-Obukhov lengte en de wrijvingsnelheid. Meer informatie over deze meteo-preprocessor is online te vinden op: http://www.mnp.nl/ops/Images/ops-online_tcm47-17006.pdf.

2.3.1.2 Receptoren

De receptoren waarvoor OPS concentraties en deposities berekent kunnen volgens een regelmatig rooster met een willekeurige door de gebruiker gedefinieerde roostergrootte liggen of een willekeurige positie hebben zoals voor de meetpunten van de VMM luchtmeetnetten. De uitvoer van het model neemt de vorm aan van een matrix als de gebruiker een regelmatig rooster kiest of bestaat uit individuele lijnen voor een onregelmatig receptorennetwerk.

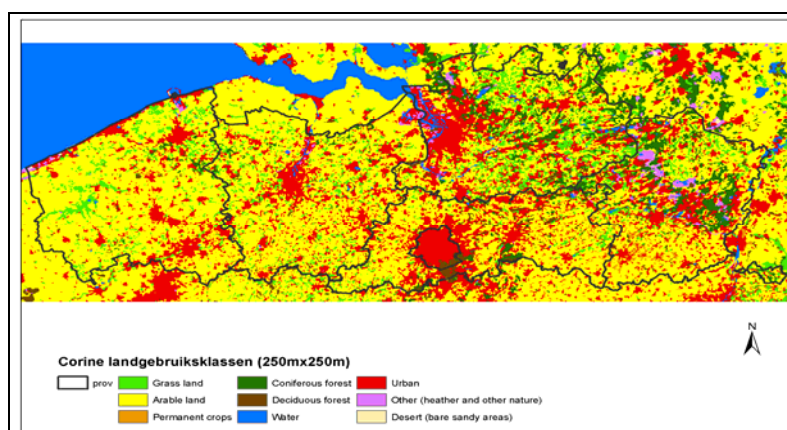
2.3.1.3 Tijdsprofielen als parameter in OPS

Voor de dispersie van de pollutanten zijn niet alleen de meteorologische condities op het moment van de lozing in de atmosfeer belangrijk, maar ook het tijdstip van de lozing speelt een grote rol. Zo werkt het OPS-model met een aantal tijdsprofielen voor de sectoren industrie, gebouwenverwarming en transport (verkeer). Om dit tijdsafhankelijk emissiegedrag te modelleren, gebruikt OPS dagvariaties per 2 uur als een percentage van de gemiddelde emissie.

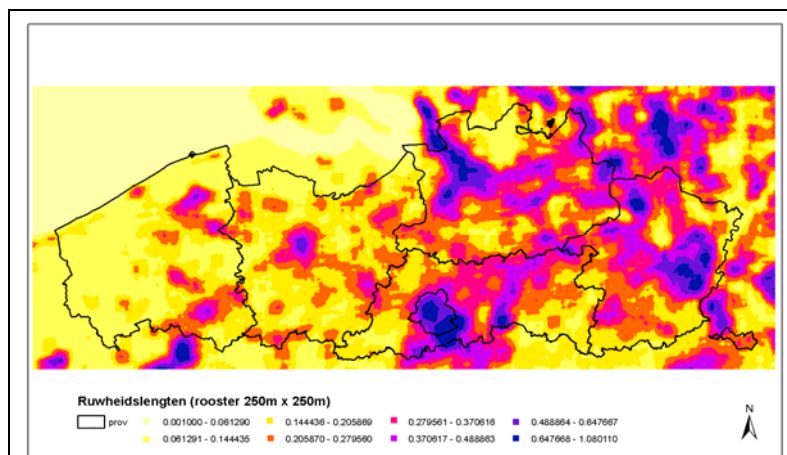
2.3.1.4 Landgebruik- en ruwheidslengtekaarten als parameter in OPS

Het OPS-model berekent droge depositiesnelheden met behulp van het submodel DEPAC (van Jaarsveld, 2004). Het landgebruik en de ruwheidslengte van de gekozen receptoren zijn de voornaamste parameters bij de berekening van de deposities. Beide kaartensets werden afgeleid uit de CORINE 2000 dataset. Het resultaat dat als parameter in het model gebruikt wordt, is getoond in de Figuren 7 en 8. Wat de ruwheid betreft wordt op basis van het 250 m grid een glijdend gemiddelde gemaakt voor een overliggend grid van 5 km.

Figuur 7: Corine landgebruiksklassen op een rooster van 250 x 250 m



Figuur 8: Ruwheidslengtekaart Vlaanderen op een rooster van 250 x 250 m



2.3.1.5 Achtergrondconcentraties als parameter in OPS

De achtergrondkaarten voor NO₂ en SO₂ die we in het OPS-model gebruiken, bekwamen we door per pollutant (NH₃, NO₂ en SO₂) en per jaar (2000-2006) de uurlijkse meetgegevens, afkomstig van het telemetrisch meetnet, over een grid met een resolutie van 4 x 4 km te interpoleren. Deze interpolatie gebeurde aan de hand van het RIO model dat momenteel door de Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL) gebruikt wordt (Janssen S. et al, 2008). Het is gebaseerd op de CORINE landgebruikskaart: het detrenden van de meetgegevens gebeurt op basis van de relatie tussen langlopende gemiddeldes van de meetgegevens en een landgebruik-indicator (SO₂ en NO₂) of emissies en een emissie-indicator (NH₃) die gebaseerd is op de CORINE kaart. De geïnterpoleerde uurlijkse kaarten werden vervolgens door RIO verwerkt tot een jaargemiddelde geïnterpoleerde kaart door de uurlijkse kaarten uit te middelen over het hele jaar.

2.3.2 Upgrade OPS-model Vlops.07 naar Vlops.08

Jaarlijks worden de nieuwe emissiebestanden en meteogegevens van het afgelopen meetjaar toegevoegd aan het model. Indien intussen tevens exactere of gewijzigde emissiecijfers beschikbaar kwamen voor meerdere jaren, bv. door toepassing van een andere berekeningsmethode, worden ook voor die jaren nieuwe inputbestanden aangemaakt, en dienen deze jaren herrekend te worden. De versie Vlops.08 is echter een geheel herwerkte versie van het OPS-model, gebaseerd op de nieuwste bevindingen en aanpassingen in het Nederlandse OPS 4.1. De belangrijkste wijzigingen zijn:

- De meteorologische preprocessor van Vlops.08 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 bij Vlops.08 de DEPAC module gebruikt, die de canopy resistance gedetailleerd simuleert uit o.a. meteoparameters en landgebruik (i.p.v. een vaste waarde).
- In OPS 4.1 (de basis van Vlops.08) is natte depositie 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. De bias tussen de natte depositiewaarden tussen bos en heide illustreren dit perfect. De bias neemt af op grotere afstand van de belangrijkste bronnen (voor SO_x en NO_y de stedelijke agglomeraties; voor NH_x de gebieden met intensieve veeteelt). De bias is gemiddeld ook hoger voor NH_x aangezien hier meer lage bronnen voorkomen. Bij OPS 1.2 werd de in cloud scavenging nog onafhankelijk van de ruwheidslengte berekend, zodat daar de natte depositie onafhankelijk was van de ruwheidslengte (Van Jaarsveld, 2004)

In wat volgt tonen wij aan dat deze nieuwste versie Vlops.08 ingrijpend is veranderd t.o.v. het vroegere gebruikte model, én tonen wij aan, in het deel validatie, dat deze nieuwste versie beter aanleunt bij de concentratiemeetwaarden.

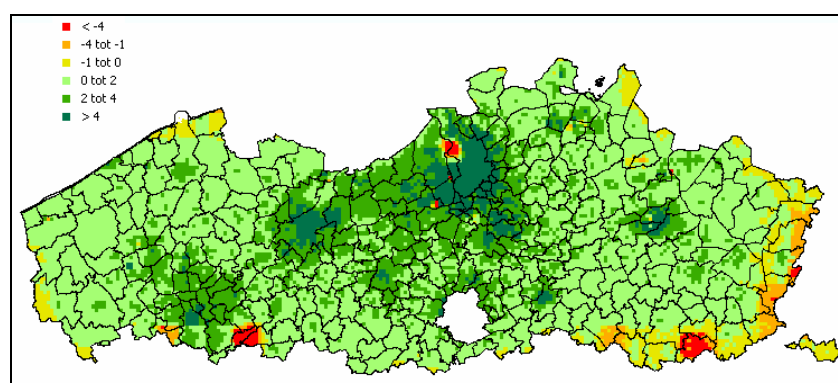
2.3.2.1 Inzicht in effect van wijzigingen

Hieronder worden de jaargemiddelde modelresultaten met beide versies voor het Vlaamse 1 x 1 km grid, met als invoer meteo en emissies voor het jaar 2006, besproken per pollutant. Aangezien het model de mogelijkheid biedt om enkel met Vlaamse emissies te rekenen, kunnen de gemiddelde concentratie- en depositiewaarden opgesplitst worden in een Vlaamse en niet-Vlaamse bijdrage. De Vlaamse emissies zijn identiek voor beide versies, zodat mogelijke verschillen in output uitsluitend uit veranderde modelfunctionering voortkomen. De totale depositiewaarden kunnen op hun beurt opgesplitst worden in droge en natte depositie. Kaarten van de verschilwaarden in concentraties en totale deposities per gridcel geven tenslotte een beeld van de ruimtelijke spreiding én de grootte van de verschillen.

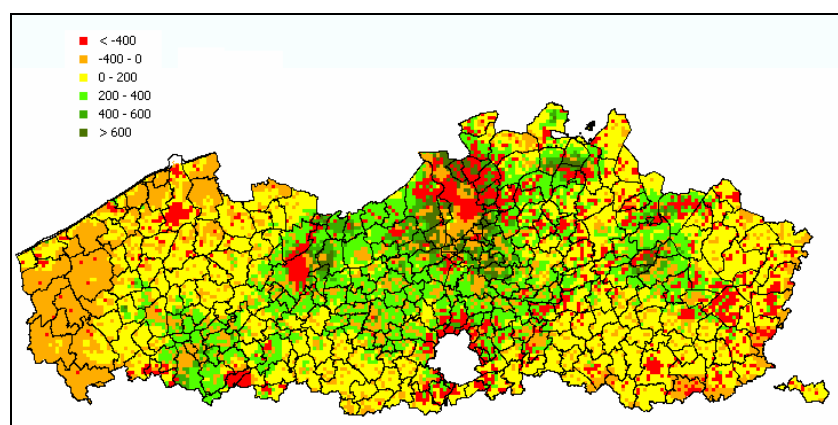
SO₂

Dichtbij SO₂-bronnen rekent Vlops.08 in vergelijking met Vlops.07 hogere en verder weg lagere concentraties, in hoofdzaak door Vlaamse emissies (Figuur 9). De algemene daling is het hoogst in de stedelijke agglomeraties. De lagere droge deposities SO_x door Vlaamse bronnen worden gecompenseerd door hogere natte deposities (Figuur 10). Hogere algemene deposities komen voor in de stedelijke agglomeraties en in het grensgebied bij de Franse kust. Dit laatste kan vermoedelijk verklaard worden door een betere spreiding van de Noord-Franse industriële emissies.

Figuur 9: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie SO₂ (µg/m³)



Figuur 10: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie SO_x (Zeq/ha.j)



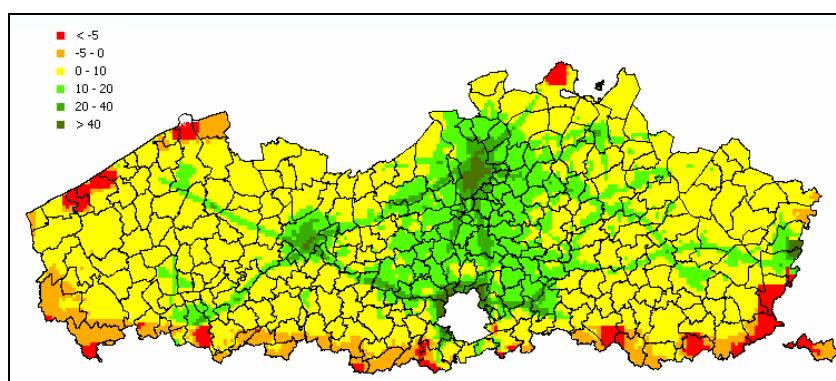
NO_x

De NO_x-concentraties zijn over heel Vlaanderen lager bij Vlops.08, bijna volledig te verklaren door wijzigingen in de Vlaamse emissies (Figuur 11). Deze daling is evenredig met de NO_x emissies en dus het hoogste in de stedelijke agglomeraties en langs de grote wegen. De

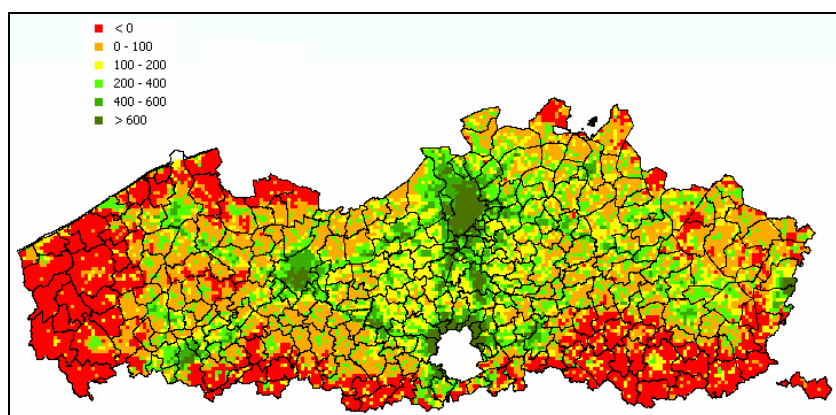
spreiding in Figuur 12 weerspiegelt het patroon van de droge deposities NO_y : Vlaamse bronnen zorgen overal voor een daling, terwijl niet-Vlaamse bronnen de rode zones van de figuur veroorzaken. De hogere gemiddelde natte depositie bij Vlops.08 is vooral aan niet-Vlaamse bronnen te wijten.

Samengevat kunnen we voor de NO_y -depositie stellen dat bij Vlops.08 de droge NO_y -depositie domineert, deze wordt verder van de bron afgezet, waardoor de emissies van de Vlaamse wegen meer naar Nederland geëxporteerd worden en de Vlaamse wegen dus nog nauwelijks op de kaart naar voor komen. Franse emissies worden dan weer relatief meer naar Vlaanderen geëxporteerd.

Figuur 11: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



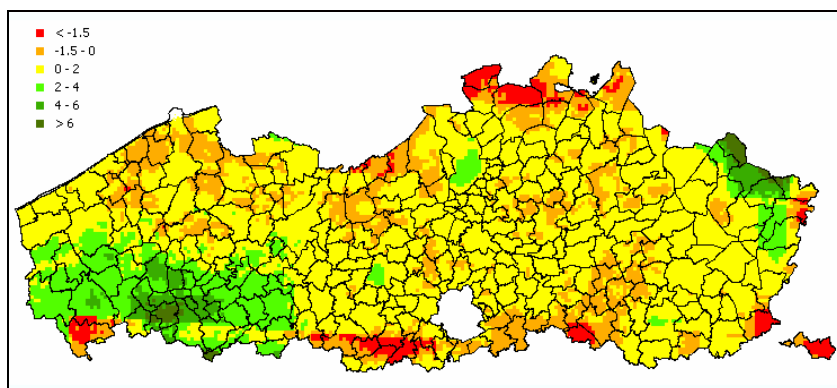
Figuur 12: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie NO_y (Zeq/ ha.j)



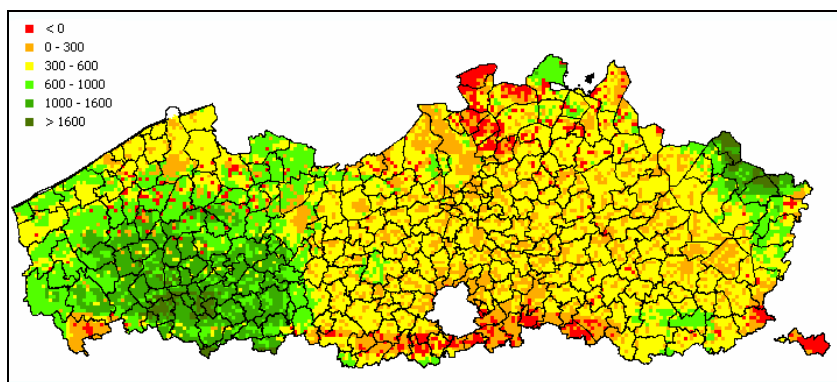
NH_x

Zowel de concentraties NH_3 als de droge en natte deposities NH_x vertonen gemiddeld lagere waarden bij Vlops.08 (Figuren 12 en 13). We zien meer natte NH_x -depositie door Vlaamse emissies en een verdeeld beeld voor droge depositie met meer lokale depositie dicht bij bronnen waardoor de Vlaamse ' NH_3 hot spots' meer benadrukt worden. Verder merken we minder droge en natte NH_x -depositie door niet-Vlaamse emissies. De oorzaak voor deze vaststellingen ligt duidelijk bij de bijdrage van niet-Vlaamse bronnen. De Figuren 13 en 14 vertonen eenzelfde patroon: vanuit de grenszones in zuidelijk West-Vlaanderen en noordoostelijk Limburg nemen de verschillen landinwaarts af.

Figuur 13: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor concentratie NH_3 ($\mu g/m^3$)



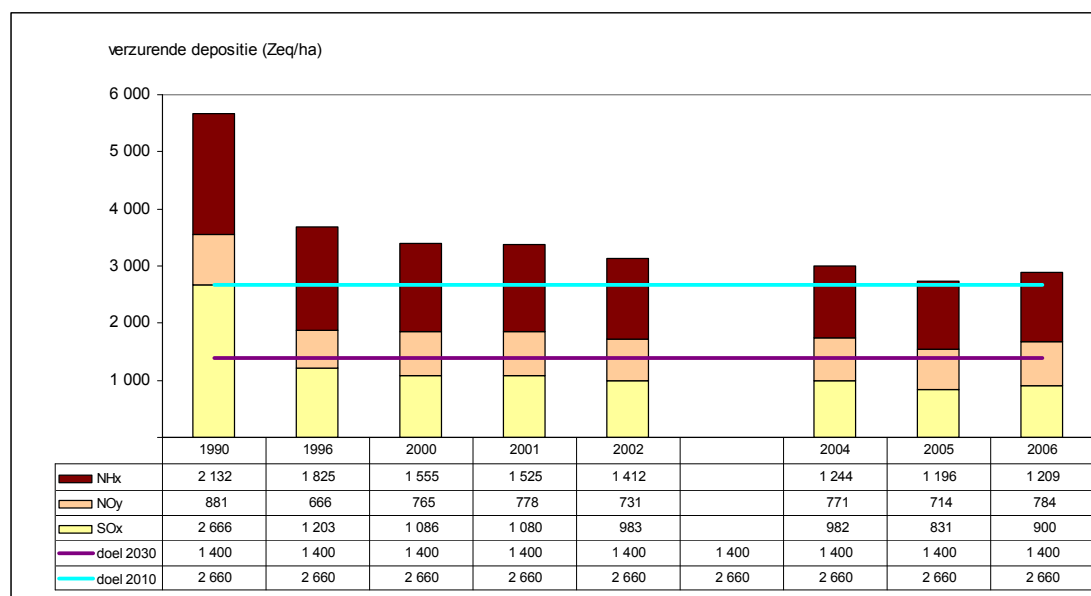
Figuur 14: Verschil Vlops.07-Vlops.08 voor totale depositie NH_x (Zeq/ha.j)



2.3.2.2 Depositietrend voorgaande jaren

Omwillen van de significante reducties die met het nieuwe Vlops.08 berekend worden, werden alle voorgaande jaren die in de laatste MIRA-T gerapporteerd werden, herrekend met deze nieuwste OPS versie. Ook de middellange termijn doelstelling 2010, afgeleid van de National Emission Ceilings of NEC-emissiedoelstellingen, werd herrekend (zie bespreking in 4.1.1). De resultaten worden gevisualiseerd in Figuur 15.

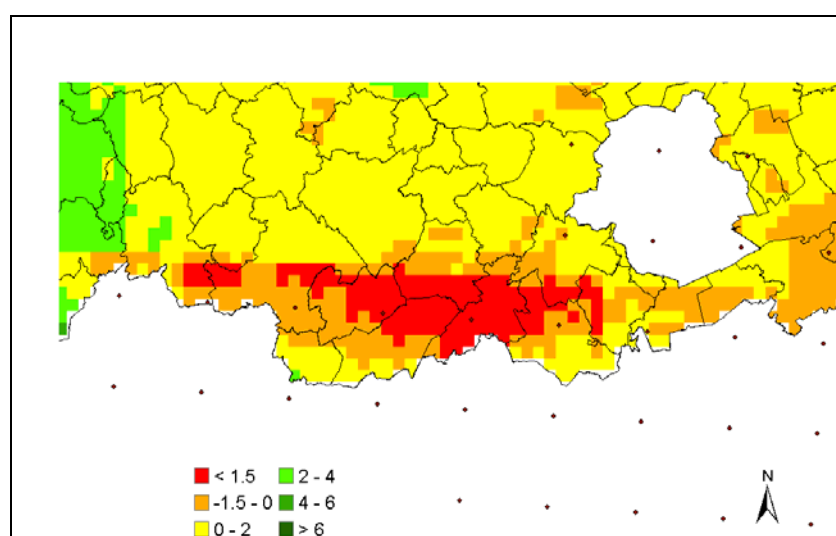
Figuur 15: Verloop van de verzurende depositie berekend met Vlops.08 (Vlaanderen, 1990 – 2006)



2.3.2.3 Randeffecten

Een opvallend fenomeen bij Vlops.08 is de overlapping van Vlaamse emissies met niet-Vlaamse oppervlakte-emissies (7,5 x 7,5 km). Dit resulteert in overschatte concentratie- en depositiewaarden in de grenszones, zoals geïllustreerd in Figuur 16. E-map middelt het grootste deel van de niet-Vlaamse emissies van de grensregio's uit in 7,5 x 7,5 km gridcellen. Deze oppervlaktes overlappen echter aanzienlijk met de Vlaamse emissies die op 1 x 1 km gespreid worden, waardoor de grensgebieden in Vlaanderen te hoge totale emissiewaarden krijgen. Dit effect is duidelijk zichtbaar in de outputkaartjes van OPS en is een toekomstig punt van verbetering voor de E-map tool.

Figuur 16: Vlops.07 – Vlops.08 voor concentratie NH₃ (µg/m³) met toevoeging van de gridcellen voor niet-Vlaamse emissies (7,5 x 7,5 km)



2.3.3 Validatie OPS-model Vlops.08

Als test of de beschreven effecten van gewijzigde emissies en modelfunctionering resulteren in een correcter model, worden meetresultaten (concentraties) en modelresultaten voor beide

modelversies vergeleken. Aangezien in het meetnet verzuring wel concentraties NO₂ maar geen NO_x gemeten worden, werd gekozen voor validatie van NO₂ en niet van NO_x. De lijst van de gebruikte stations, met hun locatie, meet- en modelwaarden, zijn per jaar weergegeven in Bijlage 1. Aangezien alle meetwaarden voor SO₂ en NO₂, met uitzondering van het meetnet verzuring, uitgedrukt worden in gehele waarden (zonder decimalen), werden ook de modelwaarden voor deze stations afgerond tot gehele getallen.

2.3.3.1 Keuze van validatieparameters

Uit de vergelijking tussen verschillende validatieparameters kunnen de meest robuuste geselecteerd worden. Als parameter om de gemiddelde meet- en modelwaarden over alle meetstations te vergelijken werd gekozen voor de Normalized Mean Bias Factor (NMBF). Negatieve waarden wijzen op een gemiddelde onderschatting door het model, positieve waarden op een gemiddelde overschatting. Er gebeurt minder over- of onderschatting naarmate de waarden bij nul liggen.

De vergelijking van de gemiddelde afwijking tussen meet- en modelwaarden gebeurt d.m.v. de Mean Absolute Factor Error (MAFE) gedeeld door het gemiddelde van de meetwaarden, $\frac{MAFE}{\bar{O}}$, uitgedrukt in procent. Een model geeft minder afwijking bij lagere waarden voor deze schatter. Het is vooral deze parameter die gebruikt wordt als aanduiding van de modelonzekerheid. De EG richtlijn inzake luchtkwaliteit (EG/2008/50) stelt dat een onzekerheid van 30 % (bij sommige pollutanten zelfs tot 50 %) op de berekende concentraties een voldoende modelnauwkeurigheid inhoudt. Het kader hierna geeft de formules (naar Yu, 2006) voor beide parameters weer:

$$MAFE = \frac{\sum Gi}{n} \text{ met } Gi = |Mi - Oi| \text{ als } Mi \geq Oi \text{ en } Gi = |Mi - Oi| \times \frac{Oi}{Mi} \text{ als } Mi < Oi$$

$$NMBF = \frac{\bar{M}}{\bar{O}} - 1 \text{ als } \bar{M} \geq \bar{O} \text{ en } NMBF = 1 - \frac{\bar{O}}{\bar{M}} \text{ als } \bar{M} < \bar{O}$$

met Mi = modelwaarde, Oi = meetwaarde en n = aantal observaties

Een grafiek van de lineaire regressielijnen tenslotte, geeft in combinatie met de vergelijking van R²-waarden een beeld van de correlaties tussen de meetstations. Een R²-waarde dicht bij 1 wijst op een betere correlatie.

2.3.3.2 Keuze van jaren en meetstations

Om ook de lage concentratiewaarden bij de validatie te kunnen betrekken werd enkel gevalideerd voor jaren waar ook voor het depositi meetnet verzuringgegevens beschikbaar waren, namelijk voor 2002, 2005 en 2006. Een jaargemiddelde meetwaarde werd enkel gebruikt indien er voor dat jaar minstens 75 % ruwe data beschikbaar waren.

2.3.3.3 Resultaten

Concentraties SO₂

Vlops.08 geeft voor SO₂ betrouwbaardere resultaten dan Vlops.07. Gemiddeld gezien overschat deze versie minder en geeft ze kleinere afwijkingen. De correlatie tussen gemeten en voorspelde waarden stijgt in belangrijke mate met Vlops.08. De hogere waarden bij Vlops.08 voor meetstations dicht bij een bron zoals 40BE06 (Beerse), 40WZ01 (Lommel) en 42R822, 42R894 en 42R897 (haven Antwerpen), sluiten beter aan bij de jaargemiddelde meetwaarden (Tabellen 3 en 4, Figuur 17).

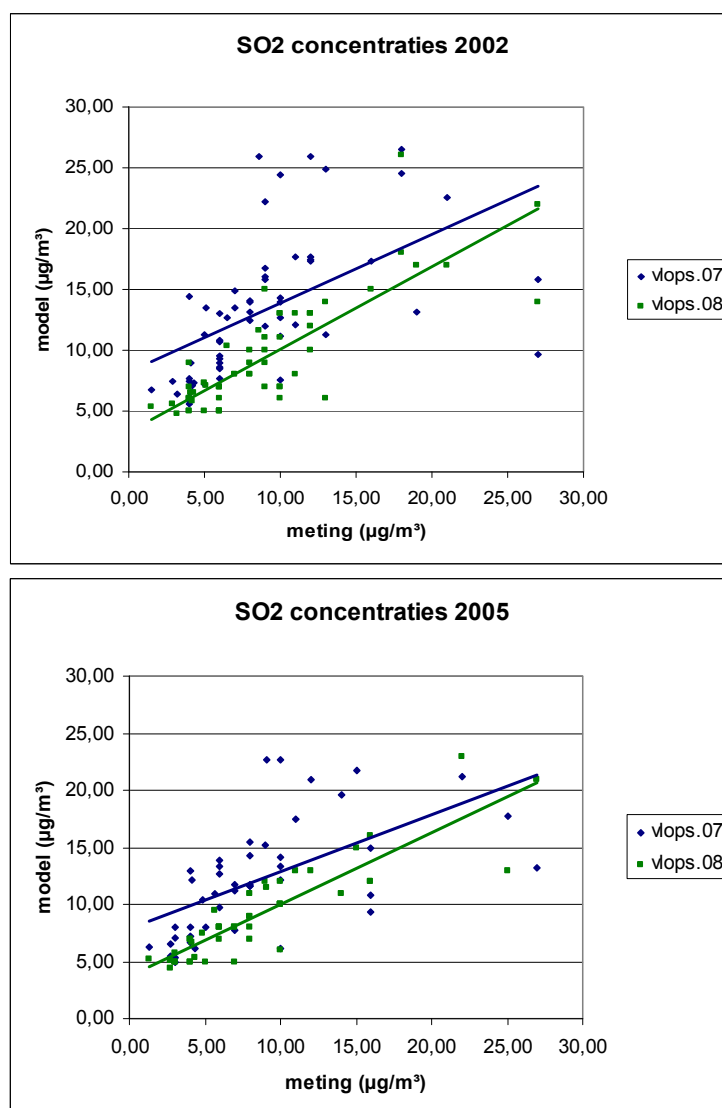
Tabel 3: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor SO₂

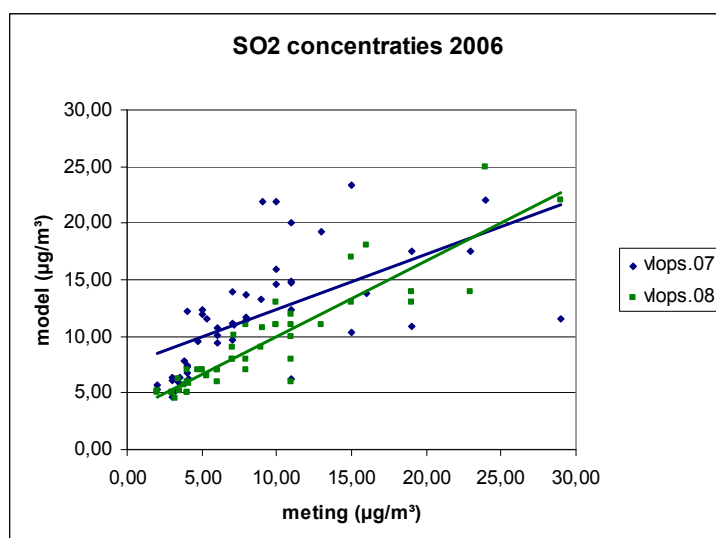
	Totaal	Telemetrisch	Specifieke studies	Belgische petroleumfederatie	Verzuring
2002	58	32	11	5	10
2005	45	26	6	4	9
2006	47	26	6	5	10

Tabel 4: Samenvatting validatieresultaten voor SO₂

	Vlops.07			Vlops.08		
	NMBF	$\frac{MAFE}{\bar{O}}$	R ²	NMBF	$\frac{MAFE}{\bar{O}}$	R ²
2002	0,48	71 %	0,29	0,05	31 %	0,66
2005	0,41	68 %	0,34	0,06	30 %	0,78
2006	0,34	66 %	0,36	0,05	29 %	0,83

Figuur 17: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties SO₂





Concentraties NO₂

Ook voor NO₂ geeft Vlops.08 betere resultaten dan Vlops.07, en overschat deze versie gemiddeld gezien minder en geeft ze kleinere afwijkingen. De correlatie tussen de meetstations is vergelijkbaar voor beide versies. (Tabellen 5 en 6, Figuur 18).

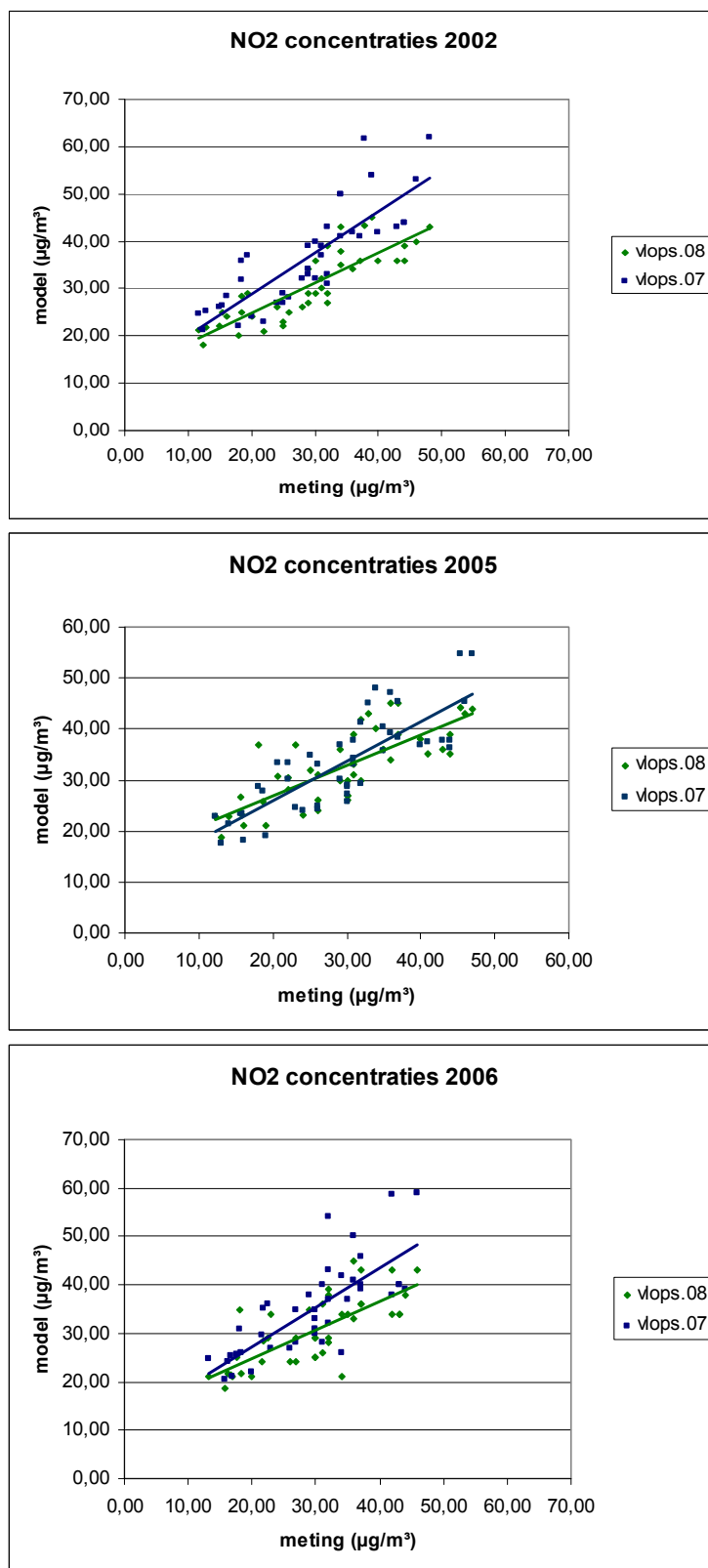
Tabel 5: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor NO₂

	Totaal	Telemetrisch	Specifiek e studies	Belgische petroleumfederati e	Verzuring
2002	40	18	7	5	10
2005	45	25	6	5	9
2006	42	21	6	5	10

Tabel 6: Samenvatting validatieresultaten voor NO₂

	Vlops.07			Vlops.08		
	NMBF	$\frac{MAFE}{\bar{O}}$	R ²	NMBF	$\frac{MAFE}{\bar{O}}$	R ²
2002	0,27	27 %	0,68	0,06	17 %	0,72
2005	0,13	20 %	0,66	0,10	19 %	0,59
2006	0,19	23 %	0,57	0,03	18 %	0,53

Figuur 18: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties NO₂



Concentraties NH₃

Voor de 10 vergeleken stations van het meetnet verzuring is er geen duidelijk verschil tussen beide versies voor de NMBF en R². Vlops.07 rekent gemiddeld wel duidelijk kleinere

afwijkingen dan Vlops.08. Verder onderzoek moet duidelijk maken of dit een significant verschil is, gezien het kleine aantal observatieparen. (Tabellen 7 en 8, Figuur 19).

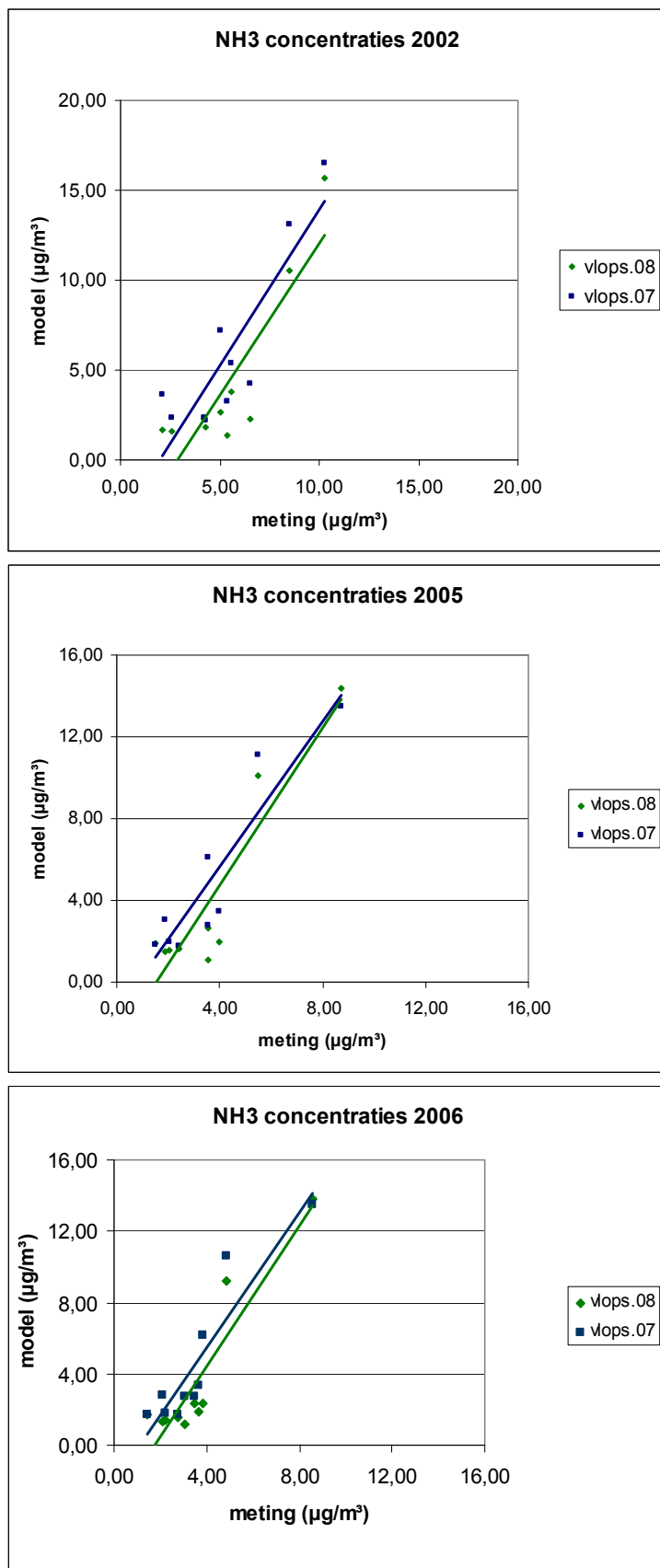
Tabel 7: Overzicht aantal gebruikte meetstations voor NH₃

	Verzuring
2002	10
2005	9
2006	10

Tabel 8: Samenvatting validatieresultaten voor NH₃.

	Vlops.07			Vlops.08		
	NMBF	$\frac{MAFE}{O}$	R ²	NMBF	$\frac{MAFE}{O}$	R ²
2002	0,11	54 %	0,76	-0,25	100 %	0,76
2005	0,37	51 %	0,86	0,11	80 %	0,85
2006	0,31	49 %	0,85	0,02	74 %	0,85

Figuur 19: Lineaire regressielijnen tussen meet- en OPS-modelwaarden voor concentraties NH₃



Conclusies

De validatie bevestigt dat de modelresultaten van Vlops.08 voor de concentraties SO₂ en NO₂ een correcter beeld schetsen van de reële situatie én bovendien binnen de door de EG vooropgestelde modelonzekerheid van 30 % vallen. Voor de NH₃ concentraties is verder onderzoek nodig om betrouwbare uitspraken te kunnen doen over het functioneren van de twee modelversies. Randbemerking hier is evenwel dat er te weinig meetdata van te weinig meetplaatsen beschikbaar waren om een betrouwbare validatie te kunnen uitvoeren.

2.4 Bepaling overschrijding kritische lasten

De overschrijding van de kritische lasten voor verzuring wordt bepaald voor de depositie volgens twee emissiescenario's, nl. een REF-scenario en een EUR-scenario (zie 3.3). De methode is beschreven in Wuyts et al. (2009b). Dit gebeurt op basis van (i) verzurende en vermestende deposities berekend door VMM/VITO met een nieuwe versie van het OPS-model (Vlops.08), (ii) landgebruikkaarten aangeleverd door het INBO en (iii) gemodelleerde kritische lasten voor acht natuurcategorieën of ecosysteemtypes, namelijk grasland (zuur, neutraalzuur, kalk- en cultuurgrasland), heide (natte en droge heide) en bos (loof- en naaldbos):

- Voor heidegebieden en soortenrijk grasland gaan we uit van de kritische lasten zoals berekend door Meykens & Vereecken (2001).
- Voor bosgebieden gaan we uit van gecorrigeerde kritische lasten van Staelens et al. (2006). Omwille van de hoge graad van bosfragmentatie in Vlaanderen, en de invloed van bosranden op atmosferische depositie en kritische lasten, worden ook bosrandspecifieke kritische lasten en overschrijdingen berekend.

2.4.1 Omzetting natuurcategorieën ruimtemodel

Voor de milieuverkenning van MIRA 2009 werd uitgegaan van het landgebruik in Vlaanderen in 2005 op basis van 28 landgebruiksklassen en met een ruimtelijk resolutie van 150 x 150 m (Gobin et al. 2009). De natuurcategorieën voor de kritische lasten komen niet rechtstreeks overeen met de landgebruiksklassen in Gobin et al. (2009). Om de oppervlakte en ruimtelijke ligging van de natuurcategorieën te bepalen dienen deze dus via een aantal beslisregels afgeleid te worden uit de landgebruiksklassen.

In eerdere studies over kritische lasten in Vlaanderen werd de locatie en oppervlakte van de verschillende types grasland en heide afgeleid van de biologische waarderingskaart (BWK). Meykens & Vereecken (2001) selecteerden voor cultuurgrasland de BWK-classes (Instituut voor Natuurbehoud, versie 1.0-2.0, 1997) die effectief vallen onder de nulbestedingsnorm (MAP2bis-classes Natuur 1, 2, 3, 4 en 5, MAP-klasse water/fosfaat 1). Ook de overige grasland- en heidetypes werden gedefinieerd in termen van de BWK (versie 1.0-2.0, 1997). De herleiding van de BWK tot de gewenste natuurcategorieën wordt uitgebreid beschreven in Meykens & Vereecken (2001).

Bij de bepaling van kritische lasten voor zware metalen (Gobin et al. 2006) werden de verschillende types grasland en heidegebied afgebakend vertrekkend van de EUNIS-habitatclassificatie voor Europa. De lokatie en oppervlakte werd opnieuw afgeleid van de BWK (Instituut voor Natuurbehoud) gebruik makend van de 'natuurgerichte bodembedekkingskaart' (Wils et al. 2004). Deze herleiding tot de gewenste natuurcategorieën voor kritische lasten wordt uitgebreid beschreven in Gobin et al. (2006) en leidde tot oppervlaktes per categorie die duidelijk verschillen van de oppervlaktes in Meykens & Vereecken (2001) (Tabel 9). De locatie van de verschillende bostypes door Gobin et al. (2006) gebeurde op basis van de actuele Boskartering (AMINAL, afdeling Bos & Groen, 2000).

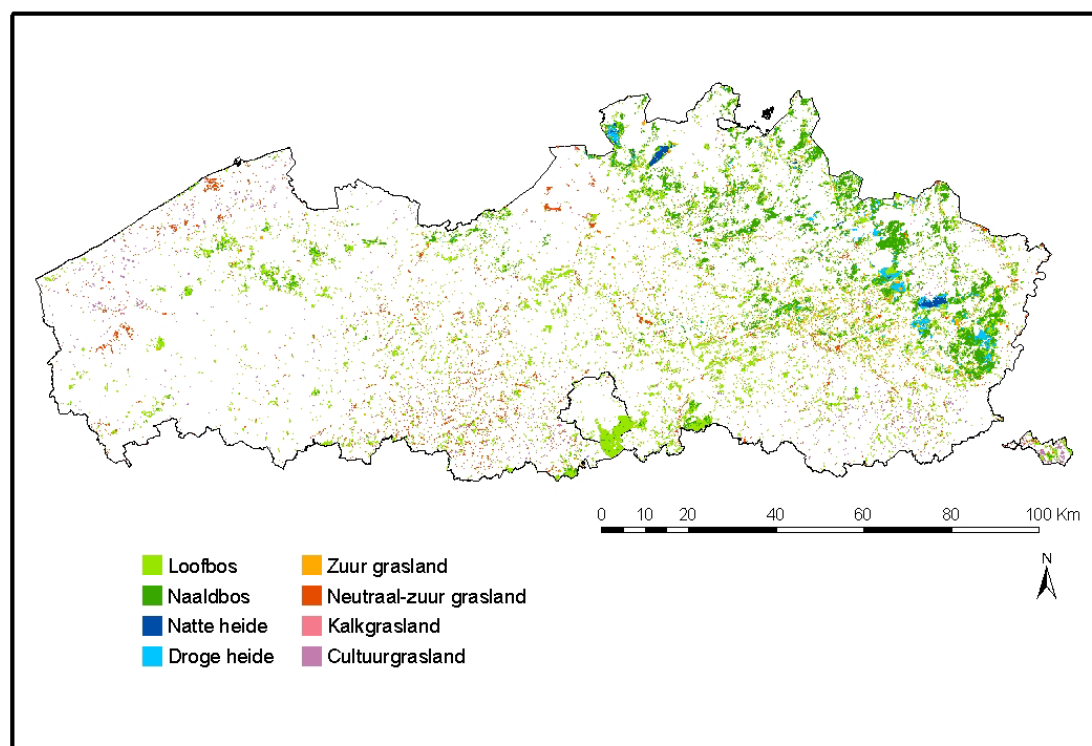
Tabel 9: Oppervlakte (ha) natuurcategorieën in vroegere studies naar kritische lasten en in de huidige studie gebaseerd op de landgebruikkaart van 2005

Natuurcategorie	Meykens & Vereecken (2001)	Gobin et al. (2006)	Huidige studie
Grasland	74 202	154 786	41 164
Cultuurgrasland	22 046	53 372	8 771
Zuur grasland	8 674	622	12 539
Kalkgrasland	3 355	863	585
Neutraal-zuur grasland	40 127	32 915	19 269
Cultuurgrasland met waardevolle elementen		67 014	
Heide	17 593	11 834	8 694
Droge heide	14 731	7 363	6 419
Natte heide	2 862	2 431	2 275
Heischraal grasland		2 040	
Bos		138 145	137 025
Loofbos		77 843	86 886
Naaldbos		60 302	50 139
Totaal		304 765	186 883

Figuur 20 toont de locatie van de natuurcategorieën in de huidige studie zoals afgeleid van de landgebruikkaart voor 2005. Hieronder beschrijven we hoe deze afleiding gebeurde.

De oppervlakte grasland en heide die via de landgebruikkaart voor 2005 in rekening gebracht wordt, ligt respectievelijk 45 en 51 % lager dan in de studie van Meykens & Vereecken (2001) (Tabel 9). Met de landgebruikkaart wordt in deze studie minder neutraal-zuur, kalk- en cultuurgrasland afgebakend, en meer zuur grasland. Voor de heidegebieden verschilt vooral de oppervlakte droge heide. Door minder oppervlakte grasland en heide in rekening te brengen zal het aandeel van bos in de huidige studie meer doorwegen bij de overschrijding van kritische lasten voor natuur in Vlaanderen. Van de ~187 000 ha oppervlakte waarvoor kritische lasten zullen bepaald worden (2006) bestaat maar 22 % uit grasland en 5 % uit heide, de overige 73 % is bos (Tabel 9).

Figuur 20: Locatie van de ecosysteemtipes volgens de landgebruikkaart voor 2005



2.4.1.1 Grasland

Voor grasland worden afzonderlijke kritische lasten voor verzuring berekend voor de volgende vier natuurecategorïen: zure graslanden (*Nardetalia*), neutraal-zure graslanden (*Molinio-Arrhenatheretea*, *Corynephoretea*, *Festuco-Sedetalia*), kalkgraslanden (*Festuco-Brometea*) en cultuurgraslanden. Met de indeling in de huidige studie, op basis van de landgebruikkaart van 2005 gaat het om 41 164 ha (Tabel 9).

Cultuurgraslanden

In de huidige studie komt 'cultuurgrasland' overeen met de landgebruiksklasse 'grasland met milieu- en natuurdoelen'. Dit zijn graslanden in landbouwgebruik (volgens de eenmalige perceelsregistratie of EPR). Graslanden met *natuurdoelen* worden vlakdekkend natuurgericht beheerd (geen bemesting, geen bestrijdingsmiddelen, maaien na 15 juni) volgens de voorschriften in de beheerovereenkomsten 'natuur' en 'botanisch beheer'. Graslanden met *milieudoelen* betreft graslanden langs waterlopen die extensief bewerkt worden (max. 2 GVE-eenheden, geen drainage, kunnen overstromen). Het betreft bestaande graslanden die in 2006-2007 als productiegrasland in gebruik zijn, maar door de afbouw van veestapel verlaten dreigen te worden en als grasland met milieudoelen kunnen behouden blijven. De landgebruiksklasse 'productiegrasland' (EPR graslanden zonder beheerovereenkomst) wordt niet mee in rekening genomen. Hier kunnen evenwel graslanden tussen zitten die behoren tot een bepaald waardevol of gevoelig natuurtype. Het niet in rekening brengen van deze graslanden verklaart ten dele het grote verschil met de oppervlakte cultuurgrasland in Gobin et al. (2006) (Tabel 9).

Zure, neutraal-zure en kalkgraslanden

In de huidige studie werd de volgende tweestapsbenadering gebruikt:

1. Deze graslanden zijn ofwel 'grasland met natuurbeheer', ofwel 'onbeheerd grasland met natuurwaarden'. Alle graslanden die behoren tot deze twee landgebruiksklassen worden aangewezen als zuur, neutraal-zuur of kalkrijk grasland naargelang de abiotische condities op hun plaats van voorkomen.

2. Deze 'abiotische condities' worden als volgt bepaald:
 - a. Bepaal voor de BWK-types die elk graslandtype uitmaken (sensu Meykens & Vereecken 2001) een abiotische geschiktheidskaart aan de hand van het natuurpotentiemodel POTNAT (Gobin et al. 2009).
 - b. Maak een overlay van deze geschiktheidskaarten met de 'graslanden-laag' uit stap 1 en bepaal voor elke graslandpixel welke geschiktheid het hoogste is. De graslandpixel wordt overeenkomstig de hoogste geschiktheid 'zuur', 'neutraal zuur' of 'kalk'.

2.4.1.2 Heide

Twee natuurcategorieën: **droge heide** (Calluno-Geniston) en **natte heide** (Ericion tetralices). Met de huidige indeling op basis van de landgebruikkaart van 2005 gaat het om 8 694 ha (Tabel 9), die bekomen werd via de volgende tweestapsbenadering:

1. Deze heiden zijn ofwel 'heide met natuurbeheer', ofwel 'onbeheerde heide'. Alle terreinen die behoren tot deze twee landgebruiksklassen worden aangewezen als 'nat' of 'droog' naargelang de abiotische condities op hun plaats van voorkomen.
2. Deze 'abiotische condities' worden als volgt bepaald:
 - a. Bepaal voor de BWK-types die elk heidetype uitmaken (sensu Meykens & Vereecken 2001) een abiotische geschiktheidskaart aan de hand van het natuurpotentiemodel POTNAT (Gobin et al. 2009).
 - b. Maak een overlay van deze geschiktheidskaarten met de 'heide-laag' uit stap 1 en bepaal voor elke heidepixel welke geschiktheid het hoogste is. De heidepixel wordt overeenkomstig de hoogste geschiktheid aangeduid als 'natte heide' of 'droge heide'.

2.4.1.3 Bos

Twee categorieën: **loofbos** en **naaldbos**. Met de huidige indeling op basis van de landgebruikkaart van 2005 gaat het om 137 025 ha (Tabel 9).

Bossen werden in het landgebruiksmodel onderverdeeld in twee klassen: 'bossen met bosbeheer' en 'bossen met natuurbeheer'. Uitzondering hierop vormen moerasbossen en bossen in natte valleigebieden die in natuurbeheer zijn, die werden ondergebracht in de klasse 'moeras met natuurbeheer'. Deze laatsten worden niet meegenomen in de berekeningen van de overschrijding van kritische lasten.

Om te achterhalen welke bossen loof- dan wel naaldbos zijn, werd een overlay gemaakt van de landgebruiksklassen 'bos met natuurbeheer' en 'bos met bosbeheer' met de BWK (versie 2, 2008). Voor bestaande 'bossen in bosbeheer' werd de indeling 'loof' of 'naald' bepaald overeenkomstig de BWK-typologie.

2.4.2 Kritische lasten voor verzuring

Kritische lasten hebben als doel om een chemisch criterium (kritische grens) te verbinden met de maximale depositie waaronder geen significant schadelijke effecten plaatsvinden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (UBA, 2004). In de meeste gevallen is het 'gevoelig ecosysteem-element' van biologische aard, zoals de vitaliteit van bomen of de soortensamenstelling van heide, en het gebruikte criterium zou bijgevolg ook een biologisch criterium moeten zijn. Bruikbare modellen die de verstoringketen beschrijven van depositie tot biologische impact zijn echter niet beschikbaar voor veralgemeende, regionale toepassingen. Dit heeft als gevolg dat kritische lasten bepaald worden op basis van chemische criteria. De link naar biologische effecten bestaat dan uit de (empirische) relatie tussen de gebruikte chemische limiet en de biologische impact. De definitie van kritische last houdt in dat de

kritische last afhangt van de keuze van het gevoelige element van het ecosysteem, het chemische criterium en de kritische waarde van dit criterium.

Het uitgangspunt van kritische lasten is de eenvoudige massabalans (*Simple Mass Balance*, SMB). Het SMB-model omvat een aantal veronderstellingen om de simulatie van biogeochemische processen te vereenvoudigen:

- de bodem wordt voorgesteld door één enkele laag, namelijk een homogeen compartiment met een diepte gelijk aan de wortelzone
- de vrijstelling door vertering en de opname van nutriënten zijn gelijk verdeeld over het bodemprofiel
- alle evapotranspiratie gebeurt bovenaan in het bodemprofiel
- de percolatie is constant en gebeurt alleen vertikaal
- alle fysico-chemische constanten zijn uniform in het bodemprofiel
- interne fluxen (verteringssnelheid, N-immobilisatie, ...) zijn onafhankelijk van de chemische toestand van de bodem (zoals de pH)
- alle waarden worden door jaargemiddelden voorgesteld.

2.4.2.1 Bodemverzuring

Een bodem verzuurt wanneer het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert en het aandeel van kalium, calcium, en magnesium op het klei-humus-uitwisselingscomplex vermindert ten nadele van aluminium en protonen (Ulrich, 1983). Bodemverzuring is zowel het gevolg van antropogene als natuurlijke processen (Bredemeier et al., 1990). Onder de in onze streken heersende klimatologische omstandigheden zijn bodemverzuring en uitspoeling van voedingsstoffen natuurlijk optredende processen. Menselijke activiteiten zoals houtwinning of strooiselroof kunnen bodemverzuring echter versnellen. De laatste decennia is ook ongerustheid gerezen over de nadelige gevolgen van atmosferische deposities van S- en N-verbindingen op de structuur en het functioneren van natuurlijke ecosystemen (Ulrich, 1983; Schulze, 1989; Alewell et al., 2000).

Kritische lasten hebben als doel om een bepaald bodemchemisch criterium als startpunt te gebruiken voor het afleiden van de maximale depositie waaronder geen significant schadelijke effecten plaatsvinden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (UBA, 2004). Bij kritische lasten voor de potentieel verzurende depositie van N en S is het 'gevoelig ecosysteem-element' de boomvitaliteit.

Het startpunt voor de berekening van zowel kritische lasten als streeflasten voor verzuring is de ladingsbalans van de belangrijkste ionen in het bodemuitspoelingswater onder de wortelzone

- kationen: protonen (H^+), aluminium (Al^{3+}), ammonium (NH_4^+), en de zogeheten basische kationen¹ natrium (Na^+), kalium (K^+), calcium (Ca^{2+}) en magnesium (Mg^{2+})
- anionen: sulfaat (SO_4^{2-}), nitraat (NO_3^-), bicarbonaat (CO_3^{2-}) en som van organische anionen

Door de combinatie van deze ladingsbalans en (vereenvoudigde) massabalansen per element, bekomt men een vereenvoudigde zuurbalans. Na het vastleggen van een bepaalde aanvaardbare (of kritische) uitspoeling van de zuurneutraliserende capaciteit (*acid neutralizing capacity*, $ANC_{le,crit}$), bekomt men een aanvaardbare som van de S- en N-depositie:

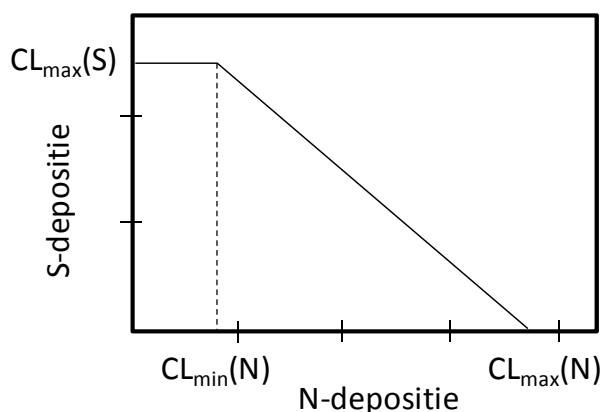
¹ De term zogenaamde basische kationen wordt in de literatuur algemeen gebruikt voor de meest voorkomende kationen van sterke basen in de bodem. In oplossing verbinden deze kationen zich met H_2O -moleculen en vormen zo hydraatzuren. De hydraatzuren van Na^+ , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} hebben een zeer zwakke zuursterkte dissociatieconstante ($pK_a \geq 11.6$). De samengaande basen (hydroxiden) zijn dus zeer sterk, wat betekent dat ze een sterke neiging hebben om protonen op te nemen (De Coninck en Van Ranst, 1997).

$$CL(N + S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le,crit}$$

Deze kritische last voor verzurende depositie ($CL(N+S)$) hangt dus af van de depositie van basische kationen (BC_{dep}) en chloride (Cl_{dep}), de verwerking (BC_w) en groeiopname (Bc_u) van basische kationen, de immobilisatie (N_i), de groeiopname (N_u) en denitrificatie (N_{de}) van N, en de vooropgestelde aanvaardbare uitspoeling van ANC ($ANC_{le,crit}$).

Bovenstaande kritische lastvergelijking bepaalt de maximale som van de S- en N-depositie voor een vastgelegde kritische uitspoeling van ANC, maar levert geen unieke waarden op per element. Daarom wordt gewerkt met de zogenaamde kritische last-functie voor verzuring, die de mogelijke combinaties van N- en S-depositie toont die samen de $CL(N+S)$ vormen (Figuur 21). Deze kritische lastfunctie wordt gedefinieerd door de maximale kritische last voor zwavel ($CL_{max}(S)$) en de minimale en maximale kritische last voor stikstof ($CL_{min}(N)$) en $CL_{max}(N)$).

Figuur 21: Voorbeeld van een kritische lastfunctie als een combinatie van $CL_{max}(S)$, $CL_{min}(N)$ en $CL_{max}(N)$



Om kritische lasten en dynamische modellering voor verzuring te berekenen, dient men de aanvaardbare uitspoeling van ANC te bepalen. Dit gebeurt door een bodemchemisch criterium voor verzuring vast te leggen en een kritische waarde voor dit criterium te kiezen. De manier waarop de kritische uitspoeling van ANC bepaald wordt, heeft meestal een grote invloed op de uiteindelijke resultaten. In het geval van kritische lasten voor verzuring van bos is het te beschermen ecosysteem-element de boomvitaliteit. Het meest gebruikte criterium, de Al:Bc-verhouding, is gebaseerd op het feit dat wanneer de Al:Bc-verhouding consistent hoog is er in principe Al-toxiciteit voor de wortels zal optreden, met een afname in boomgroei en -vitaliteit als gevolg.

2.4.2.2 Invoergegevens kritische lasten

In de huidige studie gaan we uit van de meest recente, bestaande kritische lasten voor Vlaanderen. Deze kritische lasten werden berekend op basis van de volgende gegevens:

- bodemparameters: diepte van de wortelzone, minerale verwerking van basische kationen, denitrificatiefactor, aanvaardbare N-immobilisatie
- atmosferische deposities van basische kationen, Na^+ en Cl^-
- netto-plantopname van N en basische kationen
- drainageflux van water onder de wortelzone
- concentratie van organische zuren in de bodemoplossing en partiële CO_2 -druk
- parameters voor het verband tussen de concentratie van Al^{3+} en H^+ in de bodemoplossing

Al deze invoergegevens zijn op hun beurt afhankelijk van de achterliggende processen, en werden in eerdere studies zoveel mogelijk afgeleid uit beschikbare metingen voor Vlaanderen of een combinatie van metingen, modellen en/of schattingen (bv. op basis van de bodemtextuur). Voor een uitgebreide bespreking van de invoergegevens verwijzen we naar:

- Meykens en Vereecken (2001) voor heidegebieden en soortenrijk grasland
- Staelens et al. (2006) voor bosgebieden

Voor bossen bepalen we wel aangepaste invoergegevens voor de bosranden, wat leidt tot bosrandspecifieke kritische lasten, deposities en overschrijdingen. De berekening van de bosrandspecifieke kritische lasten wordt beschreven in het onderdeel 'Bosranden'.

2.4.2.3 Overschrijding van kritische lasten

De overschrijdingen van de kritische lasten voor verzuring en vermesting worden berekend als:

$$Ex(S+N)_{Nde} = SO_x + N_{dep} - CL_{min}(N) - CL_{max}(S) - N_{de}$$

met:

$$N_{dep} = NO_y + NH_x \quad (\text{eq/ha.j})$$

$$N_{de} = f_{de} * (N_{dep} - N_i - N_u) \quad \text{als } N_i + N_u < N_{dep}$$

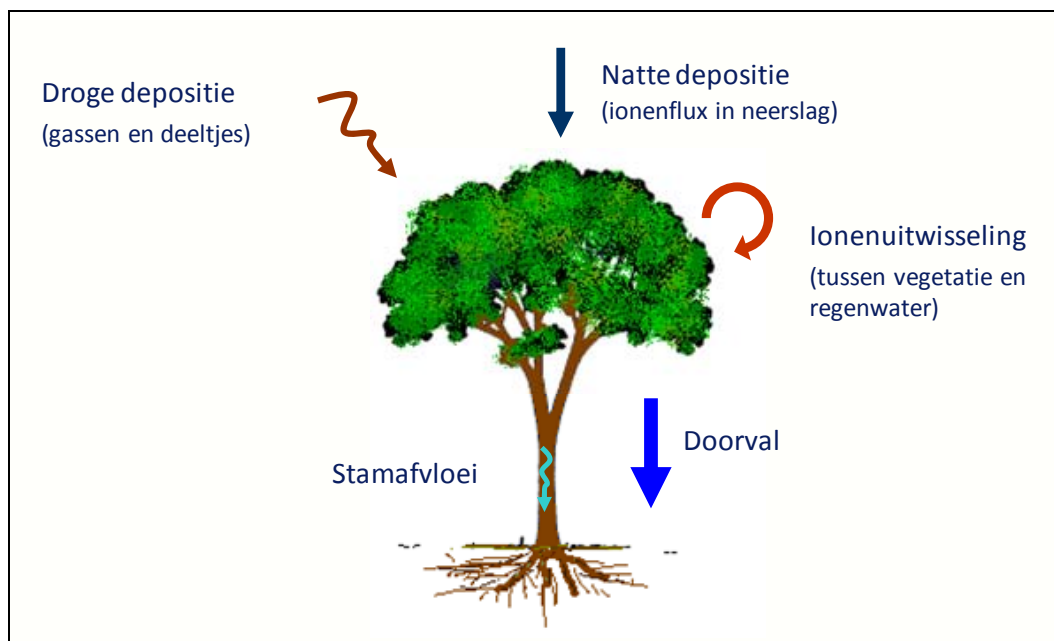
$$= 0 \quad \text{als } N_i + N_u > N_{dep}$$

We spreken van een overschrijding van de kritische last voor verzuring indien $Ex(S+N)_{Nde} > 0$ en van een overschrijding van de kritische last voor verzuring indien $Ex_{nut}(N)_{bio} > 0$. Indien de depositie kleiner is dan de kritische last, stellen we de overschrijding gelijk aan nul.

2.4.3 Bosrandeffecten

Voor we de aanpassing van depositie en kritische lasten als gevolg van bosrandeffecten bespreken, lichten we eerst enkele basisbegrippen toe (Figuur 22). Natte depositie is het proces waarbij polluenten of nutriënten worden afgezet met neerslag (regen, sneeuw of hagel); dit proces is onafhankelijk van het type landbedekking. Droge depositie is het proces waarbij polluenten en nutriënten rechtstreeks worden afgezet op een oppervlak, als aerosol of als gas. Occulte depositie is de afzetting van polluenten of nutriënten via mist; het is vooral van belang in gebergtegebieden en is verwaarloosbaar in Vlaanderen. Bij neerslag sijpelen de druppels doorheen de vegetatie, terwijl de droge depositie die op de vegetatie is afgezet kan worden opgelost. Het water dat de bodem bereikt na het doorsijpelen doorheen de vegetatie, wordt doorvaldepositie genaamd. Het is niet alleen de som van de droge en de natte depositie, maar het is eveneens het resultaat van kroonuitwisselingsprocessen. Ter hoogte van de bladeren, de takken en eventueel de stammen van de vegetatie treden uitwisselingsprocessen op, o.a. tussen de planten en het waterlaagje op de planten. In het algemeen wordt vastgesteld dat hierbij de zogeheten basische kationen uit de vegetatie logen (kroonuitloging of *canopy leaching*) en dat N wordt opgenomen (kroonopname of *canopy uptake*). De mate van kroonuitwisseling is o.a. afhankelijk van de chemische samenstelling van het waterlaagje op de planten, de contactduur tussen waterdruppel en de plant, de nutriëntenstatus van de bodem, de plantensoort en de fenologische status van de plant. Kroonuitwisseling is een complex proces en is bijgevolg moeilijk correct te modelleren. We spreken over netto-doorval als het verschil tussen doorval en natte depositie. In bossen stroomt met stamafvloeï een gedeelte van het regenwater langsheen de takken en stam naar de bodem. Het aandeel van stamafvloeï in de totale aanvoer van polluenten en nutriënten via doorvalwater en stamafvloeï naar de bosbodem is o.a. afhankelijk van de boomsoort en is in de meeste gevallen < 15 %.

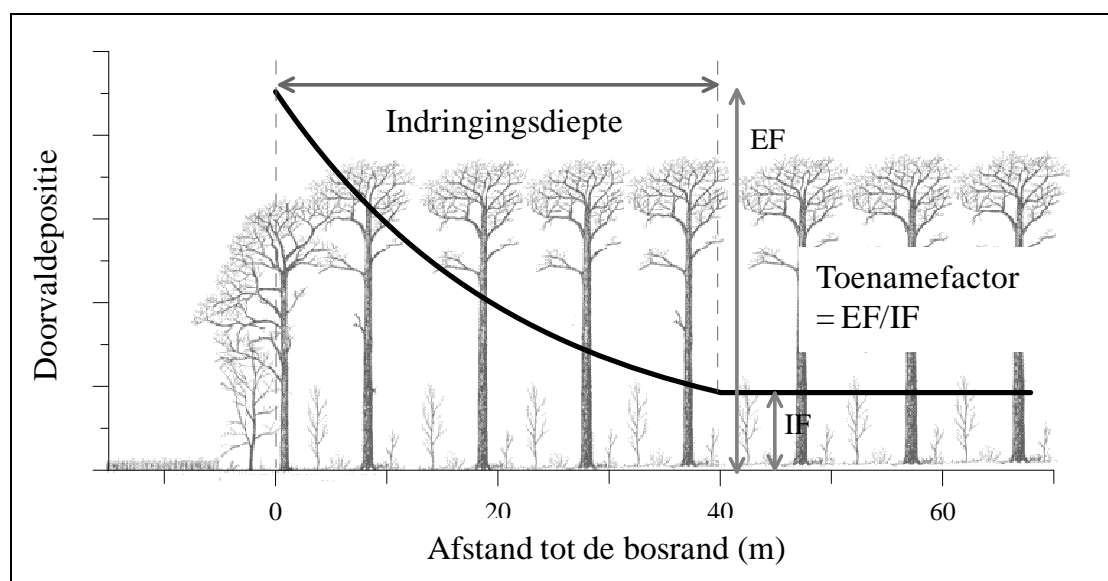
Figuur 22: Schematische voorstelling van de depositie- en uitwisselingsprocessen die de aanvoer van nutriënten of pollutanten naar de bodem via doorvalwater en stamafvloeï beïnvloeden



Overgangen tussen bos en open terrein zoals heide, gras- en akkerland geven aanleiding tot specifieke randeffecten aan beide zijden van de ecosysteemgrens. We spreken hierbij over primaire en secundaire randeffecten. Primaire randeffecten be

treffen de gevolgen van de nabijheid van een ecosysteemgrens op microklimaat, nutriëntenfluxen en zaadfluxen; secundaire effecten (of ecosysteemresponsen) omvatten de gevolgen voor structuur, biodiversiteit en nutriëntencycli. Als gevolg van randeffecten worden bosranden omschreven als 'hotspots van atmosferische depositie': doorvalexperimenten (Hasselrot & Grennfelt, 1987; Draaijers et al., 1994; Weathers et al., 2001; Spangenberg & Kölling, 2004; zie De Schrijver et al. (2007) voor een review), luchtconcentratie metingen (Wiman & Lannefors, 1985), modellen (Wiman & Ågren, 1985; Pahl, 2000; Dupont & Brunet, 2008) en windtunnelstudies (Ould-Dada et al., 2002) hebben overvloedig aangetoond dat randeffecten aanleiding geven tot verhoogde atmosferische depositie in bosranden. De depositie van N en potentieel verzurende stoffen is tot vier maal toe verhoogd aan de eigenlijke bosrand in vergelijking met de boskern en neemt exponentieel af met toenemende afstand tot de bosrand, tot een min of meer constante depositie wordt bereikt in de boskern. De indringingsdiepte van dit zogenaamde randeffect op N en potentieel verzurende depositie varieert tussen 8 en 108 m (De Schrijver et al., 2007). De grootte van randeffecten kan worden beschreven aan de hand van de indringingsdiepte (figuur 23) en de mate van depositietoename aan de eigenlijke bosrand (toenamefactor, figuur 23). De indringingsdiepte is de afstand tot de bosrand tot waar de depositie verhoogd is relatief tot de boskern. De mate van depositietoename aan de bosrand wordt berekend als de verhouding van de depositie aan de eigenlijke rand t.o.v. de depositie in de boskern (EF en IF in figuur 4, respectievelijk).

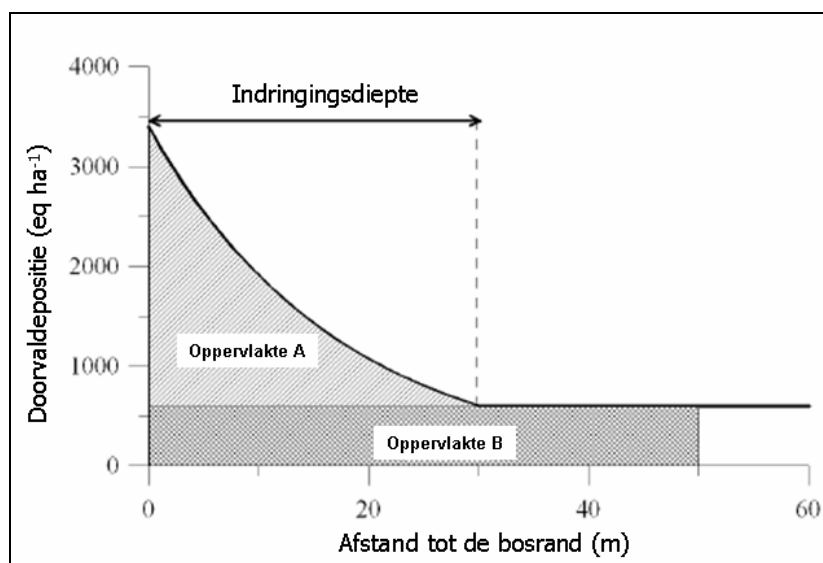
Figuur 23: Theoretische voorstelling van de exponentiële afname van doorvaldepositie van aan de eigenlijke bosrand (0 m) tot in de boskern.



Beide parameters kunnen worden samengevoegd in één integrerende factor: de geïntegreerde bosrandtoename (of: *Integrated Forest Edge Enhancement* factor, IFEE). Deze factor is de verhouding van de depositie die een bosrandzone van 50 m diep werkelijk ontvangt ten opzichte van de depositie die diezelfde randzone zou ontvangen indien geen randeffect aanwezig zou zijn (dus in geval de depositie er niet zou afwijken van die in de boskern). Figuur 24 toont dat de IFEE-factor eenvoudig kan worden berekend als de verhouding van de som van oppervlakte A + oppervlakte B tot de oppervlakte B. De oppervlakte A kan worden berekend op basis van een bepaalde integraal van de exponentiële vergelijking die het verloop van de (doorval-)depositie beschrijft tot het einde van de bosrandzone (in Figuur 24, op 30 m van de eigenlijke bosrand).

De indringingsdiepte van het randeffect en de mate van depositietoename aan de rand (en bijgevolg ook de IFEE-factor) zijn afhankelijk van de meteorologische omstandigheden, zoals de windsnelheid en -richting (Draaijers et al., 1988), de oriëntatie van de bosrand (De Schrijver et al., 1998) en het beschouwde ion (Beier & Gundersen, 1989; Draaijers et al., 1994; Spangenberg & Kölling, 2004; Wuyts et al., 2008a). Hogere windsnelheden en windstromingen loodrecht op de bosrand georiënteerd geven aanleiding tot grotere randeffecten. Bijgevolg zijn bosranden georiënteerd naar de overheersende windrichting met de hoogste windsnelheden - in Vlaanderen is dit het zuidwesten - onderworpen aan de grootste randeffecten. Ionen die voornamelijk als grotere aërosolen worden afgezet, zoals Na^+ , Cl^- , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} , vertonen grotere randeffecten dan ionen die als kleine aërosolen of gassen worden afgezet, zoals SO_2 , NO_2 , NH_3 , SO_4^{2-} , NO_3^- en NH_4^+ . Ook interne factoren gerelateerd aan de bestand- en randstructuur, zoals de boomsoort, de bladoppervlakte-index (LAI, als maat voor de kroondensiteit) en de fysische vorm van de bosrand, bepalen de grootte van randeffecten op atmosferische depositie (Spangenberg & Kölling, 2004; Dupont & Brunet, 2008; Wuyts et al., 2008a,b, 2009a). Zo zijn randeffecten op depositie in naaldbossen in het algemeen groter dan in loofbossen, als gevolg van zowel een grotere indringingsdiepte als een grotere depositietoename aan de bosrand (Wuyts et al., 2008b).

Figuur 24: Theoretische voorstelling van het verloop van de doorvaldepositie in functie van de afstand tot de bosrand. De IFEE-factoren worden berekend als de ratio van oppervlakte A + oppervlakte B tot oppervlakte B.



Naast een hogere depositie van N en potentieel verzurende ionen en van zogenaamde basische kationen (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}) zijn bosranden gekenmerkt door een gewijzigd microklimaat in vergelijking met boskernen (Matlack, 1993; Chen et al., 1995; Honnay et al., 2002). Over het algemeen vinden we een hogere lucht- en bodemtemperatuur, een hogere instraling, een lagere relatieve luchtvochtigheid en een lager bodemvochtgehalte in bosranden in vergelijking met boskernen. Via bodemprocessen en de fysiologische respons van bomen (zoals een snellere groei en dus grotere biomassa-productie aan de bosrand (McDonald & Urban, 2004) kan deze microklimaatgradiënt aanleiding geven tot een wijziging in de nutriëntencycli en in de relatie tussen N- en S-depositie enerzijds en ecosysteemresponsen als nitraatuitspoeling, bodemverzuring en biodiversiteit anderzijds (Thimonier et al., 1992; Willi et al., 2005; Wuyts, 2009a).

Deze gegevens wijzen op de noodzaak van een herberekening van de overschrijding van kritische lasten voor verzuring en vermisting in bosranden. Dit vraagt enerzijds voor het in rekening brengen van een hoger niveau van depositie van N en potentieel verzurende stoffen in bosranden en anderzijds voor een aanpassing van de kritische lasten voor bosranden. In wat hierna volgt wordt eerst de aanpassing van de depositie van N en potentieel verzurende pollutanten en vervolgens de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting voor bosranden toegelicht. De berekeningen werden uitgevoerd voor zuid- tot westgerichte bosranden aangezien de grootste randeffecten voorkomen in deze randen en hiervoor de meeste data beschikbaar zijn. De kritische lasten en depositiefluxen werden herrekend voor randzones van 50 m diep; dit wil zeggen dat de inputdata zijn bepaald als gemiddelde waarden voor een randzone van 50 m. Hoewel de indringingsdiepte van de randeffecten op atmosferische depositie sterk afhankelijk is van externe en interne factoren, werd geopteerd om te rekenen met een vaste bosrandzone, i.e. met een vaste indringingsdiepte. Dit laat toe om op eenvoudige wijze de invloed van randeffecten in bossen om te rekenen naar een eenduidige factor zonder verschillen in de indringingsdiepte van een randeffect in rekening te moeten brengen. In deze studie werd gekozen voor een vaste bosrandzone van 50 m omdat (i) dit eenvoudige berekening met 150 x 150 m bosgridcellen toelaat, (ii) uit een internationale meta-analyse van De Schrijver et al. (2007) bleek dat de mediaanwaarde voor de indringingsdiepte van randeffecten op doorvaldepositie 50 m bedraagt en (iii) uit studies uitgevoerd in Vlaanderen bleek dat randeffecten tot 50 m doordringen of minder (het is eenvoudiger randeffecten te schalen naar een grotere indringingsdiepte dan terug te rekenen naar kleinere, bv. 30 m). Hiernavolgend refereert 'bosrand' naar een bosrandzone van 50 m

diep, tenzij anders vermeld, en wordt verwezen naar IFEE-factoren berekend op basis van een 50 m diepe bosrandzone.

Voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermisting en van de depositie van N en potentieel verzurende ionen werd gebruik gemaakt van IFEE factoren of herschalingsratio's, d.i. de verhouding van de inputwaarde in de bosrand ten opzichte van de inputwaarde in de boskern. Deze werden berekend op basis van data verzameld in bosranden en -kernen van veertien naald- en loofbestanden verspreid over Vlaanderen met behulp van de doorvalmethode (tabel 10). Data zijn beschikbaar van Devlaeminck et al. (2005), Wuyts et al. (2008a,b) en Wuyts et al. (2009a).

Tabel 10: Lijst van bosbestanden in Vlaanderen waarvan de doorvaldepositie en/of bodemeigenschappen opgemeten in de bosrand en de -kern werden gebruikt voor de herberekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting en de inputdepositie

Bestandscode	Boomsort	Locatie	Meetperiode
Bp1	Ruwe berk ^a	Domeinbos Ravels	2003-2004
Bp2	Ruwe berk ^b	Snellegem	2005-2006
Bp3	Ruwe berk ^b	Schrieken - Weelde	2005-2006
Qr1	Zomereik ^b	Oud-Moregembos - Wortegem	2005-2006
Qr2	Zomereik ^b	Overheide - Weelde	2005-2006
Qr/Bp	Zomereik/ruwe berk ^c	Dombergheide - Turnhout	2006-2007
Fs1	Beuk ^c	Neigembos - Neigem	2006-2007
Fs2	Beuk ^d	Bertembos - Bertem	2002-2003
Pn1	Corsicaanse den ^a	Domeinbos Ravels	2003-2004
Pn2	Corsicaanse den ^b	Vloethemveld - Zedelgem	2005-2006
Pn3	Corsicaanse den ^b	Tulderheide - Poppel	2005-2006
Ps1	Grove den ^b	Beisbroek - St.-Andries	2005-2006
Ps2	Grove den ^b	Overheide - Weelde	2005-2006
Ps3	Grove den ^c	Netersel - Zuid-Brabant, NL	2006-2007

Bron: ^a Wuyts et al. (2008a); ^b Wuyts et al. (2008b); ^c Wuyts et al. (2009a); ^d Devlaeminck et al. (2005)

2.4.3.1 Aanpassing OPS-depositiedata voor bosranden

2.4.3.1.1 Stikstofdepositie

De mate waarin de droge depositie van NH_x en NO_y toeneemt in de bosrand is in de internationale literatuur onbekend, met uitzondering van modelleerstudies, waarbij echter onrealistische depositietoenames worden gesimuleerd, en de studie van Devlaeminck et al. (2005). In de studie van Devlaeminck et al. (2005) wordt verondersteld dat de kroonuitwisseling van NO_3^- verwaarloosbaar is, en de kroonopname van NH_4^+ wordt berekend uitgaande van het kroonbudgetmodel (Draaijers & Erisman 1995, de Vries et al. 1998). In deze studie gaan we eveneens uit van de veronderstelling dat de kroonopname van NO_3^- verwaarloosbaar is, zodat we de IFEE factoren voor NO_3^- -doorvaldepositie kunnen toepassen op de totale depositie. Gezien de onzekerheid en de aannames in de berekening van NH_4^+ -kroonopname op basis van het kroonbudgetmodel, zijn enkel IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NH_4^+ beschikbaar. Uit het voorkomen van negatieve randeffecten op NH_4^+ -doorvaldepositie in homogene bosbestanden kan worden geconcludeerd dat een hogere NH_4^+ -opname door de kronen optreedt aan de rand in vergelijking met de boskern. We kunnen dus verwachten dat de werkelijke toename in droge depositie van NH_4^+ groter is. De IFEE-factoren voor NH_4^+ -doorvaldepositie zijn echter sterk gelijkend aan die van SO_4^{2-} - en NO_3^- -doorvaldepositie (ionen met beperkte kroonuitwisseling), wat duidt op een beperkte onderschatting. De gemiddelde toename van totale depositie van NO_3^- en NH_4^+ werd afgeleid van de IFEE-factoren weergegeven in tabel 11, voor naald- en loofbestanden afzonderlijk.

De gemiddelde toename in doorvaldepositie van NO_3^- in de bosrand (de IFEE-factor) bedraagt gemiddeld 1,09 voor de loofbestanden en 1,27 voor de naaldbestanden. Voor NH_4^+ is de gemiddelde IFEE-factor of toename in doorvaldepositie in de bosrand 1,09 in de loofbestanden en 1,25 in de naaldbestanden.

2.4.3.1.2 Zwaveldepositie

Net als bij N-depositie zijn geen factoren beschikbaar die de mate van toename in droge depositie van S in de bosrand beschrijven. Sulfaat wordt vaak beschouwd als een inert ion wanneer het met het doorvalwater doorheen boomkruinen sijpelt (Stachurski & Zimka 2002). Zo zou de opname van SO_2 via de kroon gecompenseerd worden door de afgifte van SO_4^{2-} aan het doorvalwater (Lindberg & Lovett 1992). In deze studie werden bijgevolg IFEE-factoren die werden opgesteld op basis van doorvaldepositie in bosranden, toegepast op de totale depositie van SO_y (Tabel 11).

De doorvaldepositie van SO_4^{2-} neemt gemiddeld met een factor 1,11 en 1,28 toe in de beschouwde loof- en naaldbestanden, respectievelijk.

Tabel 11: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van NO_3^- , NH_4^+ en SO_4^{2-} . De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 01.

Boomsort	Bestandscode	IFEE NO_3^-	IFEE NH_4^+	IFEE SO_4^{2-}
Ruwe berk	Bp1	1,01	1,02	1,03
	Bp2	1,08	1,11	1,14
	Bp3	1,08	1,08	1,14
Zomereik	Qr1	1,09	1,03	1,02
	Qr2	1,15	1,10	1,10
Zomereik/ruwe berk	Qr/Bp	1,15	1,14	1,24
Beuk	Fs1	1,09	1,22	1,11
	Fs2	1,08	1,02	1,08
Corsicaanse den	Pn1	1,15	1,13	1,13
	Pn2	1,41	1,30	1,33
	Pn3	1,23	1,20	1,30
Grove den	Ps3	1,30	1,38	1,36
Gemiddelde voor loofbomen		1,09	1,09	1,11
Gemiddelde voor naaldbomen		1,27	1,25	1,28

De door OPS gesimuleerde totale deposities van NH_x , NO_y en SO_x werden herschaald naar bosranddeposities met behulp van de gemiddelde IFEE-factoren in Tabel 11, met verschillende IFEE-factoren voor loof- en naaldbossen.

2.4.3.2 Herberekening kritische lasten voor bosranden

Volgende invoergegevens voor de berekening van kritische lasten voor verzuring en vermisting werden aangepast voor het optreden van bosrandeffecten: een verhoogde depositie van Na^+ , Cl^- , zogenaamde basische kationen, N en S, een verhoogde N-immobilisatie in de bosbodem en een verhoogde opname van N en basische kationen door de biomassa. De inputparameter die de interceptie van neerslag beschrijft (f_{int}) werd niet aangepast: Klaassen et al. (1996) stellen dat aan de bosrand een hogere evaporatie optreedt, maar dat de interceptieopslagcapaciteit er lager is als gevolg van een hogere windsnelheid, met netto geen invloed op de interceptie. Aan bosranden wordt vaak een verhoging van het doorvalvolume vastgesteld, maar deze is beperkt tot de eerste 5 m van de rand (Wuyts, 2009a). De berekende IFEE factoren voor doorvalvolume benaderen bijgevolg de waarde 1,00 (d.i., geen verhoging van het doorvalvolume in de eerste 50 m van de bosrand t.o.v. de boskern).

2.4.3.2.1 Depositie van Na⁺ en Cl⁻

Om de mate van toename in totale depositie van Na⁺ en Cl⁻ in een bosrand van 50 m diep te berekenen, werd gebruik gemaakt van IFEE factoren voor doorvaldepositie van Na⁺ en Cl⁻ (tabel 12). Van Na⁺ en Cl⁻ wordt verondersteld dat ze zich inert gedragen wanneer ze doorheen de boomkronen passeren, m.a.w., dat de kroonuitwisseling verwaarloosbaar is. In dat geval zijn de doorvaldepositie en de totale depositie gelijk en zijn de IFEE factoren gebaseerd op doorvaldepositie toepasbaar voor de berekening van de toename in totale depositie van Na⁺ en Cl⁻.

Gezien de beperkte dataset voor Na⁺, werden de waarden voor Cl⁻ eveneens toegepast voor de berekening van de Na⁺-depositie in de bosrand. Dit leidt tot een beperkte onderschatting van het randeffect op Na⁺-depositie (Tabel 12). De gemiddelde ratio rand/kern bedraagt 1,20 voor de onderzochte loofbestanden en 1,59 voor de naaldbestanden.

Tabel 12: IFEE-factoren voor de doorvaldepositie van Cl⁻ en Na⁺ en de netto-doorvaldepositie van Cl⁻. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.

Boomsort	Bestandscode	Doorval Cl ⁻	DoorvalNa ⁺	Netto-doorval Cl ⁻
Ruwe berk	Bp1	1,25	1,31	1,53
	Bp2	1,14		1,40
	Bp3	1,14		1,46
Zomereik	Qr1	1,17		1,35
	Qr2	1,15		1,35
Zomereik/ruwe berk	Qr/Bp	1,23		2,00
Beuk	Fs1	1,40	1,46	1,85
	Fs2	1,14		1,30
Corsicaanse den	Pn1	2,01	2,13	3,10
	Pn2	1,67		2,26
	Pn3	1,45		1,90
Grove den	Ps3	1,25		1,62
Gemiddelde voor loofbomen		1,20		1,53
Gemiddelde voor naaldbomen		1,59		2,22

2.4.3.2.2 Depositie van zogenaamde basische kationen (BC_{dep})

Voor Vlaanderen en de rest van de wereld zijn weinig data beschikbaar over de mate van verhoging van totale of droge depositie van de zogenaamde basische kationen, K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺. Uitzonderingen hierop zijn de studies door Beier et al. (1992) en Devlaeminck et al. (2005). In beide studies wordt echter verondersteld dat de droge depositie van alle partikels (Na⁺, K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺) in dezelfde mate wordt beïnvloed door randeffecten. Devlaeminck et al. (2005) maken gebruik van het kroonbudgetmodel van de Vries et al. (1998) om droge depositie van kroonuitwisseling te onderscheiden. Bovendien veronderstellen Beier et al. (1992) dat kroonuitwisseling van Ca²⁺ en Mg²⁺ (d.i. afgifte van kationen door de kroonlaag) aan de bosrand en droge depositie van K⁺ in de boskern te verwaarlozen zijn.

Om de IFEE factoren op de droge depositie van K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺ te kunnen toepassen, diende het aandeel van de droge depositie in de totale depositie te worden ingeschat. Hiervoor werd gebruik gemaakt van vaste verhoudingen tussen de droge depositie en de totale depositie, welke werden afgeleid van de droge depositie : totale depositie ratio van de depositiedata voor de periode 1994-2002 volgens de intensieve monitoring van Level-II bosecosystemen in Vlaanderen (Neiryck et al., 2004). Voor K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺ bedragen de ratio's 0,286, 0,261 en 0,290, respectievelijk. Ook hier veronderstellen we dat de droge depositie van K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺ in dezelfde mate wordt beïnvloed door randeffecten als de droge depositie van Na⁺. Aangezien de IFEE-factoren voor Na⁺ en Cl⁻ gelijkaardig zijn en

aanzienlijk meer data beschikbaar zijn voor droge depositie (of netto-doorval, NTF) van Cl^- dan voor die van Na^+ , worden de IFEE factoren voor droge depositie van Cl^- toegepast. Tabel 12 toont de berekende toename van droge depositie van Cl^- in een bosrandzone van 50 m diep.

De gemiddelde IFEE-factor voor de droge depositie (of netto-doorval) van Cl^- bedraagt 1,53 voor de loofbestanden en 2,22 voor de naaldbestanden. De combinatie van het aandeel droge depositie in de totale depositie en de IFEE-factoren als toename van droge depositie in de bosrand levert toenamefactoren op voor de totale depositie in de bosrand en die bedragen voor Ca^{2+} 1,14 en 1,32, voor naald- en loofbossen respectievelijk, en voor K^+ en Mg^{2+} 1,15 en 1,35. Voor de eenduidigheid werd gebruik gemaakt van dezelfde toenamefactoren, met name 1,15 voor loofbossen en 1,35 voor naaldbossen.

2.4.3.2.3 Stikstofdepositie

De N-depositie is van belang voor de bepaling van de denitrificatieterm in de berekening van de kritische last voor vermesting. De toename in N-depositie werd berekend zoals eerder beschreven voor de berekening van de depositie (2.4.3.1.1).

2.4.3.2.4 Stikstofimmobilisatie

De kritische lange-termijn N-immobilisatie (N_i) kan bepaald worden als een aanvaardbare N-toename van bv. 0,2 % in het organisch materiaal van de bovenste minerale bodemlaag over een omloopsperiode van 100 jaar (Van Hinsberg en de Vries, 2003). Hierbij wordt verondersteld dat het organisch materiaal voor 50 % uit koolstof (C) bestaat. In de herberekening van de kritische lasten verzuring en vermesting door Staelens et al. (2006) werd als toplaag de bovenste 20 cm beschouwd. Voor de 83 Vlaamse proefvlakken bedroeg de berekende N_i gemiddeld 3,1 en 2,6 kg N/ha.j voor respectievelijk loof- en naaldbos (220 en 185 eq/ha.j). Voor de kritische lastpunten werd de mediane N_i -waarde van de 83 streeflastpunten genomen, i.e. 2,8 kg N/ha.j (200 eq/ha.j).

Op basis van de C-bodemvoorraad in de bosrand en de boskern van acht bosbestanden in Vlaanderen, werd de verhouding van N-immobilisatie in de eerste 50 m van de rand vs. in de kern berekend (Tabel 13). De verhouding in N-immobilisatie tussen rand en kern bedraagt gemiddeld 1,30 voor de loofbestanden en 1,22 voor de naaldbestanden. Gezien de grote variabiliteit in de dataset, het kleine aantal bestanden en de gelijkaardige toenamefactor voor loof- en naaldbos, maakten we gebruik van één enkele factor voor alle boomsoorten: 1,26. De hogere N-immobilisatie wordt bevestigd door de grotere N-voorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem in de bosranden van deze bestanden in vergelijking met die in de boskernen. Hoewel de herschalingsratio dus is afgeleid van de bovenste 5 cm van de minerale bodem (i.p.v. 20 cm) kunnen we ervan uit gaan dat de tendens zich voortzet in de diepere lagen van de minerale bodem. Zo vonden we in de loofbestanden grotere N-bodemvoorraden in de bosrand in vergelijking met de boskern tot 10-30 cm diepte. Er dient evenwel op gewezen te worden dat deze data werden verzameld in bossen op arme zandgronden (textuur Z), wat de ratio tussen rand en kern zou kunnen beïnvloeden, hoewel we niet over data beschikken om dit te verifiëren.

2.4.3.2.5 Opname van basische kationen in biomassa (B_{c_i})

Door de grotere lichtbeschikbaarheid aan bosranden is de biomassa-productie er verhoogd in vergelijking met boskernen. Bomen aan de bosrand vertonen een sterkere diametergroei dan die in de boskern. Een verhoogde groei leidt tot een verhoogde opname van nutriënten tenzij deficiënties optreden. In de veronderstelling dat geen verdunningseffect optreedt, werd de opname aan zogenaamde basische kationen in de bosrand verhoogd met een factor die de verhoging van de biomassa-productie aan de bosrand t.o.v. de boskern beschrijft. Eenvoudigwijze werd enkel gewerkt met biomassagegevens van stamhout van bomen.

Tabel 14 toont de houtvolumes in de 50 m diepe bosrandzones en de boskernen en de ratio hiervan van acht onderzochte bosbestanden. De gemiddelde verhouding in biomassa-productie aan de bosrand t.o.v. de boskern bedraagt 1,29 voor de loofbestanden en

1,11 voor naaldbestanden. De opname aan zogenaamde basische kationen (Bc_u) in de bosrand werd bijgevolg verhoogd met een factor gelijk aan deze gemiddelde ratio's.

Tabel 13: Koolstofvoorraad in de bovenste 5 cm van de minerale bodem en de hieruit geschatte N-immobilisatie (als 0,2 % van het organisch materiaal) in de bosrand en de boskern. Eveneens wordt de verhouding tussen de waarden in de rand en die in de kern weergegeven voor elk bestand. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.

Bestandscode		C-voorraad	N_i	N_i	Ratio rand/kern
		0-5 cm	$kg/ha.j$	$eq/ha.j$	
		kg C/ha			
Bp2	Rand	25367	1,01	72	1,20
	Kern	21085	0,84	60	
Bp3	Rand	24145	0,97	69	1,86
	Kern	13113	0,52	37	
Qr 1	Rand	11662	0,47	33	1,03
	Kern	11104	0,44	32	
Qr 2	Rand	23662	0,95	68	1,10
	Kern	21539	0,86	62	
Ps1	Rand	16125	0,65	46	1,24
	Kern	12893	0,52	37	
Ps2	Rand	21047	0,84	60	1,05
	Kern	19882	0,80	57	
Pn2	Rand	25261	1,01	72	1,38
	Kern	18358	0,73	52	
Pn3	Rand	21627	0,87	62	1,19
	Kern	18030	0,72	52	
Gemiddelde voor loofbomen					1,30
Gemiddelde voor naaldbomen					1,22

Tabel 14: Volume stamhout aan de bosrand (50 m) en in de boskern en de verhouding van het volume in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.

Boomsort	Bestandscode	Volume hout (m^3/ha)		Ratio rand/kern
		Rand	Kern	
Ruwe berk	Bp2	195	186	1,05
	Bp3	81	39	2,09
Zomereik	Qr1	338	309	1,09
	Qr2	158	171	0,92
Corsicaanse den	Pn2	423	354	1,19
	Pn3	566	480	1,18
Grove den	Ps1	303	289	1,05
	Ps2	189	185	1,02
Gemiddelde voor loofbomen				1,29
Gemiddelde voor naaldbomen				1,11

2.4.3.2.6 Opname van N door de biomassa (N_u)

In tegenstelling tot de basische kationen, beschikken we over gegevens betreffende de concentratie aan N in stamhout gemeten in bosranden en -kernen van homogene bestanden. Dit maakt het mogelijk om de opname van N in de bosrand aan te passen voor zowel een grotere biomassaproductie als een wijziging in N-concentratie in de biomassa. In de berekening werd eveneens gewerkt met biomassa aan en N-concentraties in stamhout (Tabel 15). Hierbij dient vermeld dat de N-concentraties in stamhout aan de bosrand werden opgemeten in de eerste 10 m vanaf de bosrand.

Tabel 15: Concentratie aan N in stamhout aan de rand (eerste 10 m) en de boskern en de verhouding van de N-concentratie in de rand t.o.v. de kern. De bestandscode verwijst naar de bosbestanden beschreven in tabel 10.

Boomsoort	Bestandscode	Concentratie N (mg/kg droog gew.)		Ratio rand/kern
		Rand	Kern	
Ruwe berk	Bp2	1055	919	1,15
	Bp3	1289	975	1,32
Zomereik	Qr1	1003	997	1,01
	Qr2	1215	1058	1,15
Corsicaanse den	Pn2	769	725	1,06
	Pn3	699	939	0,74
Grove den	Ps1	510	548	0,93
	Ps2	538	559	0,96
Gemiddelde voor loofbomen				1,16
Gemiddelde voor naaldbomen				0,92

In de onderzochte loofbestanden is de N-concentratie in het stamhout aan de bosrand gemiddeld 1,16 keer groter dan in de boskern. In de naaldbestanden bedraagt de verhouding aan N-concentratie aan de rand t.o.v. de kern gemiddeld 0,92. Aangezien de N-concentraties aan de bosrand werden gemeten in de uiterste 10 m vanaf de rand, kunnen we veronderstellen dat de ratio's extremer zijn dan we zouden verwachten indien deze werden opgesteld op basis van N-concentraties opgemeten en uitgemiddeld over de eerste 50 m van de bosrand. De combinatie van de toename van biomassaproductie en de toename/afname in N-concentraties in het hout levert een herschalingsratio voor de N_u op van 1,50 voor de randen van de loofbestanden en van 1,02 voor die van de naaldbestanden. Tabel 16 geeft een overzicht van de aanpassingen van de originele invoergegevens zoals beschreven door Staelens et al. (2006) bij het berekenen van kritische lasten voor verzuring en vermesting voor zuid- of west-georiënteerde bosranden.

Tabel 16: Overzicht van de toegepaste herschalingsratio's en IFEE-factoren voor de herberekening van de kritische lasten voor verzuring en vermesting in zuidwest-gerichte bosranden van loof- en naaldbossen. De IFEE-factoren worden toegepast op de totale depositie.

Invoergegeven	Herschalingratio of IFEE-factor	
	Loofbos	Naaldbos
Depositie van Na^+ en Cl^-	1,20	1,59
Depositie van basische kationen (Bc_{dep})	1,15	1,35
Stikstofdepositie (N_{dep})	NO_3^-	1,09
	NH_4^+	1,09
Stikstofimmobilisatie (N_i)	1,26	
Opname van basische kationen (Bc_u)	1,29	1,11
Opname van stikstof (N_u)	1,50	1,02

2.4.3.2.7 Kritische lasten voor bosranden: resultaten

Tabel 17 toont de 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} procentielwaarden voor de originele kritische lasten verzuring voor 'bos' en de bosrandspecifieke kritische lasten zoals berekend in deze studie. De mediane bosrandspecifieke $CL_{\max}(S)$ bedraagt 2261 eq/ha.j voor alle bossen samen, en is daarmee 373 eq/ha.j hoger dan de originele $CL_{\max}(S)$ (1888 eq/ha.j). De mediane $CL_{\min}(N)$, $CL_{\max}(N)$ en $CL_{\text{nut}}(N)_{\text{bio}}$ voor bosranden bedragen respectievelijk 888, 3748 en 1224 eq/ha.j en zijn 23, 17 en 17 % groter dan de originele mediaanwaarden (tabel 8). Merk op dat de hier vermelde waarden voor $CL_{\max}(S)$, $CL_{\min}(N)$ en $CL_{\max}(N)$ voor bos licht afwijken van de waarden gerapporteerd door Staelens et al. (2006). De reden hiervoor is dat in de huidige studie een andere, meer correcte simulatie van de dissociatie van organische zuren gebruikt werd bij het berekenen van de kritische lasten voor verzuring.

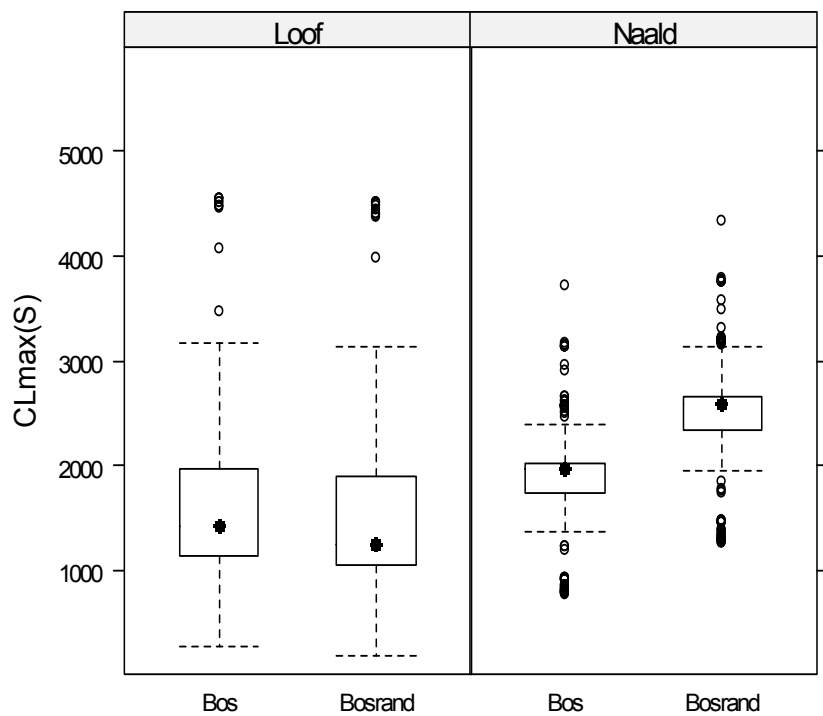
De bosrandspecifieke 5 % procentielwaarde voor $CL_{\max}(S)$ is, in tegenstelling tot de overige procentielwaarden van alle kritische lasten, lager dan de originele 5 % procentielwaarde (Tabel 17). De reden hiervoor is dat in sommige bossen, in de veronderstelling van een bosrand, de verhoging van depositie van basische kationen kleiner zou zijn dan de verhoging van de opname van basische kationen.

Tabel 17: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} procentielwaarden van de kritische lasten voor S en N (Zeq/ha.j) voor de 1438 bosreceptoren.

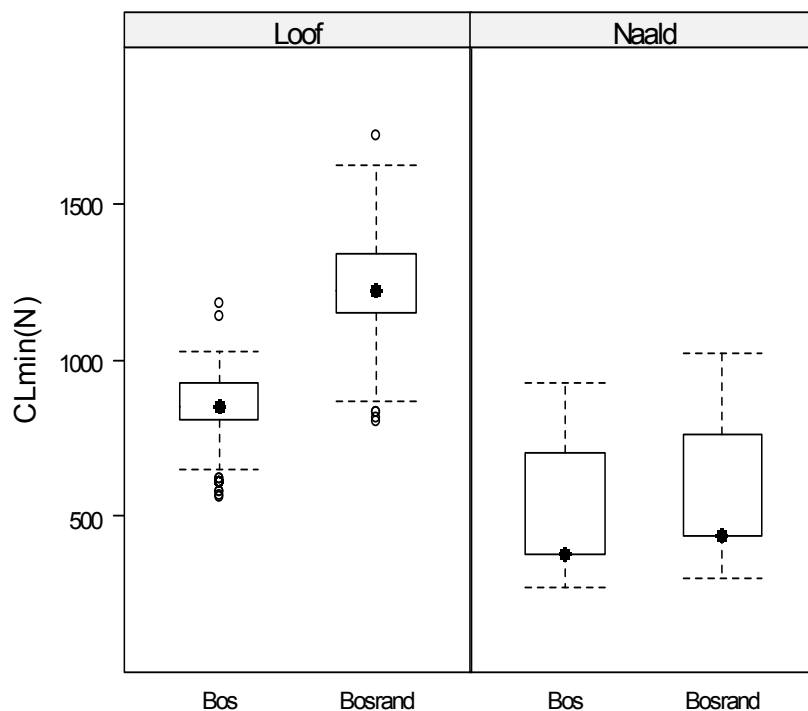
Variabele	Originele procentielwaarden 'bos'			Bosrandspecifieke procentielwaarden 'zw-bosrand'		
	5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
$CL_{\max}(S)$	507	1888	2562	404	2261	2849
$CL_{\min}(N)$	381	724	926	437	888	1341
$CL_{\max}(N)$	1719	3216	7375	1848	3748	8359

De boxplots voor de originele kritische lasten voor bos en de bosrandspecifieke kritische lasten zijn in Figuren 25-27 weergegeven voor de 734 loofbos- en 704 naaldbosreceptoren afzonderlijk. De boxplots tonen de verdeling van de kritische lasten rond de mediaan (aangeduid als centrale ster in de box). De grenzen van de box stellen de 25^{ste} en 75^{ste} procentielwaarden voor, terwijl de vlaggen de mediaan $\pm 1,5$ keer het interkwartiel bereik aanduiden. De punten buiten deze vlaggen zijn de zogeheten *outliers*.

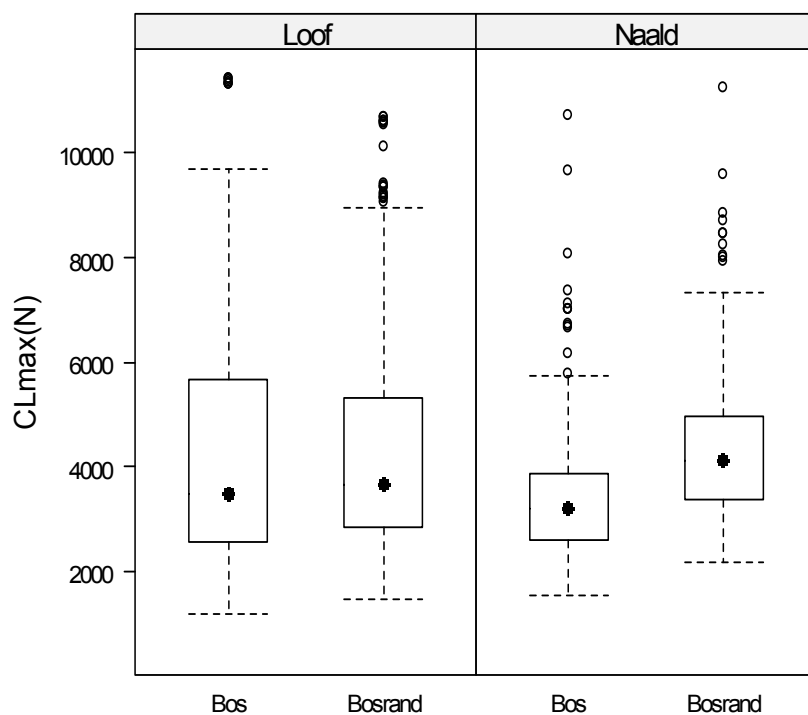
Figuur 25: Boxplots voor de originele $CL_{max}S$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{max}S$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j



Figuur 26: Boxplots voor de originele $CL_{min}N$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{min}N$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j



Figuur 27: Boxplots voor de originele $CL_{max}N$ ('bos') en de bosrandspecifieke $CL_{max}N$ ('bosrand') voor de loofbos- en naaldbosreceptoren in eq/ha.j



Volgens bovenstaande werkwijze werden de kritische lasten voor bosranden herrekend op basis van data van zuid- of westelijk georiënteerde bosranden. Echter, niet elke bosrand is georiënteerd naar de overheersende windrichting (zuid tot west). Bosranden georiënteerd

naar het noorden en oosten zijn blootgesteld aan kleinere randeffecten en bevinden zich qua milieuocondities tussen boskernen en zuid-west-georiënteerde bosranden in. Voor de bosranden georiënteerd naar het zuiden en het westen worden de voorgestelde depositietoenamefactoren en kritische lasten voor bosranden toegepast. Voor bosranden georiënteerd naar het noorden en het oosten, echter, werden de depositietoenamefactoren herschaald op basis van het jaarlijkse relatieve aantal dagen in het betreffende meetjaar dat de wind loodrecht op deze bosranden is georiënteerd (met een maximale afwijking van 45°). De verdeling van de windrichting over het noordoosten en het zuidwesten werd berekend op basis van meetgegevens van het meest nabij gelegen KMI-weerstation in de betreffende studie (zie Tabel 1). Gemiddeld over de ganse meetperiode kwam de wind voor 38 ± 1,8 % van de dagen uit het noorden of oosten, uit een richting tussen het noordwesten en het zuidoosten, en voor 62 ± 1,8 % van de dagen uit het zuiden en westen, uit een richting tussen het zuidoosten en noordwesten. In de veronderstelling dat er geen randeffect optreedt (IFEE = 1,0) in een bosrand wanneer gedurende het ganse jaar geen enkele dag wind loodrecht (± 45°) op de bosrand waait, dan kunnen de IFEE-factoren voor een noord- of oostelijk georiënteerde bosrand berekend worden als:

$$IFEE_{NO} = 1 + (IFEE_{ZW} - 1) * WR_{NO} / WR_{ZW}$$

In deze formule zijn $IFEE_{NO}$ en $IFEE_{ZW}$ de IFEE-factoren voor een noord- of oostelijk en zuid- of westelijk georiënteerde bosrand, respectievelijk, en zijn WR_{NO} en WR_{ZW} het jaarlijkse aantal dagen in een meetjaar dat de wind uit het noorden of oosten en uit het zuiden of westen komt (met een maximale afwijking van 45°). De bosrandspecifieke IFEE-factoren voor totale depositie herschaald voor noordelijk en oostelijk georiënteerde bosranden zijn weergegeven in Tabel 18 en bedragen gemiddeld:

voor loofbossen: 1,06 voor NH_4^+ en NO_3^- en 1,07 voor SO_4^{2-} ;

voor naaldbossen: 1,18 voor NO_3^- en SO_4^{2-} en 1,16 voor NH_4^+ .

Tabel 18: IFEE-factoren voor theoretische noord- of oostelijk georiënteerde bosranden, herrekend op basis van het jaarlijkse relatieve aandeel dagen dat wind georiënteerd is naar noord/oost- en zuid/west-gerichte randen

Bestandscode	NO_3^-	NH_4^+	SO_4^{2-}
Bp1	1,01	1,01	1,02
Bp2	1,05	1,07	1,09
Bp3	1,05	1,05	1,09
Qr1	1,06	1,02	1,01
Qr2	1,10	1,06	1,06
Qr/Bp	1,10	1,10	1,16
Fs1	1,06	1,14	1,05
Fs2	1,05	1,01	1,07
Pn1	1,09	1,07	1,07
Pn2	1,27	1,20	1,22
Pn3	1,15	1,13	1,19
Ps3	1,20	1,26	1,24

Tevens werden de kritische lasten voor noord- en oostelijk georiënteerde randen gelijk gesteld aan het gemiddelde van de originele kritische lasten en de bovenstaande bosrandspecifieke kritische lasten voor zuid- en westelijk georiënteerde bosranden. Voor de bepaling van de overschrijding van de kritische lasten verzuring diende de denitrificatie van N te worden bepaald op basis van immobilisatie en opname (N_i en N_u). In zuid/west-gerichte randen worden de herschalingsratio's op N_i en N_u zoals in Tabel 17 toegepast; in noord/oost-gerichte bosranden worden N_i en N_u in N_{de} gelijk gesteld aan het gemiddelde van de originele waarden (boskern) en de waarden voor zuid/west-gerichte bosranden.

2.4.4 OPS-data

De OPS-data gegenereerd op basis van de Corine-landgebruikkaart werden gebruikt als invoerdata voor de berekening van de overschrijding van de kritische lasten verzuring en vermisting. Voor de doorrekeningen van de periode 2006-2030 werden de meteorologische gegevens van 2006 gebruikt. De depositiedata zoals aangeleverd werden gebruikt als depositie voor grasland, heide en de interne zone van bossen. De depositie in de randzone van bossen werd herrekend naargelang het aandeel bosrand in de totale oppervlakte van een 150 x 150 m bospixel (zie onder). De OPS-data werden aangeleverd voor het REF- en EUR-scenario voor cellen van 1 x 1 km.

2.4.5 Landgebruikkaarten

De locaties van de ecosysteemtypen loofbos, naaldbos, droge en natte heide, zuur grasland, neutraal-zuur grasland, kalkgrasland en cultuurgrasland werden afgeleid van de landgebruikkaart voor het referentiejaar 2005, aangeleverd door het NARA-team. De kaart is een rasterkaart met gridcellen van 150 m x 150 m. Specifiek voor de berekening van de overschrijding van kritische lasten werd de kaart aangeleverd in vectorformaat. De vectorkaart bestaat uit polygonen met een ID afhankelijk van het ecosysteemtype. Elk polygoon is in feite een aaneenschakeling van oorspronkelijke gridcellen met hetzelfde ID. Figuur 20 in deel 2.4.1 toont de locatie van de ecosysteemtypen volgens de landgebruikkaart voor 2005. De totale oppervlakte ingenomen door de verschillende ecosysteemtypen is weergegeven in deel 2.4.1 (Tabel 9).

Voor de periode 2006-2030 werd de evolutie in het landgebruik zoals berekend in het wetenschappelijk rapport Landgebruik (Gobin et al., 2009) meegenomen in de berekening van de overschrijding kritische lasten. Voor het REF- en het EUR-scenario werden de landgebruikkaarten 2005, 2010, 2020 en 2030 uit Gobin et al. (2009) gebruikt voor de berekening van de overschrijding kritische lasten in de jaren 2006, 2010, 2020 en 2030.

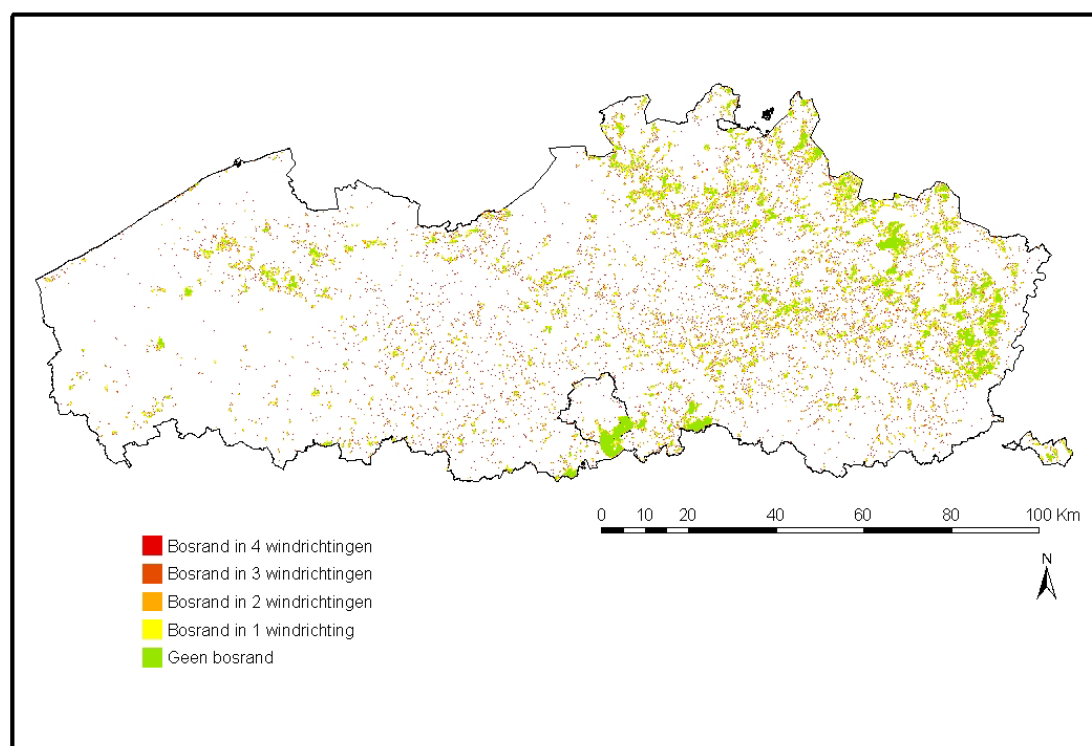
Voor de berekening van de invloed van bosranden op de depositie van N en de potentieel verzurende pollutanten en de toepassing van de herberekende kritische lasten voor bosranden, werd gebruik gemaakt van een kaart met aanduiding van de blootstelling van bospixels aan randeffecten uit de vier hoofdwindrichtingen. Een kaart werd door het NARA-team samengesteld op basis van de landgebruikkaart, met een unieke bosrandcode naargelang de aan- en afwezigheid van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen (Tabel 19). Zo zal op de kaart in rasterformaat aan een bospixel met een bosrandcode 0 geen enkele bospixel grenzen, aan een bospixel met bosrandcode 1 enkel een bospixel grenzen in het noorden, enz. Ook deze kaart werd omgezet naar een vectorfile met polygonen die de originele bospixels groepeerd indien ze dezelfde bosrandcode hebben.

Tabel 19: Bosrandcodes voor bospixels als functie van het voorkomen van aangrenzende bospixels in de vier hoofdwindrichtingen, en aandeel van de negen 50 x 50 m vlakken in de oppervlakte als boskern, noord/oost-randzone en zuid/west-randzone (cfr. Figuur 29)

Bosrandcode	Aangrenzend bos	Boskern	NO-randzone	ZW-randzone
0	Geen	0,11	0,33	0,56
1	Noord	0,22	0,22	0,56
2	Oost	0,22	0,22	0,56
3	Noord & oost	0,44	0,00	0,56
4	Zuid	0,22	0,44	0,33
5	Noord & zuid	0,33	0,33	0,33
6	Oost & zuid	0,44	0,22	0,33
7	Noord, oost & zuid	0,67	0,00	0,33
8	West	0,22	0,44	0,33
9	Noord & west	0,44	0,22	0,33
10	Oost & West	0,33	0,33	0,33
11	Noord, oost & west	0,67	0,00	0,33
12	Zuid & west	0,44	0,56	0,00
13	Noord, zuid & west	0,67	0,33	0,00
14	Oost, zuid & west	0,67	0,33	0,00
15	Noord, oost, zuid & west	1,00	0,00	0,00

Figuur 28 toont de 'bosrandenkaart', de locatie van de polygonen bos niet blootgesteld aan randeffecten (groen, bosrandcode 15) en blootgesteld aan één windrichting (geel, bosrandcodes 7, 11, 13 en 14), twee windrichtingen (lichtoranje, bosrandcodes 3, 5, 6, 9, 10 en 12), drie windrichtingen (donkeroranje, bosrandcodes 1, 2, 4 en 8) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood, bosrandcode 0).

Figuur 28: Bosrandenkaart voor 2005 met de aanduiding van boscellen niet blootgesteld aan randeffecten (groen) en blootgesteld aan één windrichting (geel), twee windrichtingen (lichtoranje), drie windrichtingen (donkeroranje) en aan alle vier de hoofdwindrichtingen (rood)



2.4.6 Berekening overschrijding kritische lasten

De berekeningen van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring en vermessing en de oppervlakte natuur met overschrijding per ecosysteemtype werden uitgevoerd voor de twee scenario's REF en EUR voor het referentiejaar 2006 en de zichtjaren 2010, 2015, 2020, 2025 en 2030. De berekeningen werden afzonderlijk uitgevoerd voor de verschillende ecosysteemtypen. Voor de ecosysteemtypen loofbos en naaldbos werd er rekening gehouden met de bosrandcode. De berekeningen werden uitgevoerd met behulp van ArcMap 9.2 (ESRI) en Excel.

Vooreerst werden de OPS-databestanden (txt-formaat) met de depositie van N en potentieel verzurende polluenten ingelezen in ArcMap. Op basis van de locatie van de centrale punten van de kilometerhokken waarvoor de depositiewaarde is bestemd, werden de depositiewaarden gebiedsdekkend voor Vlaanderen berekend. Zo ontstond een vectorkaart met OPS-depositie-polygonen, waarbij elke roostercel (1 x 1 km) één waarde voor totale N-depositie en één waarde voor totale S-depositie heeft.

Vervolgens werd voor elk ecosysteemtype afzonderlijk een vectorkaart met Thiessenpolygonen aangemaakt op basis van de receptorpunten gebruikt in de berekening van kritische lasten, zodat aan elk locatie in Vlaanderen een reeks kritische lasten ($CL_{\max}(S)$ en $CL_{\max}(N)$ en waarden voor N_u , N_i en f_{de} (voor de berekening van N_{de}) werden toegekend voor elk ecosysteemtype.

Tabel 20 geeft een overzicht van de kritische lasten voor verzuring per ecosysteemtype zoals gebruikt in de huidige studie. Per natuurcategorie is de verdeling van $CL_{\max}(S)$, $CL_{\min}(N)$ en $CL_{\max}(N)$ weergegeven met behulp van de mediaan en de 5 % en 95 % waarden.

Tabel 20: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} procentielwaarden van de kritische lasten voor verzuring voor S en N (Zeq/ha.j) per ecosysteemtype gebruikt in de huidige studie

	CL _{max} (S) (Zeq/ha.j)			CL _{max} (N) (Zeq/ha.j)			
	5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %	
Grasland							
Cultuurgrasland	600	1 052	1 932	1 707	3 240	7 179	
Zuur grasland	1 526	2 108	2 697	2 290	3 297	6 222	
Kalkgrasland	1 893	1 893	1 894	4 951	7 097	7 098	
Neutraal-zuur grasland	696	1 353	2 075	2 103	4 214	7 418	
Heide							
Droge heide	1 740	1 938	2 223	2 380	3 401	4 828	
Natte heide	1 665	1 755	1 805	2 400	2 944	3 903	
Bos							
Loofbos	Boskern	341	1 424	2 907	1 516	3 458	8 745
	Bosrand	261	1 244	2 813	1 725	3 643	8 888
Naaldbos	Boskern	1 390	1 969	2 487	2 317	3 185	5 506
	Bosrand	1 551	2 593	2 899	3 025	4 128	6 085

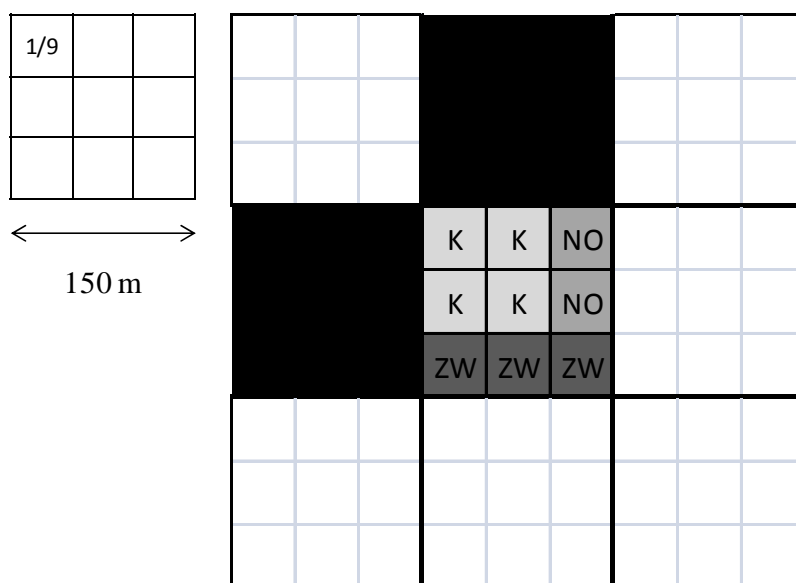
Noot: de kritische last voor bos op een bepaalde locatie hangt af van het omgevende landgebruik (cf. figuur 20).

De landgebruikkaarten (in vectorformaat) met aanduiding van de locatie van de verschillende ecosysteemtypes per hok van 150 m x 150 m werden per ecosysteemtype met de OPS-polygoon en de kritische-lastpolygoon gecombineerd met de ArcMap-functie *Intersect*, per scenario en per zichtjaar.

Bovendien werd voor de ecosysteemtypes loof- en naaldbos de kaart met bosrandcodes per hok van 150 m x 150 m in rekening gebracht. Door intersectie van deze kaarten ontstonden voor elk ecosysteemtype polygoon met een unieke combinatie van OPS-depositiegegevens, kritische-lastgegevens en, in geval van bospolygoon, bosrandcodes. Uiteindelijk werd de oppervlakte van alle polygoon berekend. In de attributentabel van de vectorkaarten werd de overschrijding van de kritische lasten berekend zoals beschreven in de formules onder § 2.4.2. Omwille van de complexiteit van de berekeningen voor naald- en loofbos werden de overschrijdingen van de kritische lasten voor verzuring uitgerekend in Excel en vervolgens weer gelinkt aan de vectorlaag in ArcMap. Omdat de oorspronkelijke bospixels een dimensie hadden van 150 m x 150 m en de toenamefactoren voor depositie en de wijzigingen in kritische lasten werden berekend op basis van een bosrandzone 50 m, werden indices opgesteld die het aandeel van de boskern, van zuid- en (of) westelijk georiënteerde bosranden en van noord- en (of) oostelijk georiënteerde bosranden in de totale pixeloppervlakte weergeven. Een pixel van 150 m x 150 m kan worden opgedeeld in negen vierkante vlakken van 50 m x 50 m (Figuur 29). Elke bospixel, onafhankelijk van de aanwezigheid van aangrenzende bospixels, bevat ten minste één vlak waar geen randeffecten reiken, en waar bijgevolg de onaangepaste OPS-deposities en originele kritische lasten voor bos gelden. Afhankelijk van het voorkomen van aangrenzende bospixels, waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen pixels aan de noord/oost- en aan de zuid/westzijde van het betreffende pixel, varieert het aandeel van noord/oost- en zuid/westbosranden in de totale oppervlakte. In figuur 29 is een voorbeeld uitgewerkt voor een bosrandpixel omgeven door bos aan de noord- en aan de westkant: in de pixel is 4/9de van de oppervlakte boskern en wordt 2/9de van de oppervlakte beschouwd als bosrandzone blootgesteld aan noord- en (of) oostelijke randen en 3/9de van de oppervlakte als bosrandzone blootgesteld aan zuid- en (of) westelijke randen. Hierbij wordt verondersteld dat voor hoekvlakken de omstandigheden voor zuid- en westelijke randen domineren boven die van noord- en zuidelijke randen omdat een combinatie van meerdere randeffecten leidt tot

een randeffect dat gelijk is aan of groter dan het grootste individuele randeffect. Het voorkomen van aangrenzende bospixels op de diagonalen werd niet mee in rekening genomen omdat die een minimale invloed zouden uitoefenen.

Figuur 29: Voorbeeld van een bospixel van 150 m x 150 m die wordt ingedeeld in aandelen blootgesteld aan geen randeffect (kern, K), blootgesteld aan randeffecten aan noord/oost-randen (NO) en blootgesteld aan randeffecten aan zuid/west-randen (ZW). De zwarte vlakken geven aan waar een bospixel gelegen is.



De indexen werden zo berekend voor alle 15 bosrandcodes vanuit de bosrandenkaart. Tabel 19 toont het aandeel boskern, noord/oost-rand en zuid/west-rand in de negen vlakken van de totale bospixel voor elke bosrandcode. Op basis van de aandelen in boskern en de twee bosrandzones werden de depositiewaarden voor elke bospixel/polygoon herrekend. Zo zal voor het voorbeeld gelden dat de depositie gelijk is aan de som van $4/9^{\text{de}}$ van de 'originele' OPS-depositie (kern), $2/9^{\text{de}}$ van de OPS-depositie x $IFEE_{NO}$ en $3/9^{\text{de}}$ van de OPS-depositie x $IFEE_{ZW}$. Op dezelfde wijze werden de kritische lasten herberekend voor elke bospixel/polygoon op basis van de 'originele' kritische lasten voor bos (kern), de bosrandspecifieke kritische lasten voor zuid/west-georiënteerde randen en aangenomen kritische lasten voor noord/oost-georiënteerde randen (als gemiddelde van de originele en de bosrandspecifieke kritische lasten). Tot slot werd in de berekening van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring de denitrificatie van N (N_{de} , cf. 2.4.3.4) berekend op basis van de termen N_i en N_u van de aandelen in boskern en de twee bosrandzones.

De eigenlijke berekening van de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten en van de gemiddelde overschrijding (als de oppervlakte-gewogen gemiddelde overschrijding van alle polygonen, waarbij de overschrijding gelijk aan nul wordt gesteld in gebieden waar geen overschrijding optreedt) werden eveneens uitgevoerd in Excel. Tot slot werden de overschrijdingskaarten voor verzuring opgemaakt in Arcmap gebaseerd op de klassengrenzen 0 (geen overschrijding), 500, 1 000, 2 000, 3 000 en > 3 000 Zeq/ha.j voor verzuring, en 0 (geen overschrijding), 5, 10, 20, 30 en > 30 kg N /ha.j voor vermesting.

2.5 Dynamische modellering van bosbodemverzuring

De evolutie van verzuring in Vlaamse bossen doorheen de tijd wordt onderzocht door middel van een eenvoudig bodemchemisch model. Het *Very Simple Dynamic* (VSD) model laat toe om de samenstelling van de bodem en het bodemwater te simuleren voor twee toekomstige depositiescenario's (2010-2030). Omdat meer invoergegevens vereist zijn voor een dergelijke dynamische bodemmodellering dan voor het bepalen van kritische lasten, simuleren we de

bodemverzuring volgens het REF- en EUR-scenario voor een representatieve set van Vlaamse bossen ($n = 84$).

Hieronder volgt een korte omschrijving van het *Very Simple Dynamic* (VSD) model en van de gebruikte invoergegevens. Meer informatie over VSD en dynamische modellering is onder te meer te vinden op <http://www.mnp.nl> en in de publicaties van Posch & Reinds (2009) en Reinds et al. (2008b). De toepassing van VSD voor Vlaamse bosbodems en de afleiding van de nodige invoergegevens en parameters werden uitgebreid besproken in Staelens et al. (2006). In de huidige studie maken we gebruik van een nieuwe versie van het softwarepakket *VSD Studio* (versie 3.1.4, model DLL VSD.f90 3.2, 1 januari 2009).

2.5.1 Dynamische modellering met het VSD-model

Het gebruikte eenlagige bodemverzuringmodel VSD is ontwikkeld als de meest eenvoudige uitbreiding van de massabalans die gebruikt wordt bij de bepaling van kritische lasten (cf. 2.4.2). Het VSD-model gebruikt dan ook gelijkaardige concepten en vergelijkingen als de kritische lasten voor verzuring. Het model werd ontwikkeld voor regionale toepassingen, ter ondersteuning van de effect-gebaseerde emissie-onderhandelingen in het kader van de conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (*LRTAP Convention*).

Bij een dynamische modellering wordt de statische massabalans (cf. 2.4.2.1) aangevuld met de simulatie van dynamische aspecten van bodemverzuring. Het VSD-model simuleert twee eindige bufferprocessen in bosbodems: kationenuitwisseling en tijdsafhankelijke immobilisatie van stikstof. Sulfaatadsorptie en -desorptie worden niet in rekening gebracht.

2.5.1.1 Kationenuitwisseling

De uitwisseling van kationen (NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+}) vindt plaats tussen het klei-humus-complex van de bodem en de bodemoplossing. Veel bodemmodellen, waaronder VSD, simuleren enkel de uitwisseling van aluminium, de zogenaamde basische kationen (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) en protonen. De mogelijke uitwisseling van NH_4^+ , Na^+ , Fe^{3+} en Mn^{2+} wordt dan impliciet bij de protonenfractie gerekend. Deze kationenuitwisseling kan in VSD naar keuze gemodelleerd worden met het uitwisselingsmodel volgens Gapon of volgens Gaines-Thomas. We gebruiken het Gapon uitwisselingsmodel omdat uit Nederlands onderzoek bleek dat dit betrouwbaarder was voor regionale toepassingen (de Vries & Posch, 2003). Uit een eerdere gevoeligheidsanalyse (Staelens et al., 2006) bleek dat het Gaines-Thomas-model tot lagere maximumdeposities en dus tot hogere gewenste depositiereducties leidde dan het Gapon-model.

2.5.1.2 Tijdsafhankelijke stikstofimmobilisatie

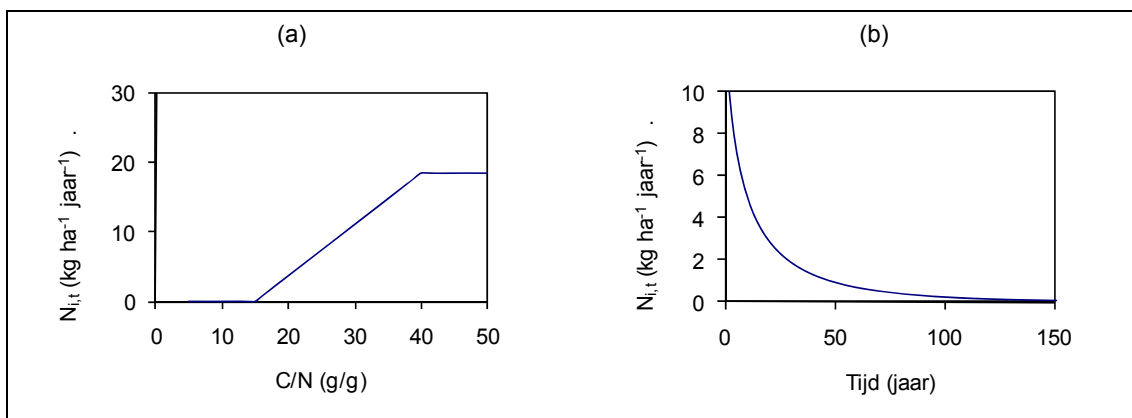
Netto-stikstofimmobilisatie is het verschil tussen de vastlegging en vrijstelling van minerale stikstof (ammonium en nitraat) in het bodemorganisch materiaal. Voor de berekening van kritische lasten wordt een constante netto-immobilisatie verondersteld die aanvaardbaar of duurzaam is op lange termijn. Deze op lange termijn aanvaardbare netto-N-immobilisatie ($N_{i,acc}$) hangt samen met de continue opbouw van stabiele N- en koolstof (C)-humus-componenten in bosbodems, en leidt dus niet tot betekenisvolle veranderingen in de C:N-verhouding van de bodem. Door langdurig verhoogde N-depositie is de actuele N-vastlegging echter hoger dan deze aanvaardbare $N_{i,acc}$. Bij een dynamische bodemmodellering met het VSD-model wordt de netto-N-immobilisatie (N_i) daarom berekend als de som van de immobilisatie van N die aanvaardbaar is op lange termijn ($N_{i,acc}$, cf. kritische lasten) en een bijkomende immobilisatie ($N_{i,t}$):

$$N_i = N_{i,acc} + N_{i,t}$$

met N_i : netto-stikstofimmobilisatie in bodemorganisch materiaal
 $N_{i,acc}$: op lange termijn aanvaardbare netto-stikstofimmobilisatie
 $N_{i,t}$: bijkomende hoeveelheid netto-stikstofimmobilisatie op tijdstip t

De bijkomende, tijdsafhankelijke stikstofvastlegging ($N_{i,t}$) wordt in veel bodemmodellen, waaronder VSD, gesimuleerd in functie van de C:N-verhouding van de bovenste bodemlaag, binnen bepaalde C:N-grenzen (Figuur 30a). Deze benadering is gebaseerd op meta-analyses van veldonderzoek naar de uitspoeling van nitraat onder de wortelzone van Europese bossen. Voor een onverstoorde boscossysteem wordt een relatief hoge C:N verhouding verondersteld. Door het in rekening brengen van een bijkomende N-vastlegging in de bodem, neemt de N-bodemvoorraad toe en daalt de C:N-verhouding. Hierdoor daalt de gemodelleerde bijkomende N-vastlegging doorheen de tijd (Figuur 30b).

Figuur 30: (a) Bijkomende netto-stikstofimmobilisatie op tijdstip t ($N_{i,t}$) als functie van de C:N-verhouding van de bovenste bodemlaag) en (b) evolutie van $N_{i,t}$ doorheen de tijd



Voorbeeld voor een N-hoeveelheid van 20 kg/ha.j, met grenswaarden voor de C:N-verhouding van 15 en 40, een initiële C:N-verhouding van 25 en een initiële C-voorraad van 6000 g C/m²)

Een dynamische modellering van bodemverzuring komt neer op het simuleren van de veranderende ionenhoeveelheid in de bodem doorheen de tijd. Dit gebeurt door voor elk ion een tijdsafhankelijke oplossing te bepalen van de (vereenvoudigde) massabalans-vergelijking. Dit leidt tot een set van differentiaalvergelijkingen die enkel in eenvoudige gevallen analytisch opgelost kunnen worden. Daarom worden simulatiemodellen, zoals VSD, gebruikt die deze vergelijkingen discretiseren en numeriek oplossen.

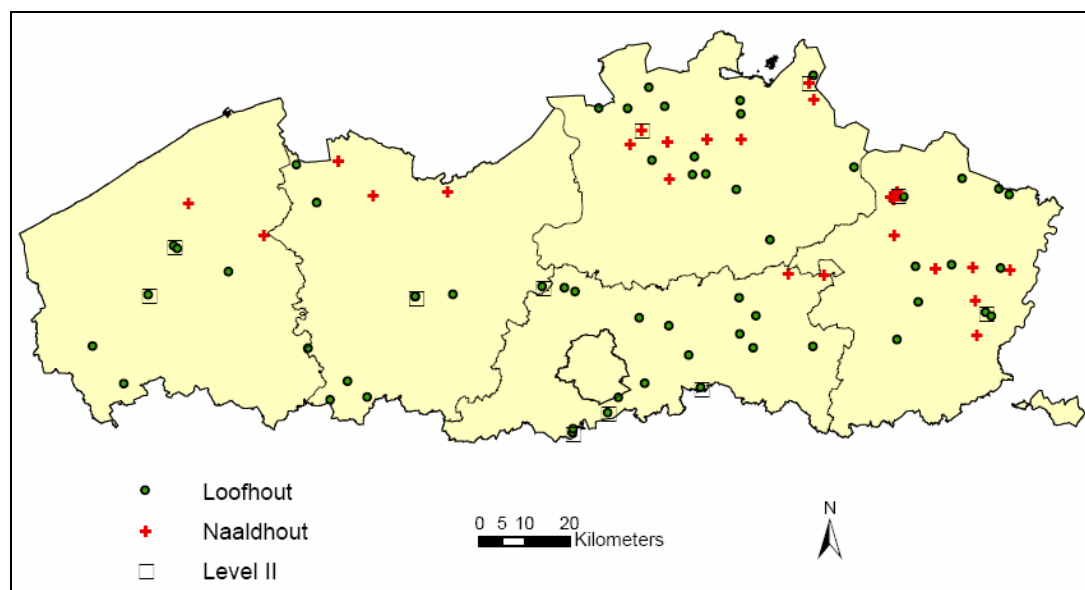
2.5.2 Beschrijving invoergegevens

Het VSD-model vereist (i) invoerdata voor de statische massabalans voor verzuring en (ii) gegevens om de veranderingen in bodemscheikundige eigenschappen te simuleren onder veranderende deposities. Naast diverse bodemparameters voor het beschrijven van eindige bufferprocessen is dus ook informatie nodig over het historische verloop van de atmosferische deposities. Al deze invoergegevens zijn in principe locatiespecifiek.

Om de onzekerheid op de invoergegevens te beperken, voeren we de simulatie enkel uit voor receptoren waarvoor voldoende data beschikbaar zijn, namelijk de 84 Vlaamse Level I en Level II proefvlakken (Figuur 31) voor de intensieve monitoring van boscossystemen in het kader van de bosvitaliteit (Roskams et al., 1997; Sioen & Roskams, 2005). Deze 84 punten maken deel uit van de 1438 bosreceptoren waarvoor kritische lasten voor verzuring werden berekend (cf. 2.4.3.2.7). De kritische lasten voor deze subset zijn volgens eerder onderzoek representatief voor de resultaten van alle bosreceptoren in Vlaanderen (Staelens et al., 2006).

De meerderheid van de 84 receptoren (66 %) ligt in loofbos. Volgens de boskartering bestaat 57 % van de Vlaamse bosoppervlakte uit loofhout, zodat naaldbossen in deze dynamische modellering ondervertegenwoordigd zijn. Meer dan de helft (60 %) van de proefvlakken heeft een zandige bodemtextuur (Z of S) volgens de bodemkaart (OCGIS-Vlaanderen uitgave 2001). Bijna alle naaldboutproefvlakken bevinden zich op bodems met een Z-textuur.

Figuur 31: Kaart van Vlaanderen met de Level I ($n = 72$) en Level II ($n = 12$) proefvlakken gebruikt voor de dynamische modellering van bodemverzuring, opgesplitst naar bostype (loof- en naaldbos).



2.5.2.1 Invoerdata statische massabalans

Een deel van de invoergegevens voor de dynamische modellering van bodemverzuring (Tabel 21) is identiek aan de gegevens die gebruikt worden voor de berekening van kritische lasten voor verzuring:

Tabel 21: Overzicht van modelinstellingen en invoergegevens in het VSD-model. Voor de gegevens die varieerden per proefvlak zijn de mediaan en het 5-95 % bereik gegeven.

Omschrijving	Waarde	Eenheid
Modelinstelling		
Simulatieperiode	1880 - 2100	-
Protocoljaar (start reductie naar streeflast)	2030 ^a	-
Implementatiejaar (vanaf dan constante streeflast)	2040 ^a	-
Doeljaar (chemisch criterium bereikt)	2050 ^a	-
Chemisch criterium (concentratie bodemoplossing)	Al:Bc	-
Kritische waarde voor chemisch criterium	1	-
Kationenuitwisselingsmodel	Gapon	-
Zeezoutcorrectie	Geen	-
Vaste invoergegevens		
Bodemdikte	0,50	m
Logaritme van evenwichtsconstante Al-H-verband	mineraal 8,5 veen 7,5	(mol/l) ^{1-a} (mol/l) ^{1-a}
Exponent Al – H verband	3	-
Factor partiële CO ₂ -druk in de bodem	15	-
Concentratie dissocieerbare organische anionen	0,09	Eq/m ³
Dissociatieconstante organische anionen	f(pH)	-
Parameterwaarden pH-afhankelijke dissociatie	0,96; 0,9; -0,039	-
Maximale C:N-verhouding	40	-
Minimale C:N-verhouding	12	-
Bodemvochtgehalte	0,12	m ³ /m ³
Variabele invoergegevens		
Bulkdichtheid	1,3 (1,2 - 1,5)	g/cm ³
Aanvaardbare stikstofmobilisatie in bodem	197 (129 - 357)	eq/ha.j
Totale depositie van stikstof	OPS - f(tijd)	eq/ha.j
Totale depositie van zwavel	OPS - f(tijd)	eq/ha.j
Totale depositie van basische kationen (Bc)	840 (828 - 913)	eq/ha.j
Totale depositie van natrium	985 (883 - 1347)	eq/ha.j
Totale depositie van chloride	1135 (1004 - 1529)	eq/ha.j
Verwerking van basische kationen	125 (125 - 1375)	eq/ha.j
Netto-groeiopname van basische kationen	438 (175 - 845)	eq/ha.j
Netto-groeiopname van stikstof	520 (181 - 782)	eq/ha.j
Drainageflux onder de wortelzone	268 (167 - 348)	Mm/j
Denitrificatiefraction	0,5 (0,1 - 0,8)	-
Koolstofvoorraad bovenste bodemlaag	6887 (4504 - 14782)	g/m ²
C:N-verhouding bovenste bodemlaag (+ FH-laag)	22 (15 - 34)	-
Jaar meting koolstofvoorraad en C:N-verhouding	2004	-
Kationenuitwisselingscapaciteit (bij pH 6.5)	62 (30 - 265)	Meq/kg
Basenverzadiging (bij pH 6.5)	8 (3 - 86)	%
Jaar meting basenverzadiging	2004	-
Logaritme van uitwisselingsconstante Al - Bc	-1,2 (-4,3 - 0,1) ^b	(mol/l) ^{1/6}
Logaritme van uitwisselingsconstante H - Bc	3,0 (1,4 - 3,6) ^b	(mol/l) ^{-1/2}

^a Enkel van toepassing voor de berekening van streeflasten

^b Uitwisselingsconstanten gekalibreerd door het VSD-model met EMEP-data tot 2010.

- bodemparameters: diepte van de wortelzone, minerale verwerking van basische kationen, denitrificatiefactor, aanvaardbare stikstofimmobilisatie;
- atmosferische depositie van basische kationen, Na^+ en Cl^- ;
- netto-plantopname van stikstof en basische kationen;
- drainageflux van water onder de wortelzone;
- concentratie van organische zuren in de bodemoplossing en partiële CO_2 -druk;
- parameters voor de relatie tussen de bodemwaterconcentratie van Al^{3+} en H^+ .

Al deze invoergegevens zijn op hun beurt afhankelijk van achterliggende processen, en werden zoveel mogelijk afgeleid uit locatiespecifieke metingen of uit een combinatie van metingen, modellen en/of schattingen (bv. op basis van de bodemtextuur). Een uitgebreide bespreking van de invoergegevens is te vinden in Staelens et al. (2006).

Een belangrijk verschil tussen de berekening van kritische lasten voor verzuring en een dynamische modellering is dat voor alle invoergegevens tijdreeksen noodzakelijk zijn. Om de toekomstige evolutie van bodemverzuring te modelleren, dient de simulatie immers te starten van een evenwichtssituatie tussen de atmosferische aanvoer van potentieel verzurende componenten en de bodemtoestand. Het VSD-model simuleert daarom standaard vanaf het aanvangsjaar 1880.

Voor elk jaar in de simulatieperiode 1880-2100 zijn dus gegevens nodig. Bij gebrek aan correcte historische data worden alle variabelen vermeld in de bovenstaande opsomming als constant beschouwd doorheen de tijd. Dat geldt ook voor bv. de jaargemiddelde temperatuur en neerslag. Hoewel deze variabelen niet expliciet vermeld zijn in bovenstaande opsomming, spelen ze indirect een rol bij het afleiden van onder meer de drainageflux (neerslag) en de minerale verwerking (temperatuur).

2.5.2.2 Invoerdata specifiek voor dynamische modellering

2.5.2.2.1 Bodemgegevens

Voor een dynamische modellering van verzuring zijn de volgende bodemgegevens nodig. Het gaat hierbij opnieuw om tijdreeksen (1880-heden) (Tabel 21):

- bodemvochtgehalte
- bulkdichtheid van de bodem, kationenuitwisselingscapaciteit en basenverzadiging
- C-hoeveelheid en C:N-verhouding van de bovenste bodemlaag
- constanten voor de uitwisseling tussen Al^{3+} en basische kationen en tussen Al^{3+} en H^+

Uit eerder onderzoek bleek dat het VSD-model niet gevoelig is voor veranderingen in het gemiddelde jaarlijkse bodemvochtgehalte (Staelens et al., 2006). We gebruiken opnieuw een vaste waarde van 0,12 voor alle proefvlakken, i.e. de mediaanwaarde van het jaargemiddelde vochtgehalte dat werd afgeleid uit gemeten kleigehaltes.

Kalibratie van uitwisselingsconstanten

De kationenuitwisselingscapaciteit (*cation exchange capacity*, CEC) van een bodemlaag is gelijk aan de totale hoeveelheid uitwisselbare kationen. Zoals hoger vermeld, wordt het proces van kationenuitwisseling in VSD vereenvoudigd tot de uitwisseling tussen aluminium, protonen en de som van basische kationen. De verhouding van uitwisselbare basische kationen tot de totale CEC wordt de basenverzadiging genoemd, en is een belangrijke parameter voor de bodemstatus bij het simuleren van verzuring.

In deze studie worden de gemeten waarden voor de CEC en basenverzadiging gebruikt die in 2004 bepaald werden voor elk van de 84 proefvlakken. Na normalisatie voor een gebufferde bodem-pH (cf. Staelens et al., 2006) worden deze data in het VSD-model gebruikt om de

uitwisselingsconstanten van het Gapon-model te kalibreren. Deze kalibratie veronderstelt dat de basenverzadiging aan het begin van de simulatieperiode (1880) in evenwicht is met de depositie op dat tijdstip. Ook voor de bulkdichtheid van de bodem gebruikten we locatie-specifieke metingen. De bulkdichtheid, CEC en basenverzadiging bepalen samen hoeveel basische kationen in de bodem aanwezig zijn.

Kalibratie van initiële C:N-verhouding en C-voorraad

De gemeten C-voorraad en C:N-verhouding in de bovenste bodemlaag van elk proefvlak (data van 2004) worden in het VSD-model aangewend om de waarde van deze twee parameters te schatten aan het begin van de simulatieperiode (1880). Dit gebeurt op basis van het hoger beschreven deelmodel voor bijkomende N-immobilisatie (Figuur 30). Voor 42 % van de receptoren (zoals aangegeven in Bijlage 3) leidde deze kalibratieprocedure tot onrealistische schattingen van de C:N-verhouding ($C:N > 50$) in de bovenste bodemlaag voor het startjaar 1880. Voor deze punten werd geen tijdsafhankelijke N-immobilisatie in rekening gebracht, maar enkel de vaste N-immobilisatie, net zoals het geval is bij de berekening van de langetermijn kritische lasten voor verzuring.

2.5.2.2.2 Depositie van stikstof en zwavel

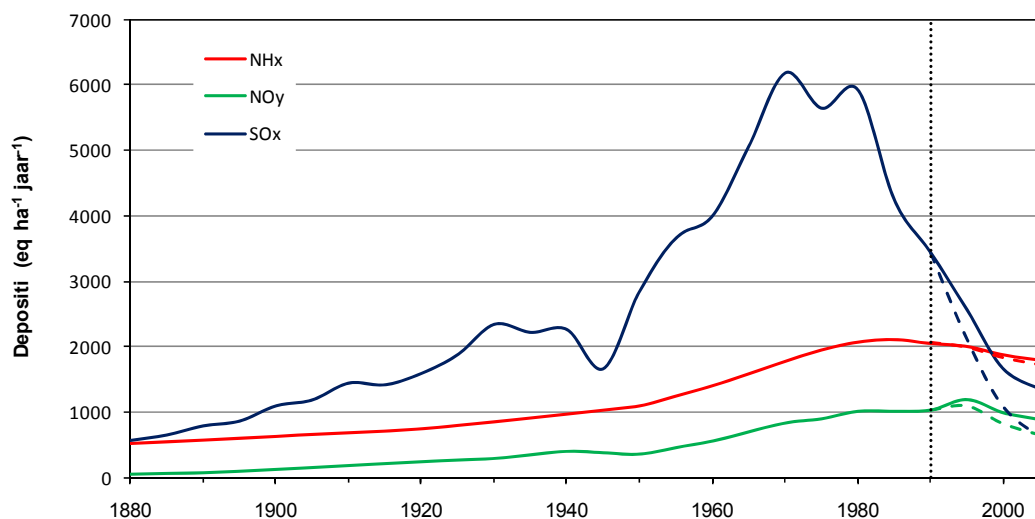
De evolutie van de bodemverzuring voor een bepaald bodemtype en ecosysteem wordt in belangrijke mate gestuurd door de evolutie van de potentieel verzurende depositie van N en S. In deze studie vergelijken we het effect van twee depositiescenario's die opgesteld zijn voor de periode 2010-2030. Omdat de simulatie dient te starten vanuit een evenwichtssituatie (verondersteld in het jaar 1880 in VSD) zijn ook historische depositiereeksen noodzakelijk.

De meest recente *Access*-versie van VSD (november 2007) die door het *Coordination Center for Effects* (CCE, Jaap Slootweg) ter beschikking werd gesteld, bevat depositiewaarden van het *European Monitoring and Evaluation Programme* (EMEP). Het EMEP-model berekent atmosferische deposities op Europese schaal met een ruimtelijke resolutie van 50 x 50 km. De in mei 2009 aangeleverde data zijn gelijkaardig aan de EMEP-data die beschikbaar waren voor het berekenen van streeflasten in Staelens et al. (2006), met dat verschil dat de N-depositie nu opgesplitst is in een gereduceerde (NH_x) en een geoxideerde component (NO_y). De EMEP-deposities zijn beschikbaar voor de periode 1880-2010, met intervallen van vijf jaar (1880, 1885, ..., 2010). De deposities worden gegeven voor 'bos' en 'overige vegetatie', waarbij deze voor bos steeds hoger liggen. De verhouding tussen beide depositiewaarden hangt af van de beschouwde component en het jaartal. We gebruiken steeds de EMEP-depositie voor bos.

De ruimtelijke resolutie van het EMEP-model is veel lager dan die van het OPS-model. De verzurende en vermestende depositie volgens EMEP wordt daarom vooral als richtinggevend beschouwd. Dit geldt in het bijzonder voor de depositie van NH_x , die lokaal sterk kan variëren binnen een landschap. Voor de historische deposities (1880-1990) beschikken we echter enkel over deze EMEP-deposities. Om deze historische tijdreeksen te laten aansluiten op de OPS-deposities vanaf het jaar 2006, herschaalden we een deel van de beschikbare EMEP-deposities, namelijk tussen 1990 en 2006. De herschaling gebeurde afzonderlijk voor SO_x , NO_y en NH_x (Figuur 32) en dit voor voor elk van de 84 receptoren. We bepaalden de verhouding tussen de OPS- en EMEP-deposities in het jaar 2006 (voor bv. de NO_y -depositie voor receptor 11 was de verhouding gelijk aan 0,73) en interpoleerden de depositieverhouding voor de periode tussen 1990 (met verhouding 1,00) en 2006, wat in dit voorbeeld resulteerde in een verhouding van 0,91 (1995), 0,83 (2000) en 0,73 (2006). De depositie tussen 1990 en 2006 werd dan bekomen als het product van de EMEP-depositie en de geïnterpoleerde verhouding voor het beschouwde jaar, en dit per verzurende pollutant en receptor.

Op die manier waren de in deze studie gebruikte N- en S- deposities van 1880 tot en met 1990 gelijk aan de EMEP-waarden voor bos, en daalden de deposities tussen 1990 en 2006 tot op het niveau van de OPS-waarden in 2006, maar rekening houdend met het verloop volgens EMEP (Figuur 32). Tussen 2006 en 2030 werden de OPS-depositiewaarden volgens het REF- en EUR-scenario gebruikt.

Figuur 32: Tijdreeksen voor NH_x^- , NO_y en SO_x -deposities voor een voorbeeldproefvlak (nr. 11). De volle lijnen tonen de aangeleverde EMEP-deposities voor bos voor dit proefvlak van 1880 tot 2006. De streeplijnen illustreren de herschalingsprocedure waardoor de gebruikte depositiewaarden tussen 1990 en 2006 afnemen (rekening houdend met het EMEP-verloop) tot de OPS-waarden in 2006.



2.5.3 Streeflasten

Analoog aan de kritische lasten voor verzuring, kan een dynamische modellering van bodemverzuring gebruikt worden om zogenaamde *streeflasten* voor verzuring te berekenen. Een streeflast wordt gedefinieerd als 'het maximum toelaatbare depositieniveau waarbij een vooropgestelde bodemchemische status gerespecteerd wordt in het ecosysteem vanaf een bepaald doeljaar' (UBA, 2004). Bij het berekenen van streeflasten wordt dus nagegaan welk depositieverloop toelaat om binnen een bepaalde tijdsperiode de gewenste bodemchemische toestand te bereiken.

Net zoals bij het berekenen van kritische lasten voor verzuring dient men bij streeflasten (i) een bodemchemisch criterium voor verzuring en (ii) een kritische waarde voor dit criterium vast te leggen. Deze keuze heeft meestal een grote invloed op de uiteindelijke resultaten (Reinds et al. 2008a). In het geval van kritische lasten en streeflasten voor verzuring van bos is het te beschermen ecosysteem-element de boomvitaliteit. Het meest gebruikte criterium is de verhouding tussen de concentratie van aluminium (Al) en basische kationen (Bc) in het bodemuitspoelingswater. Dit criterium is gebaseerd op de vaststelling dat bij een consistent hoge Al:Bc-verhouding Al-toxiciteit voor de wortels kan optreden, met een afname in boomgroei en -vitaliteit als gevolg. In navolging van de Europese methodiek (UBA, 2004) en Staelens et al. (2006) kiezen we voor een maximale molaire Al:Bc ($\text{Bc} = \text{K} + \text{Ca} + \text{Mg}$) verhouding gelijk aan één. Bij een Al:Bc-verhouding hoger dan één beschouwen we de bodem dus als verzuurd, en bij een waarde lager dan één als niet-verzuurd. Het is echter belangrijk op te merken dat ook bij een verhouding $\text{Al:Bc} < 1$ nog uitspoeling plaatsvindt van kationen, wat een verlies aan essentiële elementen betekent voor het ecosysteem, en van nitraat, dat vervolgens het grondwater kan verontreinigen.

3 Inhoud van de scenario's: emissies

3.1 Vlaamse emissies

De emissieprognoses voor het Vlaamse REF-scenario en het Vlaamse EUR-scenario zijn afkomstig van de verschillende sectorstudies die in het kader van het MIRA 2009 project uitgevoerd werden. De concrete inhoud van de scenario's en de invloed ervan op de Vlaamse emissies op sectorniveau zijn gedetailleerd beschreven in de wetenschappelijke rapporten van deze sectorstudies. In wat volgt wordt een overzicht gegeven van de gesommeerde Vlaamse emissies, opgedeeld naar pollutent.

Bij onderstaand overzicht moet vermeld worden dat de maatregelen ter reductie van de emissies van luchtpolluenten in de sectoren Industrie en Energie, die reeds vastgesteld zijn of gepland zijn in het kader van de NEC richtlijn, niet volledig doorgerekend werden. Bij de berekeningen voor de MIRA 2009 studie 'Energie- en Klimaatscenario's voor de sectoren Energie en Industrie' werd namelijk gebruik gemaakt van het milieukostenmodel (MKM) Klimaat, gezien de integratie van het MKM Lucht en het MKM Klimaat pas na het uitvoeren van de modelberekeningen gepland was. De effecten op procesgerelateerde emissies van de sectoren Industrie en Energie werden gedeeltelijk en waar mogelijk bijgeschat. Meer details hierover staan beschreven in het Wetenschappelijk rapport van de MIRA 2009 studie 'Energie- en Klimaatscenario's voor de sectoren Energie en Industrie'.

In een bijkomende modelleringsoefening, waarbij wel met deze reductiemaatregelen werd rekening gehouden, bleek echter dat de impact ervan op de gemiddelde verzurende depositie klein is (verschil kleiner dan 5-10 %). Dit verschil heeft dus geen impact op de verdere conclusies betreffende de luchtkwaliteit.

De totale Vlaamse emissies worden in wat volgt getoetst aan *indicatieve* doelstellingen voor het jaar 2020, gebaseerd op de IIASA-emissiescenario's beschreven in het NEC Scenario Analysis report n° 6 (Amann et al., 2008), gezien de onderhandelingen rond de herziening van de EU-richtlijn NEC nog niet zijn afgerond. Deze scenario's houden rekening met de TSAP (Thematic Strategy on Air Pollution)-doelstellingen en het voorstel voor het Climate en Energy Package, maar zijn nog niet definitief. Op basis van deze scenario's werden emissiereductiepercentages berekend voor België per pollutent. Deze nationale emissiereductiepercentages werden zonder omzetting overgenomen voor Vlaanderen, gezien in deze fase geen gegevens beschikbaar zijn over de verdeling over de gewesten. Voor meer details hierover verwijzen we naar de IIASA-website (www.gains.iiasa.ac.at).

3.1.1 REF-scenario

Het REF-scenario omvat een toekomstbeeld dat aangeeft hoever het huidige (milieu)beleid doorwerkt. De toetsing aan de doelstellingen op korte en lange termijn geeft de behoefte aan bijkomend (milieu)beleid.

Met het huidige beleid wordt onder meer bedoeld de van kracht zijnde wetgeving en regelgeving (ook bv. lopende convenanten) tot 1 april 2008. Doelstellingen vastgelegd in wetgeving worden niet als input in modellen opgenomen, enkel bestaande maatregelen die genomen zijn met het oog op het doelbereik. Enkele voorbeelden hiervan zijn:

Het aandeel biobrandstoffen voor transport moet 5,75 % bedragen tegen 2010. Dit is een doelstelling en wordt dus niet ingevoerd in het model, wel worden huidige maatregelen ingevoerd in het model met het oog op het bereiken van dit doel;

De evolutie in de CO₂-emissie van nieuwe wagens wordt beïnvloed door de conventant tussen de auto-industrie en de Europese Commissie. In het REF-scenario wordt het resultaat van de conventant aangehouden en worden geen nieuwe, ambitieuzere convenanten verondersteld.

3.1.2 EUR-scenario

Het EUR-scenario gaat uit van de autonome evolutie van de externe omgeving en een pakket maatregelen en instrumenten nodig om Europese middellangetermijndoelen te halen, zoals bijvoorbeeld:

- 20-20-20 doelstellingen rond energie & klimaat van de Europese Commissie;
- Kaderrichtlijn water;
- de luchtemissieplafonds voor het jaar 2020, uitgaande van de meer ambitieuze scenario's in het voorbereidend studiewerk voor de nieuwe EU "NEC" richtlijn. Deze richtlijn zal voor 2020 nationale emissieplafonds voor de EU-lidstaten vastleggen.

Indien nodig worden ook doorgedreven maatregelen opgenomen die de huidige draagkracht van een sector overschrijden. Het bereiken van de doelstellingen staat voorop. Bijkomend wordt een evaluatie gegeven van de haalbaarheid van dit scenario. Over de vertaling van bepaalde thematische doelstellingen naar de sectoren wordt een aanneme gemaakt, zelfs indien daarover nog geen beleidskeuzes zijn gemaakt.

3.1.3 Overzicht

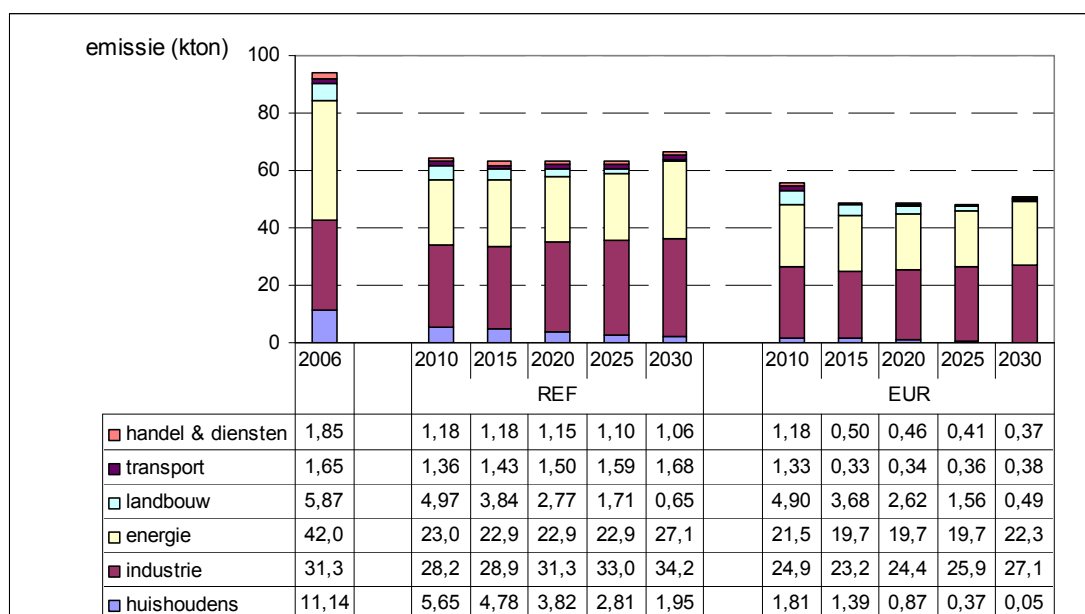
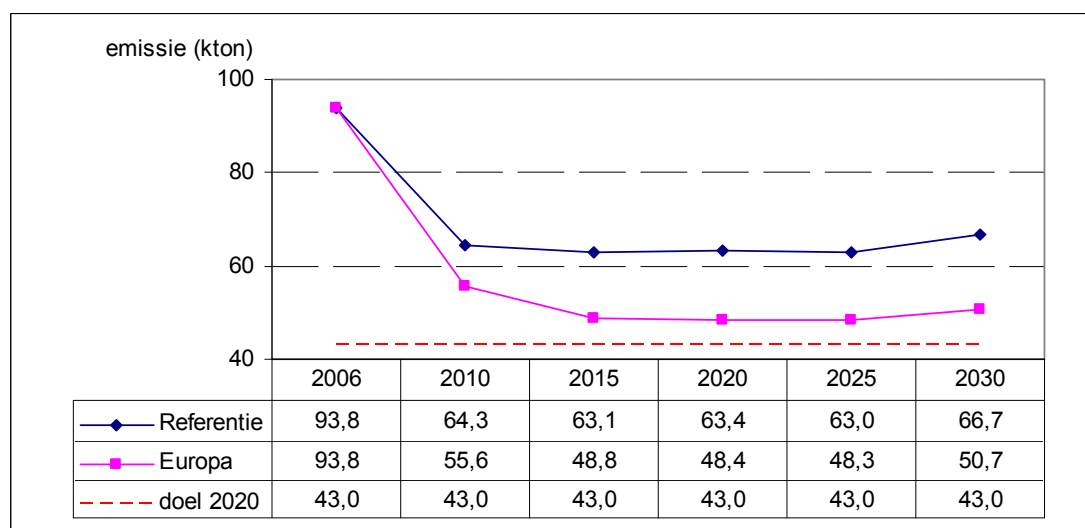
3.1.3.1 Bespreking per pollutant

SO₂

Figuur 33 toont het verloop van de SO₂-emissies in Vlaanderen voor het REF- en het EUR-scenario. De grafiek maakt duidelijk dat er tussen de emissies voor de jaren 2006 en 2010 een significante reductie voorspeld wordt en dit voor beide scenario's. Deze reductie zal voornamelijk in de sectoren energie en huishoudens gerealiseerd worden met telkens een daling van rond 50 % van de emissies. De daling in de energiesector kan verklaard worden door de milieubeleidsovereenkomsten (MBO) in de elektriciteitssector (de huidige MBO is opgenomen in het REF-scenario, de op stapel staande verscherping van de MBO in het EUR-scenario), de inzet van CCS ('*carbon capture & storage*'), de daling van het zwavelgehalte in brandstof en de aard van de gebruikte brandstoffen. De daling bij de huishoudens wordt veroorzaakt door de daling van het zwavelgehalte van lichte stookolie of diesel. In het referentiescenario wordt een daling naar 0,1 % of 1000 ppm vanaf 1/1/2008 tot 2030 aangenomen; of dus een halvering van de emissiefactor tot 47,5 kg SO₂/TJ diesel of lichte stookolie. In het Europa-scenario wordt zelfs een daling naar 0,001 % of 10 ppm vanaf 1/1/2008 tot 2030 in rekening gebracht en dus een emissiefactor van 0,475 kg SO₂/TJ diesel of lichte stookolie.

In het REF-scenario is in de periode 2010 tot 2030 enkel bij de huishoudens en de landbouw een verdere emissiereductie mogelijk door de omschakeling van stookolie naar aardgas, met zo goed als verwaarloosbare SO₂-emissie. In de landbouwsector is de daling het gevolg van de verlaging van het zwavelgehalte in diesel voor de landbouwvoertuigen en in de stookolie voor de verwarming van gebouwen (glastuinbouw en stallen). De emissies in de andere sectoren blijven ofwel constant of stijgen licht. Ook in het EUR-scenario zijn het de sectoren huishoudens en landbouw die bijdragen tot een verdergaande emissiereductie tot 2030. De stijging van de totale SO₂-emissie tussen 2025 en 2030 zal voornamelijk te wijten zijn aan een toename van het gebruik van steenkool in de elektriciteitsproductie.

Figuur 34 toont de trend van de totale SO₂-emissies voor Vlaanderen. Ook hier wordt de sterke daling tussen 2006 en 2010 duidelijk. In de jaren na 2010 valt er voor het REF-scenario geen bijkomende emissiereductie te verwachten. In het geval van het EUR-scenario is er nog een kleine daling van de emissies tot 2025 te voorzien. Daarna stijgen de emissies terug. Noch in het REF-scenario noch in het EUR-scenario wordt met de beschouwde maatregelen de indicatieve 2020 doelstelling gehaald.

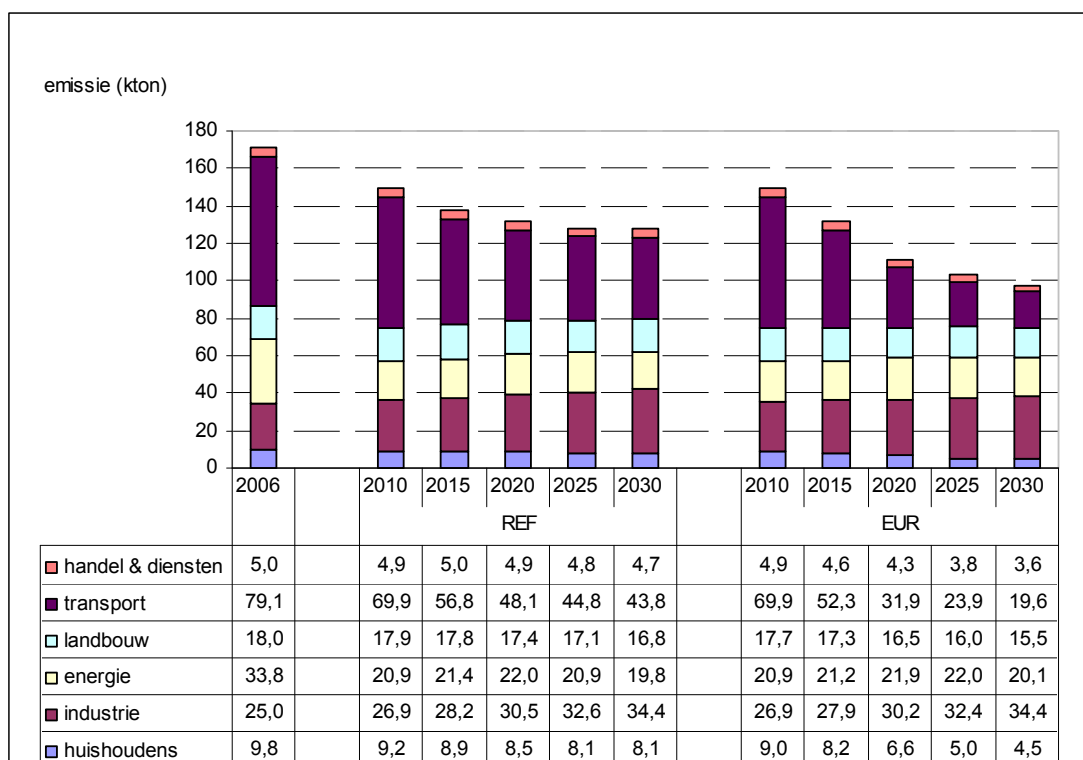
Figuur 33: Emissie van SO₂ in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)Figuur 34: Emissieverloop van SO₂ in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)

NO_x

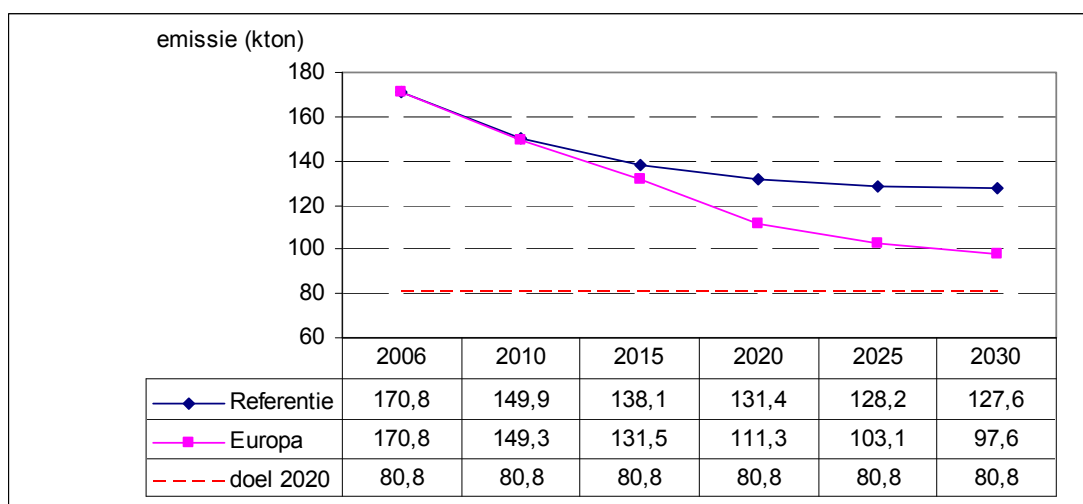
Figuur 35 toont het verloop van de NO_x-emissies in Vlaanderen per sector voor beide scenario's. Voor de NO_x-emissies wordt voor beide scenario's een geleidelijke daling van de emissies verwacht. De grootste bijdrage zal worden geleverd door de sector transport, waarin de NO_x-emissies tussen 2006 en 2030 zullen dalen met meer dan 40 % in het REF-scenario en met ongeveer 75 % in het EUR-scenario. Deze daling is o.m. een gevolg van enerzijds de introductie van voornamelijk de euro 6 norm voor personenwagens en lichte bestelwagens in het REF-scenario en anderzijds de introductie van de euro VI norm voor zware voertuigen in het EUR-scenario. Daarnaast spelen ook andere technologische evoluties en de verwachte wijziging van de samenstelling van het wagenpark een rol (bv. een stijgend aandeel hybridewagens). De emissies van de sector industrie daarentegen stijgen in de beschouwde periode met ongeveer 35 % in beide scenario's. De NO_x-emissies van de andere sectoren

blijven nagenoeg constant. Omwille van de grote bijdrage van het verkeer aan de totale NO_x-emissies in Vlaanderen dalen de totale NO_x-emissies wel significant in de beschouwde periode (Figuur 36). Noch in het REF-scenario noch in het EUR-scenario wordt met de beschouwde maatregelen de indicatieve 2020 doelstelling gehaald.

Figuur 35: Emissie van NO_x in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)



Figuur 36: Emissieverloop van NO_x in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)

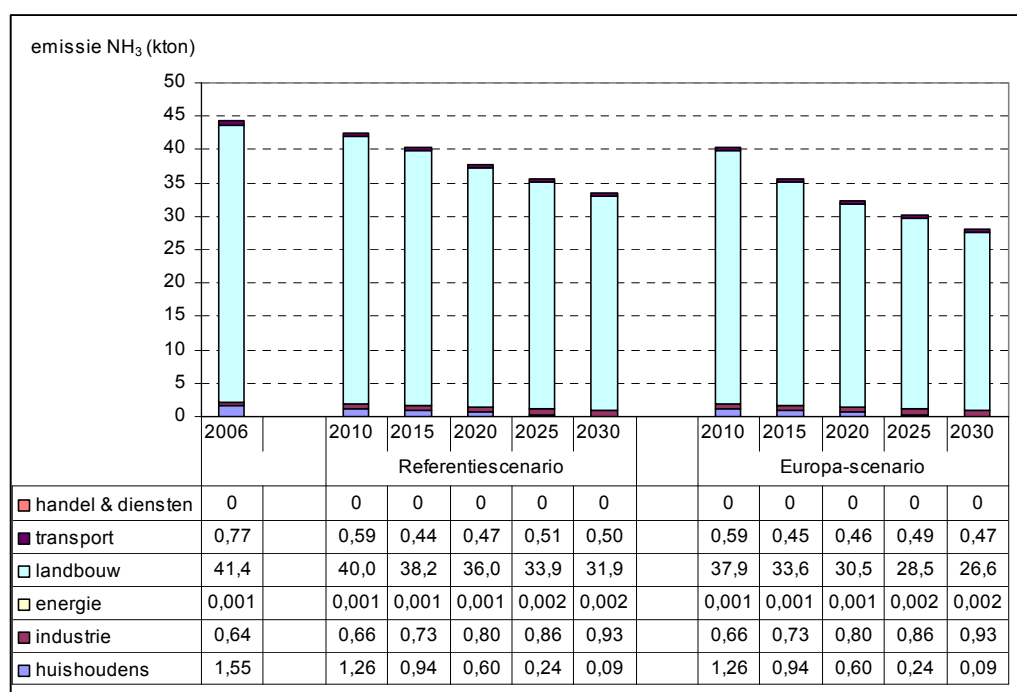


NH_3

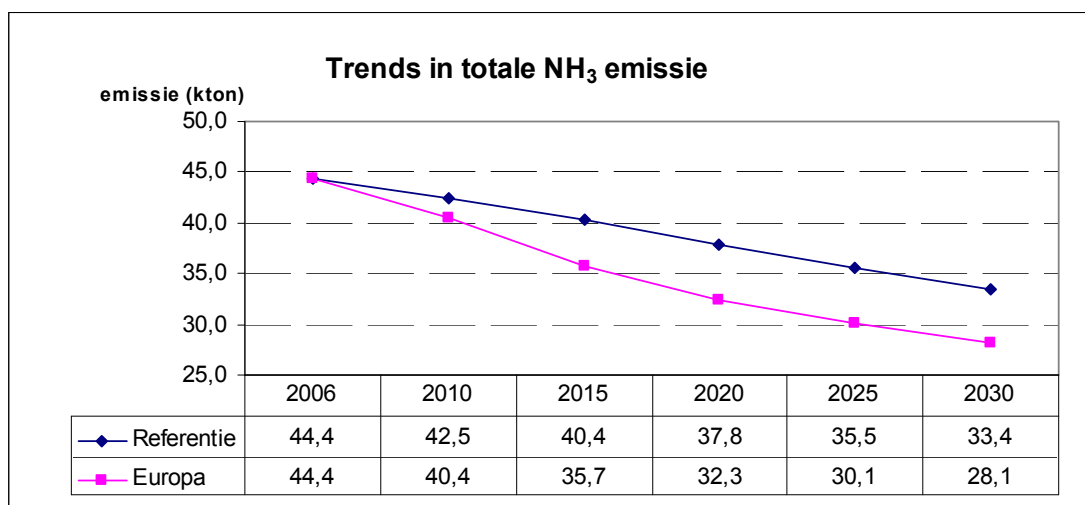
De landbouwsector draagt voor meer dan 90 % bij tot de totale NH_3 -uitstoot in Vlaanderen. Tussen 2006 en 2030 wordt voor de landbouw een emissiereductie van ruim 20 % (in het REF-scenario) of 35 % (in het EUR-scenario) verwacht (Figuur 37). De voornaamste oorzaak in het EUR-scenario is de halvering van de stalemissies tegen 2030 door de dalende rundveestapel en het volledig emissiearm maken van stallen voor varkens en pluimvee.

Ook de sector huishoudens - de tweede belangrijkste sector voor de emissie van NH_3 in Vlaanderen - kan zijn emissie significant terugschroeven. De emissie bij huishoudens is immers zo goed als volledig afkomstig van de afvalwaterbehandeling (septische putten). In de veronderstelling dat tegen 2027 98 % van de inwoners in Vlaanderen zal aangesloten zijn op een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) - en er dus amper septische putten meer zullen zijn, wordt er een daling van deze emissies verwacht met 94 %. De indicatieve emissiedoelstelling voor 2020 wordt al in 2006 gehaald (Figuur 38).

Figuur 37: Emissie van NH_3 in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)



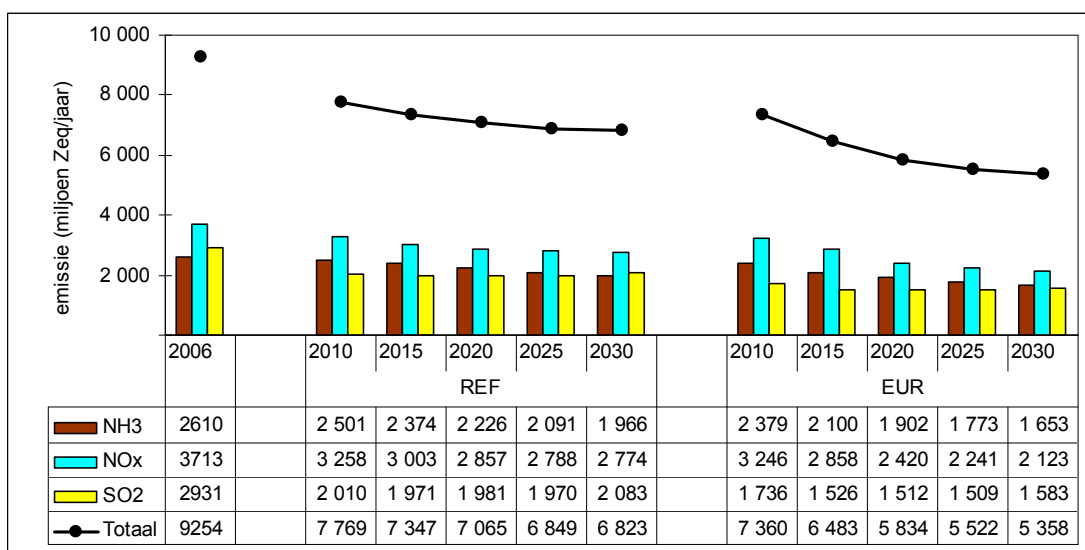
Figuur 38: Emissieverloop van NH₃ in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)



3.1.3.2 Geaggregeerd voor verzuring (NH₃ + SO_x + NO_x)

Figuur 39 toont de geaggregeerde verzurende emissies van de drie relevante pollutanten omgerekend in zuurequivalenten per jaar. NO_x draagt momenteel het meest bij tot de verzurende emissies en dit zal ook in de toekomst niet veranderen, ondanks de verwachte significante daling van de NO_x-emissie. SO₂ was in 2006 nog de tweede belangrijkste pollutant maar zal omwille van de duidelijke emissiereductie in de periode 2006 - 2010 vanaf 2010 beduidend minder bijdragen aan de verzurende emissies. NH₃ wordt verwacht om vanaf 2010 sterker tot de verzurende emissies bij te dragen dan SO₂. Vooral in het EUR-scenario wordt een significante daling van de totale verzurende emissie met ruim 40 % verwacht.

Figuur 39: Geaggregeerde verzurende emissies in miljoen Zeq/jaar.



3.2 Internationale emissies

3.2.1 Algemene beschrijving

Om de impact van emissiereductiemaatregelen op de luchtkwaliteit door te rekenen worden de BelEUROS- en OPS-luchtkwaliteitsmodellen gebruikt. Zowel het BelEUROS-model als het OPS-model gebruiken als input emissiegegevens voor heel Europa. Dit maakt het noodzakelijk om de Vlaamse emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009 aan te vullen met emissieprognoses voor het Brusselse Hoofdstedelijke en het Waalse Gewest en andere Europese landen.

Europese emissiegegevens werden verkregen bij IIASA ('International Institute for Applied Systems Analysis') in Laxenburg, Oostenrijk. IIASA heeft een serie van 'NEC-rapporten' gepubliceerd (Amann *et al.*, 2008), waarbij het meest recente het NEC-rapport #6 is. De hierin voorgestelde emissiescenario's zijn gebaseerd op de laatste stand van zaken van IIASA om via het GAINS-model Europese emissies te berekenen. Het GAINS ('Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies') model houdt rekening met de wisselwerking tussen het klimaat- en het luchtkwaliteitsbeleid in Europa. Er zijn emissieprognoses voor de 'current legislation' situatie en de 'current policy' situatie beschikbaar. Bovendien heeft IIASA, op specifieke aanvraag, naast het reeds bestaande 'NEC2007 baseline current policy' scenario ook emissiegegevens aangeleverd op basis van door ons gewenste parameters (zie verder). Deze emissies staan gerapporteerd onder het scenario 'NEC2007 baseline current legislation'. Daarnaast is er ook een Europees emissiescenario beschikbaar voor het jaar 2020, waarin de doelstellingen van de Thematische Strategie Luchtkwaliteit van de Europese Commissie worden doorgerekend.

3.2.2 REF-scenario tot 2020

Bij IIASA waren oorspronkelijk drie emissiescenario's beschikbaar met emissiecijfers voor de jaren 2000, 2005, 2010, 2015 en 2020 die gebruikt zouden kunnen worden voor het REF-scenario van MIRA 2009. Alle drie emissiescenario's gaan echter uit van licht verschillende aannames ten opzichte van de aannames gemaakt voor het Vlaamse REF-scenario. Hieronder worden de verschillende opties voor Europese emissiescenario's beknopt toegelicht. Voor meer details hierover verwijzen we naar de IIASA-website (www.gains.iiasa.ac.at).

NEC #6 C&E package, current legislation

Dit is het scenario voor het klimaat en energie pakket waarbij de emissiereductiemaatregelen die worden voorzien gebaseerd zijn op de bestaande reeds goedgekeurde EU wetgeving ("current legislation"). In tegenstelling tot het huidige beleid ("current policy") scenario, zie onder, wordt geen rekening gehouden met de emissiereducties die zullen worden bekomen bij de implementatie van de EURO VI emissiestandaard voor vrachtwagens en de herziening van de IPPC richtlijn.

NEC #6 C&E package, current policy

Het huidige beleid scenario ("current policy") voorziet in emissiereducties zoals in het "current legislation" scenario, maar gaat uit van emissieplafonds zoals ze worden opgelegd in de NEC ("Nationale Emissie Plafonds") richtlijn. Daarnaast voorziet dit scenario dat de EURO VI emissiestandaard voor vrachtwagens wordt ingevoerd en dat de IPPC richtlijn zal herzien worden.

NEC2007 baseline, current policy

Dit is een realistischer scenario t.o.v. het current legislation scenario waarbij de volgende aannames gelden:

- De objectieven van het klimaat en energie pakket van de Europese Commissie worden niet gehaald. Dit scenario gaat uit van de "baseline" projecties van het

PRIMES energiemodel (november 2007). Dit is een BAU scenario zonder verdere bijkomende klimaatmaatregelen.

- Landbouwprojecties gaan uit van nationale scenario's die aan IIASA werden bezorgd.
- Er wordt voldaan aan de NEC-plafonds 2010 tegen 2020.

a. Algemene beschrijving

Tabel 22 toont een vergelijking van de maatregelen in het Vlaamse REF-scenario, het Vlaamse EUR-scenario en de verschillende IIASA-scenario's. Het wordt duidelijk dat zowel het C&E package current legislation, het C&E package current policy en het NEC2007 baseline current policy scenario niet overeenkomen met de maatregelen van het Vlaamse REF-scenario.

Tabel 22: Overzicht van een aantal maatregelen in de verschillende Vlaamse en IIASA-scenario's

Maatregel	VI. Ref scenario	VI. Eur. Scenario	C&E Pack., curr. leg.	C&E Pack., curr. pol.	NEC 2007b., curr. pol	NEC 2007b., curr. leg	C&E OPTV5
C&E	nee	ja	ja	ja	nee	nee	ja
euro VI zwaar vrachtverkeer voldoet aan TSAP in 2020	nee	ja	nee	ja	ja	nee	ja
IPPC	nee	ja	nee	nee	nee	nee	ja
	nee	ja	nee	ja	ja	nee	ja

De keuze van het meest geschikte scenario is uiteraard van groot belang. Omwille van het feit dat geen enkel scenario de gevraagde specificaties had (geen C&E pakket, geen Euro VI norm voor het zwaar vrachtverkeer, geen update van de IPPC-richtlijn en niet voldoen aan de Thematische Strategie inzake Luchtverontreiniging in 2020) heeft IIASA toegestemd om speciaal voor de berekeningen binnen MIRA 2009 een scenario door te rekenen dat aan deze specificaties voldoet, nl. het NEC2007baseline, current legislation-scenario.

NEC2007 baseline, current legislation

Dit scenario heeft dus de door VITO/VMM aangegeven specificaties, nl. geen C&E pakket, geen Euro VI norm voor het zwaar vrachtverkeer, geen update van de IPPC-richtlijn en de emissies voldoen niet aan de doelstellingen van de Thematische Strategie inzake Luchtverontreiniging in 2020. Dit scenario werd dus gebruikt voor de niet-Vlaamse emissies binnen het REF-scenario.

b. Emissies voor 2006, 2010, 2015 en 2020

Het uiteindelijk gekozen emissiescenario voor het MIRA 2009 REF-scenario ("NEC2007 baseline current legislation") werd in E-map opgenomen. Hierbij moet opgemerkt worden dat dit scenario niet voor alle jaren die in MIRA 2009 doorgerekend worden (2006, 2010, 2015, 2020, 2025 en 2030) emissiegegevens bevat. Inderdaad, het "NEC2007 baseline current legislation" scenario dat door IIASA ter beschikking werd gesteld bevat emissies voor 2010, 2015 en 2020. Dit maakt het noodzakelijk om de emissies voor de overige jaren zelf in te schatten. Vooraleer de emissiegegevens in E-map werden opgenomen, werd de dataset daarom eerst vervolledigd aan de hand van intra- en extrapolaties van de beschikbare gegevens.

Voor het aanmaken van emissies van 2006 voor het Brussels hoofdstedelijke gewest, het Waalse gewest en het buitenland waren er verschillende opties. Een eerste mogelijkheid was

het gebruik van de emissiegegevens van een vergelijkbaar GAINS scenario (“NEC2007 baseline current policy”). Een andere optie bestond erin de data te gebruiken die in de EMEP emissie inventaris gerapporteerd worden. Beide keuzes hebben voor- en nadelen: de emissies van het vergelijkbare GAINS scenario, “NEC 2007 baseline current policy”, sluiten nauwer aan bij de emissies die voor 2010, 2015 en 2020 door IIASA gerapporteerd worden in het “NEC2007 baseline current legislation” scenario dan de EMEP emissiegegevens. Anderzijds rapporteert IIASA niet voor 2006 en moeten gegevens van 2005 als benadering gebruikt worden. Een bijkomende moeilijkheid is dat het aangereikte scenario, “NEC2007 baseline current legislation”, emissiegegevens van een aantal extra landen of gebieden bevat waarvoor vroeger niet gerapporteerd werd. Concreet gaat het om: Albanië, Bosnië en Herzegovina, Belarus, Moldavië, Macedonië, Kaliningrad, Kola/Karelia, St. Petersburg, Rest van Rusland, Oekraïne en Servië en Montenegro. “NEC2007 baseline current policy” bevat geen gegevens voor deze landen, EMEP echter wel. Op basis van deze informatie werd de volgende keuze gemaakt: voor de landen waarvoor gegevens beschikbaar zijn in het “NEC2007 baseline current policy” scenario voor 2005, werden deze emissiegegevens gebruikt als benadering voor de emissies van 2006. Voor de recent toegevoegde landen werden de data uit de EMEP emissie-inventaris gebruikt. Om beide datasets zo goed mogelijk te laten aansluiten werd EMEP 2005 verkozen boven EMEP 2006.

Emissies voor 2025 en 2030 werden bekomen via extrapolatie (zie sectie 3.2.4).

3.2.3 EUR-scenario tot 2020

a. Algemene beschrijving

Voor het EUR-scenario is het emissiescenario volgens de Thematische Strategie (het “NEC #6 C&E Package, OPTV5”) een goede kandidaat. Dit emissiescenario werd opgesteld door de emissies van de lidstaten van de Europese Unie zodanig te verdelen dat op de meest kostenefficiënte manier de doelstellingen van de Thematische Strategie worden gehaald. Hierbij werd tevens met de synergieën tussen het klimaat- en het luchtkwaliteitsbeleid rekening gehouden.

IIASA beschrijft dit scenario in het kort zoals volgt:

NEC #6 C&E package, OPTV5

Dit is een geoptimaliseerd scenario waarbij de volgende aannames gelden:

- De energieprojecties zijn consistent met de objectieven van het klimaat en energie pakket van de Europese Commissie. Dit scenario gaat uit van de “optie 4” van de “impact assessment” van het Klimaat en Energie pakket waarbij verondersteld wordt dat de niet-ETS (Emission Trading Scheme) doelstellingen herverdeeld worden, dat er toegang komt tot CDM's (“Clean Development Mechanism”) waarbij de prijs voor een ton CO₂ wordt gelimiteerd tot 30 euro (voor zowel de ETS als de niet-ETS sectoren) en dat de 20 % hernieuwbare energie doelstelling wordt gehaald op een kostenefficiënte manier.
- Landbouwprojecties gaan uit van nationale scenario's die aan IIASA werden bezorgd.

In dit scenario wordt eveneens verondersteld dat de milieudoelstellingen van de Europese thematische strategie rond luchtverontreiniging worden gehaald.

b. Interpolatie van emissies voor de jaren 2010 en 2015 voor het EUR-scenario

IIASA geeft voor het “NEC #6 C&E Package OPTV5” scenario enkel de emissies voor het jaar 2020. De reden hiervoor is dat IIASA zich niet kan (of wil) uitspreken over de snelheid van de implementatie van maatregelen om de doelstellingen van 2020 te bereiken. Enkel het doel ligt vast, niet de weg die naar dit doel moet leiden. Dit maakt het noodzakelijk om de emissies voor de overige jaren zelf in te schatten. Vooraleer de emissiegegevens van het “NEC #6 C&E Package OPTV5” scenario in E-map werden opgenomen, werd de dataset daarom eerst vervolledigd aan de hand van intra- en extrapolaties van de beschikbare gegevens.

Er waren verschillende mogelijkheden om de emissies voor de jaren 2010 en 2015 te berekenen.

Eén mogelijkheid was om de tijdstrend in de emissies uit een ander emissiescenario van IASA te nemen (bijvoorbeeld uit het NEC-rapport # 4) en die op de emissies van het EUR-scenario toe te passen. Analyse heeft echter aangetoond dat IASA ook in het verleden enkel de volledige tijdslijnen voor de current legislation scenario's heeft gepubliceerd. Voor scenario's die maatregelen bovenop de huidige wetgeving bevatten deed IASA geen uitspraak over de emissies voor 2010 en 2015. De tijdstrend uit zo'n scenario overnemen heeft dus niet zoveel zin. Een alternatief zou zijn om de trend uit het Current Legislation scenario van NEC #6 te nemen waarbij verondersteld wordt dat de trend van het tijdsverloop van het EUR-scenario dezelfde is als deze van het "current legislation" scenario. Het doel (de emissies in 2020) is lager, maar het verloop van de emissiedaling volgt dezelfde trend als van het "current legislation" scenario.

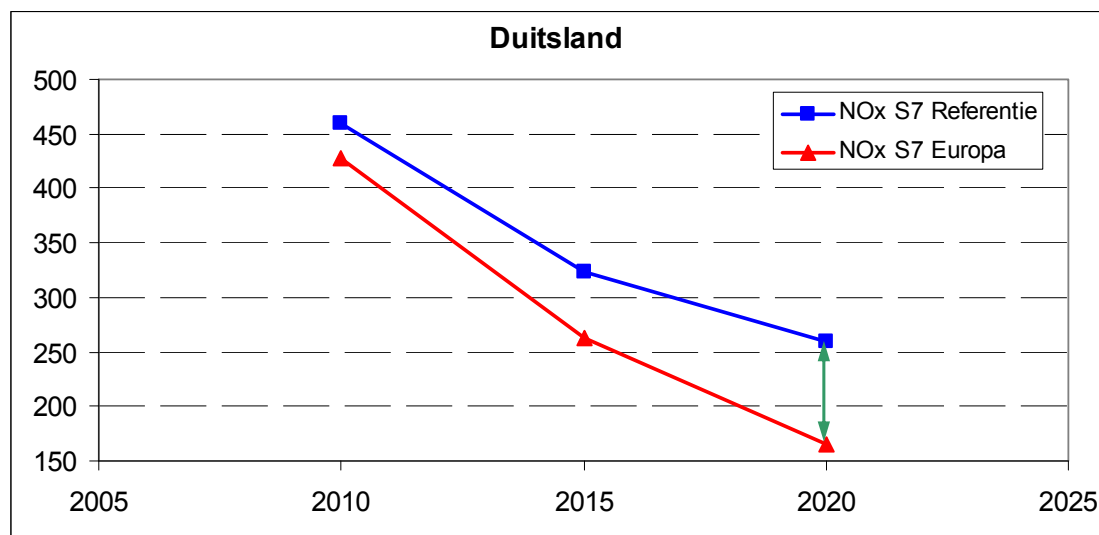
Een tweede mogelijkheid is om de Europese emissies voor 2010 en 2015 te berekenen op basis van de trend in de Vlaamse emissies voor het EUR-scenario (tijdslijn 2005, 2010, 2015, 2020), zoals bepaald in de verschillende sectorstudies. Deze mogelijkheid zou veronderstellen dat de economische ontwikkeling en de implementatie van emissiereducerende maatregelen in heel Europa conform de ontwikkeling in Vlaanderen verloopt. Voor West-Europa zou dit eventueel wel een goede benadering zijn, voor de nieuwe lidstaten in Centraal- en Oost-Europa is deze veronderstelling waarschijnlijk in veel mindere mate (of zelfs niet) gerechtvaardigd. Voor landen zoals Oekraïne wordt in de beschouwde tijdsperiode van 2000 tot en met 2020 immers net een significante stijging van de emissies en geen daling verwacht. Hierbij is het wel zo dat de emissies in landen in Centraal- en Oost-Europa een minder grote invloed hebben op de luchtkwaliteit in Vlaanderen dan de West-Europese (buur)landen.

Uiteindelijk werd gekozen voor een derde mogelijkheid. Deze bestaat erin een interpolatie uit te voeren die gebaseerd is op het verschil tussen emissiegegevens voor 2020 in beide scenario's. Voor 2020 zijn de emissies per sector, per pollutant voor elk land in zowel het REF- als het EUR-scenario gekend. Emissiegegevens voor 2010 en 2015 voor het EUR-scenario werden bepaald door een lineaire interpolatie van het verschil tussen de emissiewaarde van 2020 van het "NEC2007baseline current legislation" (REF-)scenario en het "NEC #6 C&E Package OPTV5" (Europa-)scenario per land, per sector en per pollutant door te voeren. Dit is geïllustreerd in Figuur 40, waar de lineaire interpolatie is toegepast op de Duitse NO₂ emissies die onder SNAP-sector 7 gerapporteerd werden. Concreet werd het verschil V tussen de emissies voor 2020 in beide scenario's bepaald ($V = \text{REF-scenario 2020} - \text{EUR-scenario 2020}$, aangeduid met groene pijl). Vervolgens werden de emissies voor het EUR-scenario voor 2010 en 2015 als volgt berekend:

- EUR-scenario 2010 = REF-scenario 2010 - $1/3 \cdot V$
- EUR-scenario 2015 = REF-scenario 2015 - $2/3 \cdot V$

Verder doortrekken van deze techniek zou leiden tot: EUR-scenario 2005 = REF-scenario 2005, hetgeen inderdaad het juiste uitgangspunt is.

Figuur 40: Illustratie van de lineaire interpolatie van het verschil tussen de emissiewaarde van 2020 van "NEC 2007 baseline current legislation" (REF-scenario) en "NEC #6 C&E Package OPTV5" (EUR-scenario) voor de Duitse NO₂ emissies gerapporteerd onder SNAP-sector S7, ter bepaling van emissiewaarden voor het EUR-scenario voor 2010 en 2015.



Voor de schatting van emissies voor 2025 en 2030 werd een extrapolatietechniek toegepast (zie sectie 3.2.4).

3.2.4 REF- en EUR-scenario 2025 en 2030

Voor geen van beide scenario's zijn momenteel Europese emissiegegevens beschikbaar voor 2025 en 2030. Uit de Vlaamse sectorstudies zijn er voor Vlaanderen wel emissieprognoses per pollutant en per sector beschikbaar tot en met het jaar 2030 en dit zowel voor het REF- als voor het EUR-scenario. Ook hier stelt zich dus de vraag hoe Europese emissiegegevens voor 2025 en 2030 berekend zouden kunnen worden.

Er zou verondersteld kunnen worden dat de Vlaamse emissiereductieprognoses (ontwikkeling van de emissies na 2020) ook in de andere landen zouden gelden. Op basis van deze veronderstelling kunnen de emissies voor beide scenario's per pollutant en per sector als volgt berekend worden: Voor het REF-scenario wordt de trend die wordt waargenomen in de Vlaamse emissies (geaggregeerd naar SNAP-sectoren) in 2025 tov. 2020 en 2030 tov. 2020 van het Vlaamse REF-scenario toegepast op de niet-Vlaamse emissies van 2020 van het "NEC2007 baseline current legislation scenario". Voor het EUR-scenario wordt dezelfde techniek toegepast. Hiervoor wordt echter de trend in de Vlaamse emissies van het Vlaamse EUR-scenario toegepast op de niet-Vlaamse emissies van 2020 van het "NEC6 C&E Package OPTV5" scenario. In beide gevallen wordt één waarde per pollutant per sector toegepast op alle landen.

Bij deze techniek is het belangrijk op te merken dat deze extrapolatie van de emissies tot een volledig foutieve inschatting van emissies zou kunnen leiden. Om deze reden benadrukken de auteurs dan ook dat de emissieprojecties voor 2025 en 2030 met de nodige voorzichtigheid gebruikt dienen te worden. De grote onzekerheden op de niet-Vlaamse emissieprognoses die via deze extrapolatie bekomen worden, moeten steeds in het achterhoofd gehouden worden. Voor enkele pollutant/sector-combinaties deed zich een specifiek probleem voor zoals beschreven in Tabel 23.

Tabel 23: Overzicht van de specifieke problemen bij de extrapolatie van emissiegegevens en de toegepaste oplossing

EXTRAPOLATIE

Sector	Probleem	Oplossing
S3 NH ₃	geen Vlaamse emissies maar (zeer lage) Europese emissies	emissies 2020 = 2025 = 2030
S9 NH ₃	geen Vlaamse emissies maar Europese emissies	emissies 2020 = 2025 = 2030

3.2.5 Emissies voor internationale scheepvaart

Via de IIASA-website zijn geen emissies voor de internationale scheepvaart beschikbaar, maar alleen de scheepvaartemissies die binnen de territoriale wateren toe te schrijven zijn. Om dit probleem te verhelpen, werden tot nu toe de scheepvaartemissies voor de E-map emissieprocessor bekomen via EMEP (via de WebDab-emissierapportage tool). EMEP rapporteert wel scheepvaartemissies voor de verschillende Europese zeegebieden, nl. de Noordzee, de Middellandse Zee, de Baltische Zee, de Zwarte Zee en het Noordoost-gedeelte van de Atlantische Oceaan.

Een analyse van de EMEP gegevens heeft echter een aantal inconsistenties aangetoond. Na overleg met EMEP bleek dat de huidige zeescheepvaartemissieprognoses voor 2010 en 2020 die in WebDab gerapporteerd worden niet meer consistent en ook niet meer up-to-date zijn. Bij IIASA verwijst men naar het 6^{de} NEC-rapport, waarin een tabel met scheepvaartemissies voor 2020 vermeld wordt. Deze waarden zijn te beschouwen als een "baseline scenario", wat ongeveer overeenkomt met het REF-scenario van MIRA 2009. Bij IIASA werd voor dit baseline scenario ook een tijdslijn bekomen (Tabel 24).

In Tabel 24 worden de prognoses voor emissies afkomstig van de internationale scheepvaart voor de Europese zeegebieden weergegeven. De gegevens voor 2020 zijn ook terug te vinden in het 6^{de} NEC-rapport.

Tabel 24: Prognose voor de scheepvaartemissies voor de Europese zeegebieden gebruikt door IIASA (IIASA, 2008).

Zeegebied	Polluent	Emissie, kton				
		2000	2005	2010	2015	2020
NO Atlant. Oceaan	SO ₂	494	558	628	710	804
Baltische Zee	SO ₂	187	211	133	151	171
Zwarte Zee	SO ₂	56	63	71	80	90
Middellandse Zee	SO ₂	1 070	1 212	1 331	1 511	1 714
Noordzee	SO ₂	443	501	316	358	406
Totaal	SO ₂	2 250	2 546	2 479	2 810	3 186
NO Atlant. Oceaan	NO _x	723	794	871	956	1 048
Baltische Zee	NO _x	278	305	335	368	404
Zwarte Zee	NO _x	81	89	98	108	118
Middellandse Zee	NO _x	1 564	1 725	1 900	2 096	2 312
Noordzee	NO _x	649	713	783	861	946
Totaal	NO _x	3 295	3 627	3 987	4 389	4 828

Naast de cijfers voor dit baseline scenario vermeldt het 6^{de} NEC-rapport ook emissiewaarden voor een scenario met beperking van het zwavelgehalte in het scheepsbrandstof tot 0,5 % S op de Noordzee en de Baltische Zee.

Een aantal van de voor dit scenario gerapporteerde emissiewaarden bleken echter foutief in het 6^{de} NEC-rapport vermeld te zijn (Cofala, 2009). Op aanvraag heeft Janusz Cofala op 16 maart 2009 een gecorrigeerde tabel opgestuurd met daarin de emissiewaarden voor 2020

voor het baseline scenario en voor het scenario met beperking van het S-gehalte tot 0,5 % (Tabel 25).

Tabel 25: Vergelijking van de emissies van internationale scheepvaart in 2020 voor het baseline scenario en het scenario met een beperking tot 0,5 % S in brandstof in de SECA-gebieden (Cofala, 2009).

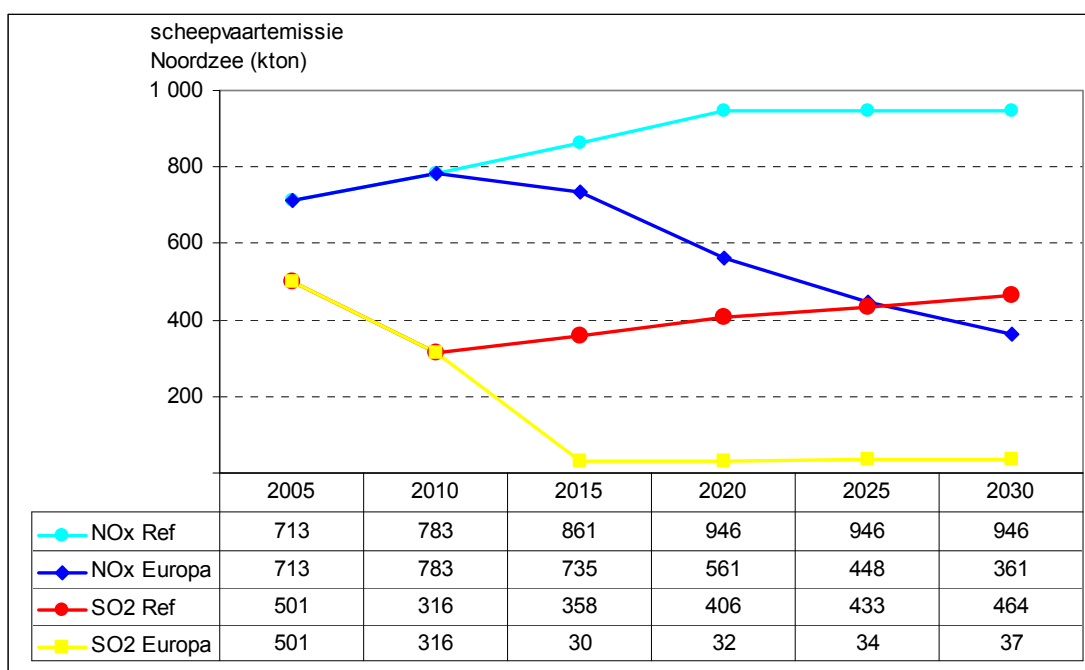
	Central case					IMO MEPC57 case in Report #6				
	Emissions used for the central analysis					Emissions resulting from the implementation of the proposed IMO regulation without the global 0.5% S fuel standard				
	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOC	PM2.5	SO ₂	NO _x	NH ₃	VOC	PM2.5
North-east Atlantic	804	1048	0	40	91	804	1008	0	40	91
Baltic Sea	171	404	0	17	29	14	349	0	17	6
Black Sea	91	118	0	5	10	90	113	0	5	10
Med. Sea	1714	2311	2	89	198	1714	2220	2	89	198
North Sea	406	946	1	37	68	32	817	1	37	13
Total	3186	4827	3	188	396	2654	4506	3	188	319

De vergelijking van de meegenomen maatregelen telkens in het Vlaamse REF- en EUR-scenario en in het baseline en meer ambitieuze scenario van IASA heeft m.b.t. emissies afkomstig van scheepvaart de volgende conclusies opgeleverd. Het IASA baseline scenario kan (zonder verdere aanpassingen) gebruikt worden als REF-scenario voor MIRA 2009. Het Vlaamse EUR-scenario en het ambitieuze scenario van IASA verschillen echter qua meegenomen maatregelen sterker van elkaar. Dit heeft vooral betrekking op de NO_x-emissies. Terwijl het Vlaamse EUR-scenario aanpassingen aan de scheepsmotoren veronderstelt (Tier II en Tier III standaard) wordt dit bij IASA niet meegenomen bij de emissieprognose. De verlaging in S-gehalte van de scheepsbrandstof voor de Noordzee en de Baltische Zee zit wel in beide scenario's. Hierbij werd ervoor gekozen om voor NO_x voor het EUR-scenario af te stappen van de IASA cijfers en de trend af te leiden uit het Vlaamse EUR-scenario.

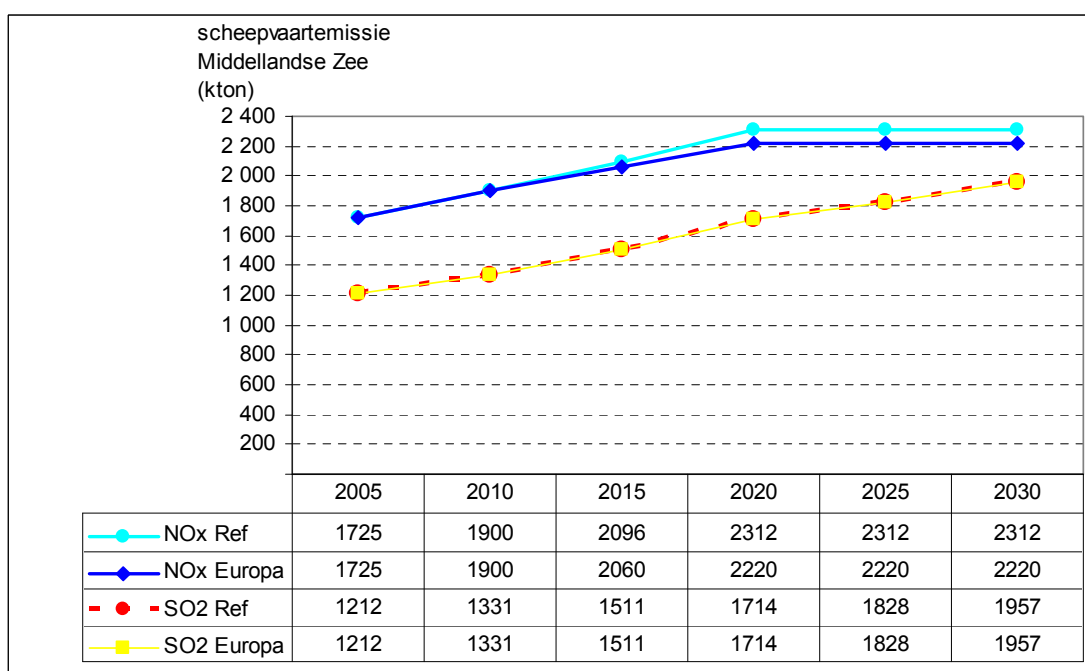
Een tweede probleem bij het aanmaken van de emissies voor de Europese zeegebieden is dat IASA geen emissieprognoses voor de jaren 2025 en 2030 geeft. Voor deze jaren moest er dus altijd een extrapolatie uitgevoerd worden.

Om deze reden werd besloten voor de Europese zeegebieden indien nodig per zeegebied een verschillende methodologie toe te passen. De uiteindelijke emissiewaarden worden getoond aan de hand van twee voorbeelden, namelijk de verkregen emissiewaarden voor de Noordzee (als voorbeeld voor een gebied waarin significante emissiereducties in het EUR-scenario aangenomen worden) (Figuur 41) en deze voor de Middellandse Zee (als voorbeeld voor een gebied waarin voor SO₂ geen emissiereducties verondersteld worden) (Figuur 42).

Figuur 41: Emissies voor NO_x en SO₂ voor de Noordzee.



Figuur 42: Emissies voor NO_x en SO₂ voor de Middellandse Zee.



Tabel 263: Emissies voor alle polluenten en zeegebieden voor het REF-scenario.

Sea region	Pollutant	Emission, kt					
		2005	2010	2015	2020	2025	2030
NE Atlantic Ocean	SO2	558	628	710	804	857	918
Baltic Sea	SO2	211	133	151	171	182	195
Black Sea	SO2	63	71	80	90	96	103
Mediterranean Sea	SO2	1212	1331	1511	1714	1828	1957
North Sea	SO2	501	316	358	406	433	464
NE Atlantic Ocean	NOx	794	871	956	1048	1048	1048
Baltic Sea	NOx	305	335	368	404	404	404
Black Sea	NOx	89	98	108	118	118	118
Mediterranean Sea	NOx	1725	1900	2096	2312	2312	2312
North Sea	NOx	713	783	861	946	946	946

Tabel 27:4 Emissies voor alle polluenten en alle zeegebieden voor het EUR-scenario.

Sea region	Pollutant	Emission, kt				
		2010	2015	2020	2025	2030
NE Atlantic Ocean	SO2	628	710	804	857	918
Baltic Sea	SO2	133	13	13	14	15
Black Sea	SO2	71	80	90	96	103
Mediterranean Sea	SO2	1331	1511	1714	1828	1957
North Sea	SO2	316	30	32	34	37
NE Atlantic Ocean	NOx	871	939	1008	1008	1008
Baltic Sea	NOx	335	315	240	192	154
Black Sea	NOx	98	105	113	113	113
Mediterranean Sea	NOx	1900	2060	2220	2220	2220
North Sea	NOx	783	735	561	448	361

3.2.6 Opvullen van emissies voor ontbrekende landen ("gap-filling")

Ondanks het feit dat IASA in het nieuwe scenario "NEC2007 baseline current legislation" enkele landen heeft toegevoegd waarvoor emissies gerapporteerd worden, zijn er nog steeds enkele landen binnen het BelEUROS domein, waarvoor geen emissies beschikbaar zijn. Een overzicht van deze landen wordt gegeven in Tabel 28. Uit deze tabel is duidelijk dat enige voorzichtigheid geboden is bij landen die historisch gezien gesplitst of samengenomen zijn (cfr. Duitsland vs. Oost- en West Duitsland, Servië en Montenegro als één land vs. Servië en Montenegro afzonderlijk, Tsjechië en Slowakije vs. Tsjecho-Slowakije). Alle beschikbare data werden aan E-map toegevoegd. Indien via de web interface een combinatie scenario/jaar wordt opgevraagd waarvoor geen emissies beschikbaar zijn voor een bepaald land, zal E-map automatisch een "gap-filling" uitvoeren. Dit houdt in dat voor dat specifieke land de emissies uit de EMEP inventaris voor het overeenkomstige jaar worden toegevoegd.

Tabel 28: Overzicht van de landen en gebieden waarvoor IIASA emissies ter beschikking stelt.

Landen waarvoor IIASA historische emissiegegevens ter beschikking stelt		Landen waarvoor IIASA slechts in het NEC2007 baseline current legislation scenario emissiegegevens ter beschikking stelt	Landen waarvoor IIASA geen emissiegegevens ter beschikking stelt
België	Luxemburg	Albanië	Azerbeidjaan
Bulgarije	Malta	Belarus	Georgië
Cyprus	Nederland	Bosnië en Herzegovina	Groenland
Denemarken	Noorwegen	Kaliningrad	IJsland
Duitsland	Oostenrijk	Kola/Karelia	Kazakstan
Oost-Duitsland	Polen	Macedonië	Kyrgystan
West-Duitsland	Portugal	Moldavië	Liechtenstein
Estland	Roemenië	Oekraïne	Monaco
Finland	Slowakije	Servië en Montenegro	Montenegro
Frankrijk	Slovenië	St. Petersburg	Noord-Afrika
Griekenland	Spanje	Rest van Rusland	Rusland
Ierland	Tsjechië		Servië
Italië	Turkije		Tsjecho-Slowakije
Kroatië	Verenigd Koninkrijk		Joegoslavië
Letland	Zweden		
Litouwen	Zwitserland		
	Zeegebieden		

3.2.7 Combinatie van de Vlaamse emissies voor het REF- en het EUR-scenario met de niet-Vlaamse emissies.

Emissietotalen van de verschillende landen (per pollutant per sector per jaar) worden met E-map gespreid en vervolgens gebruikt als input door het BeEUROS en het OPS-model. De Belgische emissietotalen die door IIASA berekend worden, worden binnen E-map herverdeeld over de drie Gewesten volgens een verdeelsleutel. Op deze manier worden emissietotalen bekomen voor het Vlaamse, het Brusselse Hoofdstedelijk en het Waalse Gewest. Bij de spreiding binnen E-map worden de drie gewesten als het ware als afzonderlijke “landen” met eigen emissietotalen per pollutant per sector beschouwd.

Voor het Brusselse Hoofdstedelijk en het Waalse Gewest worden de herverdeelde, door IIASA gerapporteerde, Belgische emissies gespreid. Voor Vlaanderen worden echter de Vlaamse emissieprognoses uit de sectorstudies gebruikt. Hiertoe werd de E-map emissiepreprocessor uitgebreid zodat het technisch mogelijk was om per sector en per pollutant een emissiewaarde voor Vlaanderen vast te leggen.

Bij deze aanpak is het belangrijk op te merken dat de Vlaamse emissieprognoses uit de sectorstudies sterk kunnen afwijken van de Vlaamse emissietotalen bekomen door de door IIASA gerapporteerde Belgische emissies te herverdelen en enkel de Vlaamse fractie te weerhouden. Dit heeft als gevolg dat, wanneer de gespreide emissies van het Vlaamse Gewest enerzijds en van het Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest en het buitenland anderzijds gecombineerd worden, dit tot vreemde resultaten, zoals een veel drastischere daling van emissies voor een bepaalde pollutant in Vlaanderen dan in de overige gebieden, kan leiden. Dit probleem doet zich niet voor wanneer de Vlaamse emissieprognoses uit de sectorstudies weinig afwijken van de herverdeelde Belgische IIASA emissies of wanneer deze herverdeelde Belgische IIASA emissies voor Vlaanderen zouden gebruikt worden in plaats van de emissies uit de sectorstudies.

3.2.8 Overzicht emissiegegevens

In Tabel 29 is een overzicht gegeven van de emissiegegevens die als input voor E-map gebruikt werden.

Tabel 29: Samenvattende tabel van de emissiegegevens die als input voor de emissiemapper gebruikt werden.

Scenario	Jaar	Regio	Emissiegegevens
REF-scenario	2006	<ul style="list-style-type: none"> Vlaanderen 	Emissiegegevens uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden 	Emissiegegevens volgens GAINS scenario "NEC 2007 baseline current policy 2005"
		<ul style="list-style-type: none"> Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	"Gap-filling" met emissiegegevens uit de EMEP emissie-inventaris 2005
		<ul style="list-style-type: none"> Internationale zee-emissies: alle zeegebieden 	IIASA-emissies uit tijdreeks
	2010, 2015, 2020	<ul style="list-style-type: none"> Vlaanderen 	Emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	Emissiegegevens volgens GAINS scenario "NEC 2007 baseline current legislation" voor het betreffende jaar
		<ul style="list-style-type: none"> Internationale zee-emissies: alle zeegebieden 	IIASA-emissies uit tijdreeks
	2025, 2030	<ul style="list-style-type: none"> Vlaanderen 	Emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	Extrapolatie van de emissiegegevens volgens de trends in de Vlaamse emissieprognoses voor het REF-scenario ⁽²⁾
		<ul style="list-style-type: none"> Internationale zee-emissies: alle zeegebieden 	trends afgeleid uit het Vlaamse REF-scenario 2025 en 2030 t.o.v. 2020
EUR-scenario	2020	<ul style="list-style-type: none"> Vlaanderen 	Emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden 	Emissiegegevens volgens GAINS scenario "NEC6 C&E package OPTV5"
		<ul style="list-style-type: none"> Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	"Gap-filling" met emissiegegevens van het GAINS scenario "NEC 2007 baseline current legislation"
		<ul style="list-style-type: none"> Internationale zee-emissies: Noordzee en Baltische Zee 	trends afgeleid uit het Vlaamse EUR-scenario

		<ul style="list-style-type: none"> • Internationale zee-emissies: andere zeegebieden 	overname emissiewaardes van het REF-scenario
	2010,2015	<ul style="list-style-type: none"> • Vlaanderen 	Emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> • Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest • Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden • Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	Interpolatie van de emissiegegevens: lineaire interpolatie van het verschil tussen emissiewaarde 2020 van "NEC2007baseline, current legislation" en NEC 6 C&E Package OPTV5 per land, per sector en per pollutant
		<ul style="list-style-type: none"> • Internationale zee-emissies: 	voor 2010: overname emissies van het IIASA REF-scenario; voor 2015: trend volgens het Vlaamse EUR-scenario
	2025,2030	<ul style="list-style-type: none"> • Vlaanderen 	Emissieprognoses uit de verschillende sectorstudies binnen MIRA 2009
		<ul style="list-style-type: none"> • Brusselse Hoofdstedelijk en Waalse Gewest • Europese landen die reeds vroeger door IIASA gerapporteerd werden • Europese landen die enkel in "NEC2007 baseline current legislation" door IIASA gerapporteerd worden ⁽¹⁾ 	Extrapolatie van de emissiegegevens volgens de trends in de Vlaamse emissieprognoses ⁽³⁾
		<ul style="list-style-type: none"> • Internationale zee-emissies 	trend afgeleid uit het Vlaamse EUR-scenario

⁽¹⁾ Albanië, Bosnië en Herzegovina, Belarus, Moldavië, Macedonië, Kaliningrad, Kola/Karelia, St. Petersburg, Rest van Rusland, Oekraïne, Servië en Montenegro

⁽²⁾ Toepassing van de trend in Vlaamse emissies (geaggregeerd naar SNAP-sectoren) 2025 tov. 2020 en 2030 tov. 2020 van Vlaams REF-scenario op de emissies 2020 van "NEC2007baseline, current legislation" (één waarde per pollutant per sector, toegepast op alle landen)

⁽³⁾ Toepassing van de trend in Vlaamse emissies (geaggregeerd naar SNAP-sectoren) 2025 tov. 2020 en 2030 tov. 2020 van Vlaams EUR-scenario op de emissies 2020 van "NEC6 CandE package OPTV5" (één waarde per pollutant per sector, toegepast op alle landen)

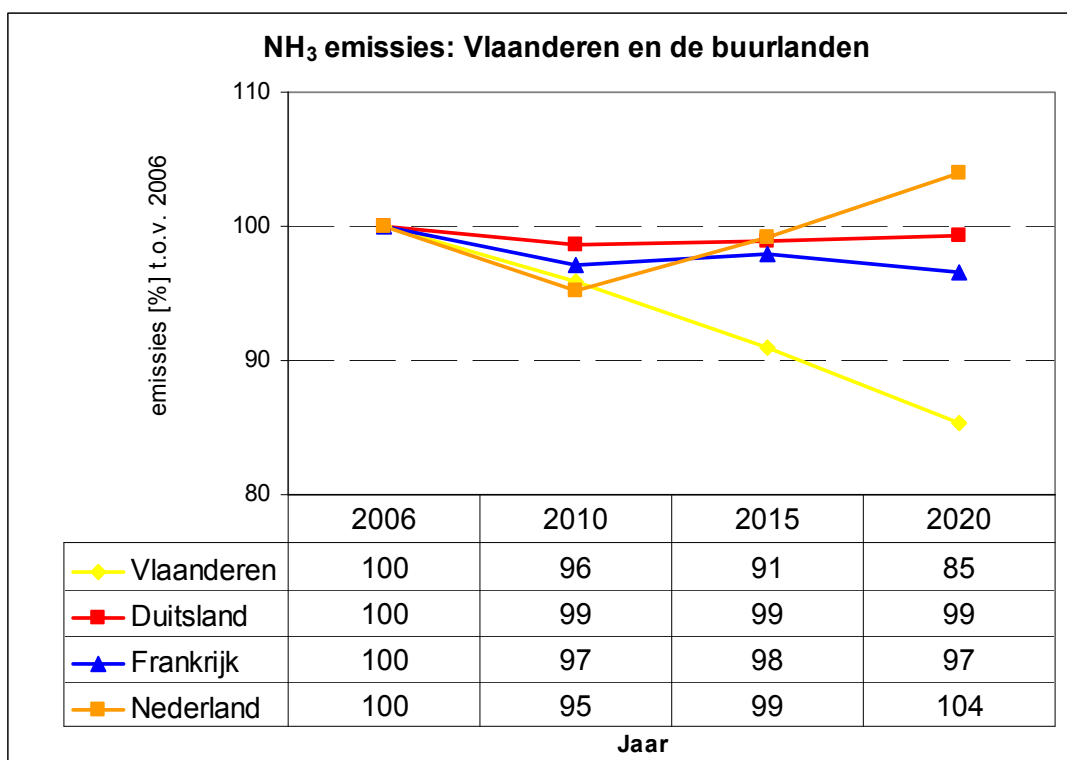
3.3 Vergelijking trend Vlaamse en niet-Vlaamse emissies

3.3.1 REF-scenario

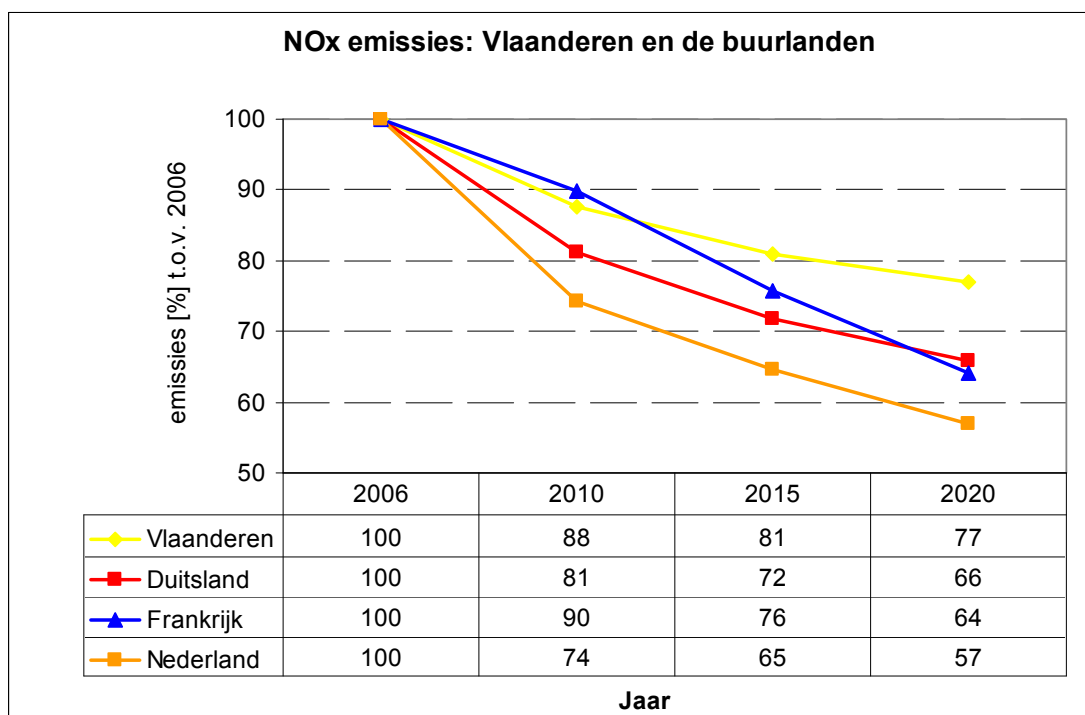
Figuren 43, 44 en 45 tonen de vergelijking van de NH₃-, NO_x- en SO₂-emissies voor het REF-scenario voor de jaren 2006, 2010, 2015 en 2020 voor Vlaanderen, Duitsland, Frankrijk en Nederland. De emissiewaarde van het jaar 2006 is telkens genomen als 100 %. Terwijl bij de NO_x-emissies de trend in de verschillende landen eerder gelijklopend is zijn er voor NH₃ en voor SO₂ grote verschillen tussen Vlaanderen en de buurlanden vast te stellen. Vlaanderen heeft telkens de sterkste reductie van de NH₃- en van de SO₂-emissies maar de kleinste reductie van de NO_x-emissies. Dit weerspiegelt de verschillen tussen Vlaanderen en de buurlanden en de timing van al dan niet genomen maatregelen om emissies te reduceren.

De verschillen in gebruikte databronnen (sectorstudies voor Vlaanderen en IIASA voor de andere landen) verklaren de verschillen in emissiereducties niet. Ook tussen het verloop van de emissies van Nederland en van Duitsland bijvoorbeeld zijn grote verschillen zichtbaar.

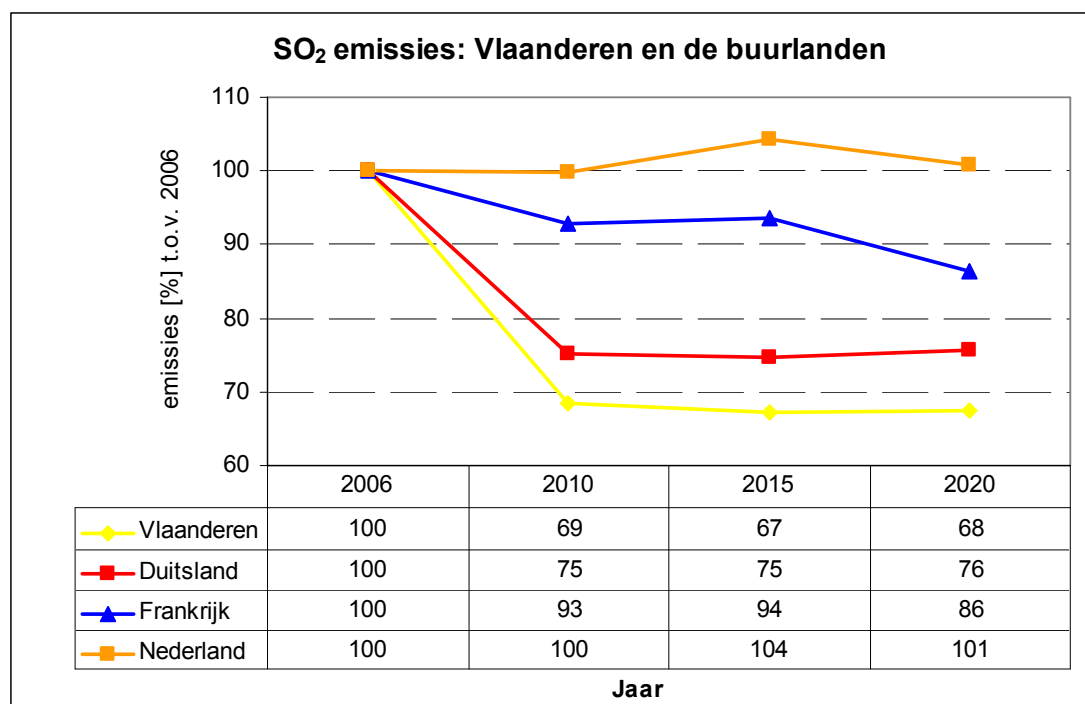
Figuur 43: NH₃-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.



Figuur 44: NO_x-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.



Figuur 45: SO₂-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het REF-scenario.



3.3.2 EUR-scenario

Figuren 46, 47 en 48 tonen de vergelijking van de NH₃-, NO_x- en SO₂-emissies voor het EUR-scenario voor de jaren 2006, 2010, 2015 en 2020 voor Vlaanderen, Duitsland, Frankrijk en Nederland. De emissiewaarde van het jaar 2006 is telkens genomen als 100 %.

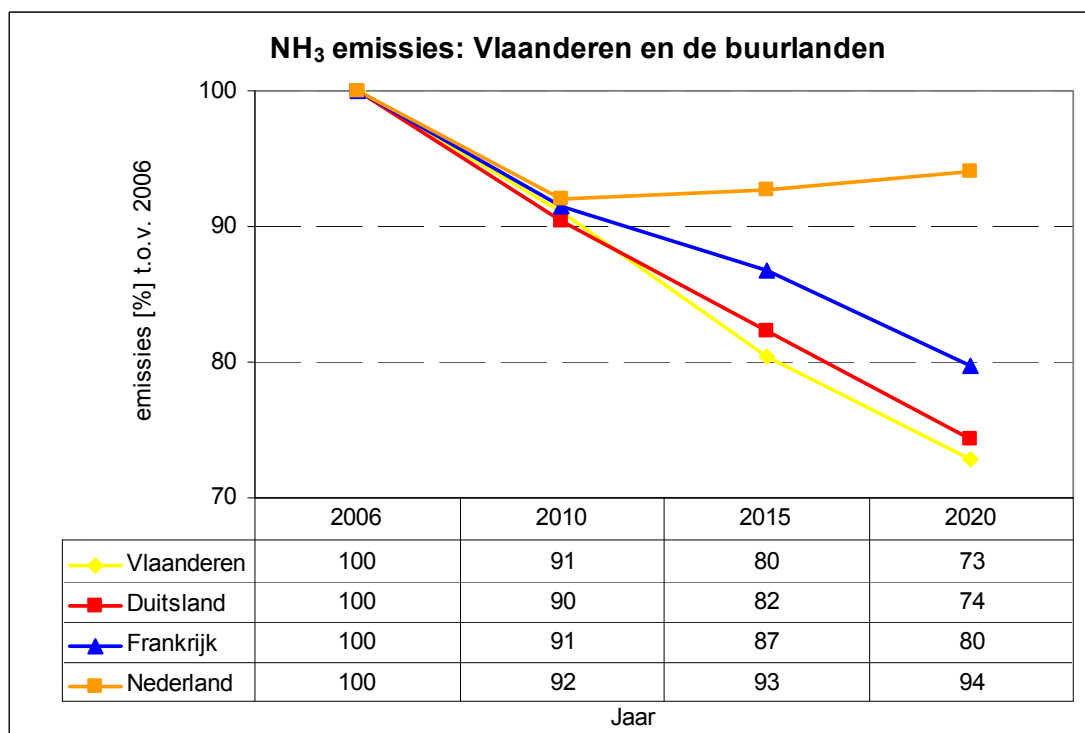
De vergelijking is in deze grafieken opgemaakt voor het Vlaamse EUR-scenario (uit de sectorstudies) voor 2010, 2015 en 2020 en voor de buurlanden uit het IIASA-scenario "C&E Package OPTV5" voor het jaar 2020. De emissies voor de buurlanden voor 2010 en 2015 zijn de geïnterpoleerde emissies zoals gebruikt voor de luchtkwaliteitsberekeningen, d.w.z. het verschil tussen de emissies voor het EUR- en REF-scenario in 2020 is gelijkmatig over de tijd verdeeld, zodat 1/3 van dit verschil in 2010 en 2/3 van dit verschil in 2015 toegepast werd op de emissies van de respectieve REF-scenario's.

Voor NH₃ wordt voor Vlaanderen ook in het EUR-scenario de sterkste emissiedaling van de vier beschouwde landen/regio's voorspeld. Voor Nederland is terug een lichte stijging van de ammoniak-emissies waar te nemen, terwijl de emissies van Frankrijk en Duitsland in het EUR-scenario veel dichterbij de emissieprognose voor Vlaanderen aansluiten.

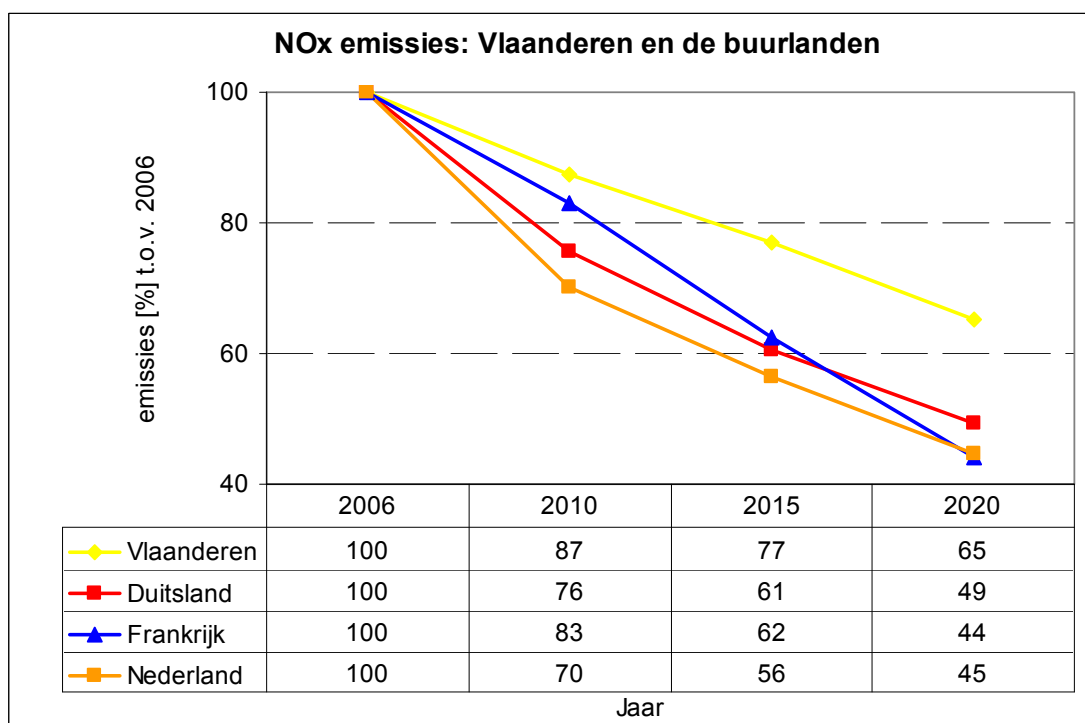
De prognose van de NO_x-emissies is qua trend zoals bij het REF-scenario redelijk gelijklopend in de 4 landen/regio's. Vlaanderen vertoont ook voor het EUR-scenario een kleinere emissiedaling t.o.v. de andere landen.

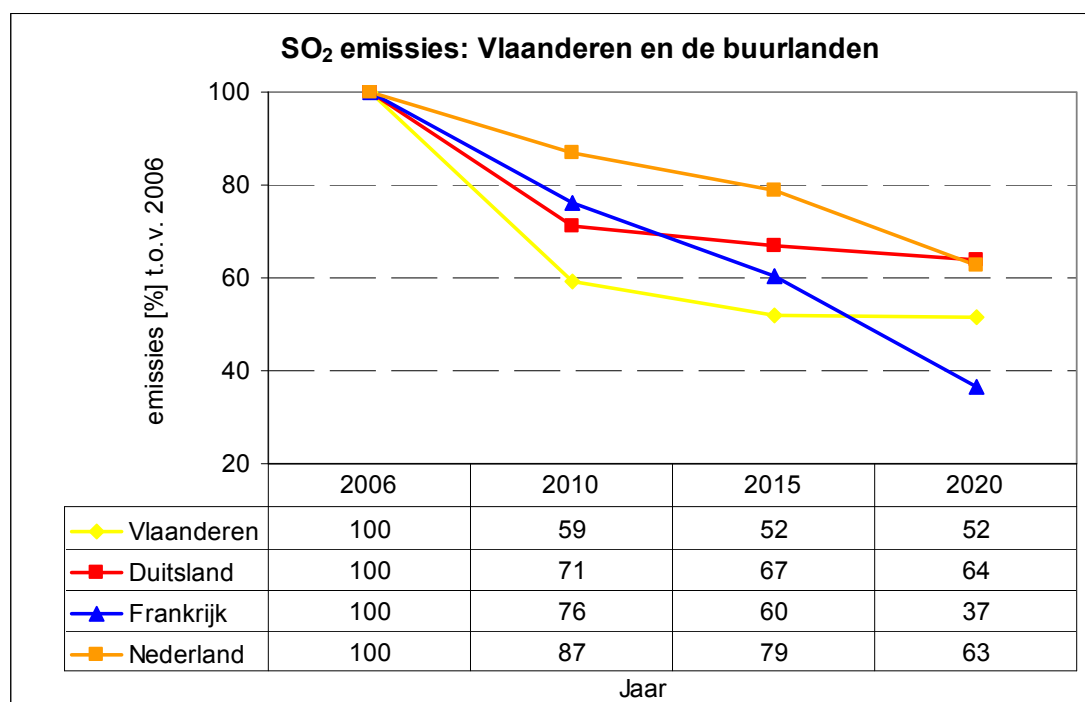
Bij de grafiek voor de SO₂-emissies blijkt dat er heel wat emissiereductie gerealiseerd wordt in de periode 2006 tot 2010. Het verloop van de emissies in de tijd verschilt hierbij wel tussen Vlaanderen langs de ene kant en de buurlanden langs de andere kant. De oorzaak hiervoor ligt waarschijnlijk in het feit dat de emissiewaarden van de buurlanden voor 2010 en 2015 d.m.v. interpolatie berekend werden. Qua emissiereductieprocentage zijn er echter eveneens grote verschillen tussen de landen/regio's op te merken, met als koploper Frankrijk waar de sterkste emissiereductie verwacht wordt.

Figuur 46: NH₃-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario



Figuur 47: NO_x-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario



Figuur 48: SO₂-emissies in Vlaanderen en de buurlanden voor het EUR-scenario

4 Resultaten en bespreking

4.1 Verzurende depositie

4.1.1 Inleiding

4.1.1.1 Beleidsdoelstellingen

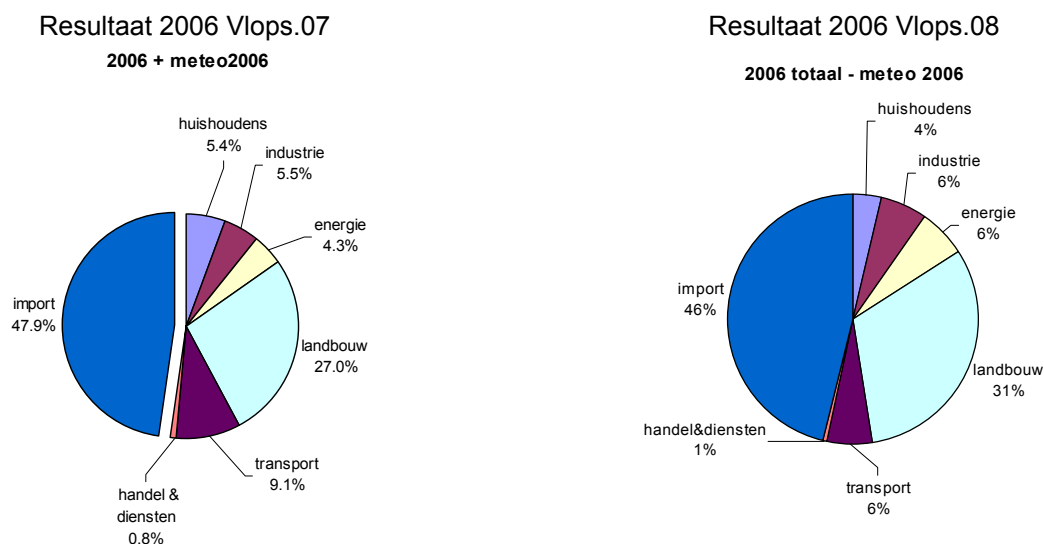
Voor Vlaanderen werden er vooral in de opeenvolgende MINA-plannen en in VLAREM II (bijlage 2.4.2) depositienormen vooropgesteld betreffende verzurende depositie van SO_x, NH_x en NO_y. Het betreft hier normen voor totale depositie op lange termijn (zie Tabel 30).

De middellangetermijndoelstelling (MLTD), te bereiken tegen 2010, moet jaarlijks herrekend worden d.m.v. de meest recente versie van het OPS-model. Immers, de MLTD is gebaseerd op de internationaal overeengekomen maximale emissieplafonds conform de NEC (National Emission Ceilings) richtlijn 2001/81/EG. Er is dus geen 2010 doelstelling op depositiewaarden vastgelegd. De emissies uit het NEC emissiescenario worden daarom als input in OPS gebracht.

Voor de herrekening van de MLTD voor MIRA 2009 werd identiek hetzelfde bestand gebruikt als in Vlops.07. Dit betekent dat de oude geografische spreiding voor niet-Vlaamse bronnen gebruikt werd, en dat voor de Vlaamse bronnen niet de mate van detail kon gebruikt worden zoals wel werd gebruikt in het Vlaamse REF- en EUR-scenario. Het NEC emissiebestand kent verder geen regelmatig rooster voor de niet-Vlaamse bronnen, en de Vlaamse emissies worden in een 5 x 5 km rooster gezet. Als meteoset wordt er doorgerekend met de meteogegevens van 2006. Omdat er dus een iets andere setting is gebruikt voor dit NEC scenario, werd nagegaan wat het procentuele verschil is tussen Vlops.07 en Vlops.08 voor de berekende gemiddelde totale verzurende depositie in Vlaanderen in 2006. Blijkens Figuur 49 zou zich dit beperken tot ongeveer 2 %, vooral te zien in het aandeel import (niet-Vlaamse bronnen), en dus ruim binnen de onzekerheidsmarge van de modelberekeningen vallen. Voor de sector landbouw, of indien we de verzurende polluenten apart beschouwen, zijn de afwijkingen groter. Vooral bij NO_y en NH_x speelt dit een rol. Echter, omdat dit NEC scenario

uitsluitend gebruikt wordt voor de bepaling van de MLTD als Vlaams gemiddelde, kunnen we deze afwijkingen verwaarlozen.

Figuur 49: Verschil tussen Vlops.07 en Vlops.08 in relatieve bijdragen sectoren en import (Vlaanderen, 2006).



De berekening met de nieuwste geoptimaliseerde Vlops.08 versie levert een aanpassing op van de MLTD van 2 870 Zeq/ha.j naar 2 660 Zeq/ha.j. Een gemiddelde depositie van 2 660 Zeq/ha.j zou dus bereikt worden indien alle EU-lidstaten in 2010 hun NEC emissieplafonds respecteren. De berekening per pollutant levert een MLTD op van 700, 500 en 1 460 Zeq/ha.j voor resp. SO_x, NO_y en NH_x. Op lange termijn streven we ernaar dat geen enkel ecosysteem nog zou blootgesteld worden aan een verzurende depositie die hoger is dan zijn kritische last. Aangezien de kritische lasten voor de verschillende ecosystemen sterk uiteenlopen, kan een toetsing aan de langetermijndoelstelling (LTD) enkel vegetatiegericht worden uitgevoerd. De LTD verschilt daardoor naargelang het vegetatietype, omdat binnen de LTD rekening wordt gehouden met de kritische lasten die van toepassing zijn op deze vegetaties. Een overzicht van de doelstellingen staat in Tabel 30.

Tabel 30: De beleidsvoorstellen voor totale verzurende depositie.

(in Zeq/ha.j)	MLTD (2010)	LTD 1(2030)	LTD 2 (2030)
SO _x	700	355	75 à 175
NO _y	500	255	55 à 130
NH _x	1460	790	170 à 395
Totale verzurende depositie	2660	1400	300 à 700

LTD 1 = voor de meeste bosecosystemen

LTD 2 = voor verzuringgevoelige gebieden, zoals heide op zandgronden en kalkarme vennen

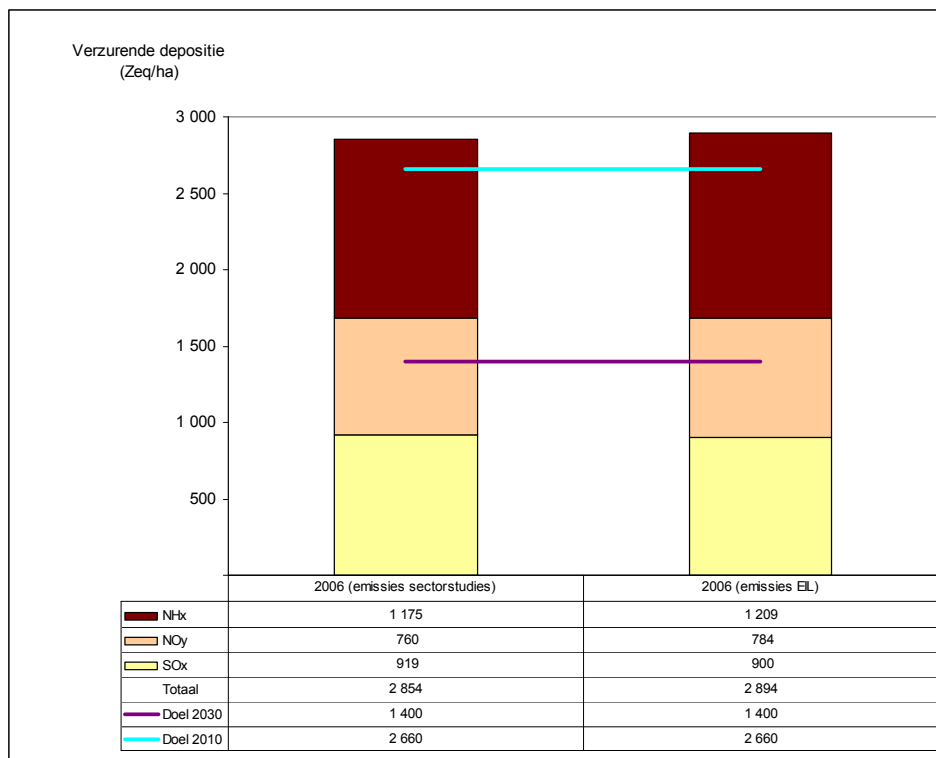
De LTD's per pollutant werden afgeleid uit de relatieve onderlinge verhoudingen in de MLTD

4.1.1.2 Referentiejaar 2006

Zoals vermeld in § 3.1 zijn de emissies voor het Vlaamse REF-scenario afkomstig van de verschillende sectorstudies die in het kader van het MIRA 2009 project uitgevoerd werden. Aangezien dit scenario eveneens werd toegepast op de emissiebestanden van 2006, kan er een vergelijking doorgevoerd worden van de berekeningen voor 2006. Enerzijds werd dit jaar doorgerekend met de gemodelleerde emissies uit het REF-scenario waarin de aannames uit de sectorstudies verwerkt werden. Anderzijds werd een berekening uitgevoerd (zonder spreiding via E-map) met de reële emissiecijfers 2006 afkomstig uit de emissie-inventaris lucht (EIL) voor Vlaanderen en gespreid volgens de 27 OPS-sectoren. Beide berekeningen

werden uitgevoerd met de meteogegevens van 2006 als modelinput. Figuur 50 toont de resultaten van deze vergelijking.

Figuur 50: Depositieresultaten berekend op basis van Vlaamse emissies uit sectorstudies MIRA-2009 (links) en op basis van Vlaamse emissies uit EIL (rechts) (Vlaanderen, 2006)



Er is nauwelijks een verschil te merken in de totale deposities en de deposities per pollutant tussen beide berekeningen. Het verschil bedraagt amper 1,5 tot 3 %, wat ruim binnen de modelonzekerheid valt. We kunnen dus stellen dat de aannames in de sectorstudies een goede weerspiegeling zijn van hetgeen in 2006 werd opgenomen in de EIL, en derhalve in de verdere berekeningen en bespreking zonder meer kan gebruikt worden.

NH_x neemt een aandeel in van 41 % t.o.v. de totale depositie. Het aandeel van NO_x is 27 %, en dit van SO₂ bedraagt 32 %. Verder merken we dat in 2006 noch de MLTD, noch de LTD gerealiseerd werd. Om de MLTD in 2010 te bereiken is nog een reductie nodig met 14 %, om de LTD voor bossen te bereiken zelfs nog een reductie met 51 %.

4.1.2 Gebruikte meteoset

4.1.2.1 Invloed van de keuze van het meteorjaar

Om de invloed van de meteo mee in beschouwing te kunnen nemen bij de hier gerapporteerde berekeningen, werden meteostatistieken voor alle betrokken jaren opgemaakt. Zoals eerder aangegeven zijn meteorologische gegevens van groot belang bij de modellering van luchtvervuiling. Voor de berekening van de gemiddelde concentraties en deposities gebruikt OPS een meteostatistiek per jaar.

Om de invloed van de meteo te berekenen werd in een studie door Van den Bossche et al. (2007) één referentiejaar (2000) voor de emissies genomen en gekoppeld met elk beschikbaar meteorjaar tussen 1990 en 2004. De gekozen referentiepolluenten zijn NO_x en SO₂/SO_x. De resultaten met Vlops.07 zijn ter illustratie weergegeven in de Tabellen 31 en 32.

Tabel 31: De concentratie, droge en natte depositie van NO_x voor meerdere meteorologische jaren (emissiejaar: 2000)

meteojaar	NO _x -conc. µg/m ³	NO _x droge depositie mol/ha.j	NO _x natte depositie mol/ha.j
1990	40	840	25
1993	36	810	40
1994	32	790	37
1996	44	900	38
1997	64	1100	52
1998	56	1000	69
1999	66	1100	75
2000	58	1000	74
2001	66	1100	75
2002	70	1200	77
2004	68	1100	120

Bron: Van den Bossche et al. (2007)

Tabel 32: De concentratie, droge en natte depositie van SO₂/SO_x voor meerdere meteorologische jaren (emissiejaar: 2000)

jaar	SO ₂ -conc. µg/m ³	SO _x droge depositie mol/ha.j	SO _x natte depositie mol/ha.j
1990	14	690	64
1993	13	680	92
1994	12	630	83
1996	14	610	78
1997	17	620	100
1998	16	670	130
1999	17	690	140
2000	16	740	140
2001	17	720	140
2002	17	690	130
2004	17	660	170

Bron: Van den Bossche et al. (2007)

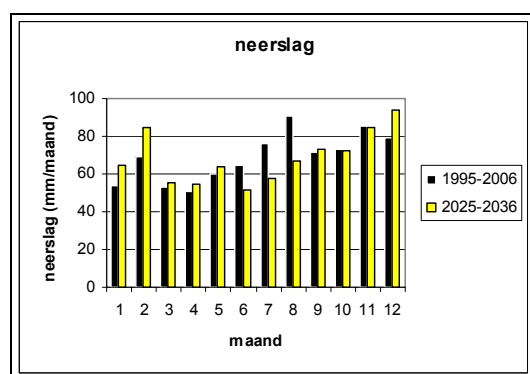
De invloed van de meteo verschilt van pollutant tot pollutant. De invloed van de meteo op de concentratie, droge en natte depositie van NO_x is respectievelijk 49, 27 en 85 %. De invloed van de meteo op de SO₂-concentratie, en de droge en natte depositie van SO_x is respectievelijk 23, 12 en 57 %. De meteo heeft de grootste invloed op de natte depositie, gevolgd door concentratie en droge depositie. De invloed van de meteo op SO_x is beduidend lager dan deze op NO_x. Vermoedelijk is het verschil in (de hoogte van de) emissiebronnen hiervan de oorzaak. Polluenten die vooral door lage emissiebronnen worden uitgestoot (bvb. verkeer, bron van NO_x) zullen sterker beïnvloed worden door de meteo dan pollutanten die vooral door hoge emissiebronnen worden uitgestoot (bvb. industrie, bron van SO₂). Mede omdat pollutie door hoge puntbronnen een meer internationaal karakter heeft. Algemeen kan gesteld worden dat meteorologische variatie een sterke invloed heeft op de modelresultaten van OPS. De waarden voor de jaren vóór 1997 zijn beduidend lager dan deze voor de jaren daarna. Verder onderzoek moet uitwijzen wat de oorzaken hiervoor zijn.

4.1.2.2 Extreme meteo (klimaatwijziging)

Om de mogelijke invloed van de klimaatwijziging in de berekeningen te integreren werd voor het toekomstjaar 2030 een tienjarige gemiddelde meteostatistiek van de laatste 10 jaar, 1996-2006 (met uitsluiting van 2003 wegens te weinig beschikbare meteodata afkomstig van de VMM meteomasten in Gent en Antwerpen) aangemaakt en omgezet naar een tijdsreeks voor de periode 2025 tot 2035 met de 'perturbationtool' van de KU Leuven. De noodzakelijke meteostatistieken worden bepaald op basis van alle waarnemingen van drie meteomasten voor die tien jaar met behulp van dezelfde OPS meteo-preprocessor. De preprocessor verwerkt alle parameters gelijktijdig en op een zelfde manier als voor de jaarlijkse meteoset. De 'perturbation' geeft het percentage verandering weer van het huidig klimaat t.o.v. het toekomstig klimaat. Hiervoor wordt als uitgangspunt de bestaande KNMI'06 scenario's voor Nederland en omgeving gebruikt, voor uitzonderlijke neerslag aangevuld met de CCI-HYDR scenario's afkomstig uit België. Een volledige beschrijving van deze tool vind je op: http://www.kuleuven.be/hydr/cci/CCI-HYDR_rp.htm. In de praktijk is de tool een Excel worksheet waarmee je een tijdsreeks kan vertalen naar een andere periode. De tool is gebaseerd op een analyse van een 30 jarige tijdsreeks van 1960 - 1990 en voor een prognose voor 2070 - 2100. Het resultaat van de tool bestaat uit drie tijdsreeksen overeenkomstig een hoog, normaal en laag scenario. In het kader van MIRA 2009 werd verdergewerkt met het hoog scenario.

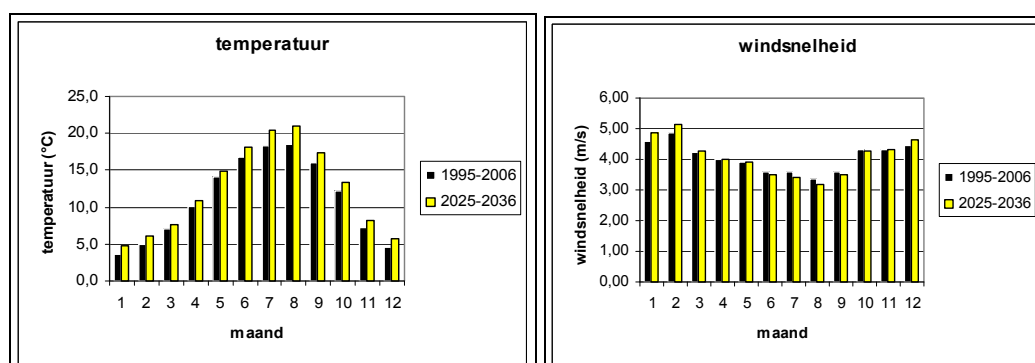
De gemiddelde jaarlijkse neerslag verandert nagenoeg niet als je de periode 1996 – 2006 vergelijkt met de waarden die uit de perturbation tool komen. Daar waar deze eerst 826 mm/jaar bedroeg met een maximum van 100 mm/dag is dit voor het toekomstscenario 823 mm/jaar met een maximum van 87 mm/dag. Als we meer in detail kijken naar de spreiding over het jaar (Figuur 51) zien we dat volgens de resultaten van de perturbation tool de winters natter zullen zijn en de zomers droger in de toekomst.

Figuur 51: Neerslagverdeling voor 1996-2006 en 2025-2035



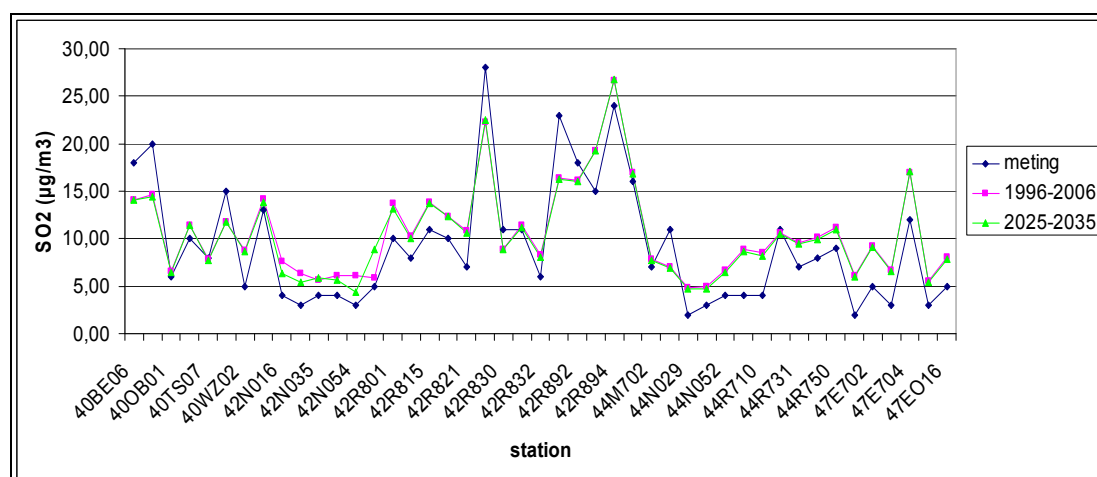
Volgens de resultaten van de perturbation tool zal de temperatuur gemiddeld met 1,3 °C toenemen. De windsnelheid aan de grond blijft nagenoeg gelijk met een gemiddelde waarde van 4 m/s. In Figuur 52 is weerom het verloop in het jaar over de twee tienjarige tijdsreeksen te zien.

Figuur 52: Verloop van de temperatuur en de windsnelheid voor de twee periodes



De extreme meteoset vertoont dus zowel voor neerslag, temperatuur als wind verwaarloosbare verschillen met de 10-jarig gemiddelde meteo. We verwachten dan ook weinig invloed op de berekende concentraties en deposities. Er werd getest met de emissies voor 2006. De resultaten wat berekende immisieconcentraties betreft, zijn te zien in Figuur 53 voor de meetpunten van het automatisch luchtkwaliteitsmeetnet van de VMM. Zoals te zien zijn er althans voor deze emissies en receptorpunten, maar weinig verschillen. De afwijking bedraagt gemiddeld slechts 1,3 %.

Figuur 53: SO₂ concentraties in de meetpunten van de VMM



Ook op het niveau van deposities gelden gelijkaardige conclusies. Blijkens de resultaten voor de gemiddelde depositie in 2030, doorgerekend met de extreme meteoset, is de invloed klein tot verwaarloosbaar. Het betreft namelijk een onbeduidend verschil kleiner dan 1 % (of max. 10 Zeq/ha.j) dat ruim binnen de onzekerheidsmarge van de modelresultaten gelegen is.

4.1.2.3 Meteoset voor scenarioberekeningen

Tijdens het vergelijkend onderzoek tussen de 10-jarig gemiddelde meteoset en de extreme klimaatmeteoset, werd aangetoond dat een 'bug' in de meteo-preprocessor ervoor zorgde dat de 10-jarig gemiddelde meteoset niet bruikbaar was voor de scenarioberekeningen van de toekomstjaren. De resultaten uit de vergelijking tussen 10-jarig gemiddelde meteoset en de extreme klimaatmeteoset, zoals hiervoor toegelicht, bleken wel geldig te zijn, gezien het een relatieve vergelijking was.

Op basis van bijkomend onderzoek om de invloed van de beschikbare jaarlijkse meteobestanden te berekenen werd voor de nieuwe Vlops.08 versie opnieuw een referentiejaar voor de emissies gebruikt (deze keer 2006) en gekoppeld met elk beschikbaar

meteojaar tussen 2000 en 2006. De gekozen referentiepolluenten zijn SO_x, NO_y en NH_x. De resultaten met Vlops.08 zijn weergegeven in Tabel 33.

Tabel 33: Concentratie- en depositieresultaten berekend met het OPS-model op basis van de emissies van het jaar 2006 en de meteorologische gegevens voor de jaren 2000 tot 2006 (Vlaanderen, 2006)

emissies 2006	concentratie (µg/m ³)			droge, natte en totale depositie per pollutant en totaal (Zeq/ha)											
meteojaar	SO ₂	NO ₂	NH ₃	droge SO _x	natte SO _x	totale SO _x	droge NO _y	natte NO _y	totale NO _y	droge NH _x	natte NH _x	totale NH _x	droge totaal	natte totaal	totaal
2000	5,00	23,4	4,25	552	301	853	415	280	696	871	331	1 202	1 839	912	2 751
2001	6,16	26,2	4,90	562	311	873	449	275	724	915	313	1 228	1 926	899	2 825
2002	5,95	24,4	4,57	572	280	853	449	257	707	889	279	1 168	1 911	816	2 727
2004	6,12	26,7	5,19	572	317	889	463	294	757	907	293	1 200	1 941	904	2 846
2005	6,02	26,9	5,25	592	211	803	477	231	707	936	244	1 180	2 005	686	2 691
2006	6,22	25,6	4,89	601	299	900	483	302	785	914	295	1 209	1 998	895	2 893
gemiddelde	5,91	25,53	4,84	575	287	862	456	273	729	905	293	1 198	1 937	852	2 789
standaard- deviatie	0,46	1,38	0,38	18	39	34	24	26	35	23	30	21	61	89	78
RSD (%)	7,7	5,4	7,8	3,2	13,6	4,0	5,4	9,5	4,8	2,5	10,2	1,8	3,2	10,4	2,8
afwijking 2006 t.o.v. gemiddelde (%)						4,43			7,63			0,93			3,74

Volgens het KMI was de gemiddelde neerslaghoeveelheid voor Vlaanderen in 2006 lichtjes hoger dan het (langdurig) gemiddelde maar verdeeld over minder aantal buien. Het was vooral tijdens de maand augustus dat de grootste hoeveelheid neerslag werd geregistreerd. Met 202,3 mm (normaal: 74,4 mm) was dit de 2^{de} hoogste maand sinds de start van de metingen (bron: KMI).

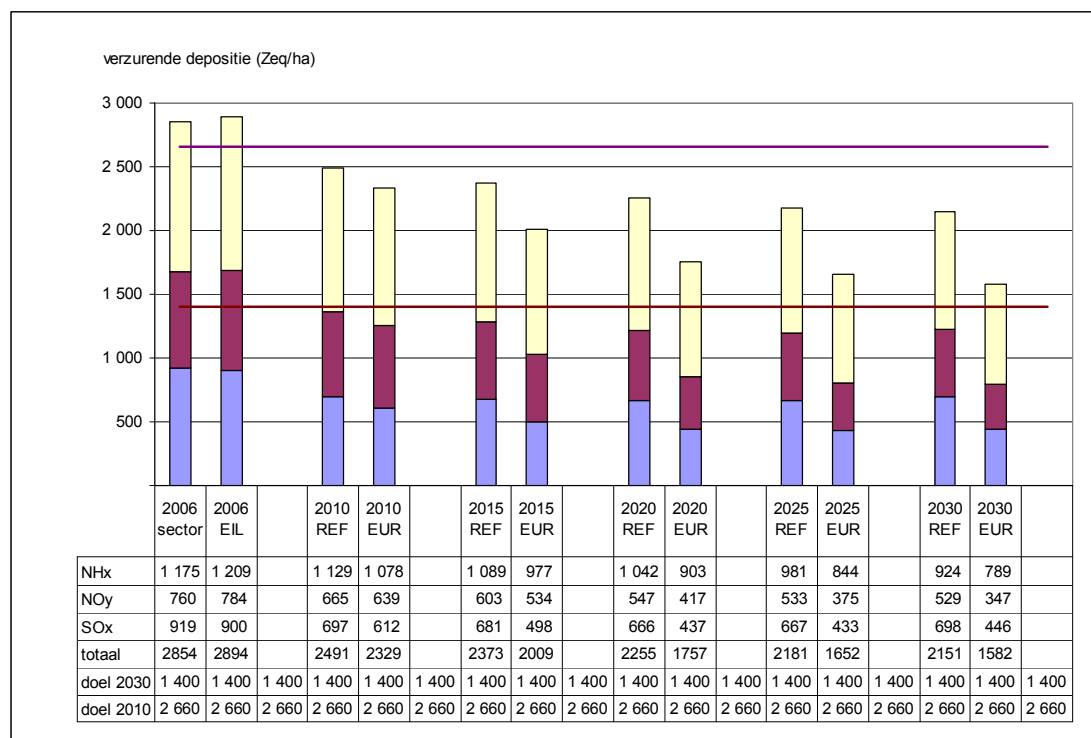
Uit de tabel blijkt dat de meteoset 2006 slechts in kleine percentages verschilt van het gemiddelde van de laatste 6 beschikbare jaren. Bekijken we de resultaten per fractie en in absolute cijfers, dan merken we zelfs dat deze verschillen onbeduidend en daardoor volledig verwaarloosbaar zijn; te meer daar de modelonzekerheid groter is dan de hier bekomen relatieve verschillen.

Als conclusie kunnen we daarom stellen dat de meteoset 2006 een vrij goede weergave is van een gemiddelde meteoset voor de laatste jaren, en daardoor bruikbaar is als meteoset voor de scenariodoorrekeningen die in dit MIRA 2009 gerapporteerd worden.

4.1.3 Gemiddelde verzurende depositie (totaal en per pollutant)

Door middel van Vlops.08 werden de gemiddelde jaarlijkse verzurende deposities van SO_x-, NO_y- en NH_x-verbindingen berekend voor Vlaanderen voor alle toekomstige zichtjaren en dit voor het REF- en EUR-scenario. De resultaten worden weergegeven in Figuur 54.

Figuur 54: Gemiddelde verzurende depositie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)



De modelberekeningen geven aan dat de totale verzurende depositie in Vlaanderen tegen 2030 zal dalen met 25 (REF) tot 45 (EUR) % van gemiddeld 2 854 Zeq/ha in 2006 tot 2 151 (REF) à 1 582 (EUR) Zeq/ha in 2030. Deze laatste depositie zou als volgt samengesteld zijn:

- een gemiddelde SO_x-depositie van 698 (REF) tot 446 (EUR) Zeq/ha.j;
- een gemiddelde NO_y-depositie van 529 (REF) tot 347 (EUR) Zeq/ha.j;
- een gemiddelde NH_x-depositie van 924 (REF) tot 789 (EUR) Zeq/ha.j.

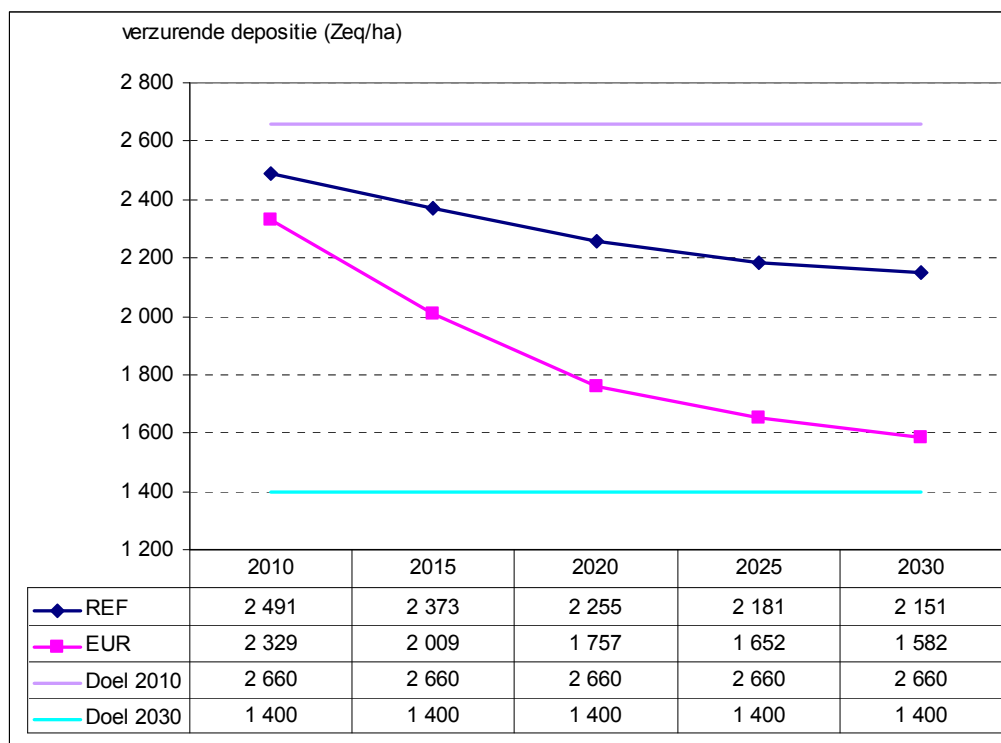
De bijdrage van SO_x aan de verzurende depositie daalt tussen 2006 en 2020 met 28 % (REF) tot 52 % (EUR) om daarna tot 2030 nauwelijks nog te veranderen. Het doorvoeren van het EUR-scenario levert dus een bijkomende daling op. Het relatieve aandeel schommelt rond de 30 % in beide scenario's. De verzurende depositie door SO_x volgt in grote lijnen de trend van de SO_x-emissie, maar blijft in 2030 voor beide scenario's boven de afgeleide LTD voor bossen en verzuringgevoelige gebieden.

Het aandeel van NO_y in de verzurende depositie blijft gestaag dalen tussen 2006 en 2030 tot 30 % voor het REF- scenario. Voor deze pollutant kan opnieuw het doorvoeren van het EUR-scenario nog een bijkomende daling opleveren tot 54 % in 2030 t.o.v. 2006. Het relatieve aandeel daalt vooral in het EUR-scenario, en dit van 27 % naar 22 %. Ook hier wordt in grote lijnen de emissietrend gevolgd, maar de depositie blijft eveneens in 2030 voor beide scenario's boven de afgeleide LTD voor bossen en verzuringgevoelige gebieden.

Het absolute aandeel van NH_x tenslotte in de verzurende depositie vertoont een continu dalende trend in beide scenario's tot een maximum van 21 en 33 % voor resp. REF- en EUR-scenario. In absolute cijfers betekent dit een daling van 1175 Zeq/ha in 2006 naar 924 tot 789 Zeq/ha voor resp. REF- en EUR-scenario in 2030. Hierdoor wordt de LTD voor boscsystemen in 2030 behaald (als ruimtelijk gemiddelde), maar enkel bij de aannames uit het EUR-scenario. Het relatieve aandeel echter stijgt van 41 % in 2006 naar 43 % (REF) en 50 % (EUR) in 2030, waardoor NH_x het grootste aandeel (tot de helft) behoudt; dit in tegenstelling met hetgeen werd vastgesteld bij de verzurende emissies waar NO_x emissies het grootste aandeel hadden (zie Figuur 39). Met deze stijging neemt het aandeel van NH_x nog toe t.o.v. de trend die al vóór 2006 werd opgemerkt. Aangezien ammoniak grotendeels in

de onmiddellijke omgeving van de bronnen neerslaat, heeft vooral een Vlaams beleid er impact op. Het verzuringsbeleid in Vlaanderen zal in de toekomst dus nog meer een landbouwbeleid worden en nog nauwer aansluiten bij het vermestingsbeleid.

Figuur 55: Verloop van de verzurende depositie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2006-2030)



Als we beide scenario's onderling vergelijken (zie Figuur 55) merken we een toenemend verschil in depositiereductie in de loop der tijd. Het verschil tussen beide scenario's bedraagt in 2010 7 %, terwijl dit toeneemt tot 27 % in het voordeel van het EUR-scenario in 2030. Ook op het niveau van de afzonderlijke pollutanten zien we een toenemende reductie ten voordele van het EUR-scenario. Voor SO_x loopt het verschil op van 12 naar 36 %; voor NO_y van 4 naar 34 % en voor NH_x van 5 naar 15 % tussen resp. 2010 en 2030.

Beide scenario's zouden in 2010 tijdig tegemoet komen aan de MLTD afgeleid van de NEC-richtlijn (2 660 Zeq/ha.j).

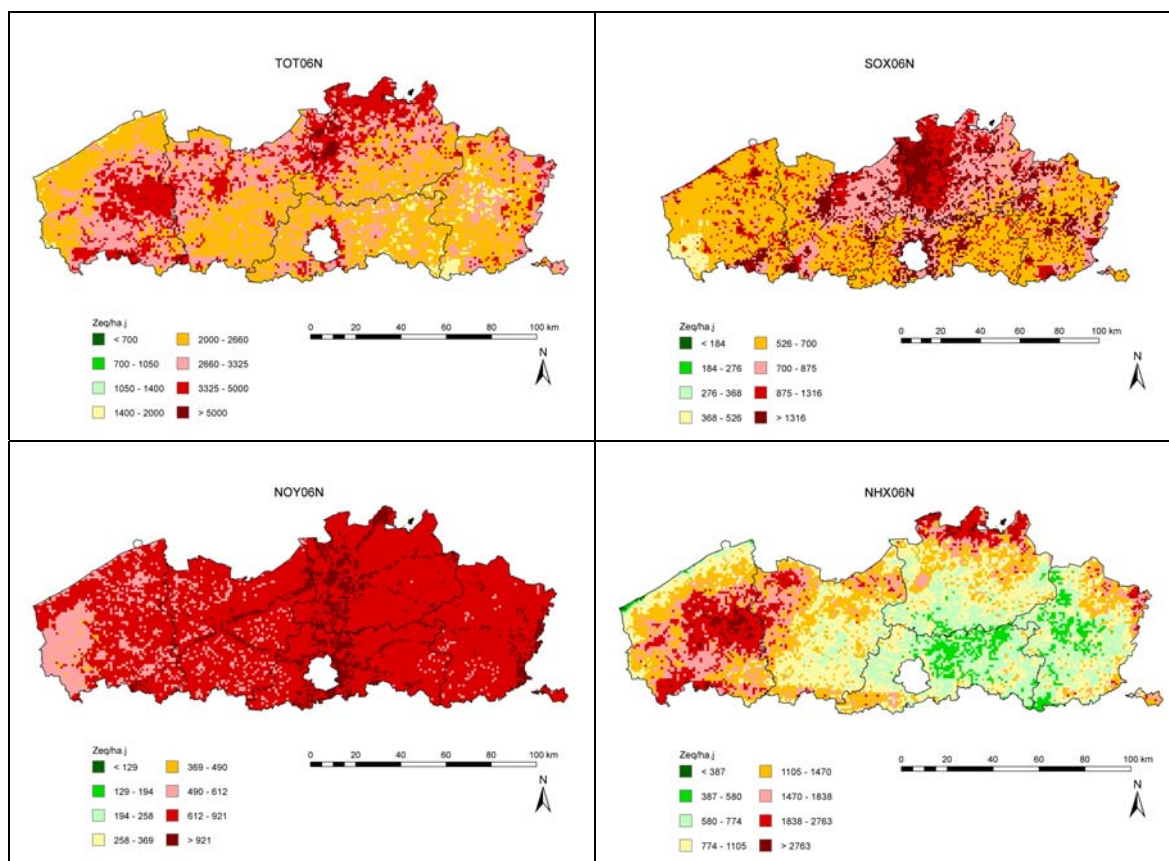
Uiteraard is het voor de jaren na 2010 belangrijker om te vergelijken met de langetermijndoelstelling (LTD) van 1 400 Zeq/ha.j te bereiken in 2030. We zien dat in geen van beide scenario's de beoogde doelstelling behaald wordt, en dus dat nog bijkomende maatregelen bovenop die uit het EUR-scenario nodig zullen zijn om de doelstelling tijdig te realiseren. Dit betekent een te realiseren daling van de depositie met 51 % t.o.v. 2006, of nog steeds 44 % (REF) tot 40 % (EUR) reductie t.o.v. 2010 %.

4.1.4 Spreiding verzurende depositie (totaal en per pollutant)

In Figuur 56 wordt de spreiding weergegeven van de totale verzurende depositie en de SO_x -, NO_y - en NH_x -deposities. We merken bij de totale depositie dat in 2006 nog grote delen van Vlaanderen boven de MLTD van 2 660 Zeq/ha.j liggen; met name slechts 6 290 km² ligt reeds beneden deze grens. In de kaarten per pollutant kunnen duidelijk de bronnen worden onderscheiden: voor SO_x merken we vooral nog overschrijdingen in stedelijke en industriële (haven) gebieden; voor NO_y zien we de grote verkeersaders als grootste bronnen oplichten;

terwijl voor NH_x de intensieve veeteeltgebieden in West-Vlaanderen en de Kempen naar voor komen.

Figuur 56: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutant (Vlaanderen, 2006)



In Figuur 57 wordt de spreiding getoond van de totale verzurende depositie en de SO_x -, NO_y - en NH_x -depositie, voor resp. 2010, 2015, 2020, 2025 en 2030. De linkerkolom toont de berekeningen voor het REF-scenario, terwijl in de rechterkolom het EUR-scenario getoond wordt.

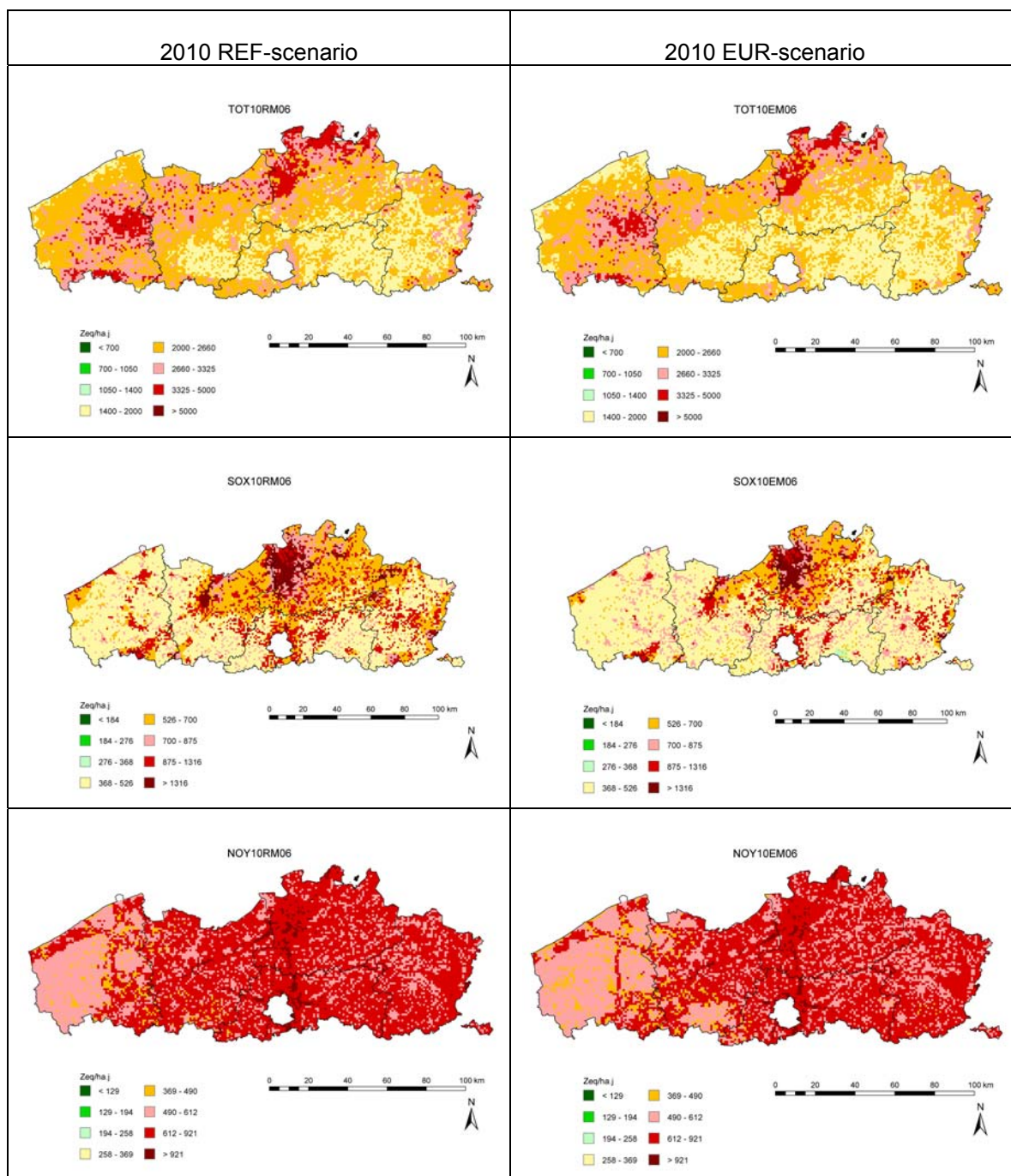
Uit de spreidingskaarten op pollutantniveau komen opnieuw duidelijk de bronnen van verzuring naar voor. De opsplitsing van de LTD van 1 400 Zeq/ha.j per pollutant doet uitschijnen dat de norm voor NO_y haast nergens en voor NH_x op een relatief groot oppervlakte zou behaald worden. Uit 2.3.2 weten we dat de droge depositie van NO_y belangrijker is dan de natte depositie, en dat hierdoor de relatieve bijdrage van het buitenland toeneemt in Vlaanderen. Bovendien werden de niet-Vlaamse bronnen in het NEC-scenario anders gespreid (zie 4.1.1.1) dan het geval is bij het REF- en EUR-scenario. Dit kan een invloed gehad hebben op de berekening van de MLTD en de uitsplitsing ervan over de drie pollutanten. Van de onderstaande kaarten moeten die per pollutant dan ook eerder indicatief beschouwd worden, en vooral de kaarten van NO_y .

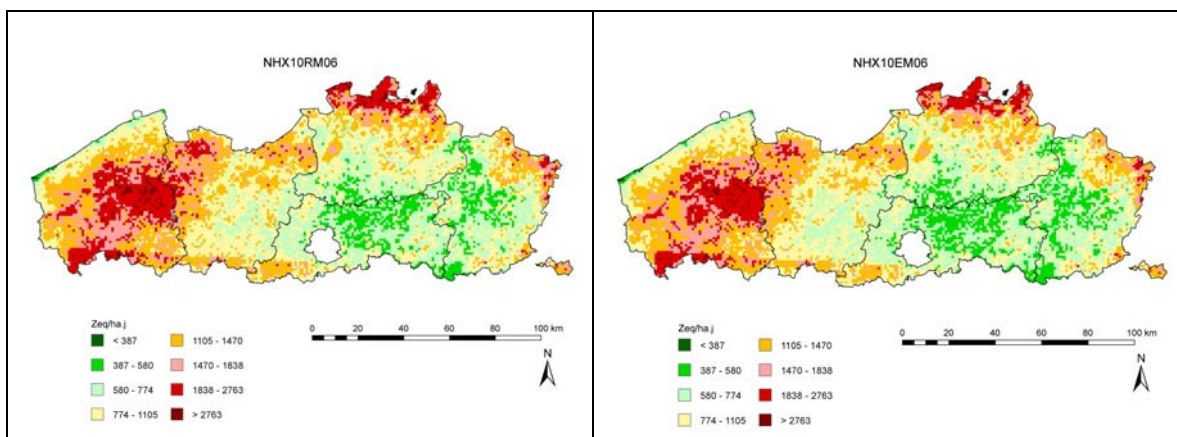
Verder tonen de kaarten dat vanaf 2010 beide scenario's leiden tot het behalen van de MLTD in een groot aantal streken in Vlaanderen, met name 9 285 km² (68 %) van Vlaanderen behaalt tijdig de MLTD in het REF- scenario, dat nog oploopt tot 10 579 km² (79 %) in het EUR-scenario. De hoogste waarden en normoverschrijdingen komen voor in de omgeving van (grote) steden, belangrijke verkeerswegen en in landbouwgebieden met intensieve veeteelt (West-Vlaanderen, Noorderkempen en in mindere mate Oost-Vlaanderen).

In 2015 zou de doelstelling 2010 nog steeds niet overal in Vlaanderen behaald worden. Het duurt tot 2020 vooraleer in het EUR-scenario de eerste gebieden in Vlaanderen de norm van 1 400 Zeq/ha.j (LTD 2030) halen. Dit verschil in scenario's neemt nog toe naarmate we

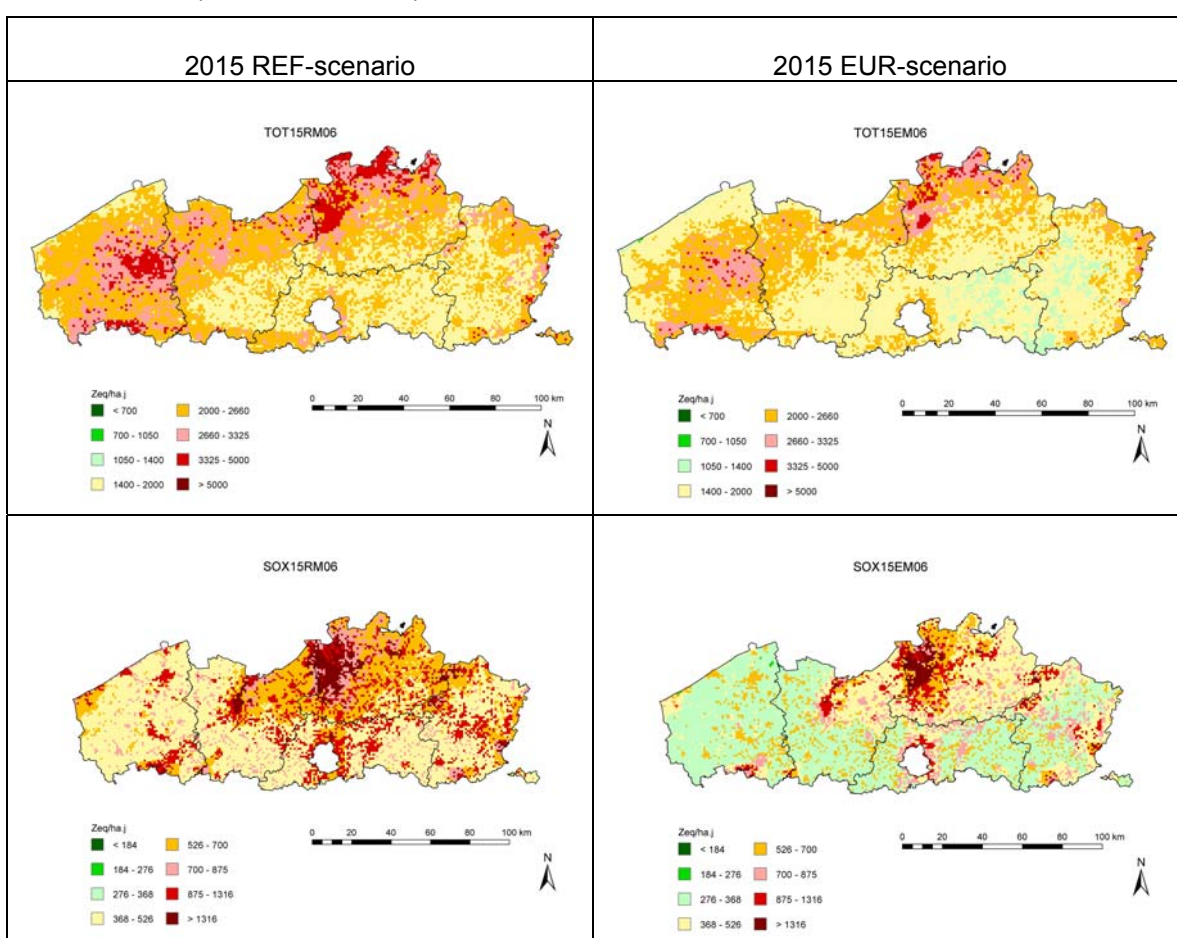
verder in de tijd gaan om in 2030 te eindigen met het behalen van de LTD in 5 344 km² (39 %) van Vlaanderen in het EUR-scenario tegenover amper 1 % (111 km²) in het REF-scenario. Het wordt hiermee aangetoond dat de bijkomende maatregelen uit het EUR scenario zeker nodig zullen zijn, en zelfs nog ontoereikend zijn om de doelstellingen in 2030 tijdig te behalen in geheel Vlaanderen.

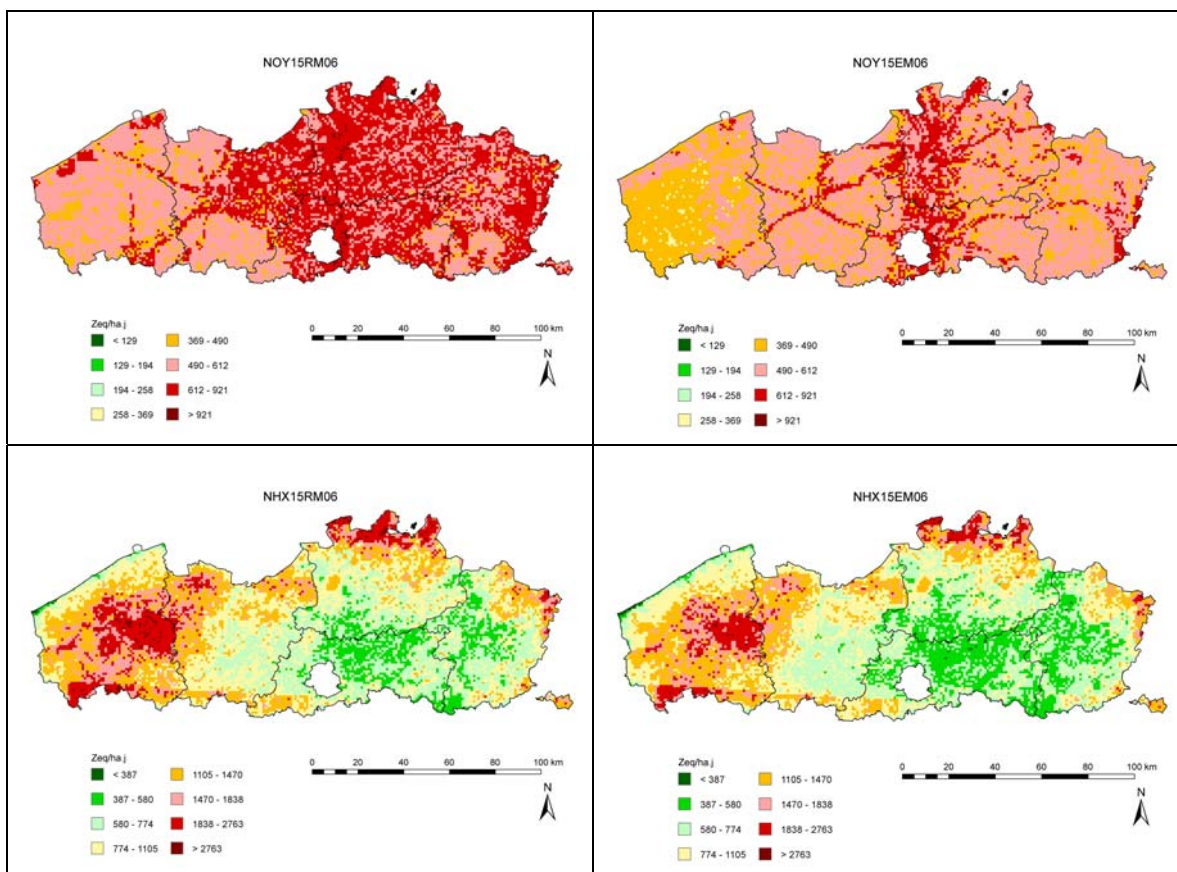
Figuur 57a: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2010)



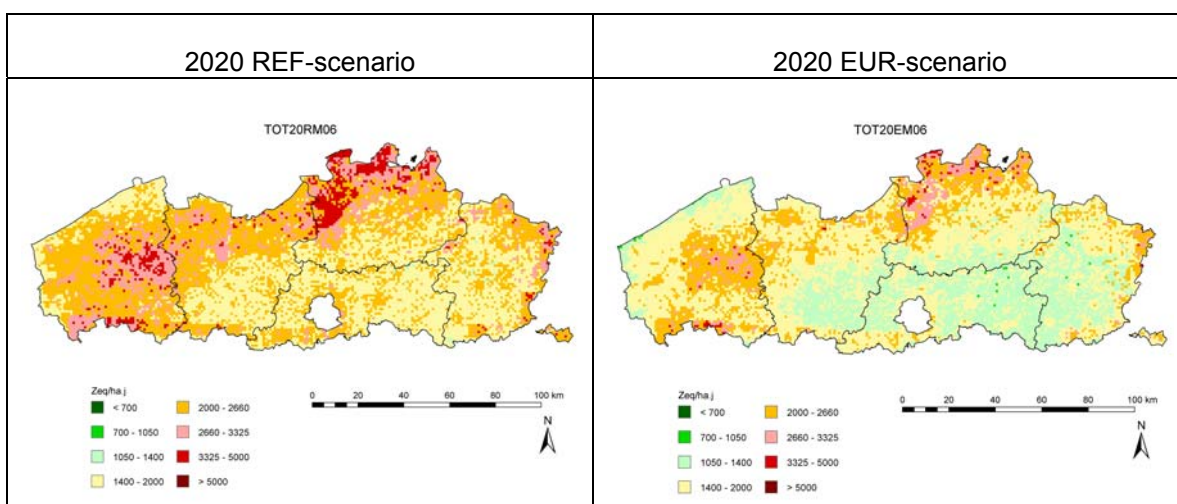


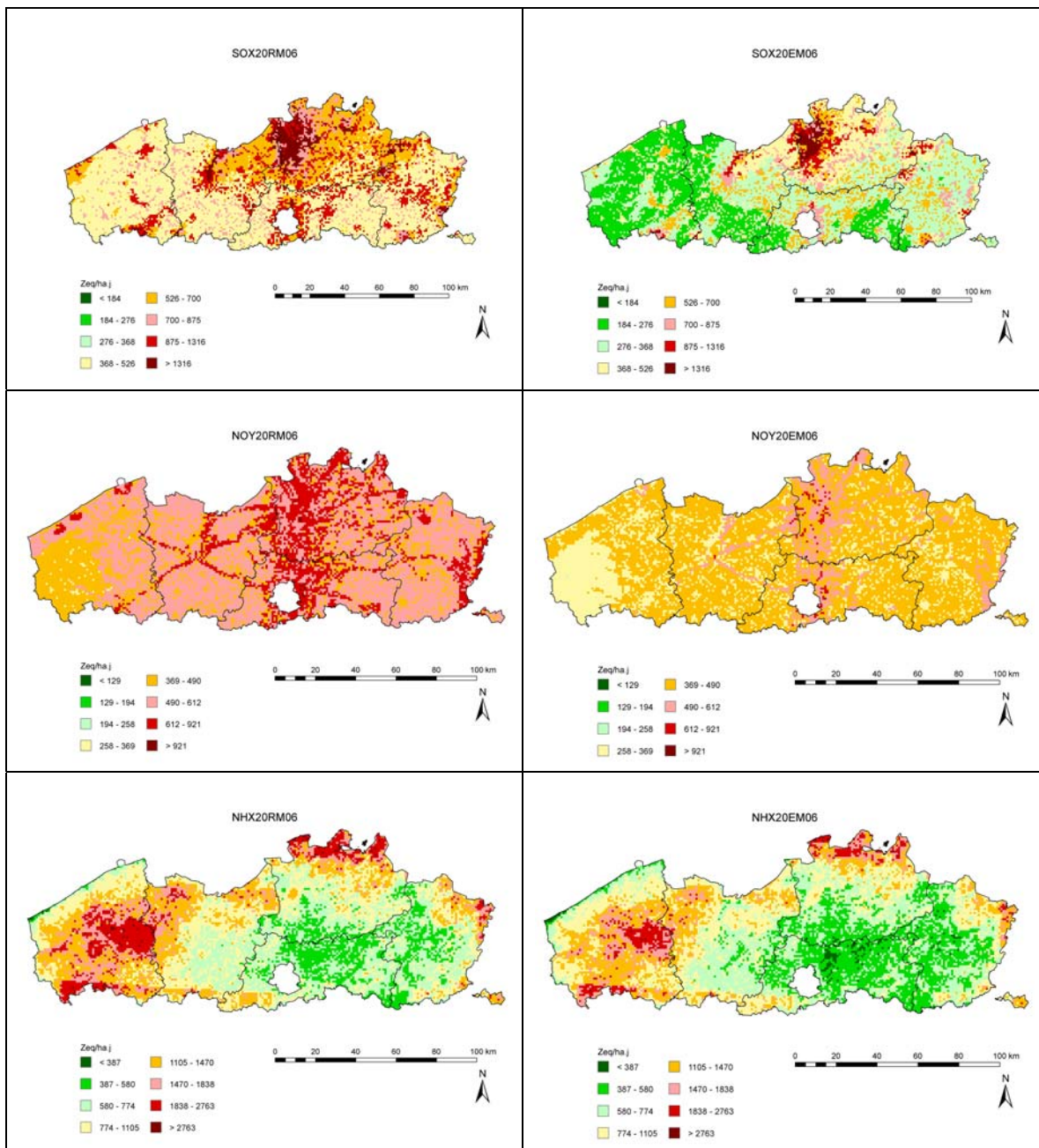
Figuur 57b: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutant in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2015)



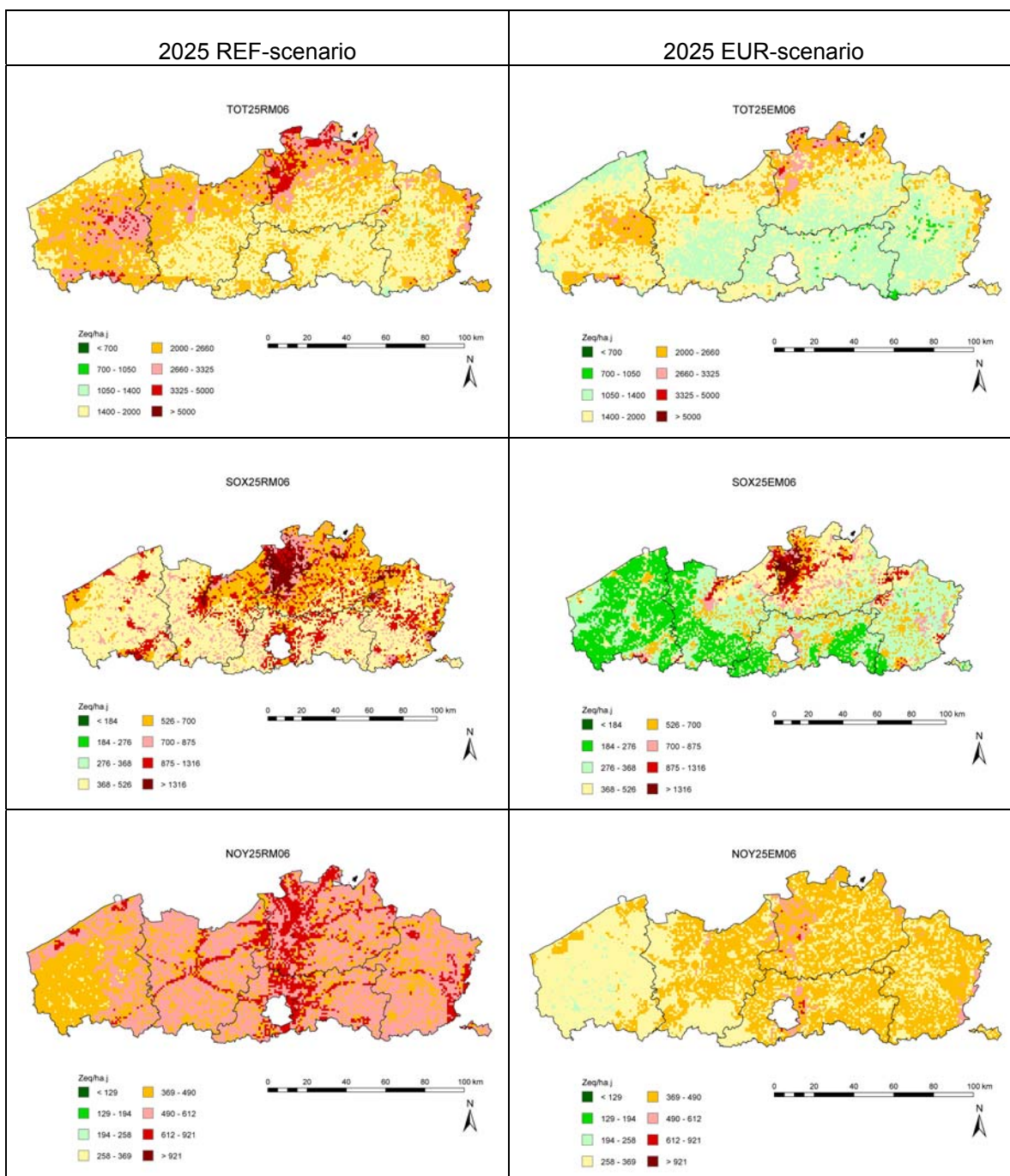


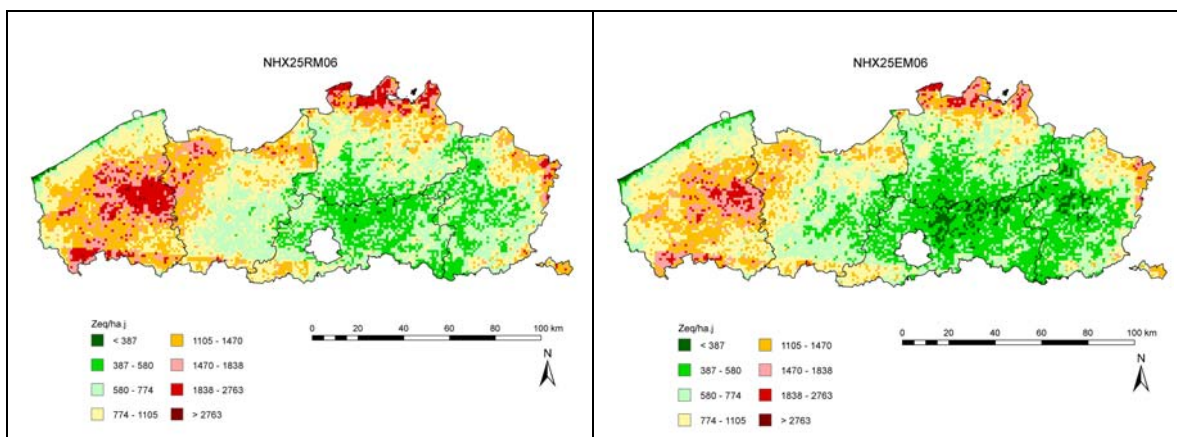
Figuur 57c: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2020)



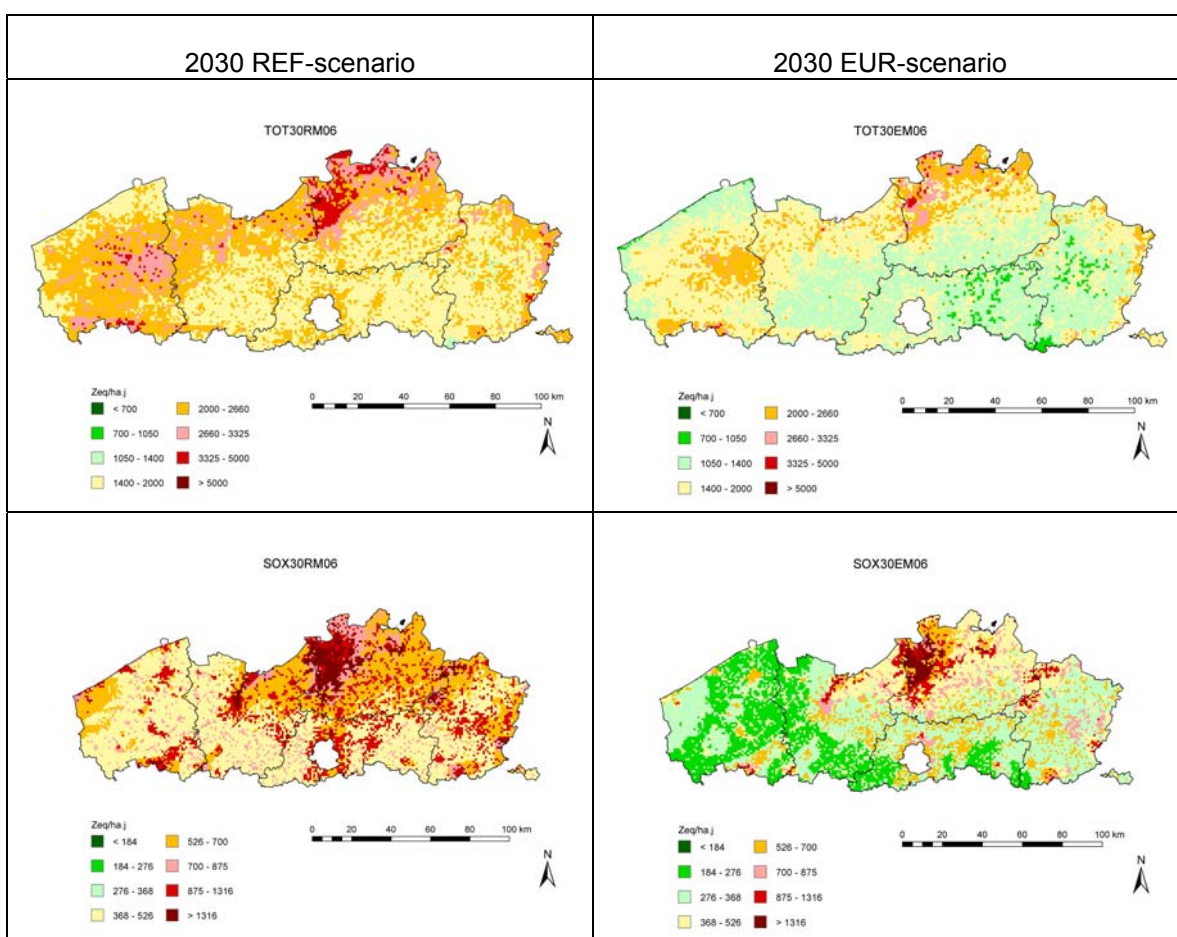


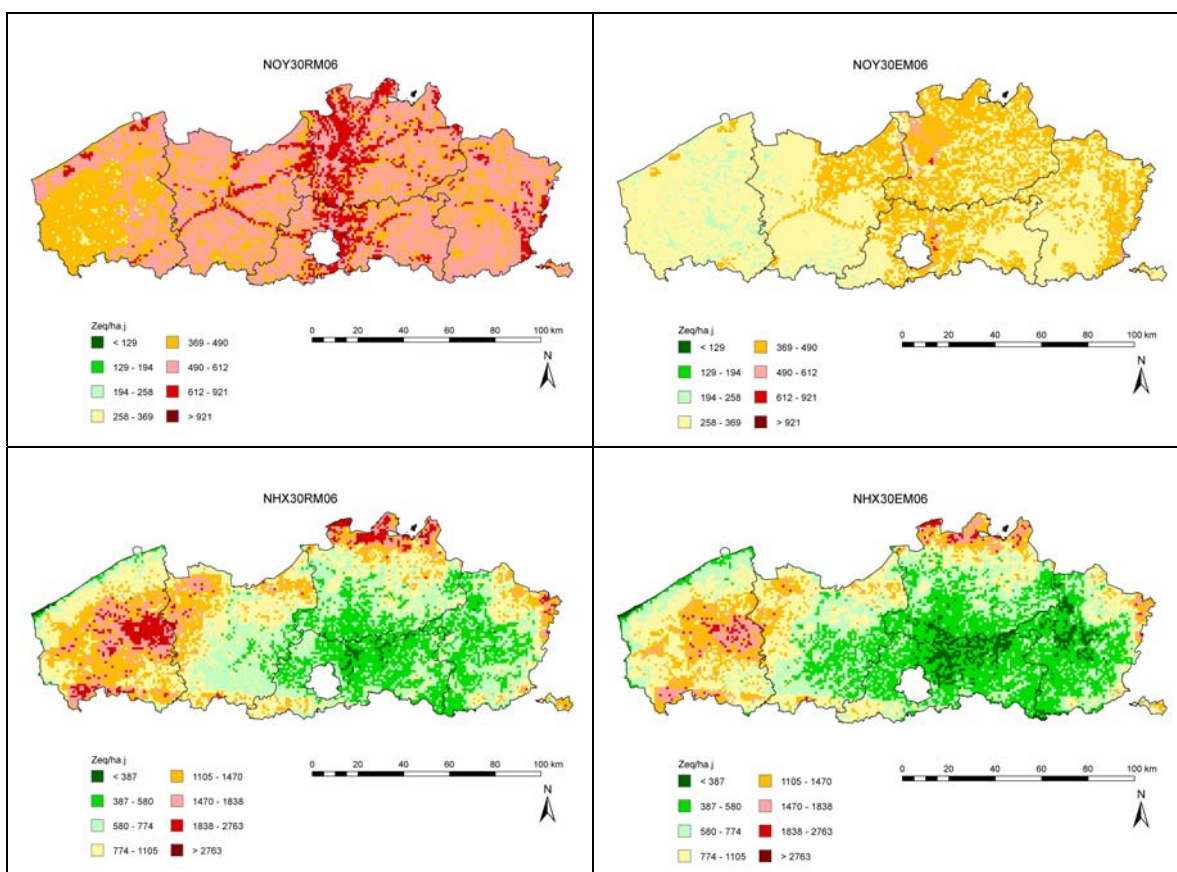
Figuur 57d. Spreiding van de verzurende depositie totaal en per polluent in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2025)





Figuur 57e: Spreiding van de verzurende depositie totaal en per pollutie in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 2030)

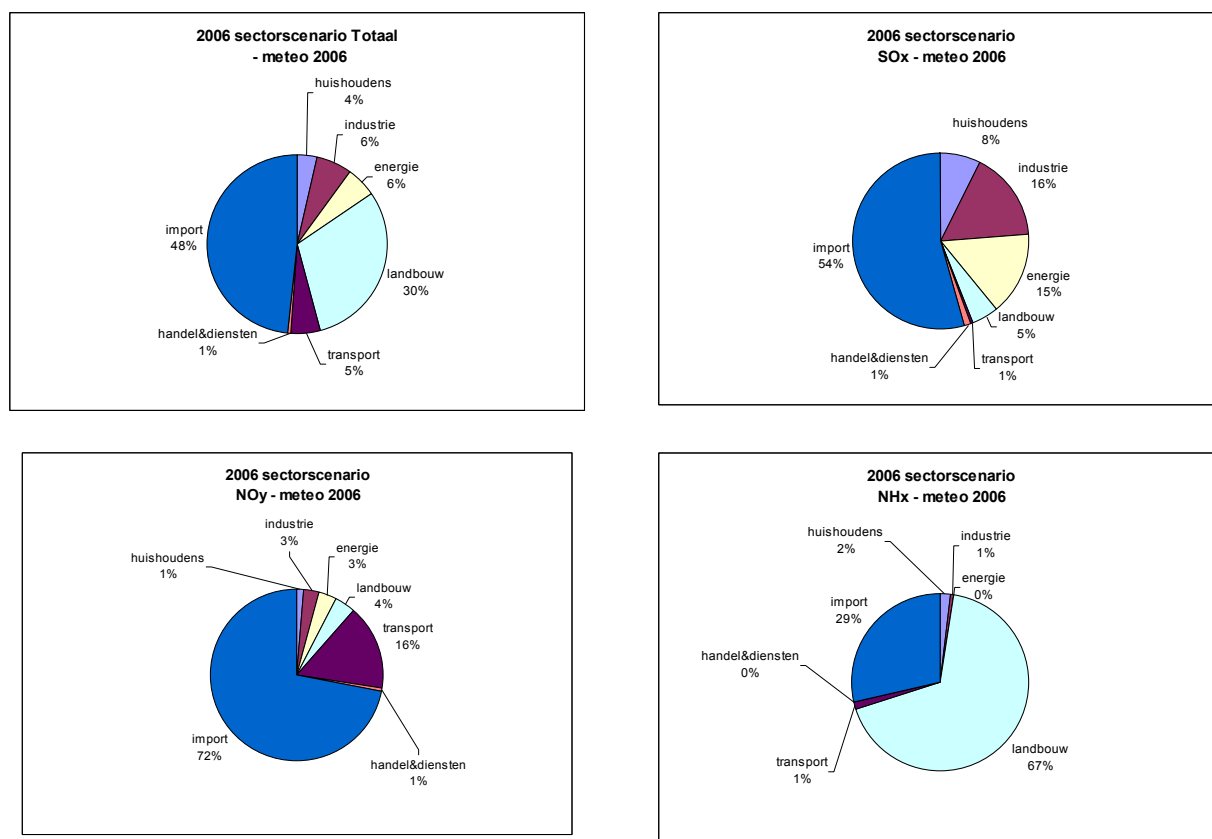




4.1.5 Aandeel van de sectoren en niet-Vlaamse import in de verzurende deposities

Figuur 58 illustreert in detail het aandeel van de verschillende doelgroepen en de niet-Vlaamse import in de totale verzurende deposities voor 2006. In de figuur wordt telkens de bijdrage per sector aan de verzurende deposities getoond voor totale verzuring, SO_x , NO_y en NH_x deposities. Uit de figuur blijkt dat de eigen Vlaamse emissies en de geïmporteerde verzurende stoffen in 2006 nagenoeg vergelijkbare bijdragen leveren aan de verzurende deposities in Vlaanderen. Er is namelijk een import van 48 %. Op pollutant niveau loopt dit voor NO_y zelfs op tot 72 % import. Voor NH_x is er slechts een kwart van de verzuring die afkomstig is van buiten Vlaanderen. De import voor SO_x is licht hoger dan de eigen Vlaamse inbreng.

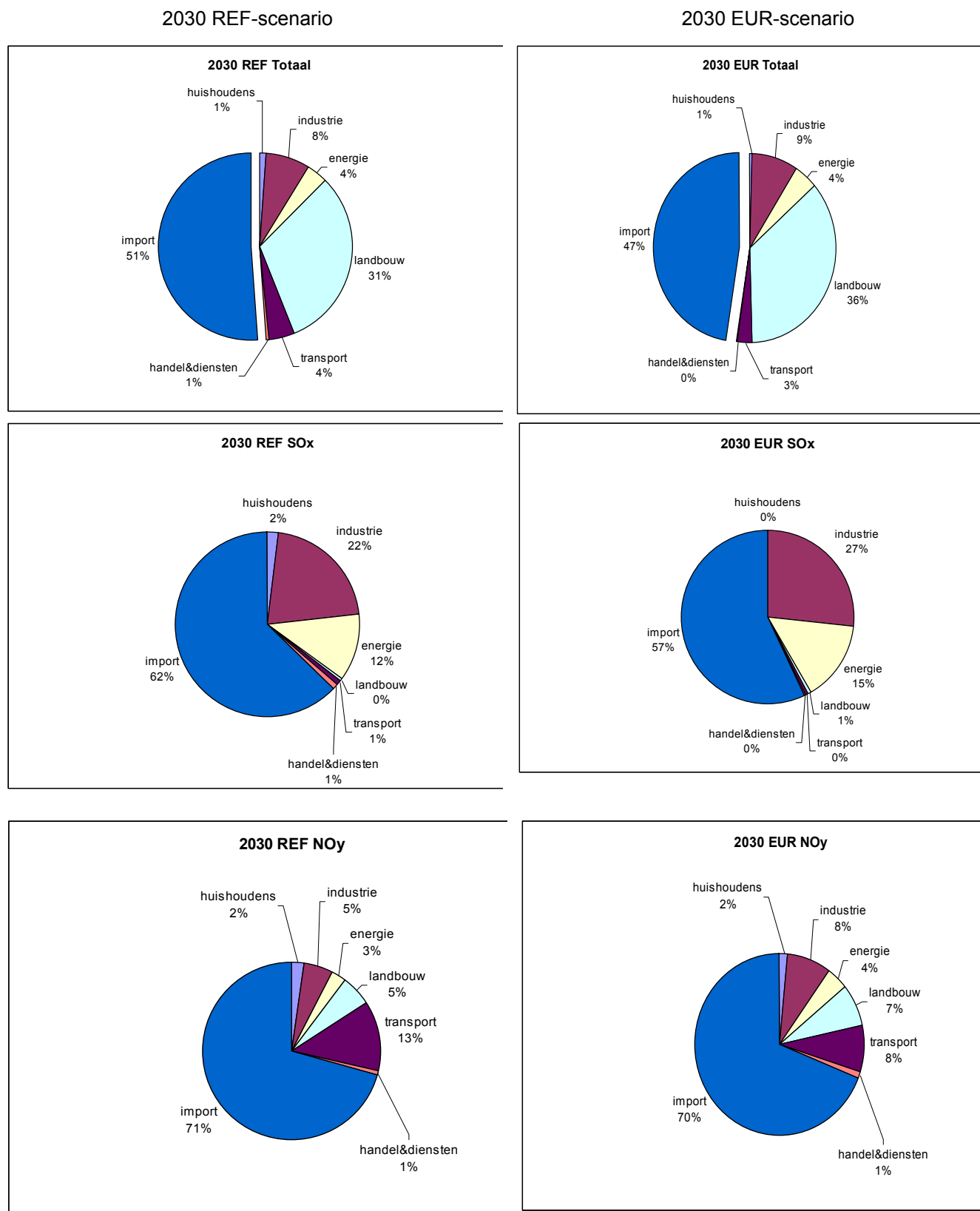
Figuur 58: Aandeel van de doelgroepen in de verzurende deposities, berekend met meteogegevens van 2006 (Vlaanderen, 2006)

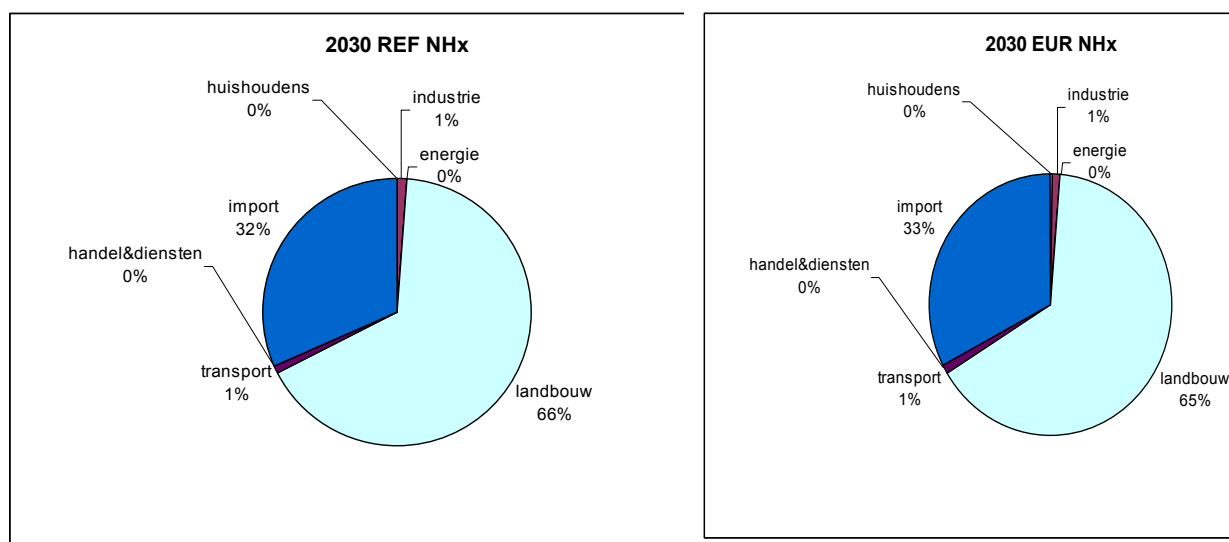


In de Figuur 59 worden onder elkaar opnieuw telkens de bijdragen per sector aan de verzurende deposities getoond voor totale verzuring, SO_x, NO_y en NH_x deposities voor 2030. De linkerkolom toont de berekeningen voor het REF-scenario, terwijl in de rechterkolom het EUR-scenario getoond wordt. Beide scenario's werden doorgerekend met de 10-jarig gemiddelde meteo. Dit heeft als gevolg dat enkel de relatieve aandelen in verzuring besproken worden (zie ook § 4.1.2.3).

In 2030 daalt de import van 51 % naar 47 % als we van REF-scenario overgaan naar het EUR-scenario. Vergelijken we beide scenario's onderling, dan wordt aangetoond dat het relatieve belang van vooral de sector landbouw, maar ook in zeer geringe mate van de sectoren industrie nog toeneemt. Dit komt omdat in het EUR-scenario het absolute aandeel van de niet-Vlaamse import sneller afneemt dan het absolute aandeel van vooral die sector landbouw.

Figuur 59: Aandeel van de doelgroepen in de verzurende deposities in het REF- en het EUR-scenario, berekend met 10-jarig gemiddelde meteogegevens (Vlaanderen, 2030)





4.2 Overschrijding kritische lasten

4.2.1 Inleiding

De overschrijding van de kritische lasten voor verzuring en vermessing voor heide, grasland en bos werd bepaald voor het REF- en EUR-scenario bij wijzigend landgebruik (Wuyts et al., 2009b). Omwille van de hoge graad van bosfragmentatie in Vlaanderen, en de invloed van bosranden op atmosferische depositie en kritische lasten, worden ook overschrijdingen berekend die rekening houden met de bosranden. De verdeling van de kritische lasten voor verzuring zijn per natuurcategorie of ecosysteemtype samengevat in Tabel 20 (deel 2.4.6).

De aangeleverde deposities verschillen van de deposities die tot nu gebruikt werden bij het berekenen van de overschrijding van kritische lasten, nl. wat betreft de gehanteerde ruwheidslengtes. De OPS-deposities werden berekend (VITO/VMM) met een herwerkte versie, nl. Vlops.08. Een fundamenteel verschil is dat de droge deposities nu niet berekend zijn met een vaste ruwheidslengte per ecosysteemtype (zoals voordien het geval was), maar op basis van een variabele ruwheidslengte die wordt afgeleid van Corine-landgebruiksklassen (250 x 250 m). De overige verschillen tussen Vlops.08 en Vlops.07 werden eerder besproken, evenals het effect hiervan op de gemodelleerde luchtconcentraties van S- en N-polluenten (deel 2.3.2).

4.2.2 Invloed van bosrandeffect

De invloed van het bepalen van overschrijdingen van kritische lasten die rekening houden met verhoogde depositiefluxen en gewijzigde kritische lasten aan de bosrand kan worden afgeleid uit Tabel 34. Voor zowel naald- als loofbossen heeft het in rekening brengen van bosranden vooral een effect op de berekeningen van de overschrijdingen in het referentiejaar 2006 en op de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten. Voor naaldbos is de invloed op de oppervlakte met overschrijding nihil voor de kritische lasten voor verzuring en verwaarloosbaar voor de kritische lasten voor vermessing.

Wanneer rekening gehouden wordt met bosranden, is de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in naaldbos in het referentiejaar 2006 ongeveer 10% hoger dan wanneer geen bosranden in rekening worden gebracht. Voor de overschrijding van de kritische lasten voor vermessing is het effect van het in rekening brengen van bosranden in naaldbossen ook zichtbaar. In loofbossen leidt het in rekening brengen van bosranden tot een hogere oppervlakte met overschrijding en een hogere gemiddelde overschrijding (+7%) wat betreft verzuring voor het referentiejaar 2006. Voor de kritische lasten voor vermessing in loofbos, daarentegen, zijn kleinere oppervlaktes met overschrijding en kleinere gemiddelde overschrijdingen (-12%) vast te stellen voor het referentiejaar 2006.

Tabel 34: Oppervlakte met overschrijding van kritische lasten voor verzuring (%) en de gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring (Zeq/ha.j) in het referentiejaar 2006, met en zonder rekening te houden met bosranden

		Loofbos	Naaldbos
Oppervlakte (%)	met bosrand	45	38
	zonder bosrand	44	38
Gemiddelde overschrijding (Zeq/ha.j)	met bosrand	332	246
	zonder bosrand	310	226

Er dient echter op gewezen te worden dat de invloed van bosrandeffecten op de overschrijding van kritische lasten in deze studie wordt onderschat. De reden hiervoor is dat de invloed van bosrandeffecten op de depositie in rekening wordt gebracht door middel van depositieratio's (i.e. verhoudingen van de depositie in bosrand t.o.v. boskern). In deze studie gebruiken we voor boskernen namelijk de deposities zoals gemodelleerd door OPS, zodat de verhoogde depositie in de bosrand via deze depositieratio's dus direct afhangt van de OPS-depositie in de boskern. In dit verband treden hier twee problemen op: (i) het OPS-model op basis van de Corine-landgebruikkaart levert relatief lage depositiewaarden voor bossen op in vergelijking met vroegere OPS-versies (met vaste ruwheidslengte), en (ii) de gemiddeld bijna twee maal hogere depositie van NH_x , NO_y en SO_x in naaldbossen in vergelijking met loofbossen (De Schrijver et al., 2007b, 2008) wordt niet in rekening gebracht in de OPS-depositiedata. Tabel 34 illustreert dat bosrandeffecten op atmosferische depositie net voor naaldbossen het grootst zijn. Doordat het OPS-model geen rekening houdt met de empirisch vastgestelde depositieverhoging in naaldbossen t.o.v. loofbossen wordt de extra aanvoer van N- en potentieel verzurende depositie in de bosrand dus nog meer onderschat, in het bijzonder voor naaldbos.

De in deze studie gerapporteerde overschrijdingen van kritische lasten zijn steeds gebaseerd op deposities en kritische lasten die rekening houden met bosrandeffecten.

4.2.3 Overschrijding kritische lasten verzuring

4.2.3.1 Oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor verzuring

Tabel 35 geeft de evolutie van de oppervlakte met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring weer voor alle grasland-, heide- en boscossystemen.

Voor het REF-scenario kan worden verwacht dat de oppervlakte grasland, heide en bos met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring is afgenomen van 33-46 % in 2006 tot 15-19 % in 2030. Voor het EUR-scenario kunnen we verwachten dat vrijwel over de ganse oppervlakte grasland, heide en bos bijna geen overschrijdingen meer optreden. In het REF-scenario zou 19 % van de totale oppervlakte natuur in 2030 lijden onder verzurende deposities hoger dan de kritische lasten, terwijl dat in het EUR-scenario op een 6 % van de oppervlakte zou zijn.

Tabel 35: Oppervlakte (%) heide, grasland en bos en totale natuur (heide, grasland en bos) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring.

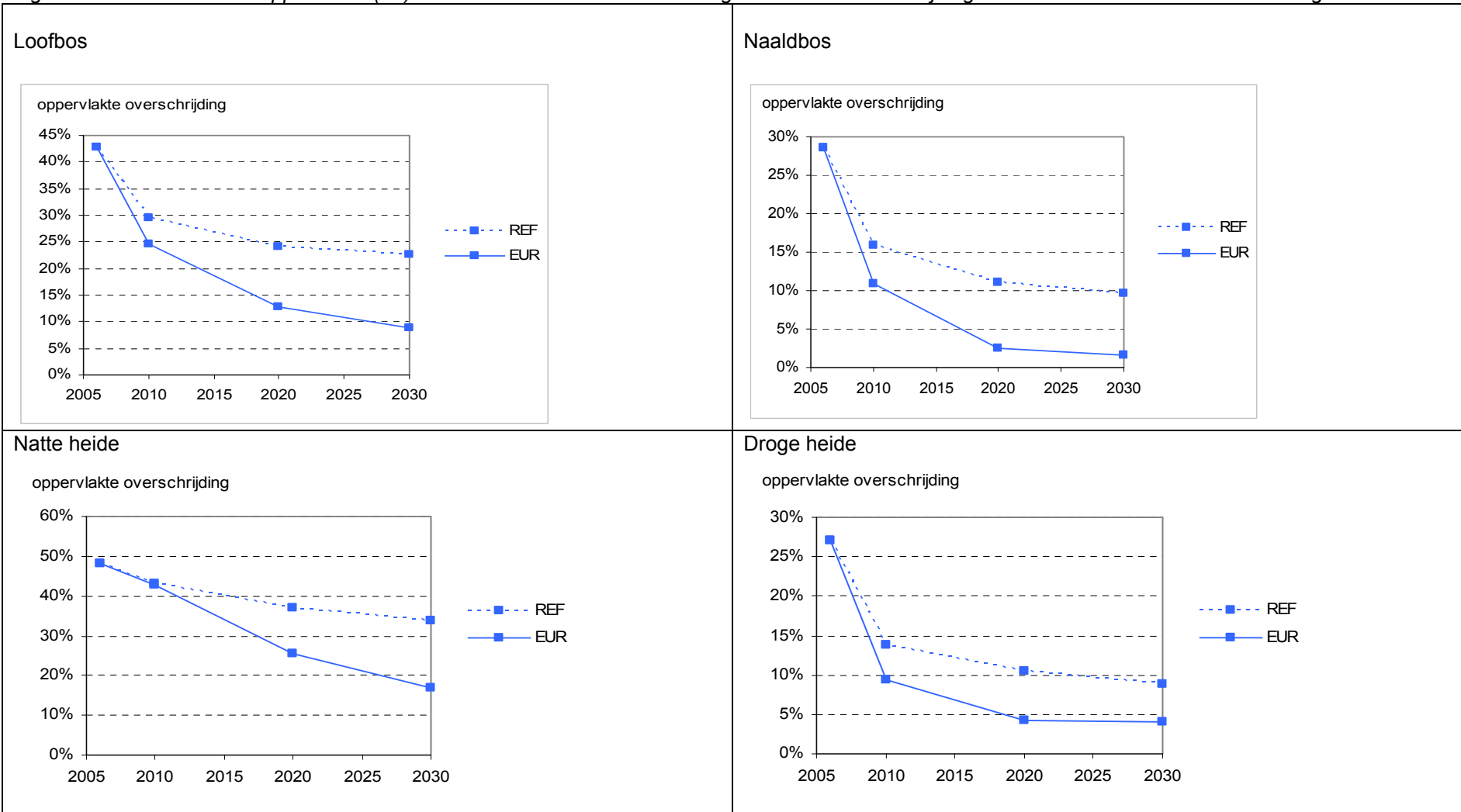
Ecosysteem	Scenario	2006	2010	2020	2030
Heide	REF		21	17	15
	EUR	33	18	10	7
Grasland	REF	46	30	23	20
	EUR		25	8	5
Bos	REF		25	20	19
	EUR	37	20	10	7
Totaal	REF		26	20	19
	EUR	39	21	9	6

De evolutie van de oppervlakte natuur met overschrijding van kritische lasten voor verzuring is weergegeven voor de acht afzonderlijke ecosysteemtypes in de Figuren 60 en 61, en is ook in tabelvorm beschikbaar in Bijlage 2. Voor alle ecosysteemtypes zien we voor beide scenario's reeds in 2010 een sterke afname in de oppervlakte met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring. Vanaf 2010 stagneert de oppervlakte met overschrijding van de kritische lasten verzuring in het REF-scenario. In het geval van het EUR-scenario zou de oppervlakte met overschrijding verder afnemen na 2010, zij het in mindere mate dan in de periode 2006-2010.

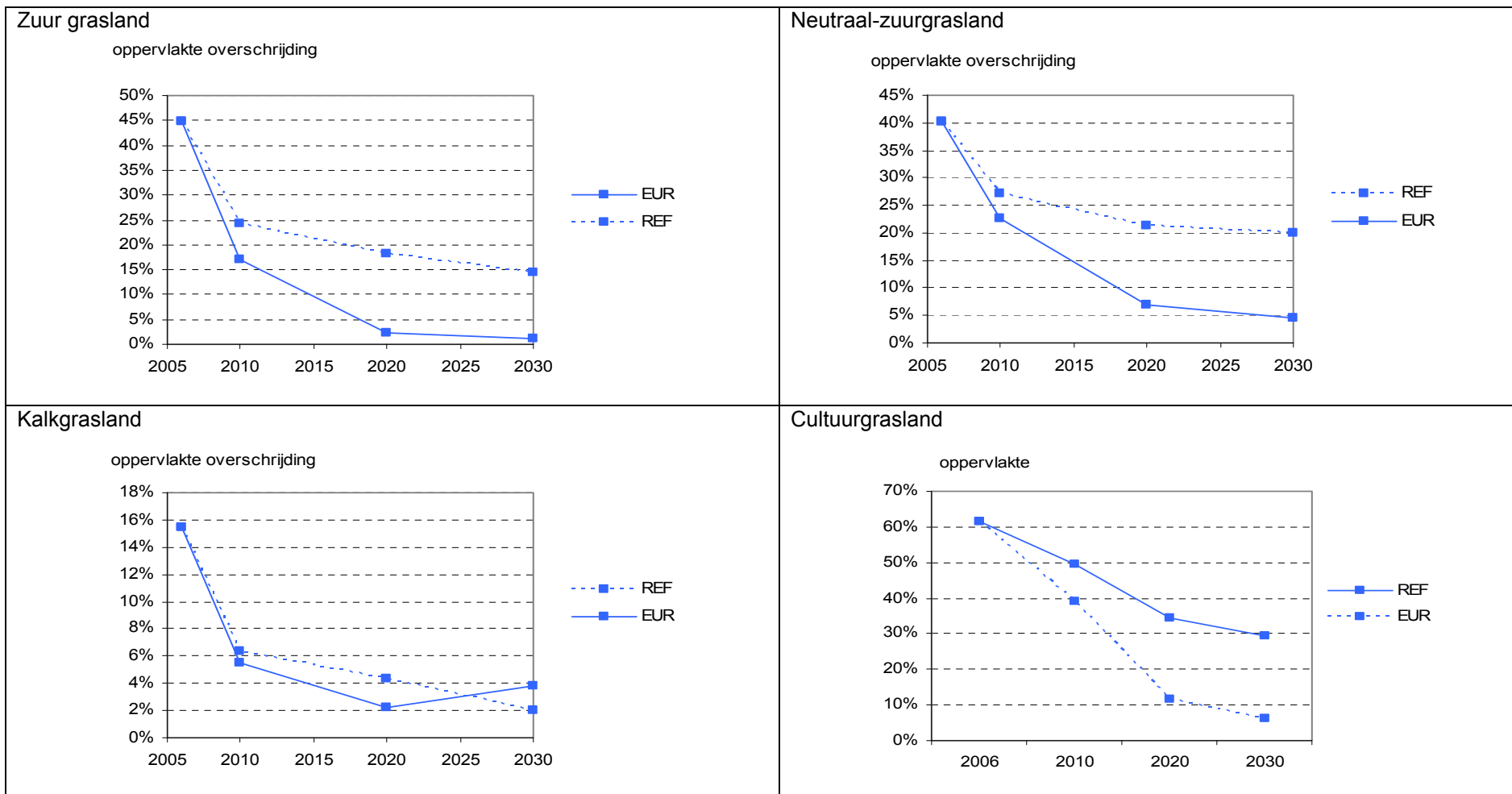
De verklaring voor de algemene sterke afname in de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring tussen 2006 en 2010 ligt in het verloop van de S-deposities in beide scenario's. Zowel voor het REF- als het EUR-scenario vindt al een groot deel van de verwachte reductie in SO₂-emissie en overeenkomstige SO_x-depositie plaats tussen 2006 en 2010.

We merken nog op dat het gebruikte criterium voor de kritische lasten voor verzuring (Al:Bc = 1) vrij mild is. Het vooropstellen van een maximale verhouding van de concentratie aan aluminium t.o.v. zogenaamde basische kationen in het bodemuitspoelingswater verhindert niet dat het zuurbufferende vermogen van de bodem verder aangetast wordt. Kritische lasten houden immers geen rekening met bodemprocessen met een eindige buffercapaciteit (cf. deel herstel van bodemverzuring). Als alternatief zouden kritische lasten voor verzuring berekend kunnen worden die bv. een bepaalde gewenste basenverzadiging van de bodem garanderen. Een andere mogelijk chemisch criterium voor verzuring is vooropstellen dat geen uitspoeling van *anion neutralizing capacity* meer optreedt (ANC_{le,acc} = 0) (Staelens et al., 2006). We berekenden de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring met het Al:Bc-criterium omwille van de consistentie met eerdere studies in Vlaanderen.

Figuur 60: Evolutie van de oppervlakte (%) loof- en naaldbos en natte en droge heide met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring



Figuur 61: Evolutie van de oppervlakte (%) zuur, neutraal-zuur, kalk- en cultuurgrasland met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring



4.2.3.2 Gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor verzuring

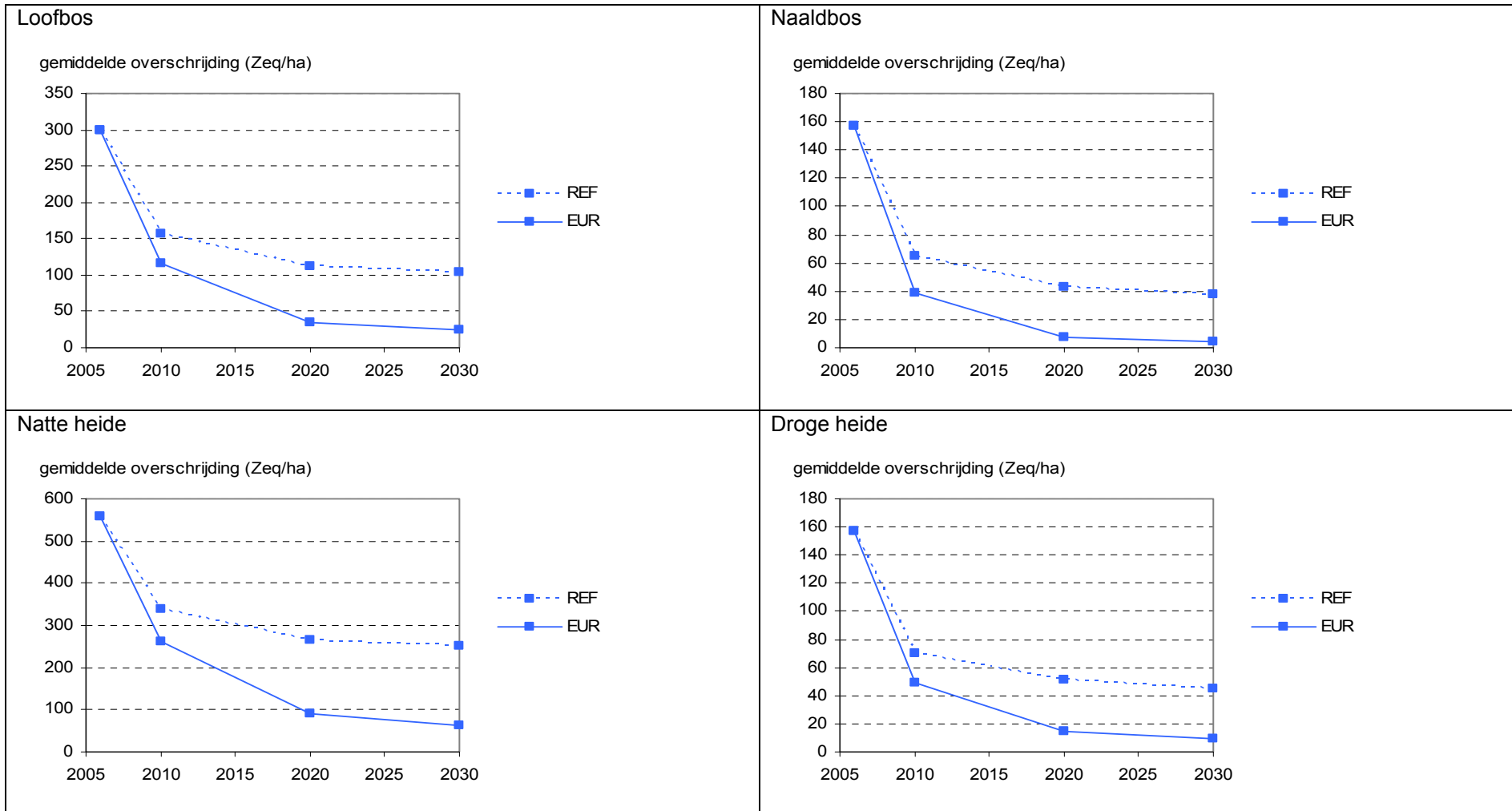
Het verloop van de oppervlakte-gewogen gemiddelde overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in de verschillende ecosysteemtipes (rekening houdend met randeffecten voor bos) is voorgesteld in Figuren 62 en 63. Net als voor de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten (i) doet de grootste afname in gemiddelde overschrijding voor het REF- en EUR-scenario zich voor in de periode 2006-2010 en (ii) stagneert de afname in gemiddelde overschrijding in het geval van het REF-scenario reeds vanaf het zichtjaar 2010, terwijl in het geval van het EUR-scenario, de gemiddelde overschrijding verder blijft dalen. In het geval van het REF-scenario kan worden verwacht dat in het zichtjaar 2030 de kritische lasten voor verzuring overschreden worden met gemiddeld 58 Zeq/ha.j in grasland, 95 Zeq/ha.j in heide en 86 Zeq/ha.j in bos (Tabel 36). De resultaten van de afzonderlijke ecosysteemtipes zijn beschikbaar in Bijlage 2.

Tabel 36 illustreert verder ook dat de resultaten van bos relatief sterk doorwegen in het totale resultaat, en dit doordat bos bijna drie vierden beslaat van de totale beschouwde oppervlakte natuur voor kritische lasten (cfr. Tabel 9).

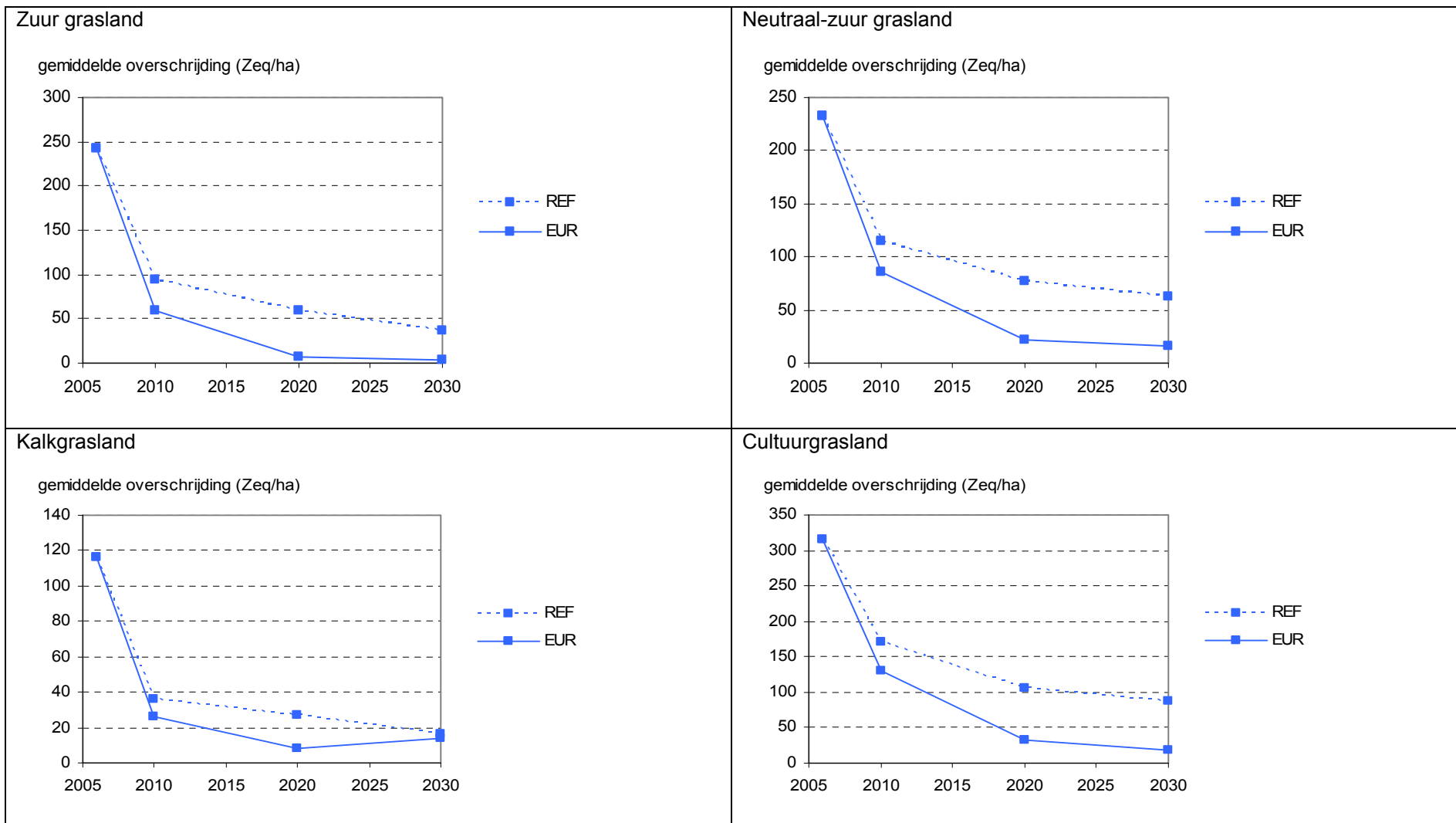
Tabel 36: Gemiddelde overschrijding (Zeq/ha.j) van de kritische lasten voor verzuring voor alle heide-, grasland- en bosecosystemen.

Ecosysteem	Scenario	2006	2010	2020	2030
Heide	REF	263	137	104	95
	EUR		102	33	23
Grasland	REF	252	119	76	58
	EUR		89	23	15
Bos	REF	246	127	92	86
	EUR		92	26	19

Figuur 62: Evolutie van de gemiddelde overschrijding (Zeq/ha.j) van de kritische lasten voor verzuring in loof- en naaldbos en natte en droge heide



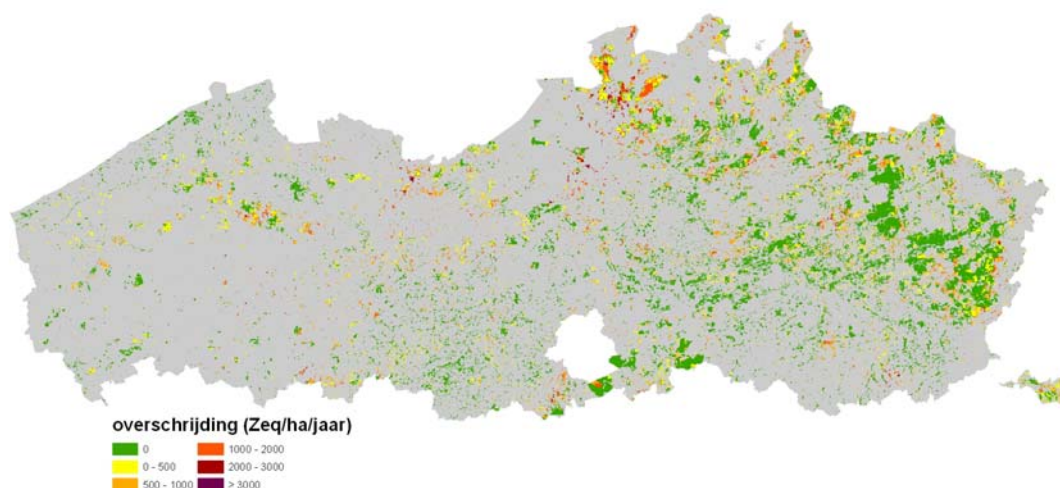
Figuur 63: Evolutie van de gemiddelde overschrijding (Zeq/ha.j¹) van de kritische lasten voor verzuring in zuur, neutraal-zuur, kalk- en in cultuurgrasland



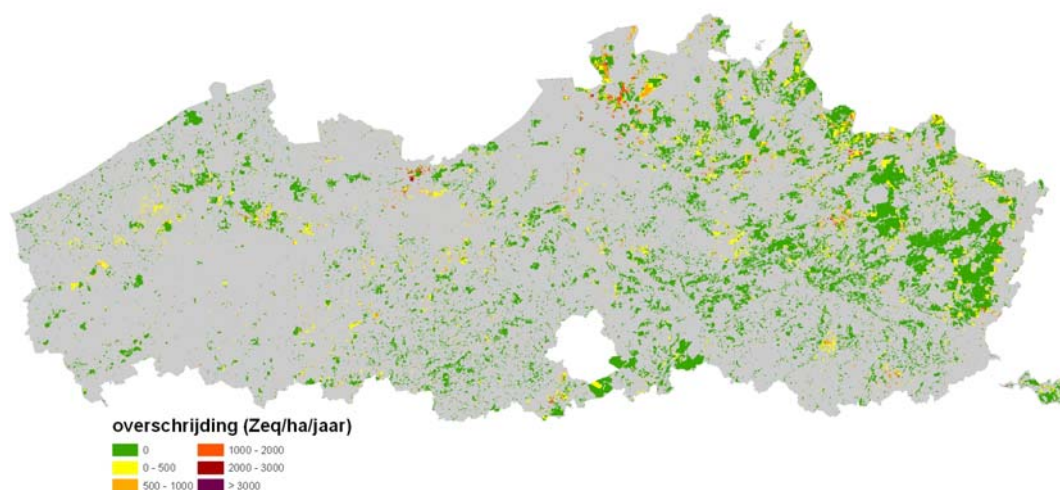
4.2.3.3 Spreidingskaarten overschrijding kritische lasten voor verzuring in 2030

Figuur 64 toont de spreidingskaart van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in 2006. De spreidingskaarten voor 2030 zijn gelijkend voor beide scenario's (Figuren 65 en 66); de kaart voor het REF-scenario vertoont echter meer kleine gebieden met beperkte overschrijding van de kritische last voor verzuring verspreid over Vlaanderen.

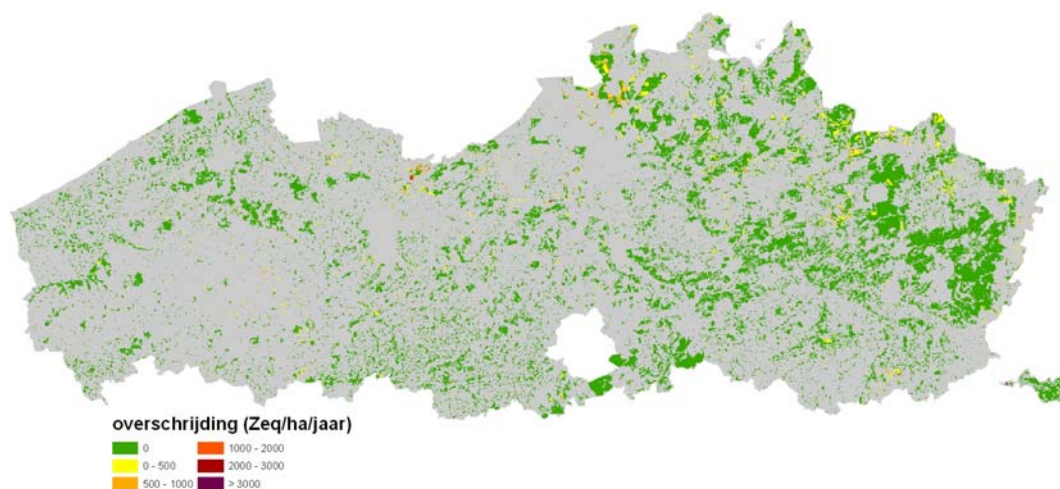
Figuur 64: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in referentiejaar 2006



Figuur 65: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in zichtjaar 2030 in het REF-scenario



Figuur 66: Spreidingskaart van de overschrijding van de kritische last voor verzuring in zichtjaar 2030 in het EUR-scenario



4.3 Dynamische modellering bosbodemverzuring

In dit onderdeel simuleren we de toestand van Vlaamse bosbodems wat betreft verzuring voor het REF- en ER-scenario beschreven in deel 3. Hiervoor passen we het VSD-model toe op een representatieve set van boscystemen waarvoor voldoende meetdata beschikbaar zijn ($n = 84$). De werkwijze en modelaannames worden hoger uitgelegd (2.5).

Potentieel verzurende deposities waren in het voorgaande deel (4.2) noodzakelijk voor het berekenen van de overschrijding van de kritische lasten voor verzuring. Bij een dynamische modellering van bodemverzuring is de temporele ontwikkeling van de S- en N-deposities echter de sturende variabele. Omwille van het belang van deze deposities vermelden we in 4.3.1 eerst enkele depositieresultaten voor Vlaamse bossen volgens verschillende methodes.

Vervolgens behandelen we de volgende drie onderdelen, waarbij telkens het REF- en EUR-scenario vergeleken worden:

- In 4.3.2 bekijken we hoe de bodemchemische toestand evolueert tussen 2010 en 2030 voor beide depositiescenario's. Door buffermechanismen in de bodem gebeurt herstel van bodemverzuring over een periode van decennia.
- In 4.3.3 simuleren we daarom wat na 2030 gebeurt wanneer de depositie (volgens beide scenario's) constant blijft vanaf 2030. We rekenen door tot 2100.
- In 4.3.4 bepalen we tenslotte het depositieverloop vanaf 2030 dat toelaat om het bodemchemische criterium voor 'herstel van verzuring' te bereiken in het jaar 2050, indien dit nog niet het geval zou zijn voor de vooropgestelde scenario's. Het algemene depositieverloop hierbij is (indien nodig) een lineaire depositiedaling tussen 2030 en 2040 en een constant verloop tussen 2040 en 2050.

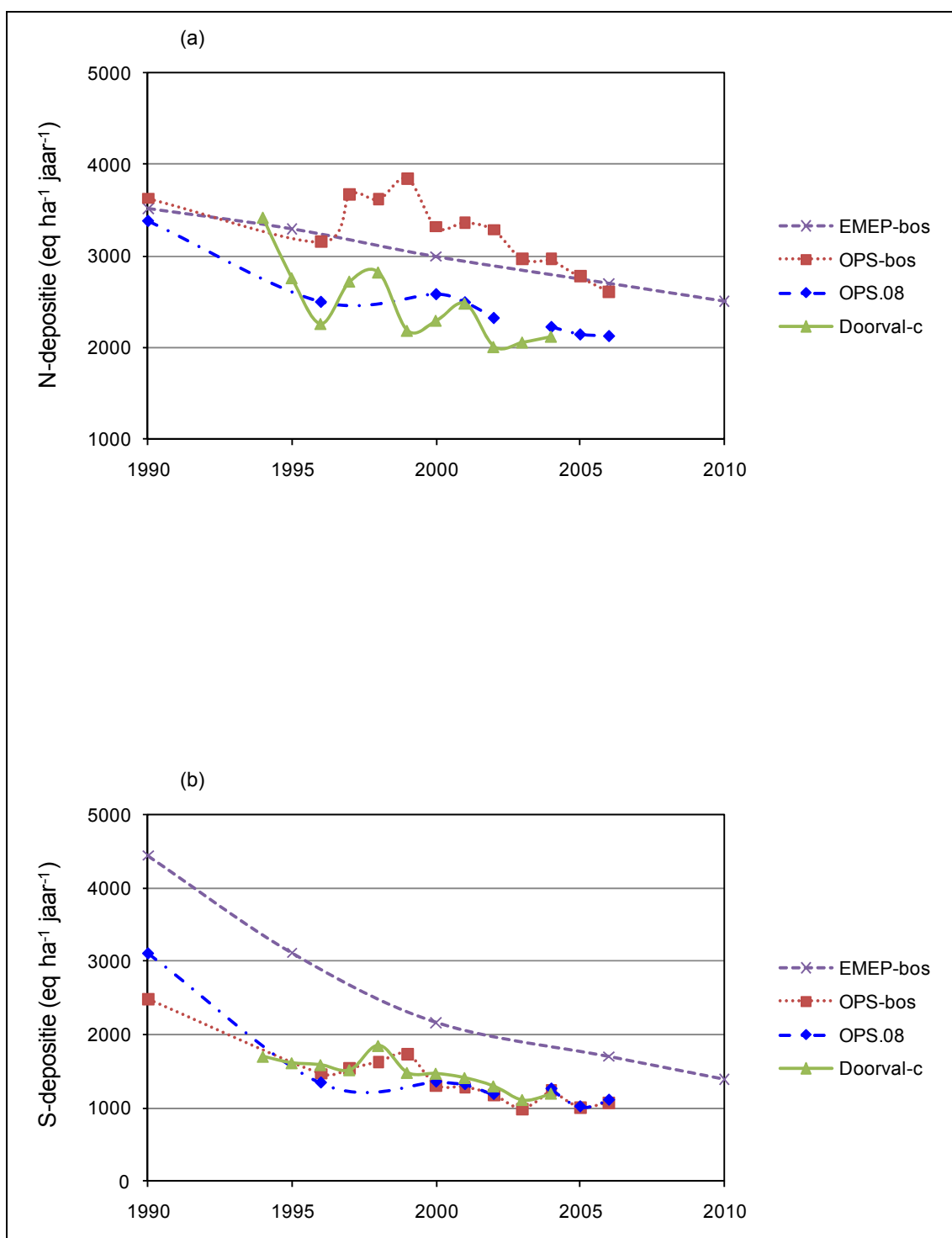
4.3.1 Verzurende depositie op bos

We beschreven eerder (onderdeel 2.5.2.2.2) hoe de beschikbare EMEP-depositiewaarden voor bos werden herschaald in de periode 1990-2006 om deze EMEP-data te kunnen laten aansluiten op de aangeleverde OPS-depositiewaarden. Omwille van het grote belang van de gebruikte N- en S-deposities voor de modelresultaten, vergelijken we hier een aantal databronnen waarover we beschikken voor Vlaamse bossen voor het recente verleden (1990-2005). We vergelijken drie modellen en één meetset voor vijf bossen:

1. *EMEP-bos*: depositie op basis van emissies via het EMEP-model voor 50 x 50 km cellen, beschikbaar tot 2010. We gebruiken de depositiewaarden voor bos, aangeleverd in VSD-Access door het CCE (Jaap Slootweg) in 2009.

2. *OPS-bos*: depositie berekend voor een vaste ruwheidslengte van 1,2 m. We beschikken enerzijds over depositiewaarden voor 1990 en 1996-2004 volgens het in 2006 gehanteerde OPS-model (in 2006 berekend voor 250 x 250 m cellen door VMM (Philip Van Avermaet) in het kader van de studie door Staelens et al. (2006), en anderzijds over depositiewaarden voor 2004-2006 volgens het model Vlops.07 (in 2009 aangeleverd voor 1 x 1 km cellen door VMM (David Celis) in het kader van de huidige studie). De data van 1990 en 1996-2004 werden herschaald ($\times 0,95$) op basis van de verhouding van de gemiddelde depositie in 2004 voor de vijf gebruikte proefvlakken (zie verder) volgens deze twee gelijkaardige modelversies.
3. *OPS.08*: depositie op basis van de recentste OPS-versie (Vlops.08) voor 1 x 1 km cellen, berekend in 2009 door VMM met een variabele ruwheidslengte en de meteodata van het beschouwde jaar. Deze OPS-depositiewaarden zijn beschikbaar voor de jaren 1990, 1996 en 2000-2006 (met uitzondering van 2003 omwille van ontbrekende meteorologische data).
4. *Doorval-c*: depositie op basis van doorvalmetingen en een kroonbudgetmodel (cf. 2.4.3 voor een omschrijving van deze begrippen) in vijf proefvlakken van de intensieve monitoring van bosecosystemen in Vlaanderen (Level II) (de correctie via het kroonbudgetmodel wordt aangeduid met "c"). Doorvalwater wordt al gedurende vele jaren op tweewekelijkse basis bemonsterd en geanalyseerd in deze proefvlakken. In tegenstelling tot de EMEP- en OPS-modellen worden via doorvalmetingen depositiewaarden bekomen die specifiek zijn voor het gemeten bosbestand met een bepaalde structuur, soortensamenstelling en landschappelijke ligging. Uit meer geavanceerde inferentiële depositiemetingen blijkt dat deze indirect bepaalde doorvaldeposities goede resultaten geven voor S, maar de N-aanvoer kunnen onderschatten (Neiryck et al., 2008).

Figuur 67: Gemiddelde depositie van (a) N en (b) S voor vijf Vlaamse Level-II proefvlakken volgens het EMEP-model, twee OPS-modellen (OPS-bos: oudere versie voor bos met vaste ruwheidslengte; OPS.08: Vlops.08, met variabele ruwheidslengte) en gecorrigeerde doorvalmetingen (Doorval-c). De EMEP- en OPS-waarden zijn steeds gebaseerd op de roostercellen waarin de vijf proefvlakken liggen.



De resultaten worden met elkaar verleden in Figuur 67. De vijf Vlaamse bosproefvlakken (nl. 11, 14, 15, 16 en 21, cf. Bijlage 3) waarin doorvalmetingen gebeuren, zijn geografisch goed verspreid en vertegenwoordigen de voornaamste boomsoorten, maar door het beperkte aantal herhalingen is het gemiddelde van deze bestanden vermoedelijk niet representatief voor alle bossen in Vlaanderen. Daarom gebruiken we voor de EMEP- en OPS-modellen geen Vlaamse gemiddelden, maar het gemiddelde van de data van de roostercellen waarin

de vijf proefvlakken met doorvalmetingen liggen. De hier volgende bespreking geldt dan ook enkel voor het gemiddelde van deze vijf locaties in Vlaanderen.

Voor N blijken de depositiewaarden volgens verschillende methodes relatief ver uit elkaar te liggen (Figuur 67). De deposities volgens een oudere versie van het OPS-model ("OPS-bos", met een vaste ruwheidslengte) stemmen voor 1990 en 1996 vrij goed overeen met EMEP ("EMEP-bos"), maar liggen voor de volgende jaren duidelijk hoger dan de EMEP-data. De gemiddelde N-deposities volgens EMEP-bos en OPS-bos liggen hoger dan afgeleid uit de doorvalmetingen in bos ("Doorval-c"). De N-deposities volgens Vlops.08 zijn in 1990 gelijkaardig aan de EMEP-bos-data en liggen voor 1996-2004 in de lijn van de Doorval-c metingen. De jaarlijkse variatie voor OPS en Doorval-c wordt veroorzaakt door variërende meteorologische omstandigheden (die in de vijfjaarlijkse EMEP-data niet beschouwd worden).

Voor S zijn de hoge depositiewaarden volgens EMEP-bos het meest opvallend (Figuur 67). De trend in de EMEP-data stemt overeen met de trend volgens OPS-bos en Doorval-c, maar de absolute waarde van de depositie ligt duidelijk hoger. De S-depositiewaarden volgens de twee OPS-modelversies zijn erg gelijkaardig en stemmen zeer goed overeen met de Doorval-c-depositiewaarden, zowel naar niveau als naar tijdsverloop doorheen de jaren.

Samenvattend stellen we vast dat het geschatte niveau van atmosferische N- en S-deposities voor bossen in Vlaanderen verschilt volgens de gebruikte methodiek. De EMEP-bos-data liggen gemiddeld hoger dan de deposities afgeleid uit doorvalmetingen voor deze vijf bossen. De depositiewaarden volgens Vlops.08, berekend met de meteodata van het jaar zelf, stemmen goed overeen met deze gemeten deposities. In de huidige studie werken we voor de periode 2010-2030 met de Vlops.08 deposities berekend op basis van de meteodata van het jaar 2006. Voor een scenario-analyse over een periode van 20 jaar zouden depositiewaarden op basis van meteorologische metingen over een langere termijn ook zinvol kunnen zijn, maar dergelijke OPS-depositiereeksen waren bij het uitvoeren van deze studie niet beschikbaar.

4.3.2 Bodemtoestand 2010-2030 in het REF- en EUR-scenario

We onderzoeken hoe de biogeochemische toestand in de 84 bosreceptoren evolueert tussen 2010 en 2030 in het REF- en EUR-depositiescenario. Het VSD-model simuleert een groot aantal variabelen, waarvan de volgende het meest relevant zijn m.b.t. bodemverzuring:

- pH en basenverzadiging van de doorwortelde bodemlaag (0-50 cm);
- jaargemiddelde concentratie van sulfaat, nitraat, aluminium, basische kationen (K + Ca + Mg) en zuurneutraliserende capaciteit in het bodemuitspoelingswater;
- verhouding van aluminium en basische kationen in het bodemuitspoelingswater;
- N-uitspoeling via het bodemuitspoelingswater.

Hierbij wijzen een toename in bodem-pH, basenverzadiging en zuurneutraliserende capaciteit in het uitspoelingswater op herstel van verzuring. Voor de overige vermelde variabelen (ionenconcentraties, N-uitspoeling en verhouding van aluminium en basische kationen in het uitspoelingswater) is het een afname die aangeeft dat er herstel van verzuring is.

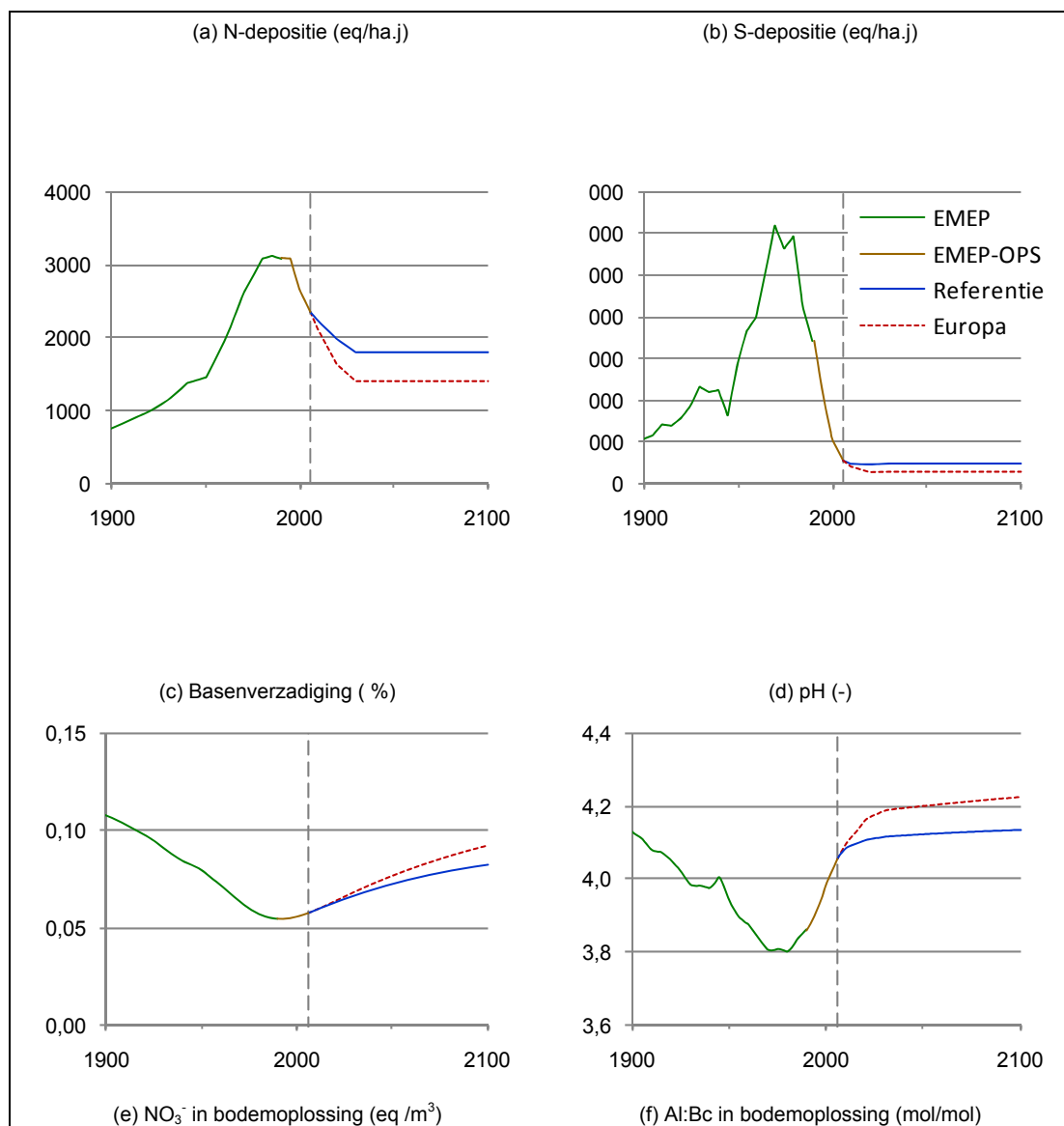
4.3.2.1 Voorbeeld voor proefvlak 11

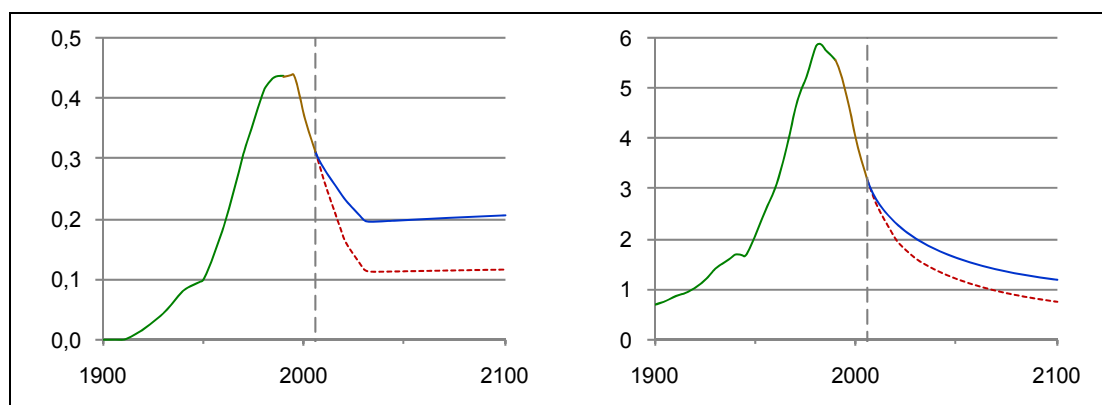
We illustreren deze gesimuleerde variabelen voor een willekeurig gekozen voorbeeldproefvlak (nl. proefvlak 11, een beukenbestand op zandbodem, zie Bijlage 3) (Figuur 68). Zoals eerder beschreven begint de simulatie met VSD in het startjaar 1880; we tonen de waarden vanaf 1900. Beide MIRA-scenario's lopen van 2006 tot 2030, daarna wordt het depositieniveau van 2030 aangehouden. Figuur 68a en b tonen ook het verloop van deze N- en S-depositie.

Voor proefvlak 11 bedraagt de N-depositie in 2030 voor het EUR-scenario nog 79 % van de depositie voor het REF-scenario (Figuur 68, Tabel 37), i.e. een reductie van 21 %. De

zwaveldepositie in 2030 is 43 % lager in het EUR-scenario dan in het REF-scenario voor dit proefvlak.

Figuur 68: Tijdsverloop van (a, b) N- en S-depositie en resulterende (c, d) bodemparameters en (e-h) bodemwatervariabelen tussen 1900 en 2100. Gebaseerd op EMEP-deposities voor bos (groene lijn) voor 1880-1990, via OPS herschaalde EMEP-deposities voor 1990-2006 (bruine lijn, cf. deel 2.5.2.2.), en OPS-deposities in het REF- en EUR-scenario voor 2006-2030 (REF-scenario: blauwe lijn, EUR-scenario: rode stippellijn).





Als gevolg van de sterker verlaagde aanvoer van potentieel verzurende N- en S-componenten in het EUR-scenario dan in het REF-scenario zijn de gesimuleerde basenverzadiging en bodem-pH in 2030 in proefvlak 11 ongeveer 2 % hoger in het EUR-scenario. De basenverzadiging, bijvoorbeeld, stijgt van 5,7 % in 2006 tot 6,6 % in 2030 in het REF-scenario en tot 6,8 % in het EUR-scenario (Tabel 37). Deze stijging wijst op herstel van bodemverzuring in beide scenario's, met een grotere verbetering in het EUR-scenario.

Dit blijkt ook duidelijk uit de bodemwatervariabelen. Voor dit proefvlak is de concentratie aan bijvoorbeeld sulfaat in het uitspoelingswater afgenomen van 0,43 eq/m³ in 2006 naar 0,31 eq/m³ in 2030 voor het REF-scenario, en tot 0,18 eq/m³ in 2030 voor het EUR-scenario (Tabel 37). De voorspelde sulfaatconcentratie in het bodemuitspoelingswater van dit proefvlak is in 2030 dus 43 % lager voor het EUR-scenario dan voor het REF-scenario. Voor nitraat bedraagt deze verhouding 41 %, voor basische kationen 24 % en voor aluminium 39 %. Al deze variabelen geven aan dat de bodem sneller herstelt van verzuring in het EUR-scenario in vergelijking met het REF-scenario.

Tabel 37: Verloop van N- en S-depositie en resulterende bodem- en bodemwatervariabelen in het REF- en EUR-scenario, en verhouding tussen beide scenario's voor een aantal zichtjaren. Voorbeeld voor proefvlak 11.

Jaar	S _{dep}	N _{dep}	N _{im}	BS	pH	SO ₄	NO ₃	Bc	Al	ANC	Al:Bc
	(eq/m ² .j)			(%)	(-)	(eq/m ³)					(-)
<i>REF-scenario</i>											
1880	0,06	0,06	0,00	11,1	4,23	0,37	<0,01	0,26	0,19	-0,25	0,50
1950	0,28	0,15	0,05	7,9	3,95	1,72	0,10	0,46	1,39	-1,50	2,04
1975	0,56	0,29	0,11	6,0	3,81	3,75	0,36	0,47	3,63	-3,78	5,15
2000	0,11	0,27	0,09	5,5	3,98	0,84	0,38	0,18	1,08	-1,17	4,02
2006	0,06	0,23	0,08	5,7	4,05	0,43	0,31	0,14	0,66	-0,74	3,16
2010	0,05	0,22	0,08	5,9	4,08	0,33	0,28	0,13	0,54	-0,62	2,80
2020	0,04	0,20	0,07	6,3	4,10	0,29	0,23	0,13	0,46	-0,53	2,32
2030	0,05	0,18	0,06	6,6	4,11	0,31	0,20	0,14	0,43	-0,50	2,01
2050	0,05	0,18	0,06	7,3	4,12	0,31	0,20	0,17	0,41	-0,48	1,63
2100	0,05	0,18	0,05	8,3	4,13	0,31	0,21	0,21	0,38	-0,44	1,20
<i>EUR-scenario</i>											
2010	0,04	0,21	0,07	5,9	4,09	0,30	0,27	0,12	0,50	-0,58	2,73
2020	0,03	0,16	0,05	6,3	4,16	0,18	0,17	0,11	0,32	-0,38	2,00
2030	0,03	0,14	0,05	6,8	4,19	0,18	0,12	0,11	0,26	-0,32	1,62
2050	0,03	0,14	0,04	7,6	4,20	0,18	0,11	0,13	0,24	-0,30	1,22
2100	0,03	0,14	0,04	9,2	4,22	0,18	0,12	0,18	0,20	-0,26	0,77
<i>Verhouding EUR-scenario t.o.v. REF-scenario</i>											
2010	0,88	0,95	0,95	1,00	1,00	0,92	0,94	0,96	0,93	0,94	0,97
2020	0,59	0,83	0,82	1,01	1,01	0,62	0,72	0,80	0,69	0,72	0,86
2030	0,57	0,79	0,78	1,02	1,02	0,57	0,59	0,76	0,61	0,64	0,81
2050	0,57	0,79	0,78	1,05	1,02	0,57	0,57	0,78	0,59	0,62	0,75
2100	0,57	0,79	0,80	1,11	1,02	0,57	0,56	0,84	0,54	0,57	0,64

Noot: N_{im}: N-immobilisatie, BS: basenverzadiging, Bc: basische kationen, ANC: zuurneutraliserende capaciteit, X: concentratie van component X in het bodemuitspoelingswater

In verband met de sulfaatconcentratie in het bodemwater is het wel belangrijk in herinnering te brengen dat het gebruikte VSD-model geen rekening houdt met sulfaatadsorptie en -desorptie (cf. 2.5.1). Dit bufferingsproces wordt wel gesimuleerd in meer geavanceerde dynamische modellen (bv. SMART, SAFE, MAGIC, cf. Staelens et al., 2006). Sulfaat kan geadsorbeerd worden aan ijzer- en aluminiumoxiden in de bodem. Bij een afname van de atmosferische S-depositie worden deze geaccumuleerde S-verbindingen weer vrijgesteld, waardoor de sulfaatconcentratie in de bodemoplossing minder afneemt dan verwacht op basis van de deposities. Metingen tonen aan dat dergelijke sulfaatdesorptie ook in Vlaamse (naald)bossen optreedt (Neiryck et al., 2002), wat niet verwonderlijk is gezien de hoge historische S-aanvoer in onze regio. Aangezien sulfaatadsorptie en desorptie niet in het VSD-model zijn opgenomen, neemt de sulfaatconcentratie vermoedelijk minder sterk af dan hier gesimuleerd wordt.

Het is moeilijk om algemene richtwaarden aan te geven voor deze variabelen die gelden voor uiteenlopende bodemtypes. Daarom gebruiken we enkel een richtwaarde voor de verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen in het uitspoelingswater (Al:Bc). De voorspelde verhouding van Al:Bc in het bodemuitspoelingswater in 2030 is voor dit proefvlak 19 % lager in het EUR-scenario (1,62) dan in het REF-scenario (2,01) (Tabel 37). Hoewel dit een sterke verbetering is t.o.v. de waarde van 3,16 in 2006, is de Al:Bc-verhouding in 2030 voor beide scenario's nog steeds hoger dan de vereiste waarde van 1 om van herstel van verzuring te kunnen spreken.

We kunnen de voorspelde variabelen wel vergelijken met de gesimuleerde waarden voor het jaar 1880. Voor dit proefvlak tonen Figuur 68 en Tabel 37 aan dat in 2030 geen enkele variabele de waarde bereikt van 1880. In het EUR-scenario benadert de voorspelde bodempH in 2030 (4,19) wel de gesimuleerde beginwaarde in 1880 (4,23), maar de basenverzadiging is nog steeds lager in 2030 (6,8) dan in 1880 (11,1), terwijl bv. de nitraatconcentratie en de verhouding van Al:Bc in het bodemuitspoelingswater in 2030 nog steeds verhoogd zijn t.o.v. 1880 ($\text{NO}_3^- = 0,1$ i.p.v. $<0,01$ mg/l N Al:Bc = 0,8 i.p.v. 0,5).

Dit voorbeeld voor proefvlak 11 illustreert dat veranderingen in de bodem (bv. bodempH, basenverzadiging) traag verlopen als gevolg van bufferende bodemprocessen, zowel bij toenemende als bij afnemende verzurende depositie. De samenstelling van het bodemwater (ionenconcentraties, Al:Bc-verhouding) reageert volgens het VSD-model sneller op veranderingen in N- en S-depositie. Niet alle bodemprocessen zijn echter opgenomen in het model. Metingen in Vlaamse bossen suggereren dat het ontzuringsproces na een afname in verzurende atmosferische depositie bv. vertraagd wordt door sulfaatdesorptie (Neiryck et al., 2002), wat in VSD gesimuleerd wordt.

4.3.2.2 Overzicht van resultaten voor alle proefvlakken

De in Figuur 68 en Tabel 37 beschreven simulatie voor proefvlak 11 werd uitgevoerd voor alle 84 proefvlakken. De resultaten worden geïllustreerd in Figuur 69, en meer in detail besproken in Tabellen 39 t.e.m. 43.

Allereerst geven we het verloop van de N- en S-depositie voor de twee scenario's met behulp van de mediane waarde voor alle proefvlakken (Tabel 38). De verwachte N-depositie daalt voor beide scenario's vrij geleidelijk doorheen de tijd, terwijl de verwachte S-depositie relatief sterk daalt tussen 2006 en 2010, en dit voor beide scenario's. Dit is een gevolg van de verwachte reducties in SO_2 -emissies tijdens deze periode, zoals beschreven in deel 3. In het REF-scenario is er na 2010 nauwelijks verandering in de verwachte S-depositie, met zelfs een lichte stijging tussen 2020 en 2030, vooral als gevolg van een toename in het gebruik van steenkool bij de elektriciteitsproductie (cf. 3.1.3.1). In het EUR-scenario daalt de mediane S-depositie voor de 84 receptoren wel nog met 26 % tussen 2010 en 2030. Ook deze daling is echter kleiner dan de mediane reductie in S-depositie van 33 % tussen 2006 en 2010.

Zoals eerder beschreven (Figuur 67) ligt de OPS-depositie voor de bosreceptoren lager dan de EMEP-depositie voor bos, vooral voor S. De combinatie van de toegepaste herschaling van de EMEP-depositie tussen 1990 en 2006 met de S-reductie tussen 2006 en 2010 in het REF- en EUR-scenario leidt voor alle proefvlakken tot een sterke afname in de S-depositie tussen 1990 en 2010 (cf. Figuur 69b). De verwachte depositie is in beide scenario's wel nog een veelvoud van de depositie voor 1880 volgens het EMEP-model (Tabel 38).

Tabel 38: Mediane deposities en gesimuleerde bodemparameters voor 84 bosproefvlakken in 1880, 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario

Variabele	REF-scenario					EUR-scenario		
	1880	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030
N-depositie (eq/ha.j)	74	1 663	1 530	1 328	1 221	1 467	1 090	929
S-depositie (eq/ha.j)	57	704	535	510	545	472	341	347
Basenverzadiging (%)	31	7,6	7,8	8,6	9,4	7,8	8,8	10,0
Bodem-pH (-)	4,72	4,16	4,20	4,25	4,26	4,22	4,32	4,35
Nitraatconc. (mg/l N)	<0,01	2,72	2,28	1,73	1,43	2,14	1,08	0,66
Al:Bc-verhouding (-)	0,02	1,62	1,23	0,77	0,58	1,18	0,58	0,37

Vervolgens bespreken we de belangrijkste modelresultaten, nl. de basenverzadiging, de bodempH, de nitraatconcentratie en de Al:Bc-verhouding in het bodemuitspoelingswater, en dit voor 2006 en de zichtjaren 2010, 2020 en 2030. Ter vergelijking worden ook steeds de gesimuleerde waarden voor 1880 gegeven. Deze waarden zijn door het VSD-model geschat zoals beschreven in deel 2.5.2.2.1. Tabel 38 vat de resultaten samen voor het geheel van de

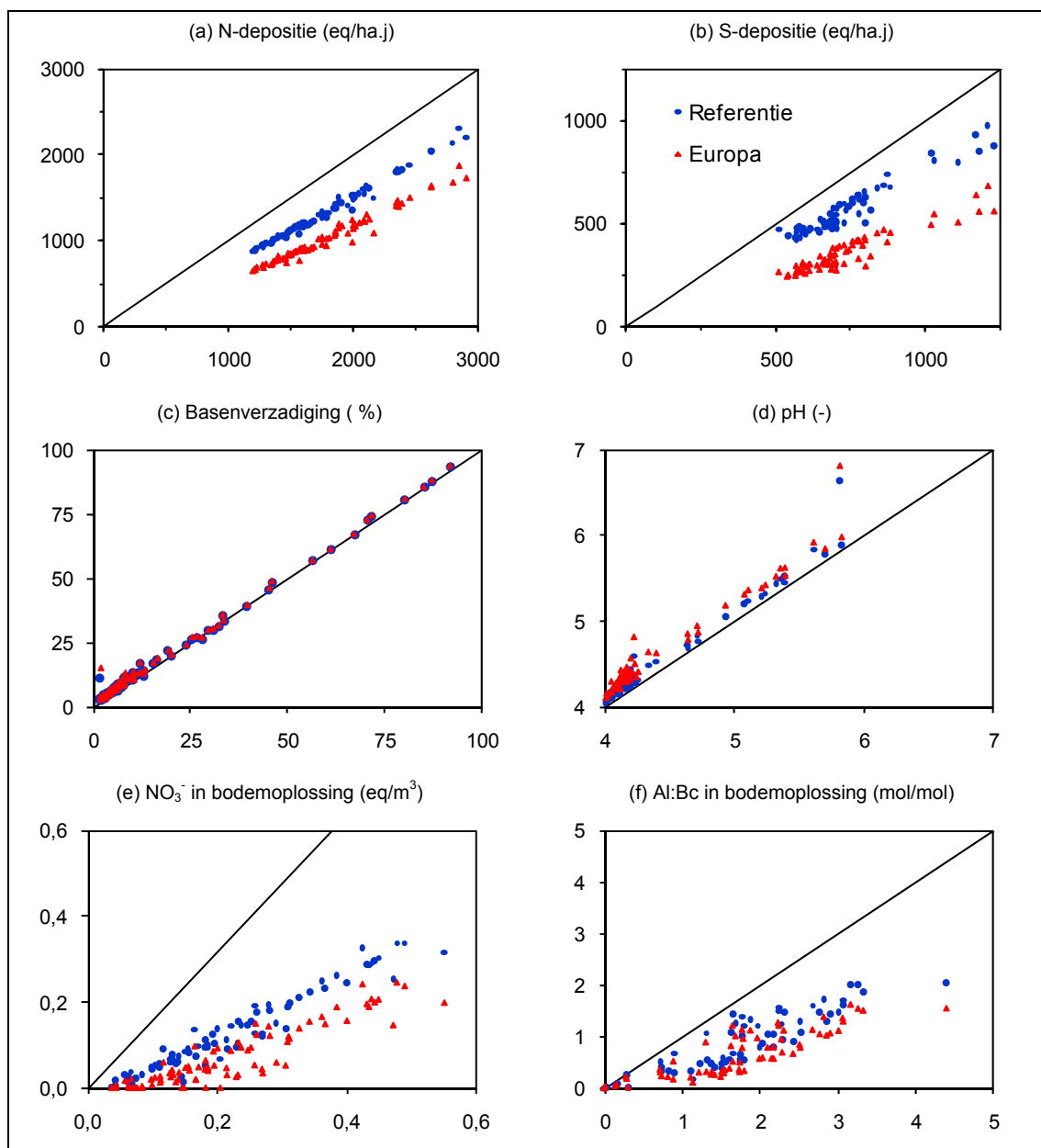
proefvlakken d.m.v. de mediane waarde. Tabel 44 geeft de mediane verhouding van deze variabelen tussen de scenario's. In de verdere bespreking splitsen we deze resultaten verder op per bostype (loof- of naaldbos) en bodemtype (zandige, lemige of kleiige textuur). Van de 84 proefvlakken waren er 57 loofbossen, waarvan 25 bestanden op zandige bodem, 22 op lemige bodem, 7 op kleiige bodem en 3 op veen- of duinbodem. Alle 27 naaldbossen hadden een zandige bodem.

Tabel 39 toont de voorspelde evolutie van de basenverzadiging voor beide depositiescenario's. De opsplitsing volgens bos- en bodemtype illustreert dat de mediane basenverzadiging vooral laag ligt voor bossen op zandige en lemige bodemtypes, en voor naaldbossen in het bijzonder. Tussen 2010 en 2030 is een beperkte toename in mediane basenverzadiging merkbaar (Tabel 39), die groter is in het EUR-scenario omwille van de lagere N- en S-depositie. Voor de 84 bossen samen stijgt de voorspelde mediaanwaarde van de basenverzadiging van 7,6 % in 2006 tot 9,4 % in 2030 voor het REF-scenario en tot 10,0 % voor het EUR-scenario. Voor geen enkel bos- of bodemtype benadert de mediane voorspelde basenverzadiging in 2030 de geschatte waarde in 1880.

Tabel 39: Mediane basenverzadiging (%) van bosbodems in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype

Bostype	Bodem	n	REF-scenario			EUR-scenario				
			1880	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Loofbos	Zand	25	24,6	9,7	10,0	10,5	11,0	10,0	10,7	11,4
	Leem	22	72,7	11,6	11,5	11,4	11,6	11,5	11,7	12,2
	Klei	7	67,7	33,6	33,6	33,6	33,7	33,6	33,8	34,0
	Overig	3	64,5	11,9	12,7	14,9	17,0	12,8	15,2	17,6
	Totaal	57	53,0	11,7	12,0	12,5	12,5	12,0	12,7	13,5
Naald	Zand	27	16,1	4,1	4,4	5,1	5,7	4,4	5,3	6,2
Totaal		84	31,5	7,6	7,8	8,6	9,4	7,8	8,8	10,0

Figuur 69: Deposities en bodemvariabelen in het REF-scenario (blauwe stippen) en EUR-scenario (rode driehoeken) in 2030 (y-as) in functie van de waarden in 2006 (x-as) voor de 84 bosproefvlakken. De diagonale lijn geeft de 1:1 verhouding.



Een tweede bodemparameter die slechts traag verandert in de tijd bij wijzigende deposities is de *bodem-pH* (Tabel 40). Zoals verwacht is de mediane bodem-pH het laagst voor de bossen op zandige bodem. De gesimuleerde stijging in mediane pH tussen 2006 en 2030 blijft in het REF-scenario beperkt tot 0,1 pH-eenheden; in het EUR-scenario stijgt de mediane pH met 0,2 eenheden. Voor loofbos op zandige bodem is de voorspelde pH-stijging tussen 2006 en 2030, met respectievelijk 0,08 en 0,15 eenheden voor het REF- en EUR-scenario, kleiner dan voor naaldbos op zandige bodem (respectievelijk 0,11 en 0,20 pH-eenheden). In vergelijking met de gesimuleerde pH-waarden voor 1880 blijft het verschil in 2030 vooral groot voor de leembodems.

Tabel 40: Mediane bodem-pH (-) in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype

Bostype	Bodem	n	REF-scenario			EUR-scenario				
			1880	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Loofbos	Zand	25	4,46	4,15	4,19	4,22	4,23	4,20	4,28	4,30
	Leem	22	6,02	4,29	4,36	4,47	4,51	4,38	4,59	4,64
	Klei	7	5,81	5,21	5,26	5,28	5,29	5,28	5,36	5,39
	Overig	3	6,59	5,61	5,69	5,78	5,84	5,71	5,85	5,92
	Totaal	57	4,77	4,18	4,23	4,27	4,29	4,25	4,34	4,39
Naald	Zand	27	4,68	4,13	4,17	4,22	4,24	4,19	4,28	4,33
Totaal		84	4,72	4,16	4,20	4,25	4,26	4,22	4,32	4,35

Ten derde onderzoeken we de evolutie van de *nitraatconcentratie in het bodemwater* onder de wortelzone van bos. De mediane voorspelde nitraatconcentraties in 2006 zijn 80 % hoger onder naaldbos (3,4 mg/l N) dan onder loofbos (2,2 mg/l N) (Tabel 41). Dit wordt ook vastgesteld bij veldonderzoek in Vlaanderen. De gemeten concentraties onder naaldbos zijn vaak zelfs tot tien maal hoger dan onder loofbos (De Schrijver et al., 2007). Voor bepaalde bossen overschrijdt de geobserveerde nitraatconcentratie onder naaldbos de norm van de drinkwaterrichtlijn (11 mg/l N). Hiermee vergeleken zijn de mediane concentraties in Tabel 41 relatief klein. Dit zou vermoedelijk correcter gesimuleerd kunnen worden met het VSD-model door een hogere N-depositie te gebruiken voor naaldbos dan voor loofbos, zoals metingen aantonen (De Schrijver et al., 2007). Naast de N-depositie heeft ook de denitrificatiefactor een grote invloed op de voorspelde nitraatconcentraties (cf. Staelens et al., 2006). In de huidige simulatie wordt deze factor slechts benaderend geschat op basis van de bodemtextuur en -drainage, zoals afgeleid van de bodemkaart.

Het effect van de verminderde N-depositie in het REF- en EUR-scenario en het onderscheid tussen beide scenario's is voor de nitraatconcentraties in het bodemuitspoelingswater veel duidelijker dan voor trager reagerende bodem-pH en basenverzadigingsgraad. Tabel 41 toont dat de voorspelde mediane nitraatconcentratie t.o.v. 2006 (2,7 mg/l N) gehalveerd is in 2030 voor het REF-scenario (1,4 mg/l N) en met 87 % verminderd is voor het EUR-scenario (0,7 mg/l N). Niettegenstaande deze gunstige evolutie onder beide scenario's zorgen deze concentraties voor een beduidende uitspoeling van nitraat naar het grondwater. Het VSD-model simuleert voor 1880 verwaarloosbare nitraatconcentraties, in overeenstemming met het feit dat de anorganische N-cyclus in onverstoorde bossen als gesloten beschouwd wordt.

Tabel 41: Mediane nitraatconcentratie (m/lg N) in het bodemuitspoelingswater in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.

Bostype	Bodem	n	REF-scenario			EUR-scenario				
			1880	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Loofbos	Zand	25	<0,01	2,39	1,96	1,58	1,32	1,83	1,05	0,65
	Leem	22	<0,01	2,43	1,99	1,49	1,25	1,86	0,98	0,50
	Klei	7	<0,01	0,93	0,77	0,64	0,54	0,72	0,44	0,26
	Overig	3	<0,01	0,80	0,67	0,55	0,45	0,61	0,37	0,24
	Totaal	57	<0,01	2,19	1,82	1,40	1,20	1,70	0,96	0,51
Naald	Zand	27	0,06	3,93	3,39	2,84	2,55	3,23	2,18	1,72
Totaal		84	<0,01	2,72	2,28	1,73	1,43	2,14	1,08	0,66

De laatste parameter die we bespreken is het bodemchemische criterium voor verzuring, nl. de molaire verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen in het bodemuitspoelingswater. Aan deze *Al:Bc-verhouding* kent men vaak een kritische waarde van 1 toe, waarbij de bodem als verzuurd beschouwd wordt bij hogere waarden. Tabel 42

illustreert dat zandige bosbodems in 2006 gemiddeld genomen verzuurd zijn, in tegenstelling tot de (loof)bossen op andere bodemtypes. In beide scenario's neemt de mediane Al:Bc-verhouding af voor alle bodem- en bostypes. In het REF-scenario is de mediane Al:Bc-verhouding voor zandige loofbossen gedaald van 2,31 in 2006 naar 1,47 in 2030, of dus nog ruim boven de kritische grens van 1, terwijl in het EUR-scenario bijna de gewenste waarde bereikt is in 2030 (mediane Al:Bc = 1,13). Voor naaldbossen zakt de mediane Al:Bc-verhouding in beide scenario's al tussen 2010 en 2020 onder de grenswaarde Al:Bc = 1. De gesimuleerde mediane Al:Bc-verhouding van 1880 wordt in 2030 benaderd voor bossen op leem, en bereikt voor klei- en overige bodems, maar dat is niet het geval voor de zandbodems.

Tabel 42: Mediane verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen (Al:Bc) in het bodemuitspoelingswater in 2006 en drie zichtjaren in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.

Bostype	Bodem	n			REF-scenario			EUR-scenario		
			1880	2006	2010	2020	2030	2010	2020	2030
Loofbos	Zand	25	0,15	2,31	1,97	1,67	1,47	1,91	1,38	1,13
	Leem	22	<0,01	0,22	0,15	0,10	0,08	0,14	0,07	0,05
	Klei	7	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Overig	3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Totaal	57	0,01	1,30	1,11	0,71	0,53	1,06	0,56	0,36
Naald	Zand	27	0,02	1,73	1,31	0,79	0,58	1,24	0,60	0,38
Totaal		84	0,02	1,62	1,23	0,77	0,58	1,18	0,58	0,37

Omwillen van het belang van het Al:Bc-criterium in de Europese rapportering over de verzuring van bosbodems (UBA, 2004) toont Tabel 43 voor deze parameter ook nog de 5^{de} en 95^{ste} percentielwaarden van de voorspelde verdeling in het jaar 2030. Deze tabel illustreert opnieuw dat het Al:Bc-criterium voor verzuring steeds het hoogst ligt voor bossen op zandige bodems (n = 52 van de 84 proefvlakken), die dus het sterkst verzuurd zijn volgens dit criterium.

Tabel 43: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarde van de verhouding van de concentratie aan aluminium en basische kationen (Al:Bc) in het bodemuitspoelingswater in 2030 in het REF- en EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype.

Bostype	Bodem	n	REF-scenario			EUR-scenario		
			5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
Loofbos	Zand	25	0,57	1,47	4,38	0,39	1,13	3,47
	Leem	22	<0,01	0,08	1,07	<0,01	0,05	0,88
	Klei	7	<0,01	<0,01	0,96	<0,01	<0,01	0,77
	Overig	3	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,00
	Totaal	57	<0,01	0,53	2,25	<0,01	0,36	1,79
Naald	Zand	27	0,33	0,58	1,47	0,21	0,38	1,11
Totaal		84	<0,01	0,58	2,02	<0,01	0,37	1,54

Samenvattend geeft Tabel 44 voor alle besproken variabelen de mediane verhouding tussen het EUR-scenario en het REF-scenario in het jaar 2030. Voor de 84 bosreceptoren ligt de mediane N-depositie in het EUR-scenario 23 % lager dan in het REF-scenario en is de mediane S-depositie 34 % lager. Dit resulteert in 2030 in een 6 % hogere mediaanwaarde voor de basenverzadiging, een 2 % hogere bodem-pH, een 54 % lagere nitraatconcentratie en een 36 % lagere Al:Bc-verhouding in het bodemuitspoelingswater onder bos voor het EUR-scenario in vergelijking met het REF-scenario.

Tabel 44: Mediane verhouding tussen het EUR-scenario en het REF-scenario in het jaar 2030 voor N- en S-depositie en de voornaamste bodemparameters, opgesplitst naar bos- en bodemtype (n = 84). Een verhouding van bv. 0,50 betekent dat de betrokken variabele gehalveerd is in het EUR-scenario t.o.v. het REF-scenario.

Bostype	Bodem		Depositie		Bodem(water)parameters			
			N _{dep}	S _{dep}	BS	pH	NO ₃ ⁻	Al:Bc
Loofbos	Zand	25	0,77	0,66	1,03	1,02	0,46	0,78
	Leem	22	0,77	0,62	1,03	1,02	0,45	0,72
	Klei	7	0,78	0,60	1,01	1,02	0,35	0,80
	Overig	3	0,79	0,66	1,04	1,02	0,52	0,76
	Totaal	57	0,77	0,64	1,03	1,02	0,45	0,76
Naald	Zand	27	0,77	0,67	1,10	1,02	0,67	0,67
Totaal		84	0,77	0,65	1,04	1,02	0,50	0,74

Noot: BS: basenverzadiging

4.3.3 Wanneer is het gewenste bodemchemisch criterium bereikt?

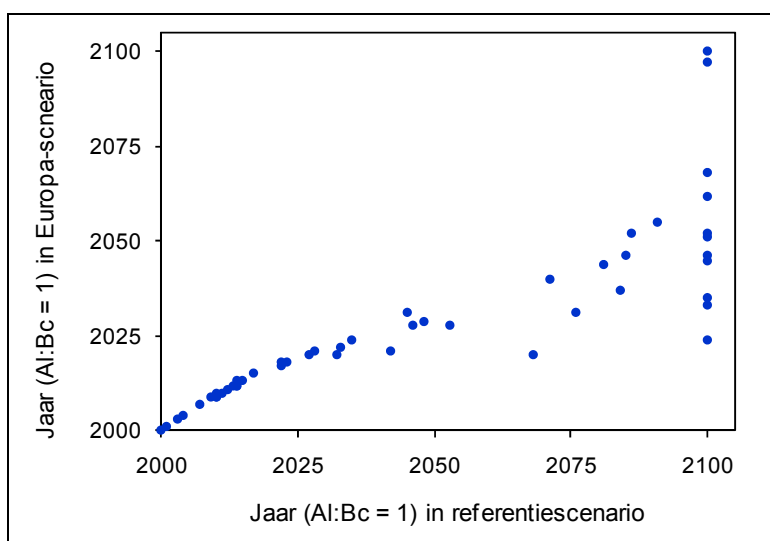
Uit bovenstaande resultaten (Tabel 42) blijkt dat het gewenste bodemchemisch criterium voor verzuring (Al:Bc = 1) niet in alle 84 proefvlakken bereikt wordt in de periode 2010-2030. Voor het voorbeeldproefvlak (nr. 11) blijkt uit Figuur 68f dat het criterium volgens het gesimuleerde REF-scenario (met constante depositie vanaf 2030) pas na 2100 zal bereikt worden. In het EUR-scenario wordt de Al:Bc-verhouding wel lager dan 1 vanaf het jaar 2068 (Figuur 68f).

Deze analyse voerden we uit voor alle proefvlakken. Voor 27 % van de proefvlakken (23 op 84) werd het criterium voor verzuring (Al:Bc = 1) volgens de uitgevoerde VSD-simulatie niet overschreden in de periode 1880-2000. Deze proefvlakken laten we hier verder buiten beschouwing. Voor 18 % van de receptoren (15 op 84) in het REF-scenario en voor 4 % in het EUR-scenario werd het criterium ook nog in 2100 (het einde van de simulatieperiode) overschreden. Om deze proefvlakken met een traag bodemherstel ook te kunnen bespreken werd aangenomen dat het criterium wel bereikt was in 2100.

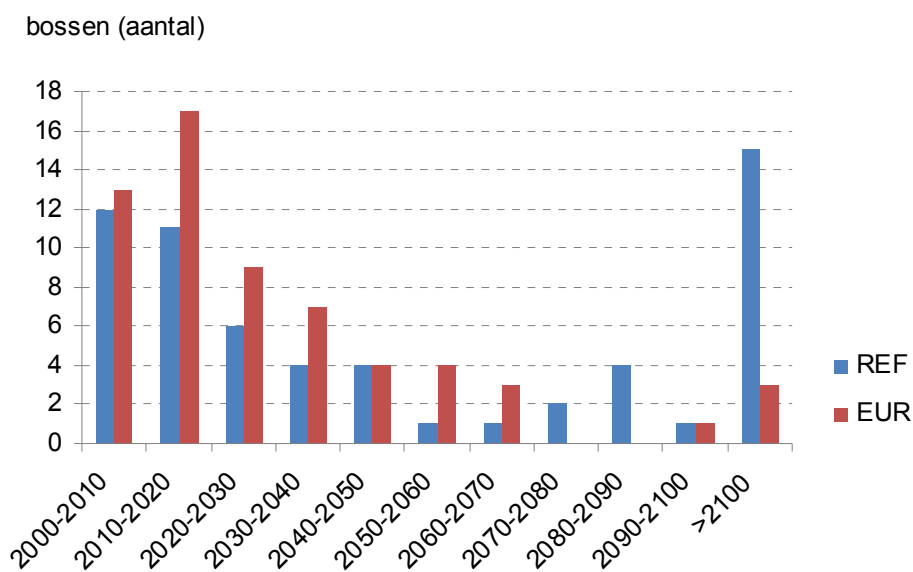
Figuur 70 toont voor alle 61 proefvlakken waarin volgens de simulatie verzuring optrad (Al:Bc > 1) in welk jaartal dit criterium niet langer werd overschreden. Dit maakt duidelijk dat de lagere N- en S-depositie in het EUR-scenario tot een sneller herstel van verzuring leidt dan de hogere depositie in het REF-scenario. Deze figuur illustreert bovendien ook dat het feit dat de kritische last voor verzuring niet meer wordt overschreden voor een receptor (wat in veel receptoren al het geval was vanaf 2010, cf. 4.2) niet betekent dat de bodem dan ook hersteld is van verzuring. Figuur 71 toont voor de 61 bossen het aantal bossen met herstel van bodemverzuring per periode van 10 jaar in het REF- en het EUR-scenario.

De resultaten van Figuur 70 worden ook weergegeven in Tabel 45, maar nu via de percentielwaarden van de verdeling. Voor loofbossen op zandige bodem wordt het verzuringscriterium gemiddeld genomen niet meer overschreden vanaf het jaar 2085 in het REF-scenario, en vanaf 2044 in het EUR-scenario. Voor alle bossen samen zijn de mediane jaartallen voor herstel van verzuring gelijk aan 2033 voor het REF-scenario en 2021 voor het EUR-scenario. De 95^{ste} percentielwaarden liggen veel hoger dan deze mediane jaartallen en tonen aan dat herstel van bodemverzuring in bepaalde bossen veel meer tijd vraagt. In het EUR-scenario zou het Al:Bc-criterium in 2050 gerespecteerd worden voor meer dan de helft van de loofbossen op zandige bodem, alle loofbossen op lemige en kleiige bodem, en meer dan 95 % van de naaldbossen (Tabel 45).

Figuur 70: Jaartal waarin het bodemchemisch criterium voor verzuring bereikt wordt in het EUR-scenario (y-as) in relatie tot het jaar waarin dit bereikt wordt in het REF-scenario (x-as). De diagonale lijn geeft de 1:1 verhouding. Voor punten met een waarde 2100 wordt het criterium pas bereikt na het jaar 2100. (Vlaanderen, 2000-2100)



Figuur 71: Aantal bossen met herstel van bodemverzuring per periode van 10 jaar in het REF- en het EUR-scenario (Vlaanderen, 61 bossen, 2000-2100)



Tabel 45: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarde van het jaartal waarin het bodemchemisch criterium voor verzuring bereikt wordt in het REF- en het EUR-scenario, opgesplitst naar bos- en bodemtype (n = 61; in de 23 overige receptoren werd het criterium niet overschreden in de periode 1880-2000)

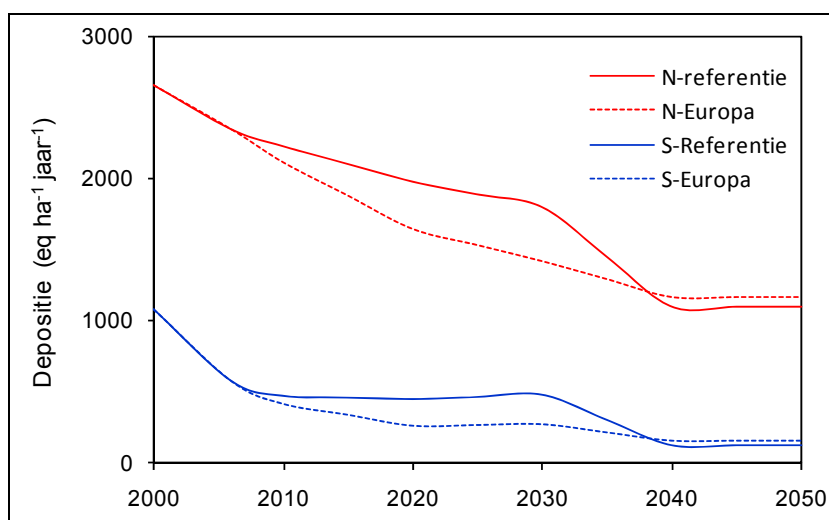
Bostype	Bodem	n	REF-scenario			EUR-scenario		
			5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
Loofbos	Zand	25	2015	2085	>2100	2013	2044	>2100
	Leem	8	2000	2007	2089	2000	2007	2048
	Klei	1	-	(2076)	-	-	(2031)	-
	Overig	0	-	-	-	-	-	-
	Totaal	34	2002	2072	>2100	2002	2031	>2100
Naald	Zand	28	2007	2015	>2100	2007	2013	2039
Totaal		61	2003	2033	>2100	2003	2021	2097

4.3.4 Streeflasten voor doeljaar 2050

Uit bovenstaande resultaten blijkt dat een lagere depositie tot een potentieel bodemherstel van verzuring leidt, maar dat dit herstel pas plaatsvindt op lange termijn. Figuren 70 en 71 illustreren dat voor bepaalde proefvlakken het gewenste criterium (Al:Bc = 1) pas bereikt wordt na 2050 als de depositie vanaf 2030 op het niveau van het REF- of EUR-scenario blijft. Bij voortzetting van het EUR-scenario wordt het criterium pas bereikt na 2050 voor 28 % van de verzuurde proefvlakken (17 op 61) of 20 % van het totaal (17 op 84). In het REF-scenario is dat zelfs het geval voor 39 % van de verzuurde proefvlakken (24 op 61) of 29 % van het totaal. In dit laatste deel onderzoeken we daarom welke bijkomende depositiereductie vereist is tussen 2030 en 2050 om ook in deze punten het bodemchemisch criterium te respecteren in het jaar 2050.

We illustreren dit opnieuw eerst voor voorbeeldproefvlak nr. 11. De depositie die toelaat om in een vooropgesteld jaar het criterium voor verzuring te bereiken wordt "streeflast" genoemd. Analoog aan kritische lastfuncties gaat het eigenlijk om streeflastfuncties, aangezien verschillende combinaties van N- en S-depositie tot dezelfde potentieel verzurende depositie kunnen leiden. Figuur 72 toont dus maar één van de mogelijke depositiecombinaties. De figuur illustreert dat in het REF-scenario vanaf 2030 een sterkere bijkomende daling vereist is dan in het EUR-scenario om het criterium in 2050 te bereiken. De depositie tussen 2040 en 2050 (= streeflast) is hoger in het EUR-scenario omdat in dat geval tussen 2006 en 2030 al beduidend minder verzurende depositie is toegevoerd (Figuur 72).

Figuur 72: Mogelijk verloop van N- en S-depositie in het REF- en EUR-scenario om voor proefvlak 11 het Al:Bc-criterium te behalen in 2050. Hierbij is uitgegaan van een constante depositie (of streeflast) tussen 2040 (implementatiejaar) en 2050 en van een lineair afnemende depositie tussen 2030 en 2040.



Analoog aan de kritische lasten voor verzuring stellen we de resultaten voor streeflasten voor door middel van de maximale streeflast of *target load* voor zwavel ($TL_{\max}(S)$) en voor stikstof ($TL_{\max}(N)$). Hierbij is $TL_{\max}(S)$ de maximaal aanvaardbare depositie van S indien er geen verzurende N-depositie is. $TL_{\max}(N)$ is de maximale depositie van N indien er geen S-depositie is. Tabel 46 toont deze streeflasten voor de twee scenario's ($n = 24$ in het REF-scenario en $n = 11$ in het EUR-scenario). De vergelijking van de waarden voor dezelfde set van 24 receptoren (i.e. de punten waarvoor na 2030 een reductie nodig was t.o.v. het REF-scenario om het criterium in 2050 te behalen) illustreert opnieuw dat de depositie tussen 2040 en 2050 iets hoger mag liggen in het EUR-scenario dan in REF-scenario. Zoals hoger beschreven is dat het gevolg van de lagere depositie in het EUR-scenario tussen 2006 en 2030.

Tabel 46.: 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarde van streeflasten (TL_{\max}) voor S en N (eq/ha.j) voor het doeljaar 2050 in het REF- en EUR-scenario, voor die receptorpunten ($n = 24$ of 11) waarin het criterium voor verzuring ($Al:Bc = 1$) anders niet behaald wordt voor 2050.

Variabele	n	S (eq/ha)			N (eq/ha)		
		5 %	50 %	95 %	5 %	50 %	95 %
Streeflast 2050 (eq/ha)							
REF-scenario	24	192	699	1866	1192	2181	3557
EUR-scenario	24	217	670	1928	1161	1991	3506
EUR-scenario	11	121	434	981	645	1623	2739

5 Samenvatting

In dit wetenschappelijk rapport worden de jaargemiddelde deposities, sectorale bijdragen en de overschrijding van kritische lasten voor verzuring bepaald in Vlaanderen, en dit voor twee MIRA-scenario's, met name REF- scenario en EUR-scenario, voor de potentieel verzurende stoffen (NH_x , NO_y en SO_x) voor de periode 2010 t.e.m. 2030. Het jaar 2006 werd beschouwd als referentiejaar. Er wordt ook bepaald wanneer herstel van bodemverzuring kan verwacht worden voor Vlaamse bosbodems.

De emissies voor het Vlaamse REF-scenario en het Vlaamse EUR-scenario zijn afkomstig van de verschillende sectorstudies die in het kader van de milieuverkenning MIRA 2009 project uitgevoerd werden. Het REF-scenario omvat een toekomstbeeld dat aangeeft hoever het huidige (milieu)beleid doorwerkt. De toetsing aan de doelstellingen op korte en lange termijn geeft de behoefte aan bijkomend (milieu)beleid. Het EUR-scenario gaat uit van de autonome evolutie van de externe omgeving en een pakket maatregelen en instrumenten nodig om Europese middellangetermijndoelen te halen, zoals bijvoorbeeld de 20-20-20 doelstellingen rond energie & klimaat van de Europese Commissie; de Kaderrichtlijn water; en de luchtemissieplafonds voor het jaar 2020, uitgaande van de meer ambitieuze scenario's in het voorbereidend studiewerk voor de EU-richtlijn NEC die momenteel herzien wordt. Indien nodig worden ook doorgedreven maatregelen opgenomen die de huidige draagkracht van een sector overschrijden. Het bereiken van de doelstellingen staat in dit scenario voorop.

De Vlaamse emissies afkomstig van de verschillende sectorstudies worden verwerkt en gebruikt voor de doorrekening naar verzurende deposities. Hiervoor worden ze aangevuld met niet-Vlaamse (Europese) emissiegegevens. Alle emissies worden ruimtelijk gespreid via de emissie-mapping tool E-map en ingevoerd in het atmosferisch verspreidingsmodel Operationele Prioritaire Stoffen (of OPS-model). Dit is een mechanistisch model dat op lokale en regionale schaal de atmosferische verspreiding van stoffen simuleert op basis van meteorologische en emissiegegevens in Vlaanderen en daarbuiten. Het model berekent transport, verspreiding en depositie van de potentieel verzurende stoffen SO_2 , NO_x , NH_3 , sulfaten, nitraten en ammonium.

Om alle berekeningen voor 2010 t.e.m. 2030 te kunnen doorvoeren wordt in OPS gewerkt met een meteostatistiek van 2006. Enkel om de invloed van de klimaatwijziging te integreren in de berekeningen werd bovendien voor het toekomstjaar 2030 een tienjarige gemiddelde meteotijdsreeks voor de jaren 1996-2006 met uitsluiting van 2003 (wegens technische problemen) omgezet naar een tijdsreeks voor de periode 2025 – 2035 met de 'perturbationtool' van de KU Leuven. Wat de invloed van de meteo betreft op de navolgende scenarioresultaten kan er geen verschil vastgesteld worden tussen de extreme meteoset en de 10-jarig gemiddelde meteo.

Blijkens de modelberekeningen zouden beide scenario's reeds in 2010 tegemoet komen aan de MLTD afgeleid van de NEC-richtlijn (2660 Zeq/ha.j) voor wat het Vlaamse gemiddelde betreft. Geografisch vertaalt zich dit in het behalen van de MLTD in een groot aantal streken in Vlaanderen, met name 9285 km² (68 %) van Vlaanderen behaalt tijdig de MLTD onder het REF- scenario, dat nog oploopt tot 10 579 km² (79 %) onder het EUR-scenario.

In 2015 zou de doelstelling 2010 nog steeds niet overal in Vlaanderen behaald worden. Het duurt tot 2020 vooraleer we met het EUR-scenario de eerste gebieden in Vlaanderen de norm van 1400 Zeq/ha.j (LTD 2030) zien behalen. Dit verschil in scenario's neemt nog toe naarmate we verder in de tijd gaan om in 2030 te eindigen met het behalen van de LTD in 5 344 km² (39 %) van Vlaanderen met het EUR scenario tegenover amper 1 % (111 km²) met het REF- scenario. Het wordt hiermee aangetoond dat de bijkomende maatregelen uit het EUR scenario zeker nodig zullen zijn, en zelfs nog ontoereikend zijn om de doelstellingen in 2030 tijdig te behalen in geheel Vlaanderen.

De modelberekeningen geven verder aan dat de gemiddelde totale verzurende depositie in Vlaanderen tegen 2030 zal dalen met 25 (REF) tot 45 (EUR) % van gemiddeld 2 854 Zeq/ha.j in 2006 tot 2 151 (REF) à 1 582 (EUR) Zeq/ha.j in 2030. De afgeleide lange termijndoelstellingen 2030 zullen echter niet gerealiseerd worden voor SO_x en NO_y , en enkel

voor NH_x in het EUR-scenario nipt realiseerbaar lijken. Dit betekent dat er nog een te realiseren daling is van de depositie met 51 % t.o.v. 2006, of nog steeds 44 (REF) tot 40 (EUR) % reductie t.o.v. 2010. Het relatieve aandeel van NH_x stijgt van 41 % in 2006 naar 43 (REF) en 50 (EUR) % in 2030, waardoor het het grootste aandeel (tot de helft!) behoudt. Het verzuringsbeleid in Vlaanderen zal in de toekomst nog meer een landbouwbeleid worden en nog nauwer aansluiten bij het vermistingsbeleid.

De bijdrage van de import daalt sneller onder het EUR-scenario dan onder het REF- scenario (van 51 naar 48 %). Vergelijken we beide scenario's onderling, dan wordt aangetoond dat het relatieve belang van vooral de sector landbouw, maar ook in zeer geringe mate van de sectoren industrie nog toeneemt.

De overschrijdingen van kritische lasten voor verzuring werden bepaald op basis van (i) de in deze studie berekende verzurende deposities (ii) de wijzigende landgebruikkaarten over de periode 2005-2030 aangeleverd door VITO (Gobin et al., 2009) en (iii) kritische lasten voor acht ecosysteemtipes of natuurcategorieën, namelijk grasland (zuur, neutraalzuur, kalk- en cultuurgrasland), heide (natte en droge heide) en bos (loof- en naaldbos). We gebruiken de meest recente kritische lasten voor Vlaanderen (Meykens & Vereecken, 2001; Staelens et al., 2006) gemodelleerd via een statische massabalans voor verzuring en voor stikstof (N). Kritische lasten geven het aanvaardbare lange-termijnniveau van de atmosferische depositie voor een ecosysteem dat in evenwicht is met die depositie. De kritische lasten voor verzuring werden berekend met het oog op de bescherming van plantenwortels tegen verzuring. Het criterium legt een maximale verhouding op tussen de concentratie aan aluminium en zogenaamde basische kationen in het bodemuitspoelingswater ($\text{Al}:\text{Bc} = 1$). Dit vaak gebruikte verzuringscriterium is vrij mild, en laat een verdere bodemverzuring toe, zoals verder meer in detail besproken wordt in de deelstudie naar herstel van verzuring via dynamische modellering.

Nieuw in dit rapport is dat de betrokken natuurcategorieën op een andere manier werden afgebakend dan in vorige kritische-lastenstudies. Om het effect van toekomstig landgebruik op de overschrijding van kritische lasten te kunnen bepalen was het immers nodig om van de uitkomsten van het RuimteModel te vertrekken, ontwikkeld voor de milieu- en natuurverkenning. De landgebruiksklassen in dit ruimtemodel werden vervolgens omgezet in de acht natuurcategorieën. Deze werkwijze zorgde bij benadering voor een halvering van de in rekening gebrachte oppervlakte grasland (-45 %) en heide (-51 %) t.o.v. de studie van Meykens & Vereecken (2001). Voor bos werd relatief meer loofbos en minder naaldbos in rekening gebracht dan in eerdere studies. De verhouding naar oppervlakte van de acht onderscheiden ecosysteemtipes is belangrijk bij het bepalen van de gemiddelde overschrijding van kritische lasten voor natuur in Vlaanderen. Aangezien bijna drie vierden van de beschouwde oppervlakte natuur in deze studie uit bos bestaat, wegen de resultaten voor bos sterker door in het globale resultaat.

Omwille van de hoge graad van bosfragmentatie in Vlaanderen, en de invloed van bosranden op atmosferische depositie en kritische lasten, werden in dit onderzoek voor het eerst kritische lasten opgesteld voor bosranden. Dit gebeurde door voor alle termen in de massabalansen de verhouding te bepalen tussen bosranden en boskernen, en dit op basis van beschikbare veldmetingen in Vlaanderen. Uitgemiddeld voor een vaste bosrand van 50 m diepte waren de invoergegevens voor deposities en kritische lasten 9 tot 50 % hoger in de bosrand dan in de boskern voor loofbossen, en 2 tot 59 % hoger in de bosrand voor naaldbossen. Als gevolg hiervan waren de mediane kritische lasten voor verzuring en vermisting 17 tot 23 % hoger in bosranden dan in boskernen. Bij de berekening van de overschrijding van kritische lasten in bossen werd vervolgens rekening gehouden met de verhouding tussen boskern en -rand en de blootstelling aan de overheersende windrichting in Vlaanderen voor 150 x 150 m bosroostercellen. Het effect van het in rekening brengen van bosranden op de globale overschrijding van kritische lasten was echter beperkt. Dit komt onder meer door de vrij lage depositieniveaus in de huidige studie en het feit dat het OPS-model geen rekening houdt met de empirisch vastgestelde hogere depositie in naaldbossen dan in loofbossen (zie verder). Doordat het randeffect op deposities het grootst is in naaldbossen en het verschil in depositie tussen bosrand- en boskern als een verhouding geformuleerd werd, resulteren de lage OPS-deposities voor bos, en voor naaldbos in het

bijzonder, in een onderschatting van de invloed van bosrandeffecten op de overschrijding van kritische lasten.

De resultaten die hier gerapporteerd worden wijken af van eerdere resultaten voor de overschrijding van kritische lasten, en suggereren dat de toestand van de Vlaamse natuur op vlak van verzuring duidelijk verbeterd bij zowel het REF- als EUR-scenario. Het is echter belangrijk op te merken dat de berekende overschrijdingen volgens de verschillende scenario's een directe weerspiegeling zijn van de aangeleverde OPS-deposities. Kritische lasten zijn namelijk quasi onafhankelijk van het depositieniveau, en veranderen dus niet in de tijd, met uitzondering van het beperkte effect van N-deposities op de gemodelleerde denitrificatie in de massabalans van N.

De verzurende deposities in deze studie werden berekend (VMM/VITO) met een nieuwe versie van het OPS-model (Vlops.08). Uit validaties voor de luchtconcentraties van NH_x , NO_y en SO_x blijkt dat deze modelversie nauwkeuriger is dan de vorige versies. Luchtconcentraties zijn echter maar een eerste stap in het model. Tot op heden ontbreekt een validatie van de berekende droge deposities, waardoor ook de totale berekende deposities nog niet gevalideerd kunnen worden. De huidige totale deposities blijken lager te liggen dan in vroegere OPS-berekeningen, wat belangrijke gevolgen heeft voor de overschrijding van kritische lasten. Een reden voor het verschil in depositie is dat de huidige (droge) depositie niet gemodelleerd wordt op basis van een vaste ruwheidslengte per ecosysteem, maar via een variabele ruwheidslengte afgeleid van de Corine landgebruikskaart (250 x 250 m roostercellen). Dit verklaart voor bv. bos deels de lagere OPS-deposities, en de beperktere overschrijding van kritische lasten in de huidige studie.

De totale oppervlakte natuur (grasland, heide en bos) met overschrijding van de kritische last voor verzuring in 2006 bedraagt 39 %. Voor het REF-scenario vonden we dat in 2030 de oppervlakte grasland, heide en bos met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring zou afnemen tot 19 %. In het EUR-scenario was er nagenoeg geen overschrijding meer wat betreft verzuring (6 % van de oppervlakte). Zoals uitgewerkt in het WR Overschrijding van kritische lasten, is de toestand voor vermisting echter veel minder gunstig. Voor vermisting was de oppervlakte natuur met overschrijding van de kritische lasten in 2030 beduidend hoger in het REF-scenario (54 %) dan in het EUR-scenario (29 %).

Algemeen concluderen we dus dat de mogelijke verschillen in depositieniveau tussen 2010 en 2030, zoals weergegeven in de MIRA-scenario's, een belangrijk effect kunnen hebben op de overschrijdingen van kritische lasten. Tenslotte is het belangrijk om op te merken dat beleidsmaatregelen i.v.m. verzuring zich best richten op het beperken van N-emissies. Lagere N-emissies verkleinen immers zowel de verzurende als vermestende effecten van menselijke activiteiten op semi-natuurlijke ecosystemen in Vlaanderen. Bovendien hebben lagere N-emissies ook gunstige gevolgen voor andere milieuthema's, zoals zwevend stof (fijn stof $\text{PM}_{2,5}$) en fotochemische luchtverontreiniging (troposferische ozonvorming), met aantoonbare positieve effecten op de menselijke gezondheid.

In het onderdeel dynamische modellering van bodemverzuring wordt bepaald wanneer herstel van bodemverzuring kan verwacht worden voor Vlaamse bosbodems. Hierbij werd uitgegaan van hetzelfde bodemchemische criterium voor verzuring als bij de kritische lasten, zoals hoger beschreven ($\text{Al}:\text{Bc} = 1$) Met behulp van het eenvoudige biogeochemische VSD-model (*Very Simple Dynamic model*) werd de toestand van bodem en bodemwater gesimuleerd doorheen de tijd (1880-2100). Om een zo betrouwbaar mogelijke modellering toe te laten werd de simulatie uitgevoerd voor een representatieve set van goed gekarakteriseerde bosbestanden ($n = 84$). Vanaf het jaar 2006 werden de depositiewaarden volgens de twee MIRA-scenario's gebruikt om het effect van deze scenario's op het herstel van verzuring te vergelijken. Het doel van deze modellering was na te gaan op welke termijn bosbodems potentieel kunnen herstellen van een langdurig verhoogde aanvoer van N en S. Als de verzurende depositie lager ligt dan de kritische last voor verzuring, betekent dit immers niet dat het ecosysteem meteen hersteld is van verzuring.

Als de aanvoer van N en S tussen 2006 en 2030 naar de Vlaamse bossen het verloop van het REF- en EUR-scenario zou volgen, kan voor een belangrijk deel van de bossen herstel

van bodemverzuring verwacht worden in de komende decennia. Beide toekomstscenario's leiden tot een beperkte stijging van de voorspelde basenverzadiging en de pH van de bosbodems en tot een sterke daling van de nitraatconcentratie en Al:Bc-verhouding in het bodemwater. De mediaanwaarde van bijvoorbeeld de basenverzadiging stijgt voor de 84 bosreceptoren van 7,6 % in 2006 tot 9,4 % in 2030 voor het REF-scenario en tot 10 % voor het EUR-scenario. De mediane nitraatconcentratie in het bodemwater daalt van 2,7 mg/l N in 2006 tot respectievelijk 1,4 en 0,7 mg/l N in 2030 in het REF- en EUR-scenario. De mediane N-depositie in het EUR-scenario ligt 23 % lager dan in het REF-scenario, terwijl de mediane S-depositie 34 % lager is. Dit resulteert in 2030 in het EUR-scenario gemiddeld in een 6 % hogere basenverzadiging en een 2 % hogere bodem-pH dan in het REF-scenario, en in een 54 % lagere nitraatconcentratie en een 36 % lagere Al:Bc-verhouding.

Voor beide scenario's onderzochten we met het VSD-model wanneer het gewenste criterium voor bodemherstel van verzuring ($Al:Bc < 1$) behaald zal worden. Deze analyse werd enkel uitgevoerd voor de 73 % van de proefvlakken (61 van de 84 proefvlakken) waarin dit criterium overschreden werd tussen 1880 en 2000. In het REF-scenario zal het verzuringscriterium vanaf 2033 behaald zijn in de helft van deze bossen, terwijl dit in het EUR-scenario al vanaf 2021 het geval zou zijn. Het voorspelde bodemherstel gebeurt in beide scenario's sneller in naaldbos dan in loofbos. Het mediane hersteljaar voor naaldbos bedraagt namelijk 2015 in het REF-scenario en 2013 in het EUR-scenario; voor loofbos is dat respectievelijk 2072 en 2031. Mediane waarden betekenen wel dat voor de helft van de bossen het verzuringscriterium pas bereikt wordt na deze jaartallen, vaak pas na 2050. Daarom bepaalden we hoeveel de N- en S-depositie per proefvlak maximaal mag bedragen om herstel van verzuring mogelijk te maken vanaf 2050. In het REF-scenario is voor 29 % van de receptoren een bijkomende depositiereductie nodig tussen 2030 en 2050 om het criterium te respecteren in 2050. In het EUR-scenario is een bijkomende reductie nodig voor 20 % van de receptoren.

De algemene conclusie van deze dynamische modellering van bodemverzuring voor Vlaamse bossen is dat aanzienlijke reducties in N- en S-depositie, zoals beschreven in het EUR-scenario, vóór het jaar 2030 tot een potentieel bodemchemisch herstel van verzuring kunnen leiden in een meerderheid van de beschouwde bossen. Ook het REF-scenario leidt tot herstel van verzuring, maar minder snel dan in het EUR-scenario. Het eenvoudige VSD-model houdt geen rekening met een aantal zaken die ook van invloed kunnen zijn, zoals een vertraagd herstel van bodemverzuring door sulfaatdesorptie of door een lagere atmosferische depositie van neutraliserende kationen. Deze studie behandelde enkel de tijdsvertraging tussen een afname in verzurende depositie en het bodemchemisch herstel van verzuring. Biologische organismen reageren echter ook met vertraging op verbeterde bodemcondities. Een toename in diversiteit in Vlaamse bossen hangt dus niet enkel af van het bodemchemisch herstel van verzuring, maar ook van de kolonisatiemogelijkheden en verspreidingsnelheid van planten en dieren. Daarnaast beperken ook de vermestende effecten van N-depositie het herstel van de diversiteit in Vlaamse bossen.

Referenties

- Asman, W.A.H. (2001) Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium: an overview with special reference to Denmark. *Atm. Env.* 35 (2001): 1969-1983.
- Beier, C., Gundersen, P. (1989) Atmospheric deposition to the edge of a Spruce forest in Denmark. *Environmental Pollution* 60(3-4), 257-271.
- Beier, C., Gundersen, P., Rasmussen, L. (1992) A new method for estimation of dry deposition of particles based on throughfall measurements in a forest edge. *Atmospheric Environment* 26A(9), 1553-1559.
- Bredemeier, M., Matzner, E., Ulrich, B. (1990) Internal and external proton load to forest soils in northern Germany. *Journal of Environmental Quality* 19, 469-477.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. (1995) Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5(1), 74-86.
- Cofala J (2009) persoonlijke mededeling (Excel tabel)
- Craenen, H., Van Ranst, E., Groenemans, R., Tack, F., Verloo, M. (1996) Berekening en kartering van kritische lasten voor Vlaanderen. RUG, Gent.
- Craenen, H., Van Ranst, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. (2000) Calculation and mapping of critical loads of sulfur and nitrogen in Flanders, Belgium. *The Science of the Total Environment* 254, 55-64.
- De Coninck, F., Van Ranst, E. (1997) Bodemmeetnet in de bossen van het Vlaamse gewest - analyse van strooisellaag en minerale toplaag (0-10 cm) in 6 proefvlakken. Contract EV/IBW/BB94.02. Eindrapport, Universiteit Gent, Gent.
- De Schrijver, A., Devlaeminck, R., Mertens, J., Wuyts, K., Hermy, M., Verheyen, K. (2007) On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10, 293-298.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Roskams, P., De Keersmaeker, L., Mussche, S., Lust, N. (1998) Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican pine stand in northern Belgium. *Environmental Pollution* 102(S1), 427-431.
- de Vries, W., Posch, M. (2003) Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra Report 701. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Deelstra, H.D., Klap, J.M., Vel, E.M. (1998) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical report 1998. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Devlaeminck, R., De Schrijver, A., Hermy, M. (2005) Variation in throughfall deposition across a deciduous beech (*Fagus sylvatica* L.) forest edge in Flanders. *Science of the Total Environment* 337(1-3), 241-252.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W. (1995) A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air, and Soil Pollution* 85, 2253-2258.
- Draaijers, G.P.J., Ivens, W.P.M.F., Bleuten, W. (1988) Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air, and Soil Pollution* 42(1-4), 129-136.
- Draaijers, G.P.J., Van Ek, R., Bleuten, W. (1994) Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology* 69, 343-366.
- Dupont, S., Brunet, Y. (2008) Edge flow and canopy structure: a large-eddy simulation study. *Boundary-Layer Meteorology* 126, 51-71.
- Gobin A., Uljee I., Van Esch L., Engelen G., de Kok J., van der Kwast H., Hens M., Van Daele T., Peymen J., Van Reeth W., Overloop S., Maes F. (2009) Landgebruik in Vlaanderen. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.20, www.milieurapport.be, www.nara.be.
- Gobin, A., Van Nevel, L., Vanden Auweele, W., Willems, E., Verlinden, G., Verheyen, K. (2006) Bepaling kritische lasten voor zware metalen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/06, Labo voor Bosbouw (UGent) en Bodemkundige Dienst van België.

Hasselrot, B., Grennfelt, P. (1987) Deposition of air pollutants in a wind-exposed forest edge. *Water, Air, and Soil Pollution* 34(1-4), 135-143.

Honnay, O., Verheyen, K., Hermy, M. (2002) Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161(1-3), 109-122.

IIASA (2008) persoonlijke communicatie met Chris Heyes en Janusz Cofala, IIASA.

Klaassen, W., Lankreijer, H.J.M., Veen, A.W.L. (1996) Rainfall interception near a forest edge. *Journal of Hydrology* 185, 349-361.

Langouche, D., Wiedemann, T., Van Ranst, E., Neiryndck, J., Langohr, R. (2002) Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in boscosystemen in Vlaanderen [in Dutch]. In: Neiryndck, J., de Ridder, K., Langouche, D., Wiedemann, T., Kowalski, A., Ceulemans, R., Mensink, C., Roskams, P., Van Ranst, E. (Eds). *Verzuring en vermessinggevoeligheid van Vlaamse bosgebieden met gemodelleerde depositiefluksen. Eindverslag van project VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor Natuurbehoud, Gent, pp. 65-100.*

Lindberg, S.E., Lovett, G.M. (1992) Deposition and forest canopy interactions of airborne sulfur: results from the Integrated Forest Study. *Atmospheric Environment* 26A(8), 1477-1492.

Maes, J., Vliegen, J., Deutsch, F. en Janssen, S. (2008) Nieuw concept voor de emissie-preprocessor van BelEUROS (E-map). VITO-rapport n° 2008/IMS/R/217.

Matlack, G.R. (1993) Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United-States. *Biological Conservation* 66(3), 185-194.

McDonald, R.I., Urban, D.L. (2004) Forest edges and tree growth rates in the North Carolina Piedmont. *Ecology* 85(8), 2258-2266.

Meykens, J., Vereecken, H. (2001) Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermessing van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA. MIRA/2001/01, K.U.Leuven en Bodemkundige Dienst van België.

NEC (2008) Markus Amann, Imrich Bertok, Janusz Cofala, Chris Heyes, Zbigniew Klimont, Peter Rafaj, Wolfgang Schöpp, Fabian Wagner, NEC Scenario Analysis Report Nr. 6, National Emission Ceilings for 2020 based on the 2008 Climate & Energy Package, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Oostenrijk, Juli 2008, 72 blz.

Neiryndck, J., Genouw, G., Coenen, S., Roskams, P. (2004) Depositie en luchtkwaliteit in Vlaamse bosgebieden. IBW-rapport 2004-1. Instituut voor Bos- en Wildbeheer, Geraardsbergen, 71p.

Neiryndck, J. (2009). Persoonlijke mededeling.

Nilsson, J., Grennfelt, P. (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. Report of the Skokloster workshop, Sweden March 1988. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Ould-Dada, Z., Copplestone, D., Toal, M., Shaw, G. (2002) Effect of forest edges on deposition of radioactive aerosols. *Atmospheric Environment* 36, 5595-5606.

Pahl, U. (2000) Numerische Simulationen zum Einfluss von Waldbestandsinhomogenitäten auf die Windverhältnisse und die trockene Spurenstoffdeposition. Berichte des Instituts für Meteorologie und Klimatologie der Universität Hannover. Ph.D. thesis, University of Hannover, Hannover, Germany, 100p.

Schulze, E.-D. (1989) Air pollution and forest decline in spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783.

Spangenberg, A., Kölling, C. (2004) Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. *Water, Air, and Soil Pollution* 152(1-4), 233-255.

Stachurski, A., Zimka, J.R. (2002) Atmospheric deposition and ionic interactions within a beech canopy in the Karkonosze Mountains. *Environmental Pollution* 118(1), 75-87.

Staelens, J., Deschepper, E., Verheyen, K., Thas, O. (2007) Statistische verwerking meetdata verzuring. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij. Eindverslag, Universiteit Gent, 130p.

Staelens J., Neiryck 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.

Thimonier, A., Dupouey, J.L., Timbal, J. (1992) Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 55, 149-167.

UBA. 2004. Mapping manual (2004) Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. <http://www.icpmapping.org>.

Ulrich, B. (1983) Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, p. 127-146. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

Van den Bossche, G, Vandenberghe V., Thas O., Vanrolleghem P (2007): Validatie van het VLOPS-model 1.20, Eindrapport i.o.v. VMM.

Van Hinsberg, A., de Vries, W. (2003) National contribution for the Netherlands. In: Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., Downing, R.J. (eds.). *Modelling and mapping of critical thresholds in Europe*. CCE status report 2003, pp. 93-97.

van Jaarsveld, J.A. (1989) Een operationeel atmosferisch transportmodel voor prioritair stoffen; specificatie en aanwijzingen voor gebruik, RIVM-rapport nr. 228603008.

van Jaarsveld, J.A. (2004) The Operational Priority Substances model, RIVM-rapport 500045001/2004, Bilthoven, Nederland.

Weathers, K.C., Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A. (2001) Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15(6), 1506-1514.

Willi, J.C., Mountford, J.P., Sparks, T.H. (2005) The modification of ancient woodland ground flora at arable edges. *Biodiversity and Conservation* 14, 3215-3233.

Wils, C., Paelinckx, D., Adams, Y., Berten, B., Bosch, H., De Knijf, G., De Saeger, S., Demolder, H., Guelinckx, R., Lust, P., Oosterlynck, P., Scheldeman, K., T'Jollyn, F., Van Hove, M., Vandebussche, V. & Vriens, L. (2004) Biologische Waarderingskaart en natuurgerichte bodembedekkingkaart van het Vlaamse Gewest. Integratie van de BWK en vereenvoudiging tot een 90- en 32-delige legende (80 % BWK, versie 2 van 1997 tot 2003 en 20 % BWK, versie 1). Rapport en digitaal bestand Instituut voor Natuurbehoud IN. R2004.08 Brussel. 39 pp. URL: <http://www.inbo.be/ygen/bwk/Bodembedekking/Grondgebruikkaarten2004.pdf>

Wiman, B.L.B., Ågren, G.I. (1985) Aerosol depletion and deposition in forests - a model analysis. *Atmospheric Environment* 19, 335-347.

Wiman, B.L.B., Lannefors, H.O. (1985) Aerosol characteristics in a mature coniferous forest - methodology, composition, sources and spatial concentration variations. *Atmospheric Environment* 19, 349-362.

Wuyts, K. (2009) Patterns of throughfall deposition, nitrate seepage, and soil acidification in contrasting forest edges. Doctoraatsthesis, Universiteit Gent, 204p.

Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Geudens G., Verheyen K. (2008a) Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 449-461.

Wuyts, K., De Schrijver, A., Staelens, J., Gielis, L., Vandebrouwane, J., Verheyen, K. (2008b) Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types. *Environmental Pollution* 156, 854-861.

Wuyts, K., De Schrijver, A., Vermeiren, F., Verheyen, K. (2009a) Gradual edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257, 679-687.

Wuyts K., Staelens J., De Schrijver A., Verheyen K., Overloop S., Vancraeynest L., Hens M. & Wils C. (2009b) Overschrijding kritische lasten. Wetenschappelijk rapport, MIRA 2009, NARA 2009, VMM, INBO.R.2009.55, www.milieurapport.be, www.nara.be

Yu, S. e.a. (2006) New unbiased symmetric metrics for evaluation of air quality models. Atmospheric Science Letters 7:26-34

Begrippen

Depositie: hoeveelheid van een stof of een groep van stoffen die uit de atmosfeer neerkomen in een gebied, uitgedrukt als een hoeveelheid per oppervlakte-eenheid en per tijdseenheid (bv. 10 kg SO₂/ha.j).

Emissie: uitstoot of lozing van stoffen, golven of andere verschijnselen door bronnen, meestal uitgedrukt als een hoeveelheid per tijdseenheid.

Eutrofiëring: proces van nutriëntaanrijking zodanig dat de productiviteit van het ecosysteem niet langer gelimiteerd wordt door de beschikbaarheid van nutriënten. In aquatische ecosystemen kan eutrofiëring leiden tot een overdadige groei van waterplanten en/of algen en een achteruitgang van de kwaliteit van het water (fysico-chemisch en biologisch).

Grenswaarde: waarde die wettelijk niet overschreden mag worden. Een overschrijding van deze waarde moet aanleiding geven tot het treffen van maatregelen.

Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC): totale hoeveelheid uitwisselbare kationen van een bodem(laag) per massa-eenheid.

Kritische last: maximaal toelaatbare depositie per eenheid van oppervlakte voor een bepaald ecosysteem zonder dat er - volgens de huidige kennis - op lange termijn schadelijke effecten optreden.

LRTAP: 'Convention on Long Range Transboundary Air Pollution', de Conventie van Genève (1979) over de grensoverschrijdende transporten van luchtverontreiniging in het kader van de UNECE.

NEM-richtlijn: Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima (2001, 2001/81/EG) met als doel de luchtmissies van verzurende, vermestende en ozonvormende stoffen te beperken. In die richtlijn worden aan de EU-15 lidstaten maximale emissieplafonds opgelegd voor de 4 gasvormige pollutanten SO₂, NO_x, NMVOS en NH₃. Die zijn strenger dan de emissiemaxima van het Göteborg-protocol.

pH: zuurtegraad, gemeten aan de hoeveelheid waterstofionen. De negatieve logaritme van de hoeveelheid waterstofionen varieert tussen 0 en 14. Tussen elke eenheid ligt een 10-voudig verschil, hoe hoger de pH, hoe groter het aantal waterstofionen. pH 7 is neutraal, pH < 7 is zuur en pH > 7 is basisch.

Potentieel verzurende emissie: som van de emissies van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak naar de lucht; het verzurend effect hangt af de neutralisatie door basen en de buffering in bodem en water.

Richtwaarde: beleidsmatig na te streven milieukwaliteitsdoelstelling met opgave van tijdstippen voor de realisatie.

Strefflast: het maximum toelaatbare depositieniveau waarbij een vooropgestelde bodemchemische status gerespecteerd wordt in het ecosysteem vanaf een bepaald doeljaar.

Verzurende emissie: zie potentieel verzurende emissie

Verzuring: gezamenlijke effecten en gevolgen van vooral zwavel- en stikstofverbindingen (zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak) die via de atmosfeer in het milieu worden gebracht.

Zuurequivalent: eenheid om de verzuringsgraad van verontreinigende stoffen te meten. Deze eenheid staat toe om de verschillende verzurende stoffen met elkaar te vergelijken. Eén zuurequivalent komt overeen met 32 gram zwaveldioxide, 46 gram stikstofdioxide of 17 gram ammoniak.

Zuurtegraad: zie pH.

Afkortingen

Al:Bc-criterium: kritische verhouding van de concentratie aan aluminium (Al) t.o.v. basische kationen (Bc) in het uitspoelingswater onder de wortelzone

ANC_{le,crit}: kritische uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit

Bc: basische kationen (BC) zonder Na⁺ (K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺)

BC: zogenaamde 'basische kationen' (Na⁺, K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺)

Bc_{dep}: totale atmosferische depositie van basische kationen (Bc)

Bc_u: netto-groeiopname van basische kationen (Bc)

BC_w: verwerking van basische kationen (BC)

BWK: biologische waarderingskaart

CCE: *Coordination Center for effects*

CDM: Clean Development Mechanism

CEC: kationenuitwisselingscapaciteit

C&E: Climate & Energy Package

CL: kritische last (*critical load*)

CL_{max}(N): maximale kritische last voor verzurende stikstof

CL_{max}(S): maximale kritische last voor zwavel

CL_{min}(N): minimale kritische last voor verzurende stikstof

CL_{nut}(N): kritische last voor nutriëntstikstof

CN_{max}: maximale C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag en strooisellaag

CN_{min}: minimale C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag en strooisellaag

DVc: depositie volgens doorval- en stamafvloeiingen gecorrigeerd voor kroonuitwisselingsprocessen

E_{Bc}: basenverzadiging

EEA: European Environmental Agency

EIL: emissie-inventaris lucht

EMEP: *European Monitoring and Evaluation Programme*, onderdeel van het *Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe*. In deze studie gebruikt om naar het atmosferische depositiemodel te verwijzen.

EPR: eenmalige perceelsregistratie

ETS: emissie trading scheme

Ex: overschrijding (*exceedance*) van een kritische last, kritische lastfunctie of streeflastfunctie

f_{de, d}: denitrificatiefractie

GAINS: Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies

IFEE: Integrated Forest Edge Enhancement

Igk_{AlBc}: logaritme van uitwisselingsconstante Al-Bc

IgK_{AlOx}: logaritme van evenwichtsconstante Al-H-verband (= -pK_{AlOx})

Igk_{HBc}: logaritme van uitwisselingsconstante H-Bc

IIASA: International Institute for Applied Systems Analysis

IPPC: integrated pollution prevention and control

LAI: bladoppervlakte-index

LTD: Langetermijndoelstelling

LRTAP Conventie: Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (*Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*)

MAFE: Mean Absolute Factor Error

MBO: milieuberleidsovereenkomst

MINA-plan: Milieu- en Natuurplan

(M)LTD: (middel)langetermijndoelstelling

NARA: Natuurrapport

N_{dep}: totale atmosferische depositie van stikstof

NEC: National Emission Ceilings

NEM: Nationale Emissie Maxima

N_{i,acc}: aanvaardbare (tijdsafhankelijke) stikstofimmobilisatie in bodem

NO_{3le,acc}: aanvaardbare nitraatuitspoeling onder de wortelzone
N_u: netto-groeiopname van stikstof
NTF: netto-doorval
OPS: Operationeel Prioritaire Stoffen depositiemodel
RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
RWZI: rioolwaterzuiveringsinstallatie
S_{dep}: totale atmosferische depositie van zwavel
SNAP: selected nomenclature for air pollution
SMB : eenvoudige massabalans (*Simple Mass Balance*)
SMB: *simplified mass balance*
TD (Ac)pot: depositie van potentieel verzurende componenten
TL: streeflast (*target load*)
TL_{max}(N): maximale streeflast voor verzurende stikstof voor een bepaald doeljaar
TL_{max}(S): maximale streeflast voor zwavel voor een bepaald doeljaar.
TSAP: Thematic Strategy on Air Pollution
UN/ECE: United Nations Economic Commission for Europe
VLAREM: Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning
VSD-model: *Very Simple Dynamic* model.

Eenheden

Zeq: zuurequivalent, komt overeen met 1 mol H⁺
eq: equivalent (= mol_c, *mole of charge*) (1 eq = 1 mol / lading per mol)
ha: hectare

Scheikundige symbolen

Al: aluminium
CO₂: koolstofdioxide
Fe: ijzer
H₂S: waterstofsulfide
Mn: mangaan
NH₃: ammoniak
NH₄⁺: ammonium
NH_x: gereduceerde stikstofverbindingen (NH₃ en NH₄⁺)
NO: stikstofmonoxide
NO₂: stikstofdioxide
NO_x: stikstofoxiden (NO en NO₂)
NO_y: geoxideerde stikstofverbindingen (NO, NO₂, NO₃⁻, HNO₃, ...)
O₃: ozon
SO₂: zwaveldioxide
SO_x: zwaveloxiden (SO₄²⁻ en SO₂)

Bijlagen

Bijlage 1: meet- en modelwaarden voor de bij validatie gebruikte meetstations

SO₂ (µg/m³)

2002	meting	Vlops.08	Vlops.07	2005	meting	Vlops.08	Vlops.07	2006	meting	Vlops.08	Vlops.07
30BO01	5,04	7,34	11,30	30BO01	4,89	7,52	10,40	30BO01	4,75	6,97	9,57
30GN06	5,10	7,05	13,50	30GN06	4,16	6,69	12,20	30GN06	5,36	6,47	11,50
30KK01	4,16	5,87	7,05	30KK01	4,37	5,31	6,14	30KK01	4,11	5,86	6,25
30KP01	6,47	10,40	12,70	30KP01	5,68	9,47	11,00	30KP01	7,10	10,10	11,00
30MA02	3,15	4,75	6,37	30MA02	2,69	4,43	5,49	30MA02	3,27	4,45	5,19
30MO01	4,33	6,55	7,35	30R801	9,10	11,50	22,70	30R801	9,06	10,70	21,90
30R801	8,59	11,60	25,90	30TE01	1,33	5,20	6,24	30RT01	3,40	6,18	5,95
30TE01	1,48	5,32	6,70	30WN01	2,74	5,02	6,49	30TE01	2,05	5,20	5,72
30WN01	2,86	5,55	7,42	30ZW01	3,06	5,75	7,95	30WN01	3,56	5,18	6,41
30ZW01	4,07	6,46	9,00	40BE06	16,00	12,00	9,00	30ZW01	3,79	5,75	7,82
40BE06	27,00	14,00	10,00	40OB01	7,00	5,00	8,00	40BE06	19,00	13,00	11,00
40HR01	6,00	5,00	8,00	40TS06	11,00	13,00	18,00	40OB01	6,00	6,00	9,00
40ML01	8,00	8,00	13,00	40TS07	8,00	7,00	12,00	40TS06	10,00	13,00	16,00
40OB01	13,00	6,00	11,00	40WZ01	16,00	12,00	11,00	40TS07	8,00	7,00	11,00
40SZ01	10,00	7,00	11,00	40WZ02	8,00	8,00	12,00	40WZ01	15,00	13,00	10,00
40SZ02	6,00	7,00	11,00	42M802	14,00	11,00	20,00	40WZ02	6,00	7,00	10,00
40TR01	10,00	7,00	13,00	42N016	4,00	7,00	8,00	42M802	13,00	11,00	19,00
40TS06	12,00	13,00	18,00	42N027	4,00	5,00	7,00	42N016	4,00	6,00	7,00
40TS07	9,00	7,00	12,00	42N035	5,00	5,00	8,00	42N027	3,00	5,00	6,00
40WZ01	19,00	17,00	13,00	42N045	4,00	5,00	7,00	42N035	4,00	5,00	7,00
40WZ02	11,00	8,00	12,00	42N054	3,00	5,00	5,00	42N045	4,00	5,00	7,00
42M802	10,00	13,00	24,00	42R020	6,00	8,00	13,00	42N054	3,00	5,00	5,00
42N015	6,00	7,00	11,00	42R801	10,00	12,00	23,00	42R020	5,00	7,00	12,00
42N016	6,00	7,00	9,00	42R811	6,00	8,00	14,00	42R801	10,00	11,00	22,00

42N027	5,00	5,00	7,00
42N035	6,00	5,00	9,00
42N045	6,00	5,00	9,00
42N046	4,00	9,00	7,00
42N054	4,00	5,00	6,00
42R010	6,00	7,00	13,00
2002	meting	Vlops.08	Vlops.07
42R020	7,00	8,00	14,00
42R801	12,00	12,00	26,00
42R811	9,00	9,00	16,00
42R815	13,00	14,00	25,00
42R820	9,00	11,00	17,00
42R821	9,00	10,00	16,00
42R822	27,00	22,00	16,00
42R830	10,00	11,00	14,00
42R831	11,00	13,00	18,00
42R832	8,00	8,00	14,00
42R891	21,00	17,00	23,00
42R892	9,00	15,00	22,00
42R893	18,00	18,00	27,00
42R894	18,00	26,00	25,00
42R897	16,00	15,00	17,00
44M702	8,00	10,00	13,00
44M705	6,00	5,00	9,00
44N002	10,00	6,00	8,00
44N012	4,00	5,00	6,00
44N029	4,00	6,00	6,00
44N050	6,00	6,00	10,00
44N051	4,00	6,00	8,00
44R701	7,00	8,00	15,00
44R710	4,00	7,00	14,00
44R721	12,00	10,00	17,00

42R815	12,00	13,00	21,00
42R820	10,00	10,00	14,00
42R821	8,00	9,00	14,00
42R822	27,00	21,00	13,00
42R830	10,00	10,00	12,00
42R831	9,00	12,00	15,00
2005	meting	Vlops.08	Vlops.07
42R832	7,00	8,00	12,00
42R891	25,00	13,00	18,00
42R893	15,00	15,00	22,00
42R894	22,00	23,00	21,00
42R897	16,00	16,00	15,00
44M702	6,00	8,00	10,00
44N002	10,00	6,00	6,00
44N029	3,00	5,00	5,00
44N051	3,00	5,00	7,00
44R701	6,00	7,00	13,00
44R710	4,00	7,00	13,00
44R721	8,00	9,00	16,00
44R731	7,00	8,00	11,00
44R740	8,00	11,00	12,00
44R750	10,00	10,00	13,00

42R811	8,00	8,00	14,00
42R815	11,00	12,00	20,00
42R820	10,00	11,00	15,00
42R821	7,00	9,00	14,00
42R822	29,00	22,00	12,00
42R830	11,00	10,00	12,00
2006	meting	Vlops.08	Vlops.07
42R831	11,00	11,00	15,00
42R832	6,00	7,00	11,00
42R891	23,00	14,00	18,00
42R892	19,00	14,00	18,00
42R893	15,00	17,00	23,00
42R894	24,00	25,00	22,00
42R897	16,00	18,00	14,00
44M702	7,00	8,00	10,00
44N002	11,00	6,00	6,00
44N029	2,00	5,00	5,00
44N051	3,00	5,00	6,00
44R701	5,00	7,00	12,00
44R710	4,00	7,00	12,00
44R721	11,00	8,00	15,00
44R731	7,00	8,00	11,00
44R740	8,00	11,00	12,00
44R750	9,00	9,00	13,00

44R731	8,00	9,00	14,00
44R740	10,00	13,00	14,00
44R750	12,00	13,00	18,00

NO₂ (µg/m³)

2002	meting	Vlops.08	Vlops.07	2005	meting	Vlops.08	Vlops.07	2006	meting	Vlops.08	Vlops.07
30BO01	18,50	28,40	35,80	30BO01	20,73	30,80	33,40	30BO01	21,79	28,40	35,10
30GN06	19,40	29,10	37,00	30GN06	22,08	30,30	33,40	30GN06	22,51	28,90	36,00
30KK01	12,40	18,10	21,10	30KK01	13,06	18,70	17,60	30KK01	15,86	18,70	20,50
30KP01	18,40	25,00	31,90	30KP01	18,57	25,70	27,70	30KP01	21,57	24,00	29,80
30MA02	14,90	22,00	26,20	30MA02	15,86	23,00	23,30	30MA02	18,27	21,60	26,00
30MO01	16,00	24,00	28,50	30R801	45,27	44,30	54,70	30R801	41,85	43,00	58,80
30R801	37,90	43,30	61,70	30TE01	12,18	22,70	22,80	30RT01	16,78	21,40	25,30
30TE01	11,60	21,10	24,80	30WN01	14,10	22,70	21,50	30TE01	13,25	21,10	24,90
30WN01	12,80	21,90	25,20	30ZW01	15,69	26,60	23,50	30WN01	16,18	21,80	24,30
30ZW01	15,30	24,90	26,30	40LD01	29,00	36,00	37,00	30ZW01	17,57	25,10	25,60
40HR01	20,00	24,00	24,00	40LD02	26,00	31,00	33,00	40LD01	29,00	35,00	38,00
40LD01	29,00	34,00	39,00	40ML01	36,00	45,00	47,00	40LD02	27,00	29,00	35,00
40ML01	39,00	45,00	54,00	40OB01	30,00	27,00	25,90	40ML01	36,00	45,00	50,00
40OB01	32,00	27,00	31,00	40SZ01	32,00	42,00	41,40	40OB01	31,00	26,00	28,00
40SZ01	32,00	39,00	43,00	40SZ02	31,00	39,00	37,90	40SZ01	32,00	39,00	43,00
40SZ02	30,00	36,00	40,00	42M802	46,00	43,00	45,30	40SZ02	31,00	36,00	40,00
40WZ01	25,00	23,00	29,00	42N015	30,00	27,00	29,10	42N015	30,00	25,00	31,00
42N015	28,00	26,00	32,00	42N016	24,00	23,00	24,00	42N016	34,00	21,00	26,00
42N016	25,00	22,00	27,00	42N035	22,00	28,00	30,20	42N040	18,00	35,00	31,00
42R010	34,00	38,00	50,00	42N040	18,00	37,00	28,60	42N046	23,00	34,00	27,00
42R020	37,00	36,00	41,00	42N046	23,00	37,00	24,60	42R010	32,00	38,00	54,00
42R801	48,00	43,00	62,00	42R010	34,00	40,00	47,90	42R020	37,00	36,00	40,00
42R821	31,00	32,00	37,00	42R020	37,00	39,00	38,30	42R801	46,00	43,00	59,00
42R822	44,00	39,00	44,00	42R801	47,00	44,00	54,70	42R811	34,00	34,00	42,00
42R830	29,00	27,00	33,00	42R811	35,00	36,00	40,40	42R821	30,00	31,00	35,00

42R832	34,00	43,00	50,00
42R891	43,00	36,00	43,00
42R892	34,00	35,00	41,00
42R893	44,00	36,00	44,00
42R894	46,00	40,00	53,00
42R897	40,00	36,00	42,00
44M702	26,00	25,00	28,00
2002	meting	Vlops.08	Vlops.07
44N012	22,00	21,00	23,00
44N029	18,00	20,00	22,00
44N050	24,00	26,00	27,00
44R701	36,00	34,00	42,00
44R721	31,00	30,00	39,00
44R731	29,00	29,00	34,00
44R740	30,00	29,00	32,00
44R750	32,00	29,00	33,00

42R821	31,00	33,00	33,00
42R822	44,00	39,00	37,80
42R830	30,00	26,00	27,20
42R832	37,00	45,00	45,40
42R841	33,00	43,00	45,00
42R891	43,00	36,00	37,90
42R892	35,00	36,00	35,80
2005	meting	Vlops.08	Vlops.07
42R893	41,00	35,00	37,60
42R894	44,00	35,00	36,40
42R897	40,00	38,00	37,00
44M702	26,00	26,00	24,40
44M705	26,00	24,00	24,90
44N012	19,00	21,00	19,00
44N029	16,00	21,00	18,20
44R701	36,00	34,00	39,10
44R710	25,00	32,00	34,90
44R721	31,00	31,00	34,30
44R731	29,00	30,00	30,10
44R740	30,00	30,00	28,60
44R750	32,00	30,00	29,20

42R822	44,00	38,00	39,00
42R830	30,00	25,00	30,00
42R832	37,00	43,00	46,00
42R891	43,00	34,00	40,00
42R892	35,00	34,00	37,00
42R893	43,00	34,00	40,00
42R894	42,00	34,00	38,00
2006	meting	Vlops.08	Vlops.07
42R897	37,00	36,00	39,00
44M702	26,00	24,00	27,00
44M705	27,00	24,00	28,00
44N012	20,00	21,00	22,00
44N029	17,00	21,00	21,00
44R701	36,00	33,00	41,00
44R721	32,00	29,00	37,00
44R731	30,00	29,00	33,00
44R740	30,00	29,00	31,00
44R750	32,00	28,00	32,00

NH₃ (µg/m³)

2002	meting	Vlops.08	Vlops.07
30BO01	2,60	1,61	2,35
30GN06	6,55	2,27	4,22
30KK01	5,38	1,33	3,29
30KP01	4,26	1,85	2,23
30MA02	2,08	1,65	3,61
30MO01	5,61	3,80	5,35
30R801	5,01	2,67	7,22
30TE01	4,21	2,29	2,38
30WN01	10,29	15,70	16,50
30ZW01	8,48	10,50	13,10

2005	meting	Vlops.08	Vlops.07
30BO01	2,05	1,59	1,96
30GN06	3,99	2,00	3,49
30KK01	3,54	1,06	2,75
30KP01	2,40	1,63	1,76
30MA02	1,87	1,50	3,05
30R801	3,55	2,63	6,10
30TE01	1,53	1,90	1,85
30WN01	8,71	14,40	13,50
30ZW01	5,51	10,10	11,10

2006	meting	Vlops.08	Vlops.07
30BO01	2,23	1,40	1,78
30GN06	3,67	1,91	3,33
30KK01	3,06	1,20	2,77
30KP01	2,76	1,59	1,75
30MA02	2,09	1,32	2,81
30R801	3,82	2,37	6,15
30RT01	3,50	2,37	2,76
30TE01	1,43	1,69	1,69
30WN01	8,54	13,80	13,50
30ZW01	4,88	9,21	10,60

Bijlage 2: Overschrijding kritische lasten

Overzicht van de oppervlakte natuur (%) met overschrijding van de kritische lasten voor verzuring in het referentiejaar 2006 en in de zichtjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en voor de afzonderlijke ecosysteemtipes.

Jaar	2006	2010	2020	2030
REF-scenario				
Loofbos	43	30	24	23
Naaldbos	29	16	11	10
Natte heide	48	43	37	34
Droge heide	27	14	10	9
Zuur grasland	45	24	18	15
Neutraal-zuur grasland	40	27	21	20
Kalkgrasland	15	6	4	2
Cultuurgrasland	61	49	34	29
EUR-scenario				
Loofbos	43	25	13	9
Naaldbos	29	11	3	2
Natte heide	48	43	25	17
Droge heide	27	9	4	4
Zuurgrasland	45	17	2	1
Neutraal-zuurgrasland	40	23	7	5
Kalkgrasland	15	6	2	4
Cultuurgrasland	61	39	11	6

Overzicht van de gemiddelde overschrijding ($Z_{eq}/ha.j$) van de kritische lasten voor verzuring in het referentiejaar 2006 en in de zichtjaren 2010 t.e.m. 2030, voor de twee MIRA-scenario's en voor de afzonderlijke ecosysteemtypes.

Jaar	2006	2010	2020	2030
REF-scenario				
Loofbos	299	157	112	104
Naaldbos	157	64	43	38
Natte heide	560	338	265	252
Droge heide	157	70	51	45
Zuur grasland	242	94	59	36
Neutraal-zuur grasland	233	115	77	63
Kalkgrasland	116	36	27	16
Cultuurgrasland	316	170	107	88
EUR-scenario				
Loofbos	299	116	34	24
Naaldbos	157	39	7	4
Natte heide	560	263	89	64
Droge heide	157	49	14	9
Zuurgrasland	242	59	7	4
Neutraal-zuurgrasland	233	27	86	22
Kalkgrasland	116	26	8	14
Cultuurgrasland	316	131	33	19

Bijlage 3: overzicht Level I en II proefvlakken

Overzicht van de Level I en II proefvlakken gebruikt bij de dynamische modellering van bodemverzuring: proefvlaknummer, meetnet, naam van bos of gemeente, vereenvoudigde bodemserie volgens de Belgische bodemclassificatie en hoofdboomsoort.

Plot	Meetnet	Naam	Bodemserie	Hoofdboomsoort
11	Level II	Wijnendale	Sdm	Beuk
12	Level II	Meerdaal	Aba	Zomereik
13	Level II	Hallerbos	Abp	Beuk
14*	Level II	Ravels	Zcg	Corsicaanse den
15*	Level II	Brasschaat	Zdg	Grove den
16	Level II	Gontrode 1	Lhb	Zomereik/beuk
17	Level II	Buggenhout	Lcc	Beuk
18	Level II	Houthulst	Phg	Zomereik
19*	Level II	Pijnven	Zbg	Corsicaanse den
20*	Level II	Maasmechelen	Zcg	Grove den
21	Level II	Zoniën	Abc	Beuk
22	Level II	Gontrode 2	Edh	Gewone es
101	Level I	Wijtschate	EDx	Tamme kastanje
102*	Level I	Zerkegem	Zdp	Grove den
103*	Level I	Hertsberge	Zbg	Grove den
104	Level I	Zwevezele	Udc	Populier
111	Level I	Ieper	Ldc	Zomereik
112	Level I	Torhout	Sch	Zomereik
201	Level I	Maldegem	Zch	Zomereik
202	Level I	St.Laureins	Zbm	Grove den
203*	Level I	Oosteeklo	Zcg	Grove den
205	Level I	Gontrode	Ldc	Zomereik
206*	Level I	Moerbeke	Zbg	Grove den
207	Level I	Serskamp	Scb	Zomereik
211	Level I	Wortegem-Petegem	Shp	Zomereik
212	Level I	Kluisbergen	LbB	Beuk
213	Level I	Maldegem	Ehx	Ruwe berk
214	Level I	Maarkedal	Ehx	Beuk
215*	Level I	Ronse	Lca	Beuk
301	Level I	Steenhuffel	Lfp	Populier
302	Level I	Halle	V	Zomereik
303*	Level I	Tervuren	Aba	Beuk
311	Level I	Meise	Lhc	Zomereik
312*	Level I	Hoeilaart	Abc	Beuk
402	Level I	Perk	Aeb	Zomereik
403*	Level I	Averbode	Zcg	Grove den
404	Level I	Binkom-Lubbeek	Lhc	Amerikaanse eik
406*	Level I	Deurne	Scf	Grove den
411	Level I	Herent	Lhc	Amerikaanse eik
412	Level I	Leuven	Adp	Zomereik
413	Level I	Lubbeek	Zaf	Zomereik
414*	Level I	Aarschot	Scf	Amerikaanse eik
415	Level I	Tielt-Winge	Efp	Zomereik

* Geen zinvolle schatting mogelijk van de initiële C:N-verhouding van de bosbodem in 1880

Plot	Meetnet	Naam	Bodemserie	Hoofdboomsoort
416	Level I	Zoutleeuw	Lhc	Gewone es
501*	Level I	Kapellen	(duin)	Zomereik
502*	Level I	Brasschaat	Zcm	Grove den
504	Level I	Brecht	Scm	Zomereik
505*	Level I	Schilde	Zdg	Grove den
506*	Level I	Oostmalle	Zdg	Grove den
507*	Level I	Oelegem	Zbm	Grove den
508	Level I	Pulle	Pep	Gewone es
511*	Level I	Putte	Zep	Beuk
512*	Level I	Schilde	Zdg	Beuk
513*	Level I	Wuustwezel	Zcb	Beuk
514*	Level I	Zandhoven	Sdp	Zomereik
515*	Level I	Zoersel	Zep	Zomereik
516	Level I	Herentals	ZDp	Zomereik
601*	Level I	Merksplas	Zcg	Amerikaanse eik
602*	Level I	Beerse	Zdg	Grove den
603*	Level I	Arendonk	Zeg	Corsicaanse den
604	Level I	Rouw	Zdg	Populier
611	Level I	Beerse	Scm	Zomereik
612	Level I	Herselt	Pfp	Zomereik
613	Level I	Ravels	Sdg	Tamme kastanje
701*	Level I	Houthalen	Zbg	Corsicaanse den
702	Level I	Bocholt	V	Zomereik
703*	Level I	Opglabbeek	Zbg	Grove den
711	Level I	Houthalen-Helchteren	Zbm	Zomereik
712	Level I	Meeuwen-Gruitrode	Zcg	Zomereik
713	Level I	Bocholt	Sdg	Zomereik
714	Level I	Bocholt	Efp	Zwarte els
801	Level I	Wimmertingen	Efp	Populier
802*	Level I	Zutendaal	Zbg	Grove den
803*	Level I	Gellik	Sdg	Grove den
804*	Level I	Dilsen	Sbf	Grove den
805	Level I	Dilsen	Scg	Amerikaanse eik
811	Level I	Genk	Zeg	Zomereik
812	Level I	Lanaken	Zbf	Wintereik
901*	Level I	Eksel	Zbg	Corsicaanse den
902*	Level I	Leopoldsburg	Zag	Grove den
903*	Level I	Eksel	Zag	Corsicaanse den
904*	Level I	Lommel	Zbg	Corsicaanse den
906*	Level I	Eksel	Zcg	Amerikaanse eik
910*	Level I	Overpelt	Zbg	Corsicaanse den

* Geen zinvolle schatting mogelijk van de initiële C:N-verhouding van de bosbodem in 1880