



ALTERRA

WAGENINGEN **UR**

Invloed van maatregelen t.b.v. de Kaderrichtlijn water op organische stof en zware metalen in de bodem en oppervlaktewater

P.F.A.M. Römken
J.E. Groenenberg
L.T.C. Bonten



Alterra-rapport 1824, ISSN 1566-7197



Invloed van maatregelen t.b.v. de Kaderrichtlijn water op organische stof en zware metalen in de bodem en oppervlaktewater

In opdracht van het ministerie van LNV, beleidsondersteunend Onderzoek, Vitaal Landelijk gebied,
Bodem BO-01-002-202.

Invloed van maatregelen t.b.v. de Kaderrichtlijn water op organische stof en zware metalen in de bodem en oppervlaktewater.

**P.F.A.M. Römken
J.E. Groenberg
L.T.C. Bonten**

Alterra-rapport 1824

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

P.F.A.M. Römken, J.E. Groenenberg & L.T.C. Bonten. 2009. *Invloed van maatregelen t.b.v. de Kaderrichtlijn water op organische stof en zware metalen in de bodem en oppervlaktewater* Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1824. 46 blz.; 13 fig.; 15 tab.; 14 ref.

Organische stof is van belang voor de vastlegging van metalen in de bodem. Via toediening van mest vormt organische stof ook een bron voor metalen als koper (Cu) en zink (Zn). Dit rapport bevat een aantal scenarioberekeningen over de invloed van wijzigingen in de aanvoer van organische stof als gevolg van wijzigingen in de mestwetgeving (Evaluatie MestWetgeving, EMW). Daarnaast evalueren we de gevolgen van reducties van Cu, Zn en Cadmium (Cd) in diervoeding, koperbaden en fosfaatkunstmest op de lange-termijn accumulatie en -uitspoeling.

Modelberekeningen tonen aan dat de gehalten aan organische stof in de bodem slechts weinig veranderen in de gevolgde scenario's. Gehalten in de 0 – 5 cm laag stijgen tussen nu en 2060 licht terwijl ze in de hele bouwvoor licht dalen. Dit heeft slechts een beperkte invloed op de vastlegging van metalen.

Wijzigingen in de mestgift volgens het EMW scenario beïnvloeden de accumulatie van metalen nauwelijks. Alleen een substantiële afname van de gehalten aan Cu en Zn in diervoeding en voetbaden leidt tot een afname van de accumulatie in de bodem. Wijzigingen in de mestwetgeving (EMW) leiden lokaal wel tot lagere uitspoeling, maar op landelijke schaal neemt de uitspoeling nog steeds toe in drie van de vier scenario's. Alleen in geval van het meest uitgebreide pakket aan maatregelen (EMW + reductie in voer en voetbaden) stabiliseert de uitspoeling van Cu (en Zn). Voor Cd zijn de verschillen in uitspoeling tussen de scenario's gering.

Trefwoorden: evaluatie mestwetgeving, organische stof dynamiek, zware metalen, voetbaden, accumulatie, uitspoeling, koper, zink

ISSN 1566-7197

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

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
2 Overzicht van methoden en rekenwijzen	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Beschrijving varianten	11
2.3 Berekening van de aanvoer van metalen naar landbouw bodems via mest	13
2.3.1 Verdeling mest over landbouwgronden	13
2.3.2 Gehaltes van zware metalen in mest	14
3 Effecten van wijzigingen in de mestwetgeving op het gehalte aan organische stof in de bodem	17
4 Effect van maatregelen op accumulatie en uitspoeling van zware metalen	21
4.1 Aanvoer van Cu naar landbouwgrond via aanwending van mest	21
4.2 Aanvoer van Zn op landbouwgrond als gevolg van mestgebruik	24
4.3 Veranderingen in de balans van zware metalen	27
4.4 Veranderingen in de gehalten aan Cu, Cd en Zn in de bodem	31
4.5 Veranderingen in uitloging van metalen naar grond- en oppervlaktewater	32
4.6 Overeenkomsten en verschillen tussen metaalbalansen op basis van mestdata en gepubliceerde cijfers (CBS)	34
4.7 Invloed van de verandering in organische stof op accumulatie en uitspoeling van metalen	35
5 Conclusies	39
Literatuur	41
Bijlage 1 Effect van maatregelen op het gehalte aan metalen in de bodem	43
Bijlage 2 Effect van maatregelen op het gehalte aan metalen in het oppervlaktewater	45

Samenvatting

In het landelijk gebied van Nederland komen metalen als koper (Cu), zink (Zn) en cadmium (Cd) voornamelijk in de bodem via toediening van dierlijke mest en kunstmest. Wijzigingen in het gebruik van mest als gevolg van wijzigingen in de mestwetgeving beïnvloeden daarmee direct de aanvoer van deze metalen. Daarnaast hebben wijzigingen in de mestgift ook invloed op het organisch stofgehalte in de bodem zelf wat mogelijk gevolgen heeft voor de vastlegging van metalen in de bodem.

In deze scenariostudie presenteren we de effecten van maatregelen die op bedrijfsniveau genomen kunnen worden. Dit betreft maatregelen om de aanvoer van mest te reduceren in het kader van een verlaging van de belasting van de bodem met N en P (evaluatie mestwetgeving). Dit resulteert in een afname van de aanvoer van zowel organische stof als zware metalen. Daarnaast komen maatregelen aan de orde die de gehalten van metalen in mest verlagen via een verlaging van de gehalten in voer en het niet meer toepassen van Cu in hoefontsmetting.

Doel van de studie is om (i) na te gaan hoe groot de invloed van deze maatregelen op het organische stofgehalte in de bodem zelf is en (ii) hoe deze maatregelen de aanvoer van metalen naar de bodem, de accumulatie en de uitspoeling uit de bouwvoor beïnvloeden.

Zoals gezegd, verandert het organische stofgehalte zelf ook door wijzigingen in de aanvoer van mest. Om na te gaan of de veranderingen in het gehalte aan organische stof de vastlegging van vooral Cu en Zn beïnvloeden, zijn aanvullende modelberekeningen uitgevoerd.

De belangrijkste resultaten van de verschillende scenarioberekeningen zijn:

1. De effecten van de wijzigingen in de mestwetgeving en aanvullende bedrijfmaatregelen op het organische stofgehalte zijn gering;
2. De scenario's tonen aan dat de gehalten aan organische stof in de bovengrond in grasland licht stijgen (max. 25% tov de gehalten van nu, dwz bij een huidig gehalte van 4% betekent dat een stijging naar 5%);
3. De gehalten aan organische stof in de bouwvoor van akkerbouw- en maïspancelen daarentegen dalen licht (10 – 15% tov de gehalten van nu, wat in een kleigrond met 4% organische stof neerkomt op 0.5% in absolute zin);
4. Gezien de modelonzekerheden zijn dergelijke wijzigingen in het absolute gehalte gering;
5. De veranderingen in het organische stofgehalte zelf (als gevolg van de verminderde aanvoer) hebben nauwelijks invloed op de accumulatiesnelheid van metalen in de bodem, maar leiden wel tot een stijging van de uitspoeling van metalen onder maïs en akkerbouw;
6. Veranderingen in de aanvoer van mest hebben duidelijk minder effect op de accumulatie van Cu en Zn in vergelijking met maatregelen om de gehalten aan beide metalen in diervoeding te verlagen. Voor Cu is daarnaast het

scheiden van koperhoudend afval uit koperbaden effectief om de belasting van de bodem te verlagen.

7. De maatregelen in het kader van de EMW leiden slechts tot een beperkte daling van de accumulatie en uitspoeling van Cu en Zn in de bodem; voor Cd zijn de verschillen tussen de scenario's klein.
8. Het terugdringen van Cu en Zn in diervoeding in combinatie met het scheiden van koperhoudend afval uit voetbaden (niet mengen met mest) leidt in veel gevallen tot een stand-still, dwz een situatie waarbij de aanvoer gelijk wordt aan de afvoer via gewas en uitspoeling. Op landelijke schaal lijkt dit de enige manier om een stand-still in de uitspoeling van bodem naar grondwater te bereiken.

1 Inleiding

Het gebruik van dierlijke mest op landbouwgrond is de belangrijkste aanvoerroute naar de bodem voor Cu en Zn. Deze aanvoer overschrijdt op dit moment in veel gevallen de afvoer via gewas en uitloging naar het grondwater. Hierdoor neemt het gehalte in de bodem toe (de Vries et al., 2004; Groenenberg et al., 2006). Ofschoon de gehalten in de bodem op dit moment veelal nog aan de daarvoor geldende normen voldoen (onder andere LAC signaalwaarden), leidt de voortgaande accumulatie van zware metalen op termijn tot verhoogde uitspoeling naar grond- en oppervlaktewater (Bonten et al., 2009). Ook zullen de gehalten aan Cu en Zn bij ongewijzigd beleid op termijn de LAC signaalwaarden overschrijden (Römkens et al., 2008a, b). Zowel overschrijding van bodemnormen als de toename van de uitspoeling zijn ongewenst.

Maatregelen die deze ongewenste ontwikkelingen afremmen, zijn onder meer het verlagen van de mestgift en het reduceren van de hoeveelheden Cu en Zn in diervoeding. Daarnaast is het van belang de afvalstromen uit onder meer koper(voet)baden gescheiden te houden van de mest.

In dit rapport evalueren we de effecten van verschillende maatregelen op de mate van accumulatie en uitspoeling van metalen én de veranderingen in het gehalte aan organische stof in de bodem zelf. Organische stof is namelijk een van de belangrijkste componenten die bijdragen aan de vastlegging van metalen, maar ook organische contaminanten als PAK's, in de bodem. Maatregelen die het gehalte aan organische stof beïnvloeden, hebben daarmee ook een effect op de vastlegging van contaminanten. Theoretisch zou een verlaging van de mestgift kunnen leiden tot een afname van het organische stofgehalte en daarmee leiden tot een verlaging van de vastlegging van metalen. Dit zou dan weer leiden tot een toename van de uitspoeling. Anderzijds betekent een lagere mestgift ook een afname van de belasting van de bodem met Cu en Zn. Het netto effect van dergelijke maatregelen op accumulatie en/of uitloging is daarom niet evident. In dit rapport gaan we in op deze effecten via vier verschillende modelscenario's:

- Scenario 1 is het standaardscenario op basis van een voortzetting van de huidige aanvoer via mest en metalen;
- Scenario 2 beschrijft de effecten van een lagere mestgift (conform de evaluatie mestwetgeving) zonder verdere maatregelen mbt veevoer en koperbaden;
- Scenario 3 combineert de effecten van een lagere mestgift met die van de verlaging van de gehalten aan Cu en Zn in diervoeding;
- Scenario 4 tenslotte bevat de gecombineerde effecten van de verlaging van de mestgift, een afname van het Cu- en zinkgehalte in voer en het afschaffen van het gebruik van kopervoetbaden.

Leeswijzer

Hoofdstuk twee beschrijft kort hoe de verschillende scenario's berekend zijn, wat de belangrijkste aannames zijn wat betreft schematisatie van bodem, ruimtelijke eenheden en mestgift. In hoofdstuk 3 volgt een aparte korte beschouwing over de effecten van de herziening van de mestwetgeving op de organische stofgehalten in de bodem terwijl in hoofdstuk 4 de effecten van de maatregelen volgens scenario 1 t/m 4 op de accumulatie en uitspoeling van Cd, Cu en Zn staan. Daarbij staat in paragraaf 4.1 en 4.2 nog apart een overzicht van de effecten van de verschillende maatregelen op de belasting van de bodem via mest voor Cu en Zn. Voor Cd is dat minder van belang, want deze maatregelen hebben geen of nauwelijks invloed op de gehalten aan Cd in mest. De aanvoer van Cd wordt immers voor een groot deel bepaald door het gebruik van fosfaatkunstmest.

2 Overzicht van methoden en rekenwijzen

De in dit rapport opgenomen modelberekeningen zijn gedaan volgens de methode zoals beschreven in Bonten et al. (2009). Paragraaf 2.1 t/m 2.3 zijn daarom vrijwel identiek aan de in Bonten et al. opgenomen beschrijvingen. Voor meer informatie over de modelschematisatie (STONE) verwijzen we naar Bonten en Groenenberg (2008) en de daarin opgenomen referenties.

2.1 Inleiding

De belangrijkste bron voor Cu en Zn voor landbouwgronden is de aanvoer via mest (zie Tabel 2.1). Koper en Zn in mest zijn voornamelijk afkomstig uit ruwvoer, voedingsconcentraten en minerale supplementen voor vee (Römkens et al., 2008b). Koper en Zn zitten van nature in ruwvoer, maar daarnaast worden deze metalen, welke beide essentiële nutriënten voor vee zijn, in grote hoeveelheden bijgevoerd ter bevordering van de groei en als antiwormmiddel. Een groot deel (>90%) van de door vee ingenomen metalen komt via faeces en urine uiteindelijk in de mest (Römkens et al., 2008b). Koper wordt ook gebruikt als ontsmettingsmiddel in baden voor hoefontsmetting. In de praktijk wordt het afval uit de gebruikte koperbaden vaak in de mestput geloosd wat leidt tot een forse extra belasting van de bodem met Cu (Boer et al., 2006). Deze laatste post is echter niet opgenomen in de huidige CBS cijfers (Tabel 2.1). Voor Cd is naast dierlijke mest ook kunstmest (fosfaatkunstmest) een belangrijke bron van Cd voor de belasting van landbouwgrond.

Tabel 2.1 Belasting van landbouwgronden met zware metalen in 2006 (in ton jr⁻¹)

metaal	dierlijke mest	kunstmest	depositie	overige bronnen	totaal
Cu	435	50	20	20	525
Zn	1230	45	70	150	1495
Cd	3	2	1	0	5

data volgens CBS: statline.cbs.nl

Mogelijkheden om de aanvoer van metalen te reduceren, zijn onder meer het verminderen van Cu en Zn in voedseladditieven en mineralensupplementen en door het afschaffen van Cu in voetbaden. Voor Cd zijn er mogelijkheden tot vermindering van de aanvoer door gebruik te maken van P-kunstmeststoffen met lagere Cd gehalten. Daarnaast zal de invoering van maximale N en P giften volgens de EMW leiden tot een verlaging van de mestgiften. Dit resulteert indirect ook tot een verminderde belasting met Cu, Zn en Cd.

2.2 Beschrijving varianten

Om na te gaan of het mogelijk is om via maatregelen in de landbouwsector de belasting van het oppervlaktewater met Cd, Cu en Zn te verminderen, zijn een aantal

scenario's doorgerekend. Deze scenario's zijn deels gebaseerd op reële bestaande of voorgenomen maatregelen. Dit betreft voornamelijk de wijzigingen in de mestgift en de veranderingen in de gehalten aan N en P op basis van de Evaluatie Mestwetgeving. De maatregelen die betrekking hebben op de gehalten aan metalen in voer en kunstmest zijn deels gebaseerd op aannames (mogelijke maatregelen) en de kwantitatieve uitwerking van de maatregelen berust daarom niet op reëel voorgenomen maatregelen. Zo is bij de vermindering van de gehalten Cu en Zn in dit rapport niet gekeken naar de behoefte van dieren voor deze elementen. Uiteraard kan een verlaging aan de gehalten aan metalen in voer alleen doorgevoerd worden indien voldaan wordt aan de behoefte van de dieren. Het is echter, op basis van de huidige kennis zeer aannemelijk dat een belangrijke verlaging van de aanvoer via voer mogelijk is.

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de scenario's zoals toegepast in Bonten et al. (2009) die in dit rapport gebruikt zijn. De duur van alle scenario's is 100 jaar.

1. *Business as usual (BAU)*

Dit is een scenario waarbij de huidige mestgiften en metaalgehalten in mest constant gehouden worden gedurende de gehele periode

2. *Evaluatie mestwetgeving (EMW)*

In dit scenario worden de mestgiften aangepast om te voldoen aan de mestwetgeving voor stikstof en fosfaat. Er is hierbij van uitgegaan dat gehalten N en P in dierlijke meststoffen gelijk blijven en dat de benodigde verminderingen in N en P giften bereikt worden door een vermindering van de mestgift. Voor N is er van uitgegaan dat de gebruiksnormen in 2009 gehaald worden. Voor fosfaat wordt uitgegaan van evenwichtsbemesting in 2015. De gehalten Cd, Cu en Zn zijn onveranderd. Dit scenario is verder gebruikt als basis voor de andere scenario's.

3. *EMW+vermindering Cu en Zn in diervoeder*

In dit scenario is gerekend met een halvering van de gehalten Cu en Zn in diervoeders. Dit is vertaald naar een halvering van de Zn gehalten in mest. Voor Cu is aangenomen dat een deel van het Cu afkomstig is van diervoeder en een ander deel afkomstig is uit voetbaden. In dit scenario is het gehalte Cu in mest dat afkomstig is uit diervoeding gehalveerd, het deel afkomstig uit voetbaden is constant gehouden. De hoeveelheden toegediende mest zijn gelijk aan die in het scenario volgens de EMW.

4. *EMW+vermindering Cu en Zn in diervoeders+afschaffen Cu in hoefontsmettingsbaden.* Dit scenario omschrijft de maximaal mogelijke verlaging van de aanvoer waarbij zowel de gehalten in voer als de aanvoer via koperbaden zijn gereduceerd. Dit scenario is alleen voor Cu van belang, omdat Zn niet in hoefontsmettingsbaden voorkomt.

2.3 Berekening van de aanvoer van metalen naar landbouw bodems via mest

Om de aanvoer van zware metalen (Cd, Cu en Zn) via mest naar de (landbouw)bodem te berekenen, is het noodzakelijk zowel de aanvoer van mest te kwantificeren (paragraaf 2.3.1) alsook de gehalten van metalen in de verschillende mestsoorten te kennen (paragraaf 2.3.2). De berekening van de aanvoer van metalen gebeurt namelijk aan de hand van de metaal - nutriënt (N of P) verhouding in de verschillende mestsoorten. Op basis van de bekende totale N of P vracht per hectare, berekenen we de belasting met Cu, Zn en Cd per hectare door de nutriënten vracht te vermenigvuldigen met de metaal-nutriënt verhouding.

2.3.1 Verdeling mest over landbouwgronden

Voor de verdeling van mest over landbouwgronden in Nederland is gebruik gemaakt van het model INITIATOR2 (De Vries et al., in prep). Met dit model wordt een zo realistisch mogelijke verdeling van de mest over Nederland berekend. Als basis voor de berekeningen dient het bestand Geografische Informatie Agrarische Bedrijven (GIAB). GIAB bevat de locaties van de agrarische bedrijven in Nederland. Aan deze bedrijfslocaties zijn gegevens gekoppeld zoals bedrijfstype, diersoorten en dieraantallen, bedrijfsomvang (NGE, hectares) en gewasoppervlakte. Op basis van dieraantallen en staltype wordt de productie van mest berekend met de daarbij behorende excreties aan N en P en metalen. De verdeling van de mest gebeurt op basis van de mestruimte voor N en P per gemeente op basis van het landgebruik. In INITIATOR2 is het areaal landbouwgrond in Nederland ingedeeld naar bodem-gewas combinaties en mestregio. De indeling naar gewasgroepen is vooralsnog beperkt tot grasland, snijmaïs en overige gewassen. Voor het toekennen van arealen landbouwgrond per gewasgroep wordt uitgegaan van de informatie zoals aanwezig in STONE. STONE kent 6405 ruimtelijke eenheden die elk een (vast) landgebruik hebben (natuur, grasland, maïs of akkerbouw). Daarbij is er geen onderscheid gemaakt tussen permanent en tijdelijk grasland.

Schattingen van de aanvoer van effectieve organische stof via overige organische producten (schuimaarde, compost, champost, zuiveringsslib en GFT-compost) naar bouwland zijn in INITIATOR2 gebaseerd op nationale schattingen van Velthof (2004) op basis van CBS data

Voor de berekening van de hoeveelheid en verdeling van mest voor het Business As Usual (BAU) scenario is uitgegaan van de cijfers voor 2004. Voor het berekenen van de hoeveelheden en verspreiding van het scenario EMW is uitgegaan van de gebruiksnormen voor N en evenwichtsbemesting met P in 2015.

Voor de belasting als gevolg van atmosferische depositie is gebruik gemaakt van landsdekkende berekeningen voor atmosferische depositie door Bleeker (2004) voor het jaar 2000. De atmosferische depositie is constant gedurende de simulatie periode (100 jaar).

2.3.2 Gehaltes van zware metalen in mest

Voor de berekening van de huidige bodembelasting is gebruik gemaakt van gemiddelde gehalten van zware metalen in drie mestsoorten, namelijk runderdrijfmest, varkensmest en kippenmest. In voorgaande studies naar effecten van metaalbelasting van landbouwgronden (De Vries et al., 2004, Groenenberg et al., 2006 en Bonten en Groenenberg, 2008) is uitgegaan van de gehalten in mest zoals deze in 1996 bepaald zijn door Driessen en Roos (1996). Vanwege de aanscherping van maximale gehalten Cu en Zn in diervoeders vanaf het jaar 2000 door middel van wetgeving op het gebied van toegestane hoeveelheden in diervoeding (EU-2004/C 50/01) zijn in genoemde studies de schattingen van Cu- en zinkgehalten in mest gereduceerd om voor deze verlaagde aanvoer te corrigeren. In 2008 zijn echter voor het eerst weer op landelijke schaal in een groot aantal monsters mestgehalten gemeten (Römken en Rietra, 2008). Uit deze metingen blijkt echter dat de verwachte daling van metaalgehalten niet of nauwelijks heeft plaatsgevonden. Samengevat zijn de belangrijkste veranderingen in de gehalten aan Cd, Cu en Zn in de drie onderzochte mestsoorten ten opzichte van 1996:

- Het gehalte aan Cu in varkensmest is gelijk gebleven;
- Het gehalte aan Cu in rundermest is fors gestegen (verdrievoudigd);
- De gehalten aan Zn zijn zowel in runder- als varkensmest gestegen;
- Alleen in pluimveemest zijn de gehalten aan Cu en Zn gedaald;
- De gehalten aan Cd zijn in alle drie de mestsoorten ongeveer gelijk gebleven.

In de scenarioberekeningen in dit rapport passen we de gemiddelde gehalten uit 2008 toe zoals vermeld in tabel 2.2

Tabel 2.2 Gemiddelde gehalten van zware metalen in verschillende mestsoorten (mg kg⁻¹ droge stof)

mesttype	Cd	Cu	Zn
runderdrijfmest	0.27	182	248
varkendrijfmest	0.39	444	990
vaste kippenmest	0.22	86	297

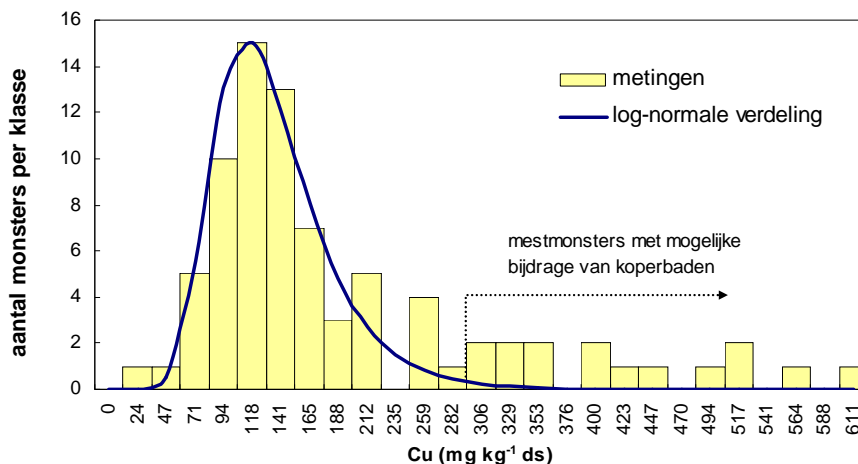
Schatting bijdrage van hoefontsmettingsbaden aan Cu gehalten in runderdrijfmest

De afvoer van hoefontsmettingsbaden met kopersulfaat voor runderen via de mestput leidt tot een substantiële verhoging van de kopergehalten in runderdrijfmest. Ofschoon er geen officiële gegevens over het gebruik van kopersulfaat in voetbaden bestaan, is de bijdrage hiervan op twee onafhankelijke manieren geschat. Enerzijds op basis van gegevens uit een enquête onder boeren (Boer et al., 2006) en anderzijds op basis van de data van zware metaalgehalten in mest uit het onderzoek van Römken en Rietra (2008).

In figuur 2.1 staan de resultaten van de metingen aan Cu in runderdrijfmest. De gele balken geven daarbij de aantallen monsters weer die een gehalte hebben zoals vermeld op de X-as. Zo blijkt dat het grootste aantal monster (15) een kopergehalte tussen 118 en 141 mg kg⁻¹ heeft.

Uit de frequentieverdeling van de gemeten kopergehalten in runderdrijfmest (de gele balken in figuur 2.1 uit Römken en Rietra, 2008) blijkt dat in ongeveer 20% van de

monsters zeer hoge gehalten aangetroffen worden ($> 300 \text{ mg kg}^{-1}$). Het gemiddelde kopergehalte van alle mestmonsters ($n = 80$) bedraagt 182 mg kg^{-1} wat ruim vier keer zo hoog is als de gemeten gemiddelde waarde uit 1996 (Driessen en Roos, 1996).



Figuur 2.1 Verdeling van het kopergehaltes in runderdrijfmest (de lijn is de verwachte verdeling van het aantal mestmonsters per klasse op basis van een lognormale verdeling). De mediane (50% waarde) van de afzonderlijke metingen is 135 mg kg^{-1} , het gemiddelde bedraagt 182 mg kg^{-1} . Het verschil tussen het gemiddelde en de mediane waarde wordt veroorzaakt door de 'scheve' niet normale verdeling. De scheefheid van de verdeling komt vooral door een aantal monsters met afwijkend hoge kopergehalten.

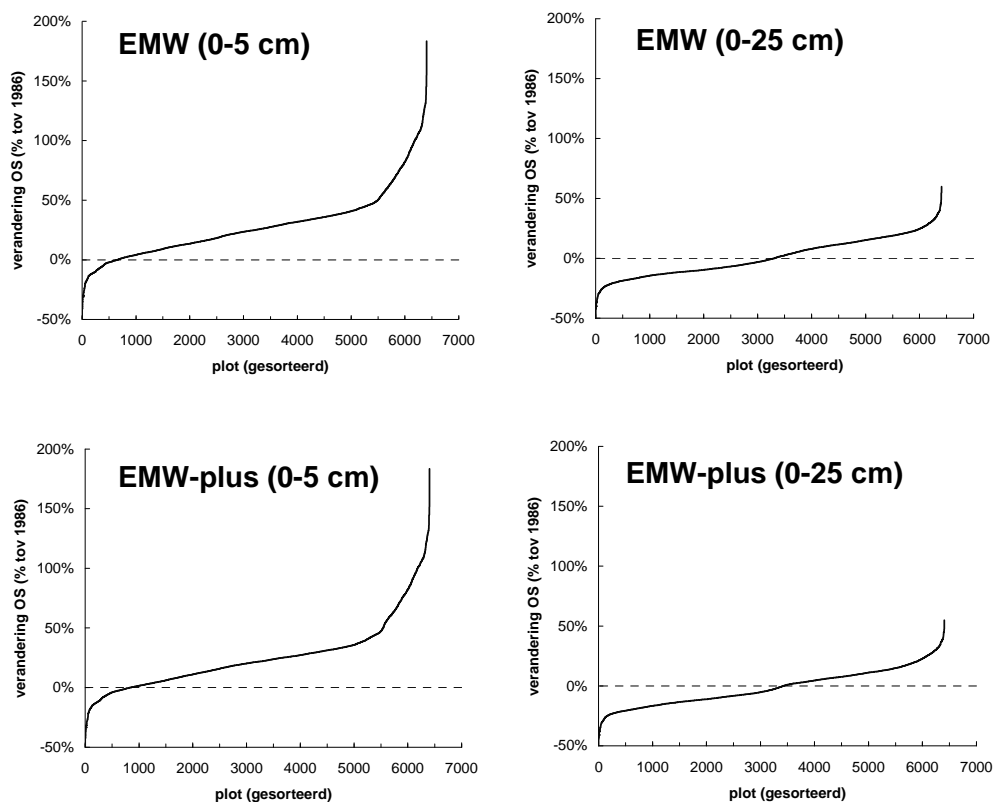
Het relatief grote aantal monsters met zeer hoge kopergehalten (25% van de monsters heeft een kopergehalte van meer dan 200 mg kg^{-1}) is waarschijnlijk het gevolg van het gebruik van kopersulfaat in hoefontsmettingsbaden en toevoegingen van Cu aan voer en/of drinkwater. De data in Figuur 2.1 tonen aan dat er ook een piek ligt rond 128 mg kg^{-1} die in de buurt ligt van de mediane waarde (gemiddelde van de twee klassengrenzen 118 en 141). Dit suggereert dat het gehalte van Cu in rundermest tengevolge van het Cu in het veevoer inclusief additieven 128 mg kg^{-1} d.s. bedraagt. Het gebruik van Cu in voetbaden leidt daarmee tot een gemiddelde verhoging van het gemiddelde gehalte met 54 mg kg^{-1} d.s. (het verschil tussen de 182 en 128 mg kg^{-1}). Uit een enquête onder boeren van 'koeien voor kansen' blijkt dat op 40% van de bedrijven kopervoetbaden gebruikt worden voor hoefontsmetting. Het gemiddelde gebruik aan Cu op de bedrijven met kopervoetbaden is 1.44 kg kopersulfaat ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Omgerekend naar Cu is dit gemiddeld 0.14 kg Cu per melkkoe. Uitgaande van een mestproductie van 26 ton mest jaar⁻¹ per koe (De Vries et al., in prep) en een drogestofgehalte van 0.090 kg droge stof kg^{-1} mest, levert het gebruik van voetbaden gemiddeld een additionele stijging van 61 mg Cu kg^{-1} mest.

Beide schattingen leveren daarmee een vergelijkbare bijdrage (van respectievelijk 54 en 61 mg kg^{-1}) van voetbaden aan de Cu concentratie in mest. Let wel, dit betreft slechts een aanname op basis van nu beschikbare data. Het daadwerkelijk mengen van koperhoudend afval afkomstig van voetbaden met mest en het effect daarvan op de kopergehalten in mest zijn nog steeds onderwerp van onderzoek.

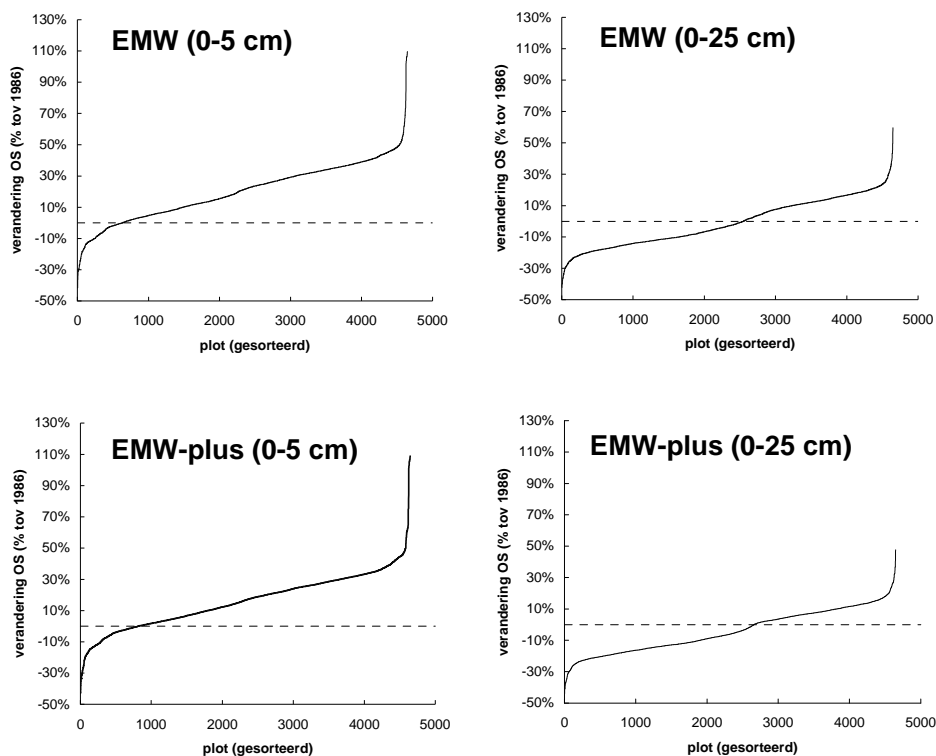
Uiteindelijk is bij de berekening van de belasting van de landbouwgronden in deze studie alleen het gemiddelde gebruikt (182 mg kg^{-1}) omdat in het model geen rekening gehouden kan worden met wie welke soort mest gebruikt. De data in figuur 2.1 tonen duidelijk aan dat het gebruik van additieven en het mengen van koperhoudend afval leidt tot een grote variatie in de uiteindelijke gehalten aan Cu in de mest. Dat betekent dat de werkelijke (lokale) variatie in de belasting van de bodem zeer groot is. Deze gegevens laten bijvoorbeeld zien dat het gebruik van rundermest een variatie in de belasting van de bodem van een factor 10 kan opleveren. Er zijn immers monsters met minder dan 50 mg kg^{-1} Cu, maar ook monsters met meer dan 500 mg kg^{-1} Cu.

3 Effecten van wijzigingen in de mestwetgeving op het gehalte aan organische stof in de bodem

Als gevolg van de wijzigingen in de mestwetgeving verandert de aanvoer van organische stof naar de bodem. In figuur 3.1 staan de belangrijkste veranderingen die optreden in het organische stofgehalte (uitgedrukt in kg m^{-3}) tussen nu en 2061 (einde van de simulatie). In figuur 3.1 staan de resultaten voor alle 6405 ruimtelijke eenheden (landbouw en natuur) terwijl in figuur 3.2 alleen die eenheden staan met de functie landbouw. Deze resultaten zijn afkomstig uit van een uitgebreide studie naar de effecten van wijzigingen in de mestwetgeving op de dynamiek van organische stof in de bodem (Van de Bolt et al., in voorbereiding). Voor meer details over de aannames en rekenmethodes die zijn toegepast om de veranderingen in het organische stofgehalte te berekenen, verwijzen we naar Van de Bolt et al. (in voorbereiding). Van de Bolt et al. maken onderscheid in de veranderingen in de 0 tot 5 cm laag (linkerhelft van de figuren) en de hele bouwvoor (hier 0 tot 25 cm laag, rechterhelft van de figuur). Daarnaast wordt nog onderscheid gemaakt in de effecten van de Evaluatie Mestwetgeving ('EMW') en die van de EMW aangevuld met bedrijfsmaatregelen ('EMW-plus').



Figuur 3.1 Relatieve verandering in het organische stofgehalte als gevolg van herziening mestwetgeving (boven) en in combinatie met bedrijfsmaatregelen (onder). Alle data inclusief natuur ($n = 6405$ plots).



Figuur 3.2 Relatieve verandering in het organische stofgehalte als gevolg van herziening mestwetgeving (boven) en in combinatie met bedrijfsmaatregelen (onder). Alleen data van landbouw plots ($n=4647$).

Omdat de effecten van de EMW en EMW-plus kunnen verschillen per bodemtype of landgebruiksvorm – binnen de functie landbouw maken we onderscheid in akkerbouw, grasland en maïsteelt – en bodemtype (zand/klei/veen), staan in tabel 3.1 en 3.2 de veranderingen per landgebruiksvorm (tabel 3.1) of bodemtype (tabel 3.2). Daarbij is steeds de 5 percentiel, mediaan, gemiddelde en 95 percentiel gegeven van de verdelingen in figuur 3.1 en 3.2. De minimum- en maximum waarden zijn namelijk in vrijwel alle gevallen extreme uitschieters die het gevolg kunnen zijn van modelfouten.

Tabel 3.1. Veranderingen in het organische stofgehalte (relatief) ten opzichte van 1986 per bodemgebruiksvorm

Diepte (cm)	Evaluatie Mestwetgeving									
	Alle data		Landbouw		Akkerbouw		Mais		Grasland	
	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25
5%	-7%	-21%	-10%	-22%	-12%	-25%	-14%	-23%	8%	-12%
Mediaan	25%	-1%	21%	-3%	13%	-12%	5%	-11%	32%	13%
Gem.	29%	1%	20%	-1%	15%	-12%	4%	-11%	31%	12%
95%	91%	27%	46%	22%	48%	2%	17%	1%	47%	25%
Diepte (cm)	Evaluatie Mestwetgeving plus bedrijfsmaatregelen									
	Alle data		Landbouw		Akkerbouw		Mais		Grasland	
	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25	0-5	0 - 25
5%	-8%	-22%	-12%	-23%	-15%	-25%	-16%	-24%	4%	-15%
Mediaan	22%	-3%	17%	-6%	10%	-13%	3%	-14%	26%	8%
Gem.	26%	-1%	16%	-4%	12%	-13%	2%	-14%	25%	7%
95%	91%	25%	41%	16%	46%	0%	14%	-2%	39%	19%

Tabel 3.2. Veranderingen in het organische stofgehalte (relatief) ten opzichte van 1986 per bodemtype

diepte	Evaluatie Mestwetgeving					
	Zand		Klei		Veen	
	0-5	0-25	0-5	0-25	0-5	0-25
5%	0%	-18%	-7%	-19%	-23%	-30%
Mediaan	24%	0%	26%	-5%	9%	-8%
Gem.	23%	1%	24%	0%	8%	-8%
95%	45%	21%	48%	23%	36%	15%

diepte	Evaluatie Mestwetgeving plus bedrijfsmaatregelen					
	Zand		Klei		Veen	
	0-5	0-25	0-5	0-5	0-25	0-5
5%	-2%	-21%	-8%	-21%	-25%	-32%
Mediaan	19%	-3%	21%	-7%	5%	-11%
Gem.	18%	-2%	20%	-3%	4%	-10%
95%	39%	15%	45%	17%	30%	10%

Samenvatting van de resultaten voor organische stof

- De organische stof voorraad in de 0 – 5 cm laag stijgt voor het merendeel van de ruimtelijke eenheden licht ten opzichte van 1986 (figuur 3.1 linkerhelft); de mediane stijging bedraagt tussen de 20 en 25% ten opzichte van de gehalten in 1986. In absolute zin betekent dit een stijging van 1 procentpunt bij een gehalte aan organische stof van 4 tot 5% in 1986.
- De veranderingen in de 0 – 25 cm laag zijn – gemiddeld genomen - klein en de gehalten dalen licht ten opzichte van de gehalten in 1986. De mediane waarden voor de verandering van het organische stofgehalte in de landbouw plots (tabel 3.1) variëren van -3% tot -6% in de EMW en EMW+ pakketten.
- De verschillen in de verandering van het organische stofgehalte tussen het EMW en EMW+ scenario zijn klein, maar in het algemeen liggen de organische stofgehalten in het EMW+ scenario iets lager dan die in het EMW scenario.
- De relatieve stijging van de organische stofvoorraad in de 0 – 5 cm laag is het sterkst in grasland (mediaan: 26-32%) en het laagst in maïs (mediaan: 3 – 5%)
- In de laag 0 – 25 cm daalt de organische stofvoorraad in akkerbouw en maïs met ongeveer 10 a 14%, terwijl in grasland een stijging van 7 a 13% berekend wordt.
- In zand- en kleigronden verandert de totale voorraad in de 0 – 25 cm laag vrijwel niet, maar stijgt het gehalte in de 0 – 5 cm laag (mediaan: 18 – 26%) en daalt de voorraad in de 5 – 25 cm laag.
- In veengronden daarentegen daalt de voorraad in de 0 – 25 laag met ongeveer 8 – 11% ondanks de lichte stijging in de 0 – 5 cm laag.

De algemene trend is dat in de verschillende gebruiksvormen en bodemtypen het gehalte in de 0 – 5 cm laag stijgt, terwijl dat in de hele bouwvoor gelijk blijft of licht daalt.

Wel tonen de figuren 3.1 en 3.2 dat de variatie in de berekende veranderingen groot is en er dus lokaal een grotere stijging of afname van het organische stofgehalte berekend wordt.

Effecten van veranderingen in organisch stof op vastlegging van zware metalen

De effecten van de mediane dan wel gemiddelde veranderingen in het organische stofgehalte zijn echter beperkt voor wat betreft de invloed op de vastlegging van metalen. Ofschoon een stijging van het organische stofgehalte met 1% (op een totaal van 4%) groot is wanneer we de hele koolstofvoorraad in de bodem beschouwen, is het effect op de vastlegging van metalen van minder belang. Voor de vastlegging van metalen draagt het bindend vermogen van organische stof voor een belangrijk deel bij aan de kationenuitwisselcapaciteit (CEC) van de bodem. Een relatieve verhoging van de CEC met 5 tot 20% (tov de oorspronkelijke waarde) heeft voor de meeste metalen slechts een klein effect op de verdeling van metalen tussen de vaste fase en het poriewater. In een later hoofdstuk lichten we dit verder toe aan de hand van een aantal rekenvoorbeelden. Naast organische stof (en daarmee de CEC) heeft ook de zuurgraad een grote invloed op de vastlegging. In deze studie is de pH echter constant in de tijd en heeft daarmee geen invloed op de resultaten. Grote veranderingen in de pH treden in de meeste landbouwgronden echter niet op behalve wanneer deze omgezet worden in natuur. Deze laatste categorie is echter niet van belang voor de berekening in deze studie omdat alle ruimtelijke eenheden in STONE een vast landgebruik kennen.

Veel belangrijker dan de wijzigingen in het organische stofgehalte voor de accumulatie en uitspoeling zijn de effecten op de aanvoer van metalen. Juist omdat verreweg het grootste deel van metalen als Cu en Zn aangevoerd wordt via mest, betekenen wijzigingen in de netto aanvoer van mest meteen wijzigingen in de aanvoer van Cu en Zn. In hoofdstuk 4 staan daarom eerst de effecten van de wijzigingen in de mestwetgeving (EMW en EMW+ maatregelen) op de aanvoer en afvoer van metalen naar (en van) de bodem. Deze effecten zijn verwerkt tot een netto effect op de balans van metalen (aanvoer – afvoer) rekening houdend met afvoer via gewas en uitspoeling. Naast de effecten van de mestwetgeving zijn de veranderingen in de aanvoer via voer en koperbaden van belang en deze staan daarom ook in de resultaten in hoofdstuk 4.

4 Effect van maatregelen op accumulatie en uitspoeling van zware metalen

In dit hoofdstuk staan de uitkomsten van de scenario's over de belasting van de bodem met zware metalen via mest. In paragraaf 4.1 tot en met 4.6 maken we daarbij gebruik van het standaardmodel, dat wil zeggen, de uitkomsten zijn berekend met een model dat uitgaat van een constant organisch stofgehalte in de bodem. Omdat het organische stofgehalte echter niet constant is zoals besproken in hoofdstuk 3, gaan we in paragraaf 4.7 in op de additionele effecten van een veranderend organisch stofgehalte op de metaalaccumulatie en uitspoeling.

4.1 Aanvoer van Cu naar landbouwgrond via aanwending van mest

In tabel 4.1 staat een overzicht van de hoeveelheden Cu die met mest (inclusief de bijdrage van kunstmest en compost) aan de bodem toegevoegd worden. Dit is berekend voor alle STONE plots voor het betreffende landgebruik. De percentielen zijn vervolgens genomen van alle tot dat landgebruik behorende plots. De data in tabel 4.1 (en figuur 4.1) hebben betrekking op de periode dat alle genoemde maatregelen volledig zijn doorgevoerd, dus na 2015. In tabel 4.2 staat de afname van de belasting van Cu via mest ten opzichte van het BAU scenario.

Tabel 4.1 Aanvoer van Cu via mest in de 4 hoofdscenario's voor de verschillende landgebruiksvormen

	percentiel	Aanvoer van Cu in mest per scenario (g ha ⁻¹ jaar ⁻¹)			
		BAU	EMW	EMW/voer	EMWvoer/voetb
Overall	5	251	251	164	118
	50	598	451	281	198
	95	1130	639	388	272
Gras	5	498	432	290	165
	50	756	532	332	214
	95	1220	669	396	287
Mais	5	281	280	180	128
	50	564	446	259	208
	95	980	472	290	229
Akkerbouw	5	222	222	143	107
	50	347	345	212	162
	95	690	461	279	226

Tabel 4.2 Afname van de belasting van Cu via mest in de 4 noodscenario's ten opzichte van het BAU scenario voor de verschillende landgebruiksvormen

	percentiel	BAU	Reductie in aanvoer via mest per scenario ten opzichte van BAU		
		g ha ⁻¹ j ⁻¹	EMW % red.	EMW/voer % red.	EMWvoer/voetb % red.
Overall	5	251	0%	35%	53%
	50	598	25%	53%	67%
	95	1130	43%	66%	76%
Gras	5	498	13%	42%	67%
	50	756	30%	56%	72%
	95	1220	45%	68%	76%
Mais	5	281	0%	36%	54%
	50	564	21%	54%	63%
	95	980	52%	70%	77%
Akkerbouw	5	222	0%	36%	52%
	50	347	1%	39%	53%
	95	690	33%	60%	67%

Duidelijk is dat het scenario met een afname van het kopergehalte in voer en afschaffen van het mengen van koperhoudend afval uit voetbaden het meest effectief is. Voor de verschillende vormen van landgebruik varieert de afname van de koperbelasting via mest volgens het meest vergaande scenario (tabel 4.2) van ruim 50% in akkerbouw tot 70% voor grasland. De maatregelen in het kader van de EMW leiden voor akkerbouw slechts tot een geringe afname van de koperbelasting (50 percentiel is 1%). De belasting van de bodem met Cu in akkerbouw (347 g ha⁻¹ jaar⁻¹) is echter al lager vergeleken met grasland (756 g ha⁻¹ jaar⁻¹) of maïs (564 g ha⁻¹ jaar⁻¹). Verder geldt ook dat veel akkerbouwbedrijven op kleigrond zitten waar de EMW maatregelen niet gelden of geen effect hebben wat betreft de aanvoer en aanwending van mest (zie ook figuur 4.1).

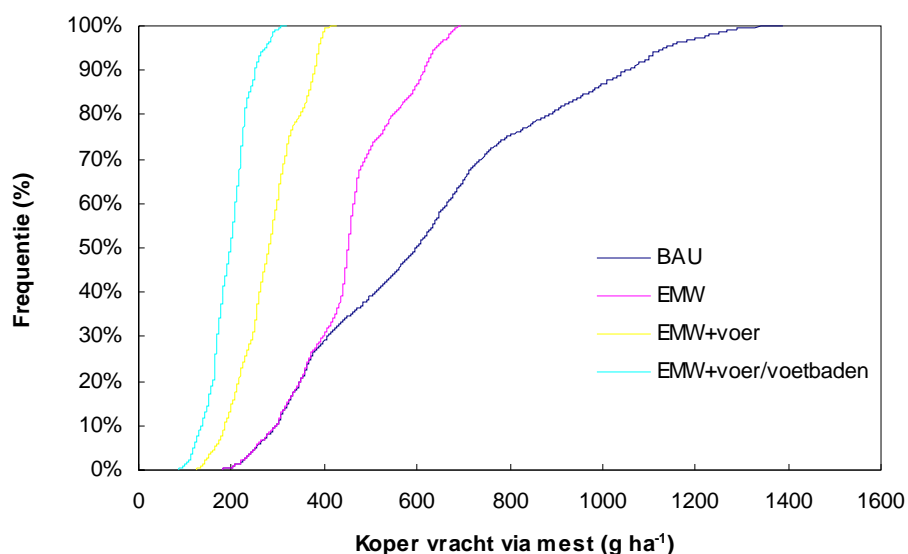
In tabel 4.3 staan de data per bodemtype in plaats van bodemgebruik. De geringe afname in het EMW scenario voor kleigronden (50 percentiel is 9%) komt overeen met het feit dat de kleigronden relatief veel in gebruik zijn als akkerland. Voor akkerbouw bleek ook al dat de EMW maatregelen weinig effect hebben (50 percentiel is 1%)

Tabel 4.3 Afname van de belasting van Cu via mest in de 4 hoofdsenario's ten opzichte van het BAU scenario voor de verschillende bodemtypen

	percentiel	BAU	Reductie in aanvoer via mest per scenario ten opzichte van BAU		
		g ha ⁻¹ j ⁻¹	EMW % red.	EMW/voer % red.	EMWvoer/voetb % red.
Zand	5	258	0%	35%	53%
	50	707	35%	60%	69%
	95	1220	45%	68%	77%
Veen	5	228	0%	36%	51%
	50	568	21%	48%	69%
	95	970	40%	62%	76%
Klei	5	273	0%	36%	54%
	50	477	9%	44%	61%
	95	1060	42%	64%	76%

In figuur 4.1 staat de verdeling van de aanvoer van Cu via mest voor alle ruim 4600 plots die als landbouwgrond in de database zijn opgenomen. Uit figuur 4.1 blijkt duidelijk dat in geval van BAU de aanvoer zeer heterogeen is en varieert van minder dan 200 g ha⁻¹ jaar⁻¹ tot bijna 1400 g ha⁻¹ jaar⁻¹. Het doorvoeren van maatregelen leidt niet alleen tot een significante afname van de belasting, maar ook tot een afname van de variatie in de belasting (in geval van BAU bedraagt de verhouding tussen de maximale en minimale belasting ruim 8, terwijl dit daalt tot minder dan 4 voor de voer- en voetbaden-scenario's).

Wat opvalt in figuur 4.1 is dat plots met een lage belasting volgens het EMW scenario eenzelfde verdeling kennen als het BAU scenario. De lijnen van het BAU en EMW scenario liggen gelijk tot een kopervracht van ongeveer 350 g ha⁻¹ jaar⁻¹. Dat komt omdat in geval van het EMW scenario een aantal bedrijven al aan de vereisten voldoen (N en P belasting) en dus geen maatregelen hoeven door te voeren. Vanaf een bepaalde kopervracht, die dus overeenkomt met een bepaalde N en P gift, nemen boeren maatregelen waardoor de metaalbelasting wel daalt in geval van het EMW scenario ten opzichte van het BAU scenario. Dit verklaart voor een (groot) deel al de geringe afname in de belasting voor akkerbouw in tabel 4.2 en voor kleigronden in tabel 4.3.



Figuur 4.1. Verdeling van de belasting van landbouwgrond met Cu via mest voor de 4 hoofdsenario's

Uit de data in tabel 4.4 blijkt dat maatregelen uit het EMW scenario vooral op zandgrond en grasland effect hebben op de aanvoer van Cu via mest. Deze tabel toont ook dat de verschillen in de effecten van de scenario's ten opzichte van het BAU scenario belangrijker zijn voor de verschillende vormen van landgebruik dan verschillen in bodemtype.

Uit de data in tabel 4.5 blijkt daarnaast dat ruim 66% van de totale aanvoer op grasland plaatsvindt. Dit is een gevolg van de combinatie van de hoeveelheid mest die aangewend wordt én de soort mest.

Tabel 4.4 Verbodding in de belasting van Cu via mest tussen het BAU en EMW scenario

Landgebruik	Bodemtype		
	klei	zand	veen
Akker	0.98	0.86	0.98
Gras	0.72	0.63	0.73
Maïs	0.87	0.73	0.87

In tabel 4.5 staat de aanvoer van Cu voor de verschillende scenario's. Daarbij blijft de verdeling van de belasting over de drie onderscheiden landgebruiksvormen ongeveer gelijk. Het aandeel dat naar respectievelijk grasland, maïs en akkerbouwgrond gaat, bedraagt ongeveer 60:12:28 in de EMW/EMW-voer/EMW-voer+voetbad scenario's.

Tabel 4.5 Totale belasting van landbouwgrond met Cu via mest (in ton jaar⁻¹ en in % van het totaal) in de 4 hoofdscenario's en de afname ten opzichte van het BAU scenario.

	BAU		EMW		EMW-voer		EMW-voer/voetbad	
	vracht	%	vracht	%	vracht	%	vracht	%
Gras	791	66%	519	60%	330	61%	207	56%
Maïs	141	12%	95	11%	57	11%	45	12%
Akker	261	22%	248	29%	152	28%	119	32%
Totaal	1193		861 (-28%)		540 (-55%)		371 (-69%)	

4.2 Aanvoer van Zn op landbouwgrond als gevolg van mestgebruik

In tabel 4.6 en 4.7 staat een overzicht van de belasting van landbouwgrond voor Zn gesorteerd naar landgebruik (tabel 4.6) en bodemtype (tabel 4.7). Voor Zn blijkt dat vooral in het BAU scenario de belasting van maïs en grasland hoger is dan die van akkerbouwgrond, gemiddeld tussen de 40 en 50%. In geval van het EMW of EMW-voer scenario vallen deze verschillen echter weg en is de belasting van gras, maïs en akkerbouwgrond vergelijkbaar. Dit heeft ook voor Zn weer te maken met het feit dat een deel van de akkerbouwgronden buiten de EMW maatregelen vallen, de afname voor akkerbouw in het EMW scenario ten opzichte van het BAU scenario bedraagt slechts 4% (50 percentiel). Gesorteerd op bodemtype (tabel 4.7) is de trend ook te zien voor kleigronden (die voor een relatief groot deel als akkerbouwgrond in gebruik zijn).

Tabel 4.6 Aanvoer van Zn via mest in de 3 hoofdsenario's en de reductie ten opzichte van het BAU scenario voor de verschillende landgebruiksvormen.

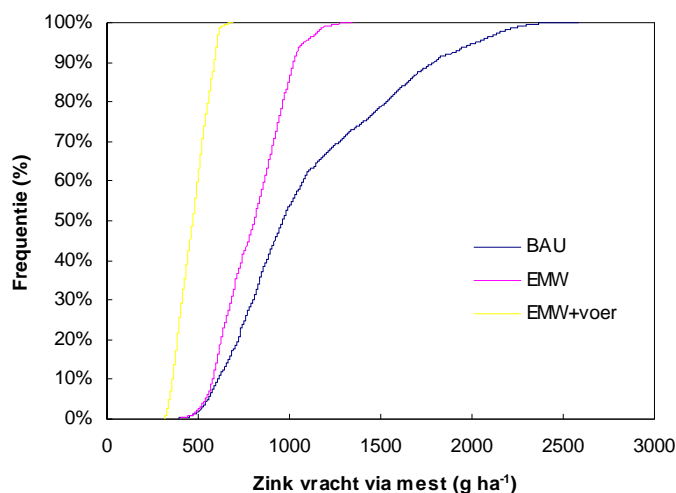
Landgebruik	Belasting van Zn via mest (g ha ⁻¹ jaar ⁻¹)				Relatieve afname tov BAU (%)	
	percentiel	BAU	EMW	EMW/voer	EMW	EMW/voer
Overall	5	555	540	343	3%	38%
	50	963	807	470	16%	51%
	95	2027	1080	603	47%	70%
Gras	5	720	588	335	18%	53%
	50	1110	822	453	26%	59%
	95	2110	1150	605	45%	71%
Mais	5	586	563	374	4%	36%
	50	1110	886	530	20%	52%
	95	2120	1040	605	51%	71%
Akkerbouw	5	511	497	346	3%	32%
	50	757	727	456	4%	40%
	95	1556	1020	599	34%	61%

Tabel 4.7 Aanvoer van Zn via mest in de 3 hoofdsenario's en de afname ten opzichte van het BAU scenario voor de verschillende bodemtypen.

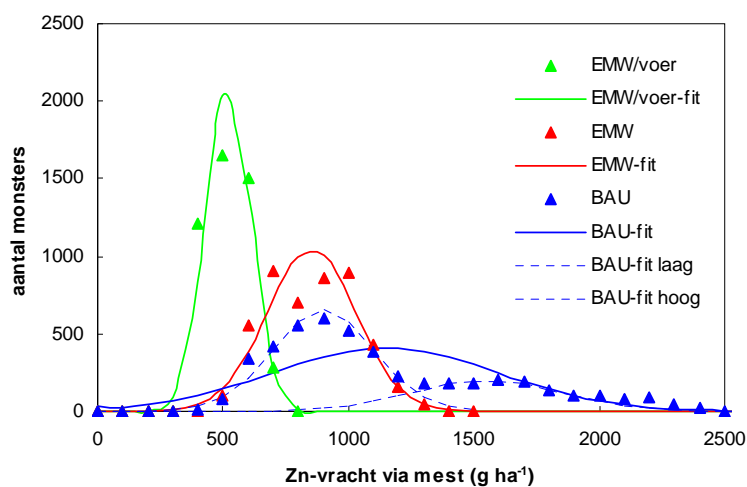
Bodemtype	Belasting van Zn via mest (g ha ⁻¹)				Relatieve afname tov BAU (%)	
	percentiel	BAU	EMW	EMW/voer	EMW	EMW/voer
Zand	5	566	549	346	3%	39%
	50	1295	915	518	29%	60%
	95	2140	1150	612	46%	71%
Veen	5	544	532	326	2%	40%
	50	838	675	397	19%	53%
	95	1597	979	557	39%	65%
Klei	5	564	543	349	4%	38%
	50	871	790	466	9%	46%
	95	1650	1010	575	39%	65%

In figuur 4.2a en b staat de verdeling van de belasting met Zn voor de verschillende scenario's. Figuur 4.2a is gelijk aan figuur 4.1 (cumulatieve verdeling). In figuur 4.2b staan op de Y-as de aantallen STONE plots die een bepaalde belasting met Zn kennen (getal op de X-as). Zo ligt de piek van de belasting in het EMW-voer scenario bijvoorbeeld rond de 500 gram ha⁻¹ jaar⁻¹ wat overeenkomt met de data in tabel 4.6 (50% is 470 g ha⁻¹ jaar⁻¹ gesorteerd naar landgebruik) en 4.7 (50% is 518 g ha⁻¹ jaar⁻¹ gesorteerd naar bodemtype). De lijnen geven per scenario de verwachte aantallen weer indien de data normaal verdeeld zijn. Uit de curven blijkt dat vooral het BAU scenario niet normaal verdeeld is, maar in feite uit twee aparte verdelingen bestaat. De doorgetrokken blauwe lijn is de verdeling van alle plots wanneer die normaal verdeeld zou zijn. De blauwe stippellijnen geven de twee verdelingen weer waarbij de monsters in het lage traject een piek bij 850 g ha⁻¹jaar⁻¹ kennen (ongeveer 3300 plots) terwijl de tweede verdeling een bredere piek kent rond 1600 g ha⁻¹jaar⁻¹ (1100 plots). Dit geeft hetzelfde beeld als voor Cu en is indicatief voor de extra belasting van de

bodem door het gebruik van voer met hoge zinkgehalten. In het geval van het EMW-voer scenario blijkt duidelijk dat de gehalten in de mest veranderen, de hoeveelheid toegediende mest is namelijk dezelfde als in het EMW scenario. De piekverschuiving tussen het EMW en EMW-voer scenario geeft daarmee het effect van de verlaging van het gehalte in de mest (door de verlaging in het voer) weer.



Figuur 4.2a Verdeling van de belasting van landbouwgrond met Zn via mest voor de 3 hoofdsenario's: cumulatieve verdeling van alle monsters.



Figuur 4.2b Verdeling van de aanvoer van Zn naar landbouwgrond via mest. Verdeling van de gehalten in klassen. De lijnen geven de (berekende) verwachting als de data normaal verdeeld zijn.

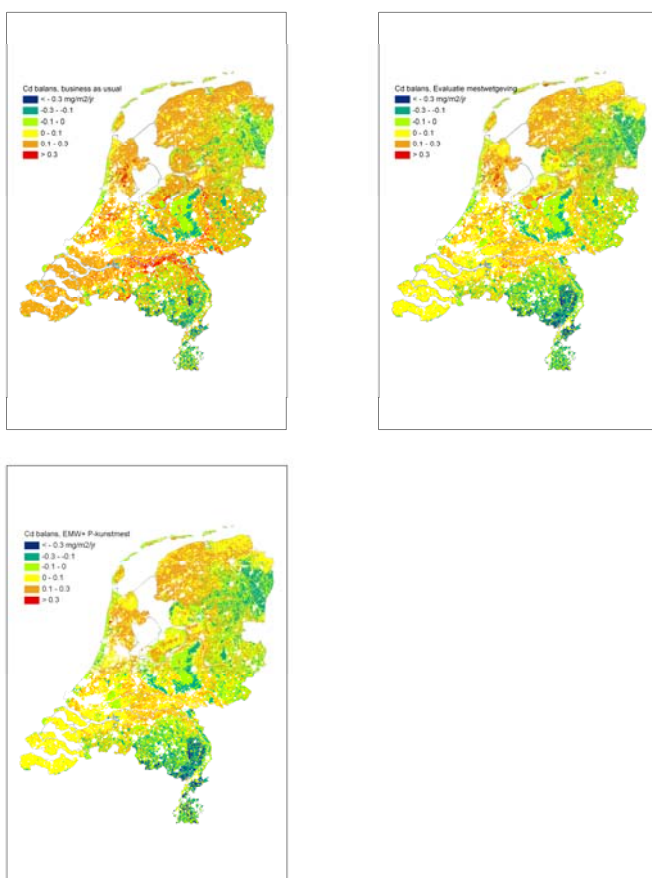
In tabel 4.8 staat de totale belasting van de bodem met Zn voor de 3 scenario's. Hieruit blijkt ook dat van de totale vracht meer dan de helft op grasland terecht komt. Op zich is dat niet zo vreemd, want grasland bedraagt ongeveer 50% van het totale landbouwareaal in Nederland. De grootste effecten van maatregelen zijn dan ook te vinden op grasland waar de totale belasting ten opzichte van het BAU scenario afneemt met 64% tegen 42% afname voor akkerbouwgrond.

Tabel 4.8 Totale belasting van landbouwgrond met Zn via mest (in ton en in % van het totaal) in de 3 hoofdscenario's en de afname ten opzichte van het BAU scenario.

	BAU		EMW		EMW-plus	
gras	1188	58%	783	52%	432	49%
maïs	290	14%	195	13%	117	13%
akker	581	28%	536	35%	337	38%
totaal	2059		1514		886	
			(-26%)		(-57%)	

4.3 Veranderingen in de balans van zware metalen

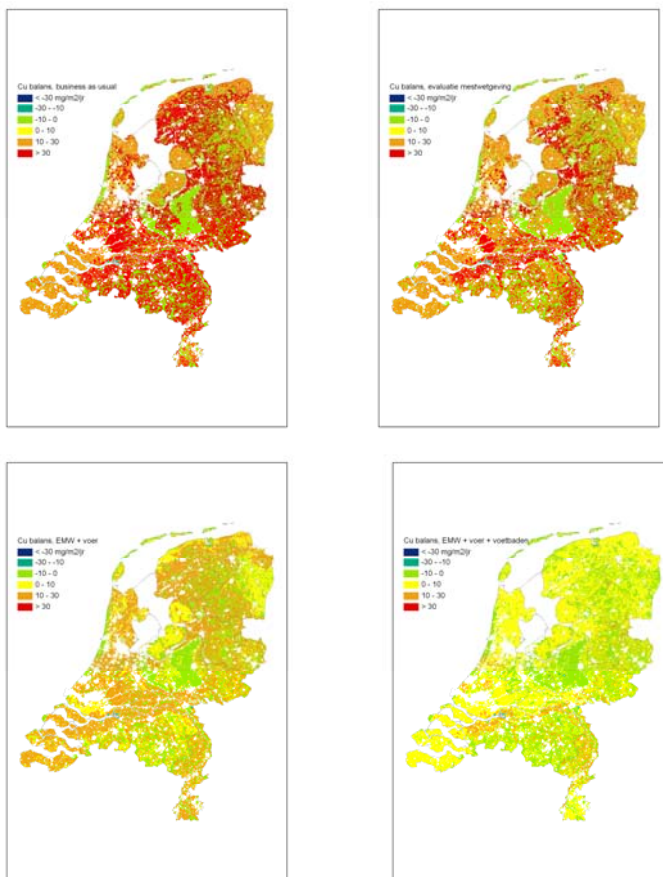
In figuur 4.3 tot en met 4.5 staan de veranderingen in de netto balans van Cd (4.3), Cu (4.4) en Zn (4.5) berekend over een periode van 30 jaar. Hierbij is steeds per ruimtelijke eenheid (inclusief natuur) de situatie in 2030 weergegeven (scenario's starten in 2000). Het Business as Usual scenario geeft daarbij steeds de effecten van de huidige (in 2000) bodembelasting weer. Voor Cd zijn daarbij alleen wijzigingen volgens de EMW en wijzigingen in de fosfaatgift als maatregelen berekend omdat de aanvoer via het voerspoor en koperbaden voor Cd niet relevant is. Voor Cu is zowel de variant via het voerspoor als die van koperbaden relevant terwijl voor Zn tenslotte alleen de voervariant van belang is.



Figuur 4.3 Effecten van maatregelen op de cadmiumbalans

Conclusies voor Cd:

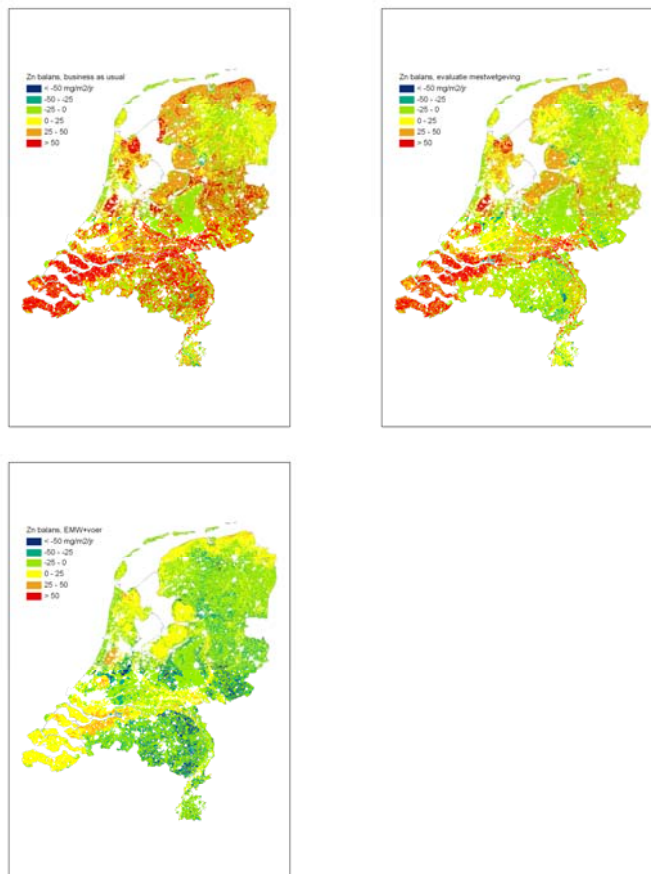
- Bij het huidige landgebruik stijgt de Cd voorraad in de bodem vooral in klei- en veengronden. In een deel van de zandgronden is de balans kleiner dan 0 wat betekent dat de afvoer de aanvoer overschrijdt. Dit leidt tot een daling van het gehalte in de bodem.
- Een stijging van $0.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ is gelijk aan een netto accumulatie van $1 \text{ gram ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. De berekende gemiddelde Cd balans ligt tussen 1 en 3 gram per hectare wat overeenkomt met de landelijke netto accumulatie van 2 tot 3 ton per jaar.
- Voor Cd zijn de effecten van de maatregelen op de netto balans beperkt. Gebieden waar de balans positief is, blijven in grote lijnen een positieve balans houden (accumulatie) al daalt de accumulatiesnelheid zoals te zien is voor de Zeeuwse eilanden en de kleigronden in de kop van Groningen.
- In zandgronden daalt het gehalte aan Cd in de bodem in veel gevallen verder. Dit komt mede door de relatief lage pH (vooral in gras op zand) waardoor Cd relatief mobiel is en uitspoelt naar diepere bodemlagen en/of het grondwater.



Figuur 4.4 Effecten van maatregelen op de koperbalans.

Conclusies voor Cu:

- De maatregelen in het kader van de EMW zorgen voor een relatief geringe daling van de aanvoer van Cu in vergelijking met de maatregelen die ingrijpen in de gehalten aan Cu in voer en het scheiden van koperhoudend afval uit kopervoetbaden.
- Het gecombineerde effect van de EMW plus voer- en kopervoetbad gerelateerde maatregelen leidt in grote delen van Nederland tot een sterke afname van de aanvoer van Cu waarbij in veel gevallen een stand-still situatie bereikt wordt (stand-still: aanvoer = afvoer). Alleen in een deel van kleigronden treedt in die gevallen nog een geringe accumulatie op die echter verwaarloosbaar is ten opzichte van de huidige accumulatie.
- De berekende netto aanvoer in het BAU scenario is in veel gevallen duidelijk hoger dan de gerapporteerde waarden (CBS, 2008) van 400 ton per jaar (175 gram ha^{-1}), dit komt in paragraaf 4.6 nader aan de orde. In de CBS cijfers is uitspoeling nog niet opgenomen waardoor het verschil feitelijk nog groter is.



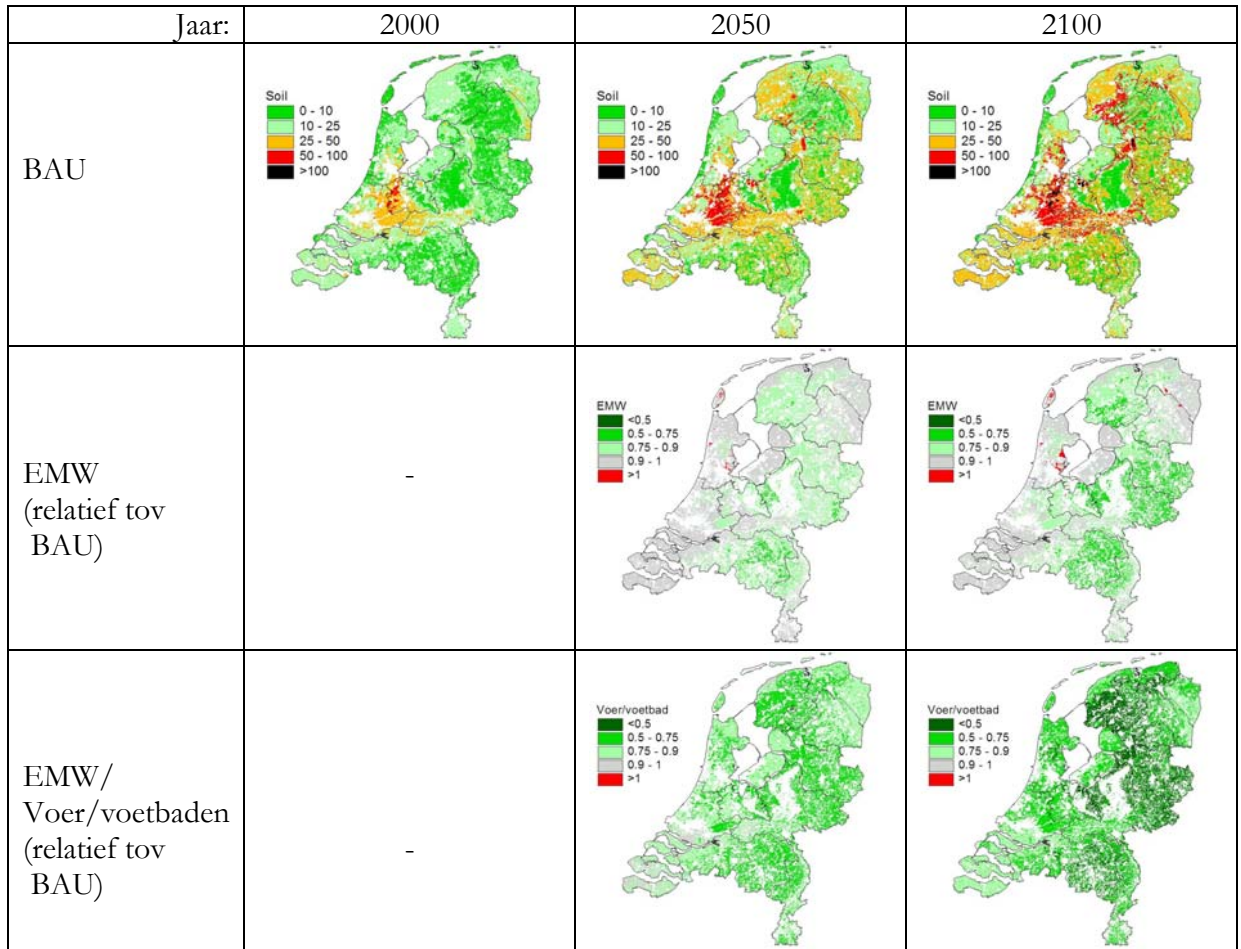
Figuur 4.5 Effecten van maatregelen op de zinkbalans.

Conclusies voor Zn:

- Voor Zn leiden maatregelen in het kader van de EMW vooral in de oostelijke zandgebieden tot een verlaging van de aanvoer. In de klei- en veengronden is het effect gering.
- Aanvullende maatregelen ten aanzien van de gehalten in veevoer leiden ook in de klei- en veengronden tot een aanzienlijke reductie van de aanvoer. In grote delen van Nederland zal dit leiden tot een stand-still situatie (aanvoer = afvoer) of zelfs een netto daling van de zinkvoorraad in de bodem. Deze is het sterkst in de zandgronden door de lagere pH waarden waardoor Zn relatief gemakkelijk uitspoelt uit de bovengrond.
- De gemiddelde belasting van landbouwgrond volgens het CBS (855 ton ofwel 370 gram ha⁻¹) komt redelijk tot goed overeen met de hier berekende ranges (250 – 500 gemiddeld) in het Business as usual scenario. In paragraaf 4.6 is echter te zien dat de balans op de individuele posten sterk afwijkt van de CBS data.

4.4 Veranderingen in de gehalten aan Cu, Cd en Zn in de bodem

In figuur 4.6 staan de veranderingen in het gehalte aan Cu in de bodem (voor Zn en Cd staan deze in bijlage 1). Voor het 'business as usual' zijn de kaarten in de vorm van een gehalte (mg kg^{-1}) terwijl de EMW- en EMW-voer/voetbaden scenario's weergegeven zijn als de verandering ten opzichte van het BAU scenario. Een ratio van 1 betekent dan dat het gehalte hetzelfde is als in het BAU scenario. Stijgingen in het gehalte (ratio > 1) zijn rood gemarkeerd terwijl een daling groen gekleurd is. Noot: in alle scenario's is de pH constant.



Figuur 4.6 Veranderingen in het kopergehalte in de bodem bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+/voer/voetbad scenario's (rij 2 en 3). De waarde van 50 mg kg^{-1} is daarbij als indicatieve grens gehanteerd omdat dit overeenkomt met de LAC waarde voor zandgrond (noot: voor veen en klei is deze hoger; de legenda is niet gecorrigeerd voor bodemtype).

Verandering in het gehalte in de bodem

Als gevolg van de positieve balans in het BAU scenario (figuur 4.4) nemen de gehalten aan Cu in de bodem toe. Deze stijging is het grootst in de veen- en kleigronden, maar ook op zandgrond stijgen de gehalten. In tegenstelling tot klei- en veengronden is de variatie in de stijging in zandgronden echter veel groter. Dat komt omdat de belasting op zandgrond wisselend is als gevolg van de grotere variatie in

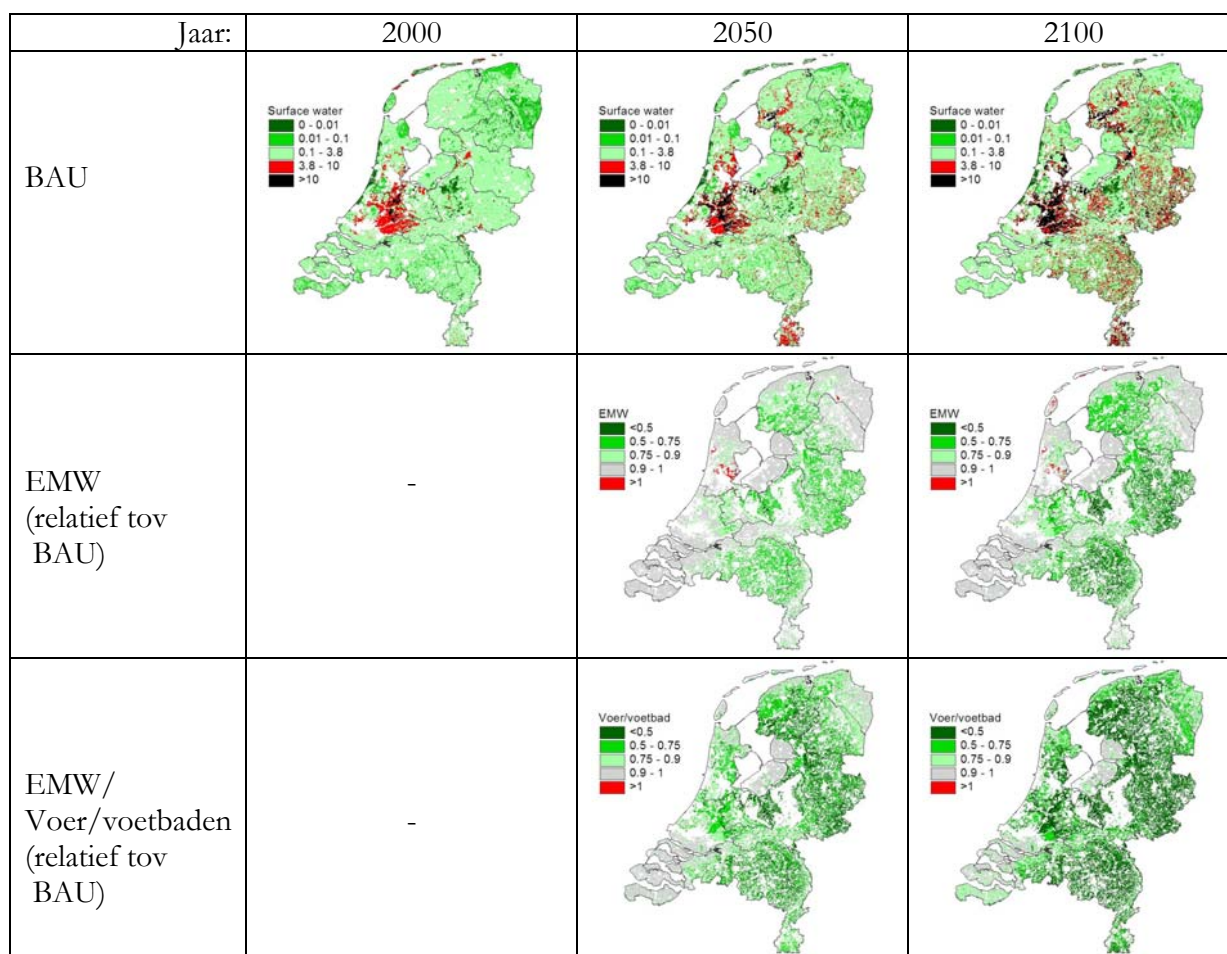
landgebruik en daarmee mestgift. Voor Zn (zie bijlage 1 voor figuren) is de trend hetzelfde al blijft de accumulatie daar meer beperkt tot de veen- en kleigronden. De belangrijkste reden voor het verschil tussen Cu en Zn is dat Zn mobieler is en daardoor makkelijker uitspoelt en opgenomen kan worden door het gewas. Vooral op zandgronden leidt dat er toe dat er nauwelijks accumulatie optreedt, veel minder dan voor Cu in ieder geval.

Voor Cd is de stijging van het gehalte in de bodem veel kleiner (zie figuur in bijlage 1) en beperkt zich voornamelijk tot rivierkleigronden. Zowel voor Zn als voor Cd daalt het gehalte in natuur op zand (vooral zichtbaar op de Veluwe) als gevolg van de lage pH waarden in de bodem in combinatie met een relatief lage aanvoer.

De data in figuur 4.6 laten zien dat de maatregelen volgens het EMW scenario vooral op zandgronden leiden tot een daling van het gehalte in de bodem (vergeleken met het BAU scenario). Op klei- en veengronden zijn de gevolgen van het EMW scenario voor de gehalten in de bodem gering. Het reduceren van het gehalte aan Cu in veevoer in combinatie met het scheiden van koperhoudend afval uit voetbaden heeft landelijk een groot effect in alle bodemtypen. De gehalten in de bodem in 2100 zijn ongeveer 50% van die van het BAU scenario. Voor Zn zijn deze verschillen tussen BAU- en het veevoer scenario vergelijkbaar, voor Cd uiteraard niet want voor Cd geldt dat dit niet aan veevoer toegediend wordt.

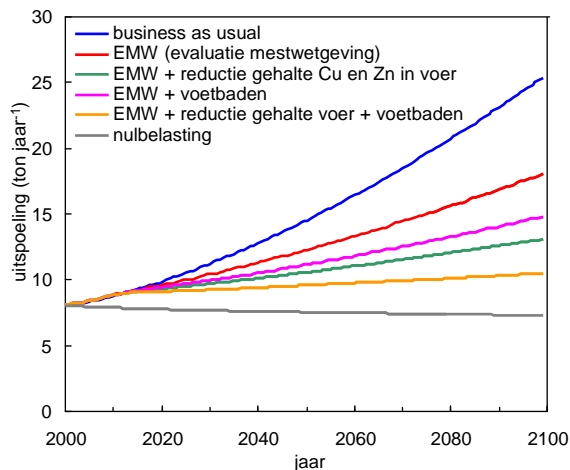
4.5 Veranderingen in uitloging van metalen naar grond- en oppervlaktewater

In figuur 4.7 staan de veranderingen in de concentratie in oppervlaktewater aan Cu (voor Cd en Zn, zie bijlage 2). Dit is gedaan voor elk scenario, maar alleen voor het BAU scenario zijn de kaarten in de vorm van een concentratie ($\mu\text{g L}^{-1}$) terwijl de rest is weergegeven relatief ten opzichte van dit scenario. Een ratio van 1 betekent dan dat de concentratie hetzelfde is als in het BAU scenario. Stijgingen in de concentratie (ratio > 1) zijn rood gemarkeerd terwijl een daling groen gekleurd is.



Figuur 4.7 Veranderingen in het kopergehalte in het bodemvocht dat naar het oppervlaktewater uitspoelt bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+/voer/voetbad scenario's (rij 2 en 3).

Voor het BAU scenario neemt de concentratie in het bodemvocht dat naar het oppervlaktewater uitspoelt, landelijk sterk toe. Vooral in de zandgebieden neemt dit toe als gevolg van de hoge belasting van de bodem (maïs, gras op zand) in combinatie met de lagere vastlegging in de bodem. In de meeste kleigebieden is de toename beperkt, juist vanwege de sterke vastlegging in de bodem en de lagere belasting van de bodem. Ook voor uitspoeling geldt dat de maatregelen op het gebied van diervoeding en voetbaden een veel sterker, landelijk effect hebben ten opzichte van de EMW maatregelen. Toch zien we ook in het EMW scenario de uitspoeling dalen ten opzichte van het BAU scenario. Dat betekent dat de afname in de uitspoeling als gevolg van het EMW scenario leidt tot een daling van het aantal plaatsen waar de norm in het oppervlaktewater overschreden wordt. Echter, op landelijke schaal leidt het EMW scenario nog steeds tot een toename van de uitspoeling zoals te zien is in figuur 4.8 Alleen in geval van het meest uitgebreide pakket aan maatregelen is de verwachting dat de uitspoeling uit de bodem min of meer gelijk blijft ten opzichte van de huidige waarden.



Figuur 4.8 totale vracht van metalen vanuit de bodem naar het oppervlaktewater (bron: Bonten et al., 2009)

Voor Zn zijn de verschillen tussen de scenario's wat minder groot (zie Bonten et al., 2009), maar ook voor Zn geldt dat het verlagen van de gehalten aan Zn in diervoeding de meest effectieve maatregel is om de belasting van de bodem en daarmee het oppervlaktewater te reduceren.

4.6 Overeenkomsten en verschillen tussen metaalbalansen op basis van mestdata en gepubliceerde cijfers (CBS)

De data in de tabellen en figuren in voorgaande paragrafen laten zien dat de balansen op nationale schaal voor Zn redelijk tot goed overeenkomen met de gepubliceerde cijfers voor de netto belasting van de bodem. Volgens de CBS cijfers bedraagt de netto belasting voor de bodem in 2007 voor Zn 855 ton jaar⁻¹. Dat spoort op het eerste oog goed met de hier berekende waarden van 996 ton jaar⁻¹. Echter, een verschil met de CBS cijfers is dat in de berekening van de CBS balans de uitspoeling niet is meegenomen. Wanneer we onderscheid maken tussen de verschillende aan- en afvoerposten (mest, overig, atmosferisch, gewas opname en uitspoeling) dan blijken er grote verschillen te zijn tussen de gepubliceerde data door het CBS en de hier berekende gemiddelde aan- en afvoerposten (tabel 4.9). De data voor de balansberekeningen zijn genomen aan het begin van de rekenperiode (2000). De data van het CBS gelden voor 2007 (www.statline.nl). Zo is de aanvoer van Zn via mest fors hoger dan berekend door het CBS. Doordat echter een post voor uitspoeling van 350 ton jaar berekend wordt in combinatie met een hogere gewasopname (852 ton) komt de uiteindelijke balans op een vergelijkbare waarde uit.

Voor Cu zijn de verschillen groot, tenminste voor de berekende belasting via mest. Daar waar het CBS een waarde van 455 ton jaar⁻¹ hanteert, bedraagt de belasting via mest en 'overig' uit de hier gepresenteerde berekeningen 1193 ton jaar⁻¹. Omdat de uitspoeling voor Cu minder sterk bijdraagt in vergelijking met Zn (Cu: 75 ton) levert dit een netto overschot van 964 ton per jaar op (vergelijk 385 ton voor de CBS balans).

Tabel 4.9 *Vergelijking van de nationale balans voor Cu en Zn. Resultaten uit deze studie en CBS data (Statline).*

Metaal		Aanvoerposten (ton jaar ⁻¹)			Afvoerposten (ton jaar ⁻¹)		Balans (ton jaar ⁻¹)
		Mest+kunstmest	atm	overig	gewas	Uitspoeling	netto belasting
Zn	CBS	1140 + 45	70	150	-550	nvt	+ 855
	Alterra	2059	139	nvt	-852	-350	+ 996
Cu	CBS	400+35	20	20	-90	nvt	+ 385
	Alterra	1193	20	nvt	-174	-75	+ 964

In paragraaf 4.3 bleek al dat op nationale schaal de balans voor Zn redelijk tot goed overeenkwam met de CBS data. De verdeling over de verschillende balansposten is echter verschillend zoals uit tabel 4.9 blijkt. De aanvoer voor Zn via mest ligt in dezelfde orde van grootte als in 1999/2000 (CBS data), vóór de invoering van nieuwe wetgeving op het gebied van toegestane hoeveelheden Zn in diervoeding. Dit suggereert dat de reductie van de hoeveelheden in voer gecompenseerd is met andere additieven. Voor Cu is de landelijke CBS balans echter veel lager dan de hier berekende waarden wat ook tot uiting komt in de hoge netto balans in figuur 4.4. Voor Cu geldt dat de berekende belasting hoger is dan de historische data aangeven. Dat komt waarschijnlijk mede omdat de bijdrage van onder meer Cu in voetbaden officieel nooit in de balansen is opgenomen.

4.7 Invloed van de verandering in organische stof op accumulatie en uitspoeling van metalen

In de figuren in de paragrafen 4.3 tot en met 4.6 staan resultaten van modelberekeningen uitgevoerd met een constant gehalte aan organische stof in de bodem. Door de verschillende maatregelen verandert echter het organische stofgehalte in de bodem zelf ook (zie hoofdstuk 3). Deze verandering heeft weer invloed op de capaciteit van de bodem om metalen vast te leggen. Een stijging van het organische stofgehalte leidt wellicht tot een stijging van het gehalte in de bodem en tegelijkertijd een verlaging van de uitspoeling. Om inzicht te krijgen in het effect van een verandering in het organische stofgehalte op de vastlegging van metalen, is het model dat de metaalaanvoer naar- en accumulatie in de bodem berekent, aangepast.

In aparte modelruns is de berekende verandering in het organische stofgehalte (zie hoofdstuk 3) ingebouwd in het model dat de vastlegging en uitspoeling berekent. Dit is alleen gedaan voor het EMW scenario om na te gaan hoe groot de invloed van de veranderingen in het organische stofgehalte op de accumulatie en uitspoeling is. Conform de veranderingen in het organische stofgehalte (zie hoofdstuk 3) geven we de resultaten zowel per bodemtype als gesorteerd op landgebruik. In tabel 4.10 (bodemtype) en 4.11 (landgebruik) staan de resultaten waarbij ook nu weer de 5, 50 en 95 percentiel gekozen is. Daarbij staan in tabel 4.10 en 4.11 de veranderingen in de accumulatie en uitspoeling weergegeven ten opzichte van de standaard berekening zoals uitgevoerd in hoofdstuk 4. Een waarde van 0 geeft aan dat de uitkomst van de modelberekening waarbij het organische stofgehalte is gevarieerd, niet verschilt van

die waarbij een constant organisch stofgehalte is gebruikt (resultaten van hoofdstuk 4)

Tabel 4.10 5, 50 en 95 percentielwaarde van de relatieve veranderingen (in %) in het gehalte in de bodem en in het water dat uittreedt naar het oppervlaktewater als gevolg van veranderingen in het organische stofgehalte in de bodem. Uitkomsten gesorteerd naar bodemtype (alleen landbouw plots).

Bodemtype	percentiel	Verandering in het gehalte in de bodem (%)			Verandering in de concentratie in de uitspoeling naar het oppervlaktewater (%)		
		Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd
Klei	5%	-0.4	-0.2	-0.3	-12.9	-3.5	-9.2
	50%	0.0	0.0	0.0	0.8	0.9	3.6
	95%	0.7	0.4	0.3	6.7	3.3	9.9
Veen	5%	-1.0	-2.5	-0.7	-12.6	-2.7	-10.6
	50%	0.0	0.0	0.0	3.3	2.0	2.7
	95%	0.6	0.5	0.2	22.4	11.6	17.9
Zand	5%	-1.0	-1.3	-0.9	-16.9	-2.1	-7.0
	50%	0.0	0.0	0.0	0.9	2.0	3.5
	95%	4.2	1.9	1.2	12.6	6.8	14.4

Tabel 4.11 5, 50 en 95 percentielwaarde van de relatieve veranderingen (in %) in het gehalte in de bodem en in het water dat uittreedt naar het oppervlaktewater als gevolg van veranderingen in het organische stofgehalte in de bodem. Uitkomsten gesorteerd naar landgebruik (alleen landbouwplots).

Landgebruik	percentiel	Verandering in het gehalte in de bodem (%)			Verandering (in %) in de concentratie in de uitspoeling naar het oppervlaktewater (%)		
		Cu	Zn	Cd	Cu	Zn	Cd
Akkerbouw	5%	-0.9	-2.1	-0.9	-0.7	0.0	1.4
	50%	0.0	-0.1	0.0	4.5	2.4	6.8
	95%	0.0	0.0	0.0	16.2	7.8	16.6
Grasland	5%	0.0	-0.2	0.0	-18.4	-4.5	-13.1
	50%	0.6	0.3	0.2	-7.1	0.0	-0.9
	95%	4.1	1.8	1.1	4.3	4.3	6.3
Maïs	5%	-1.0	-1.6	-0.8	-0.8	0.0	0.4
	50%	-0.1	-0.4	0.0	5.3	2.9	5.9
	95%	0.0	0.0	0.0	16.7	8.2	14.8

De resultaten in tabel 4.10 en 4.11 tonen aan dat:

- Het effect van het meenemen van veranderingen in het organische stofgehalte op de accumulatie is beperkt. De 95 percentiel waarde van de verandering in het gehalte aan Cu in de bodem is 4.1% in grasland. Dit komt overeen met de eerder gepresenteerde relatief sterke stijging van organische stof in zandgronden (zie tabel 3.2).
- In klei- en veengronden is het effect van de dynamiek in organische stof op de verandering in het metaalgehalte veel geringer ondanks eenzelfde stijging van het organische stofgehalte (tabel 3.2). Omdat in kleigronden de totale

bindingscapaciteit echter veel meer door klei bepaald wordt, is de invloed van een verandering in organische stof op de vastlegging veel geringer. In veengronden heeft de kleine verandering in het organische stofgehalte uiteraard ook weinig effect op de accumulatie vanwege de toch al grote totale bindingscapaciteit die in beide scenario's aanwezig is.

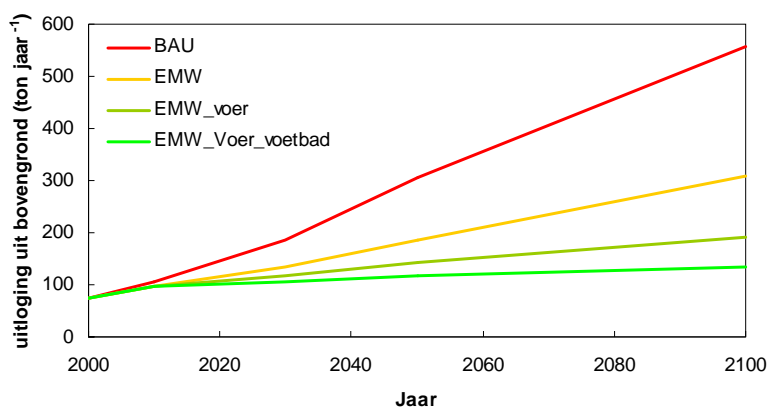
- De effecten van de verandering in organische stof op de uitspoeling zijn duidelijk sterker dan die op het gehalte. Wanneer we kijken naar de gegevens per bodemtype dan blijken de veranderingen (lees: de toename van de uitspoeling) ruwweg hetzelfde in klei-, zand- en veenbodems. De mediane waarden blijven ongeveer gelijk of stijgen licht, maar meer dan bij de gehalten zijn de veranderingen in de extremen (5 en 95 percentielen) groter.
- Vooral in maïs en akkerbouw neemt de netto uitspoeling toe, terwijl die onder grasland juist afneemt. Dit komt overeen met de relatief sterke daling in het organische stofgehalte in akkerbouw en maïsgronden terwijl die in zandgronden juist stijgt.

De berekeningen tonen daarmee aan dat veranderingen in het organische stofgehalte zelf weinig of geen invloed hebben op het gehalte aan metalen in de bodem (bovengrond). Daarentegen hebben veranderingen in organische stof wel een effect (althans op de extreme waarden, 5 en 95%) op de uitloging die toeneemt (akkerbouw en maïs) dan wel afneemt (gras) ten opzichte van scenario's waarbij veranderingen in organische stof niet meegenomen zijn.

Uiteindelijk zijn de veranderingen in de berekende uitspoeling die optreden als gevolg van veranderingen in de organische stof voorraad, klein ten opzichte van de afname in de uitspoeling in geval van verlaging van het gehalte aan Cu en Zn in veevoer en voetbad gerichte maatregelen.

Juist omdat de veranderingen in mediane dan wel gemiddelde gehalten van de uitspoeling gering zijn als gevolg van veranderingen in het organisch stofgehalte, is de afname in de aanvoer van de metalen zelf, cruciaal voor het realiseren van doelstellingen op het gebied van bodem- en waterkwaliteit (zie ook figuur 4.9).

Wel is het zo dat de verandering in het organische stofgehalte lokaal op perceelsniveau groter kunnen zijn dan hier weergegeven. De hier getoonde resultaten zijn immers berekend voor relatief grote eenheden (>> hectare schaal). Dit model is echter voor de voorspelling op veldschaal niet geschikt vanwege de grove schematisatie.



Figuur 4.9 Verandering in de uitloging van Cu vanuit de bovengrond als gevolg van de verschillende maatregelen. Noot: dit is dus veel meer dan de uitspoeling naar het oppervlaktewater omdat hier alleen de vracht staat die uit de 0-25 cm laag uitspoelt.

Uiteraard zijn er nog andere factoren van invloed op de gehalten aan organische stof in de bodem. Dit zijn onder meer veranderingen in landgebruik (wisseling van grasland naar akkerbouw of omgekeerd) en het omzetten van landbouwgrond naar natuur. Ook klimaatverandering heeft een invloed op het organische stofgehalte al is op dit moment nog niet met zekerheid aan te geven hoe, waar en op welke termijn dit meetbaar tot veranderingen leidt. In de scenario's die in dit rapport aan de orde komen zijn de hier genoemde invloeden niet meegenomen. Met de kennis van nu vergroot dat alleen maar de onzekerheid in de uitkomsten.

5 Conclusies

In dit rapport staan de resultaten van een aantal scenarioberekeningen, te weten:

1. *Veranderingen in het organische stofgehalte (hoofdstuk 3)* als gevolg van de maatregelen in de mestwetgeving (EMW), aangevuld met bedrijfsmaatregelen (EMW+). De resultaten laten zien dat de veranderingen in het gehalten aan organische stof beperkt zijn. In veel gevallen zal het gehalte aan OS in de bovengrond (0 – 5 cm) licht stijgen (in absolute zin vaak minder dan 1% in zand- en kleigronden) terwijl dat in de hele bouwvoor (0 – 25 cm) licht daalt in maïs- en akkerpercelen.
2. *Veranderingen in de zware metalen balans (hoofdstuk 4)* (Aanvoer – afvoer) van Cu, Cd en Zn als gevolg van de maatregelen in de mestwetgeving, aangevuld met bedrijfsmaatregelen en reductie van Cu en Zn in veevoer. Bij ongewijzigd beleid blijft de aanvoer van alle metalen groter dan de afvoer. Vooral voor Cu en Zn leidt dit tot forse overschotten die aanleiding geven tot een verdere toename van het gehalte in de bodem, maar ook een stijging van de uitspoeling naar het grond- en oppervlaktewater. De maatregelen in het kader van de mestwetgeving (EMW en EMW+) resulteren wel in een geringe afname van de belasting, maar de balans blijft in veel gevallen positief. Alleen een forse reductie in de aanvoer van Cu en Zn in diervoeding in combinatie met het scheiden van koperhoudend afval uit voetbaden, leidt tot een sterke verlaging van de aanvoer zodanig dat daarmee in veel gevallen zelfs een stand-still bereikt wordt.
3. *Effecten van de veranderingen in het organische stofgehalte zelf op de vastlegging van zware metalen* spelen een beperkte rol. De effecten hiervan zijn nauwelijks waarneembaar voor het gehalte in de vaste fase. Wel neemt de uitspoeling naar het oppervlaktewater iets toe. Dit suggereert dat kleine veranderingen in de gehalten aan organische stof in de vaste fase tot een merkbare verandering in de uitspoeling uit de bodem hebben. Dit is vooral van belang in zandgronden waar de vastlegging van metalen voornamelijk aan organische stof plaatsvindt en de totale voorraad aan organische stof klein is (ten opzichte van veengronden)
4. *Effecten van maatregelen op het gehalte in de bodem.* Bij ongewijzigd beleid nemen de gehalten aan Cu, Zn en in mindere mate Cd toe als gevolg van de belasting via mest. Voor Cu gebeurt dit op landelijke schaal terwijl voor Zn en Cd dit vooral optreedt in veen- en kleigronden. Maatregelen in het kader van de EMW leiden wel tot een lagere belasting (vooral in zandgronden), maar zijn minder effectief dan maatregelen gericht op het terugdringen van de hoeveelheden Cu en Zn in veevoer en het scheiden van koperhoudend afval uit voetbaden.
5. *Effecten van maatregelen op de uitspoeling naar oppervlaktewater.* In het BAU scenario stijgt het aantal locaties waar de norm voor Cu in het oppervlaktewater overschreden wordt, fors. Voor Cd is dit niet of nauwelijks het geval en zijn

de verschillen tussen de scenario's klein. Voor Cu geldt dat alleen in geval van het complete maatregelen pakket (EMW-voer-koperbaden) de uitloging naar het grondwater niet of slechts beperkt stijgt. EMW gerichte maatregelen leiden wel tot een afname van de uitloging uit zandgronden, maar op landelijke schaal neemt de uitspoeling nog steeds toe.

6. *Vergelijking van de vracht aan Cu en Zn zoals in dit rapport berekend en data van het CBS.* Uit de berekening blijkt dat de vracht aan Cu en Zn naar de bodem via mest groter is dan gerapporteerd op landelijke schaal. Belangrijke oorzaken voor dit verschil zijn onder meer de bijdrage van koperhoudend afval uit voetbaden en de gehalten aan Cu en Zn in diervoeding en drinkwater. Indien de data over Cu en Zn in dierlijke mest uit 2008 die in dit rapport gebruikt zijn representatief zijn, dan is de belasting van de landbouwbodem met Cu en Zn sinds midden jaren 90 niet afgenomen.

Samenvattend

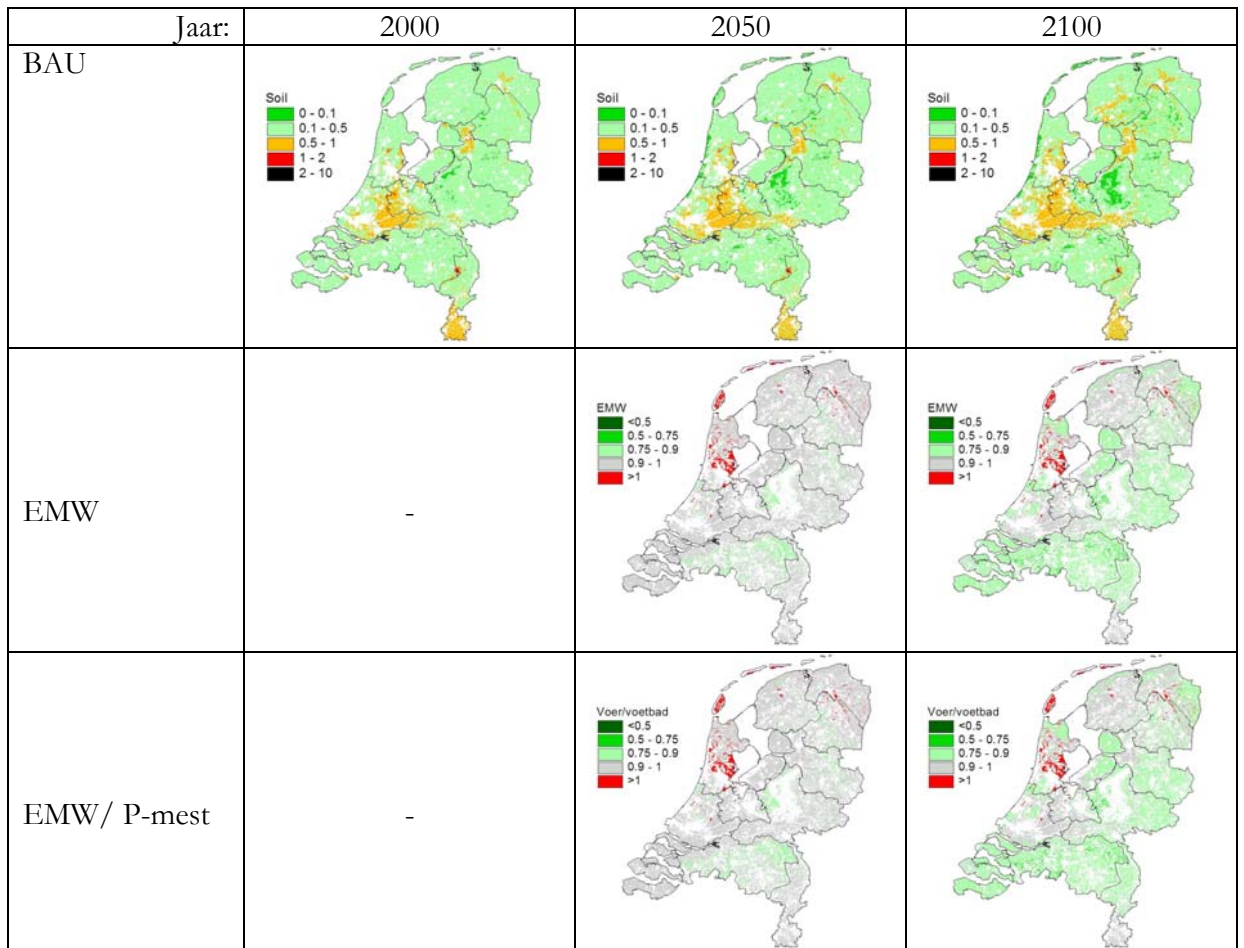
Dit rapport toont dat het gebruik van Cu en Zn in diervoeding, additieven, en voor Cu, voetbaden leidt tot een aanzienlijke belasting van de bodem en het oppervlaktewater. Maatregelen in het kader van de KaderRichtlijnWater hebben een klein effect op de organische stofgehalten in de bodem en beïnvloeden daarmee de accumulatie en uitspoeling in geringe mate. De veranderingen die daardoor optreden in de accumulatie en uitspoeling zijn echter verwaarloosbaar klein ten opzichte van die van maatregelen gericht op het reduceren van de gehalten aan Cu en Zn in mest. Om te komen tot een daadwerkelijke reductie van de accumulatie en daardoor, op termijn ook een afname of stand-still van de uitspoeling is het noodzakelijk de aanvoer van beide metalen via diervoeding en koperbaden (fors) terug te dringen. Recent onderzoek toont aan dat er alternatieven zijn voor koperhoudende voetbaden (Smolders et al., 2008) terwijl ook de aanvoer van Cu en Zn in verschillende sectoren van de veehouderij substantieel verlaagd kunnen worden (Jongbloed et al., 2004).

Literatuur

- Bleeker, A., 2004. *Depositie van vier zware metalen op Nederland in 2000, 2010 en 2030*. TNO rapport R 2004/22.
- Boer, M., A. Kool, & F. van der Schans, 2006. *Gebruik van kopersulfaat in voetbaden - De overschotten lopen uit de klauwen*. CLM rapport no. 627. CLM, Culemborg.
- Bonten L.T.C. & J.E. Groenenberg, 2008. *Uitspoeling van zware metalen uit bodems in het landelijk gebied; Modelberekeningen ten behoeve van Emissieregistratie 2008*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1695
- Bonten, L.T.C., J.E. Groenenberg & P.F.A.M. Römken, 2009. *Mogelijkheden voor maatregelen en invloed van voorgenomen beleid mbt. nutriënten op de uitspoeling van zware metalen naar het oppervlaktewater*. Alterra rapport 1818.
- Driessen, J.J.M., & A.H. Roos, 1996. *Zware metalen, organische microverontreinigingen en nutriënten in dierlijke mest, compost, zuiveringsslib, grond en kunstmeststoffen*. Rapport 96.14, RIKILT-DLO, Wageningen.
- EU. 2004. C 50/01 *Lijst van toegestane toevoegingsmiddelen in diervoeders gepubliceerd krachtens artikel 9.T, onder b), van Richtlijn 70/524/EEG van de Raad betreffende toevoegingsmiddelen in de diervoeding*. EU-Brussel.
- Groenenberg, J.E., P.F.A.M. Römken, & W. de Vries, 2006. *Prediction of the long term accumulation and leaching of copper in Dutch agricultural soils: a risk assessment study*. Alterra report 1278. Alterra, Wageningen UR, the Netherlands.
- Jongbloed, A.W., P.A. Kemme, & A.M. van den Top, 2004. *Background of the copper and zinc requirements for dairy cattle, growing-finishing pigs and broilers*. Report 04-000635. ID-Lelystad - Animal Sciences Group, Wageningen UR.
- Römken, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg & W. de Vries, 2008a. *Onderbouwing LAC2006-waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox; een overzicht van gebruikte data en toegepaste methoden*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1442.
- Römken, P.F.A.M., S.W. Moolenaar, J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten and W. de Vries, 2008b. *Copper and zinc in feed (additives): an essential burden?* In: P. Schlegel, S. Durosoy and A.W. Jongbloed (Eds.) *Trace elements in animal production systems*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, the Netherlands, pp. 115-136
- Römken, P.F.A.M. en R.P.J.J. Rietra, 2008. *Zware metalen en nutriënten in dierlijke mest in 2008; Gehalten aan Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, As, N en P in runder-, varkens en kippenmest*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1729.
- Smolders, E.A.A., J.C. van Middelkoop & J.C. Verkaik, 2008. *Beperking Cu en Zn op melkveebedrijven in Zuid-Nederland; balansen en aanbevelingen*. ASG-Lelystad, Rapport no. 48.
- Velthof, G.L., 2004. *Achtergronddocument bij enkele vragen van de evaluatie Meststoffenwet 2004*. Alterra, Alterra rapport 730.2 80 blz.
- Vries, W. de, P.F.A.M. Römken & J.C.H. Voogd, 2004. *Prediction of the long term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assessment study*. Alterra rapport 1030, Alterra, Wageningen UR.
- Vries, W. de, J. Kros en G. Velthof. *INITLATOR2: Instrument voor een integrale milieuanalyse van de gevolgen van aanpassingen in de landbouw Berekening van de emissies van ammoniak, broeikasgassen, fijn stof en geur en de accumulatie, uit- en afspoeling van koolstof, stikstof, fosfaat, basen en zware metalen*. Alterra, Alterra-rapport in prep.

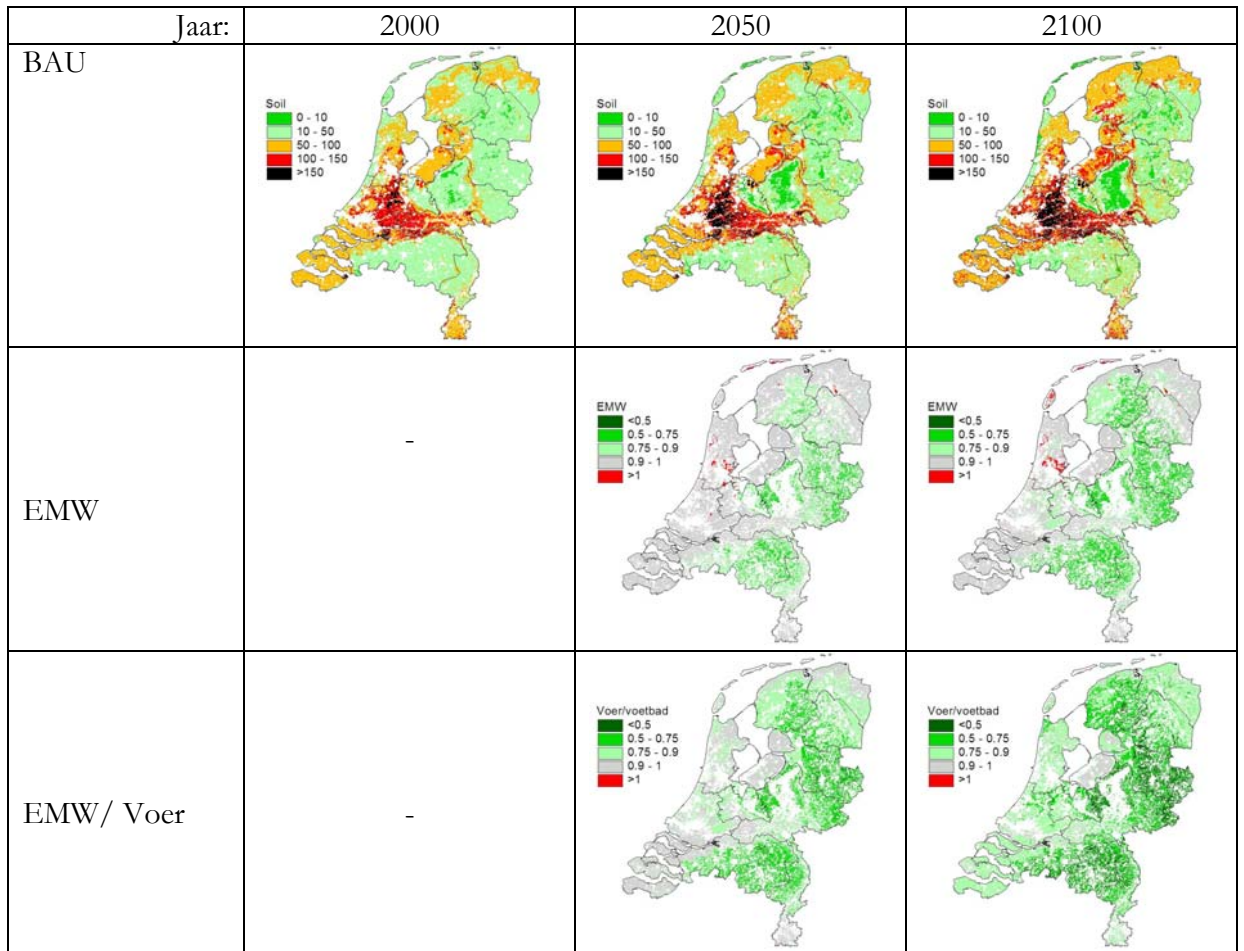
Bijlage 1 Effect van maatregelen op het gehalte aan metalen in de bodem

Cadmium



Figuur B1.1 Veranderingen in het cadmiumgehalte in de bodem bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+P scenario's (rij 2 en 3). De waarde van 1 mg kg^{-1} is daarbij als indicatieve grens gehanteerd omdat dit overeenkomt met de LAC waarde voor zandgrond (noot: voor veen en klei is deze hoger; de legenda is niet gecorrigeerd voor bodemtype).

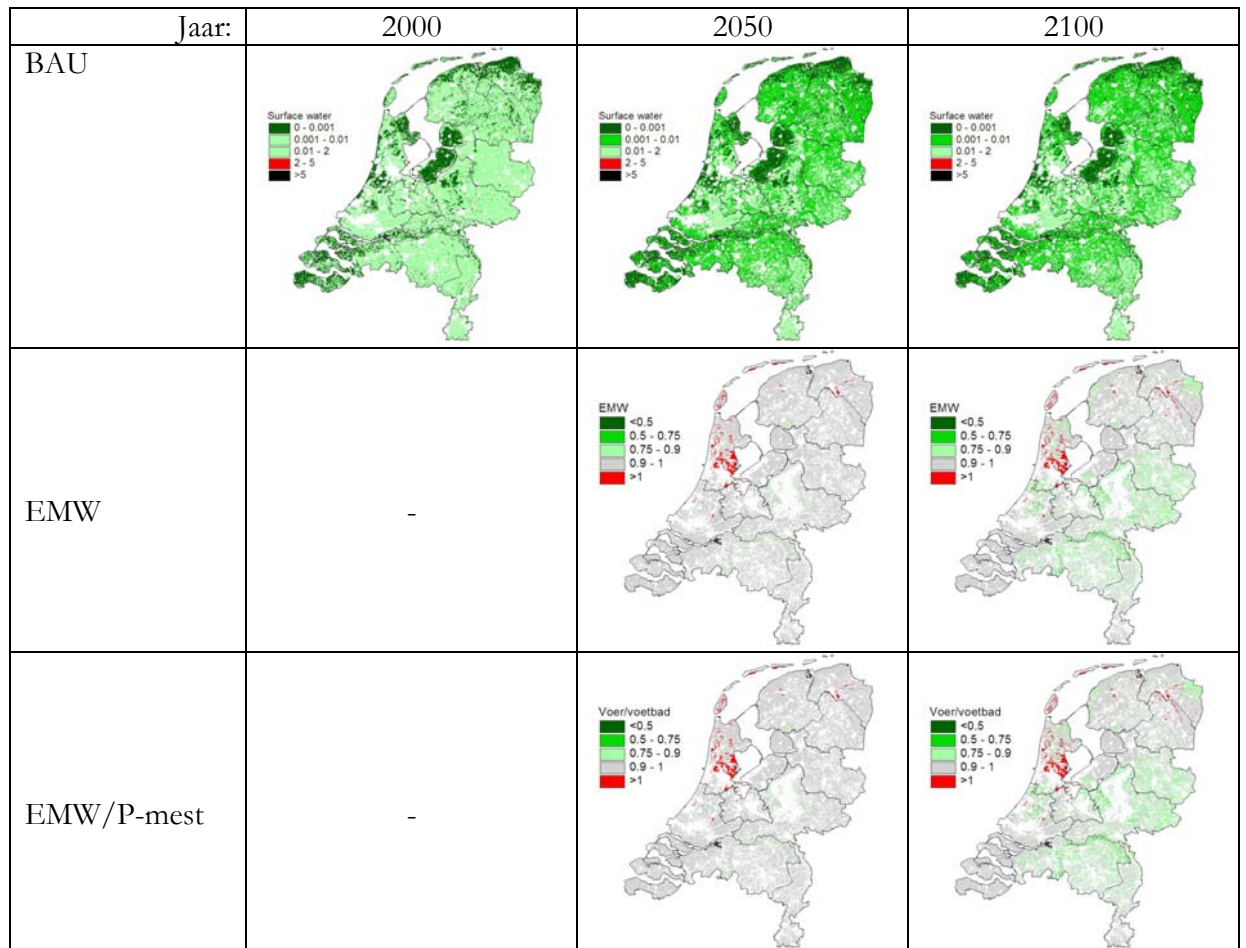
Zink



Figuur B1.2 Veranderingen in het zinkgehalte in de bodem bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+/voer scenario's (rij 2 en 3). De waarde van 100 mg kg⁻¹ is daarbij als indicatieve grens gehanteerd omdat dit overeenkomt met de LAC waarde voor zandgrond (noot: voor veen en klei is deze hoger; de legenda is niet gecorrigeerd voor bodemtype).

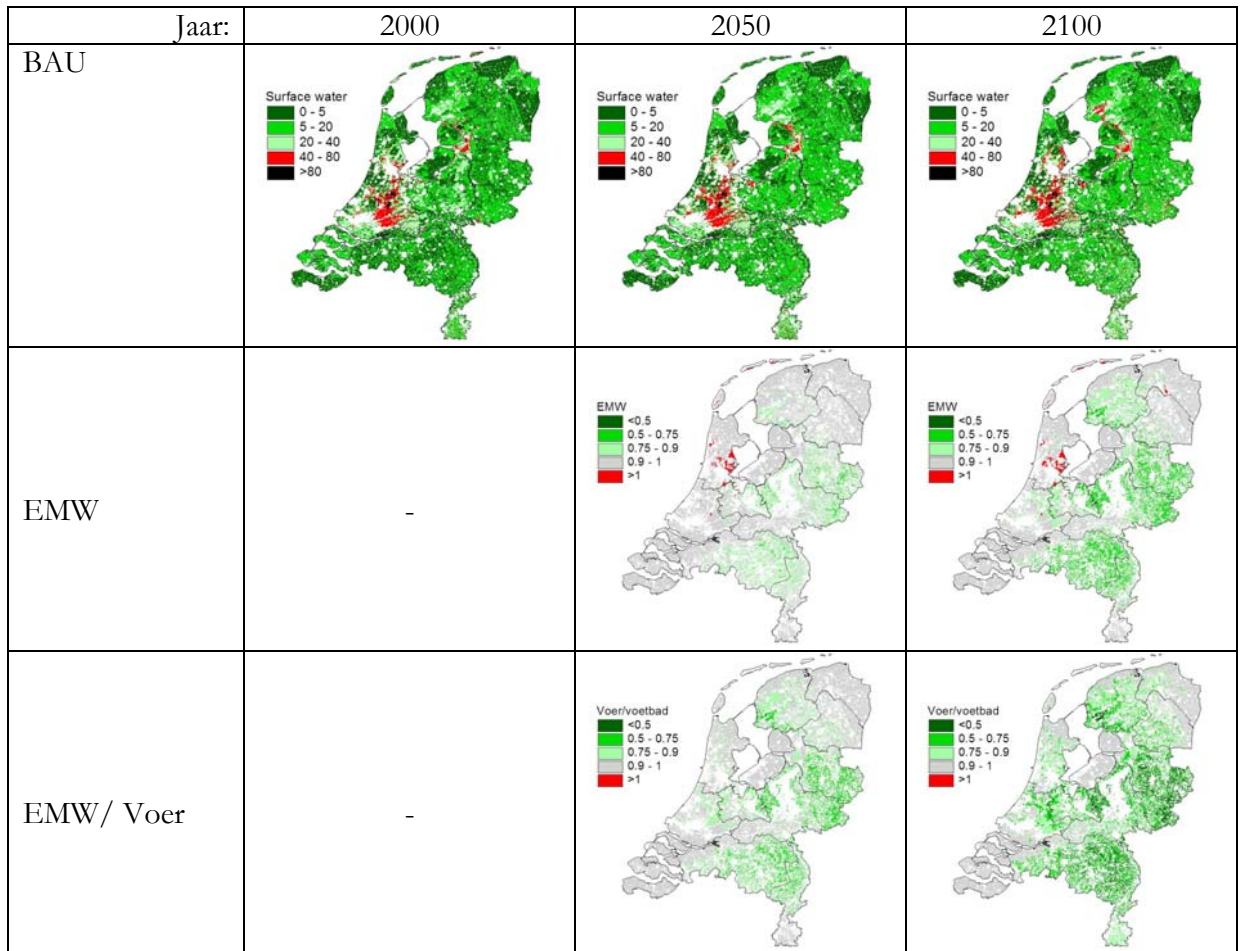
Bijlage 2 Effect van maatregelen op het gehalte aan metalen in het oppervlaktewater

Cadmium



Figuur B2.1 Veranderingen in het cadmiumgehalte in het bodemvocht dat naar het oppervlaktewater uitspoelt bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+P scenario's (rij 2 en 3).

Zink



Figuur B2.2 Veranderingen in het zinkgehalte in het bodemvocht dat naar het oppervlaktewater uitspoelt bij BAU scenario (bovenste rij) en de afwijking daarvan in de EMW+ en EMW+/voer scenario's (rij 2 en 3).