

SV-027

Verificatie-onderzoek
landbouw Krimpenerwaard

Eindrapportage

J.E. Groenberg (Alterra)
J.C.L. Meeussen (Alterra)
J. Japenga (Alterra)

juli 2003

Gouda, SKB

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

Auteursrechten

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van SKB.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Verificatie-onderzoek landbouw Krimpenerwaard - Eindrapportage", juli 2003, SKB, Gouda."

Aansprakelijkheid

SKB en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en SKB sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens SKB en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

Copyrights

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of SKB.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©"Verification research - agriculture Krimpenerwaard", July 2003, SKB, Gouda, The Netherlands."

Liability

SKB and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and SKB hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of SKB and/or the contributors.

Titel rapport

Verificatie-onderzoek landbouw Krimpenerwaard

Eindrapportage

SKB rapportnummer

SV-027

Project rapportnummer

SV-027

Auteur(s)

J.E. Groenenberg

J.C.L. Meeussen

J. Japenga

Aantal bladzijden**Rapport:** 47**Bijlagen:** 17

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Alterra (J.E. Groenenberg, 0317 474362, J. Japenga en J.C.L. Meeussen)

Royal Haskoning (J. Tuinstra, 020 5697791)

Wageningen Universiteit

Van der Brugge Communicatie Advies

Samenstelling begeleidingsgroep: Dr. D. van der Eijk (Provincie Zuid-Holland),
Drs. J. van Eijkeren (RIVM), Dr. B. ter Kuile (KvW), Dr. Ir. S.W. Moolenaar (NMI),
Ing. P. Stadt (SBK, DLG)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

Voor de slootdempingen in de Krimpenerwaard met verdacht milieuhygiënisch materiaal is een bodembeheerplan in werking gesteld, waarin de dempingen opgevat worden als een geval van ernstige bodemverontreiniging. Om de aannamen in dit plan te verifiëren met betrekking tot verspreiding, ecologische- en landbouwkundige risico's is een verificatie-onderzoek uitgevoerd. Voor de hier beschreven landbouwkundige risico's zijn de belangrijkste aannames de verdachte categorieën dempingmateriaal en de vereiste dikte van een afdeklaag op deze dempingen om risico's tegen te gaan. Landbouwkundige risico's zijn ingeschat door vergelijking van berekende metaalgehalten in rundervier en schapelever met de Warenwetnorm. Uit een statistisch onderbouwde steekproef blijken er risico's voor dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval. Voor huishoudelijk afval, bagger en bouw- en slooafval blijken geen landbouwkundige risico's. De vereiste dikte van de afdeklaag is geëvalueerd met zowel veldmetingen als met modelsimulaties, waarin de verontreiniging van een schone afdeklaag in de tijd berekend is.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen:**bodemverontreiniging, demping,
Warenwet, zware metalen**Vrije trefwoorden:**landbouwkundige risico's,
Krimpenerwaard

Titel project

Verificatie-onderzoek landbouw Krimpenerwaard

ProjectleidingRoyal Haskoning (J. Tuinstra,
020 5697791)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title
Verification research - agriculture Krimpenerwaard

SKB report number
SV-027

Final report

Project report number
SV-027

Author(s)
J.E. Groenenberg
J.C.L. Meeussen
J. Japenga

Number of pages
Report: 47
Appendices: 17

Executive organisation(s) (Consortium)

Alterra (J.E. Groenenberg, 0317 474362, J. Japenga en J.C.L. Meeussen)
Royal Haskoning (J. Tuinstra, 020 5697791)
Wageningen Universiteit
Van der Brugge Communicatie Advies

Composition supervision group: Dr. D. van der Eijk (Province of South Holland),
J. van Eijkeren (RIVM), Dr. B. ter Kuile (KvW), Dr. S.W. Moolenaar (NMI),
P. Stadt (SBK, DLG)

Publisher
SKB, Gouda

Abstract

A soil management plan in which dams are designated as a case of serious contamination has been put into operation for the ditch dams in the Krimpenerwaard that contain material that is suspect in terms of environmental hygiene. A verification study was carried out to verify the assumptions incorporated in this plan in relation to spreading and ecological and agricultural risks. For the agricultural risks described here, the most important assumptions are the categories of suspect damming material and the thickness covering layers required to prevent these risks. Agricultural risks were estimated by comparing calculated metal levels in bovine kidneys and sheep livers with the Consumer Goods Act standard. A statistically supported random test revealed that dams containing shredder and industrial waste may produce risks. Household waste, dredge spoil and building and demolition waste do not produce any agricultural risks. The required thickness of the covering layer was evaluated on the basis of both field measurements and model simulations in which the contamination of a clean covering layer is calculated over time.

Keywords

Controlled terms:
Consumer Goods Act, damming,
heavy metals, soil contamination

Uncontrolled terms:
agricultural risks
Krimpenerwaard

Project title
Verification research Krimpenerwaard

Projectmanagement
Royal Haskoning (J. Tuinstra
020 5697791))

This report can be obtained by: SKB, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands
Netherlands Centre for Soil Quality Management and Knowledge Transfer (SKB)

INHOUD

		SAMENVATTING.....	IV
		SUMMARY.....	VIII
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
Hoofdstuk	2	HET VASTSTELLEN VAN LANDBOUWKUNDIGE RISICO'S	5
	2.1	Inleiding.....	5
	2.2	Het vaststellen van landbouwkundige risico's – de gebruikte methode	7
	2.2.1	Toetsingsparameters	7
	2.2.2	Bemonsteringsstrategie	10
	2.3	Resultaten.....	12
	2.3.1	Zware metaalgehalten in bodem en gras	12
	2.3.2	Landbouwkundige risico's – Veevoedernorm, Warenwetnorm en fytotoxiciteit	13
	2.3.3	Risico's van organische verontreinigingen.....	18
	2.3.4	Relaties tussen metaalgehalten in gras en in de bodem.....	20
	2.3.5	Conclusies	21
Hoofdstuk	3	EVALUATIE VAN DE EFFECTIVITEIT EN DUURZAAMHEID VAN AFDEKLAGEN	23
	3.1	Inleiding.....	23
	3.2	Bepaling veilige dikte afdeklaag op basis van metingen	23
	3.3	Krimp en oxidatie van veen.....	26
	3.3.1	Effecten van krimp en oxidatie van veen op de effectiviteit van afdeklaag	27
	3.4	Modelleren van de veilige dikte voor een afdeklaag	28
	3.4.1	Modelbeschrijving	29
	3.4.2	Overzicht overige invoergegevens voor het model	32
	3.4.3	Resultaten van de modelberekeningen.....	33
	3.5	Berekeningen veilige dikte afdeklaag.....	41
	3.6	Discussie en conclusies	43
Hoofdstuk	4	EINDBEOORDELING EN AANBEVELINGEN	44
		LITERATUUR	46
Bijlage	A	POTENTIEEL BESCHIKBARE METAALGEHALTEN BODEM (0,43 MOL.L ⁻¹ HNO ₃ -EXTRACTIE) PER DEMPINGCATEGORIE	
Bijlage	B	METAALGEHALTEN GRAS PER DEMPINGCATEGORIE	
Bijlage	C	GESCHAT METAALGEHALTE IN DE RUNDERNIER ALS % VAN DE WARENWETNORM PER DEMPINGCATEGORIE	
Bijlage	D	PCB-GEHALTEN A-DEMPINGEN	
Bijlage	E	HET MODEL POXAPS	

SAMENVATTING

Verificatie-onderzoek landbouw Krimpenerwaard

Gedempte sloten in de Krimpenerwaard

In de Krimpenerwaard, een groot veenweide gebied (ca. 12.000 ha), bevinden zich ca. 5.000 met afval gedempte sloten, waarvan een deel is gedempt met milieuhygiënisch verdacht materiaal. De aanwezigheid van deze verontreinigingen stagneert de beleidsmatige voornemens met betrekking tot behoud en versterking van de groene functies (landbouw, natuur en recreatie). Sinds 1998 is een bodembeheerplan voor de Krimpenerwaard in werking gesteld. In dit beheerplan worden de dempingen als een geval van ernstige verontreiniging opgevat. Het bodembeheerplan gaat uit van een functiegerichte sanering, dit houdt in dat de bodemverontreiniging geen beperking mag vormen voor de beoogde functies in het gebied (landbouw, natuur en recreatie).

In het bodembeheerplan zijn aannamen gedaan ten aanzien van het al of niet bestaan van nadelige milieuhygiënische en fysische effecten van slootdempingen en ten aanzien van de effectiviteit van de voorgestelde maatregelen om deze nadelige effecten tegen te gaan. In dit rapport wordt het landbouwkundig deel van dit onderzoek besproken.

Doelstelling verificatie-onderzoek

In het bodembeheerplan zijn diverse aannamen gedaan met betrekking tot de chemische samenstelling van het dempingmateriaal, de afdeklaag en de aan- of afwezigheid van mogelijke risico's. De dempingen zijn ingedeeld in vijf groepen op basis van (i) verdacht of onverdacht dempingmateriaal, (ii) een voldoende of onvoldoende afdeklaag en (iii) wel of geen verdachte bijmenging in de afdeklaag. Twee van deze groepen zijn als verdacht aangemerkt, namelijk dempingen met verdacht dempingmateriaal en een afdeklaag <0,3 m met mogelijk verdachte bijmenging (groep A) en dempingen met verdacht dempingmateriaal, een afdeklaag van 0,3 m of meer en geen verdachte bijmenging (groep B). Verder is er een indeling gemaakt in categorieën op basis van de herkomst van het dempingmateriaal. De verdachte categorieën dempingmateriaal betreffen: bouw- en sloopafval, shredder, lompen, huishoudelijk afval, industrieel- en bedrijfsafval en scheepsafval. Daarnaast is bagger als mogelijk verdachte categorie aangemerkt. De aannames zijn dat voor groep A mogelijk landbouwkundige, ecologische en verspreidingsrisico's aanwezig zijn. Voor groep B wordt aangenomen dat landbouwkundige en ecologische risico's afwezig zijn.

In het bodembeheerplan is voor de gebieden met een landbouwkundige functie (veehouderij) een aanpak uitgewerkt die neerkomt op het aanbrengen van een voldoende dikke afdeklaag op dempingen met verdacht dempingmateriaal. Vooralsnog is aangenomen dat een afdeklaag van 0,3 m dikte voldoende bescherming biedt. Deze aanpak moet er voor zorgen dat landbouwkundige risico's voorkomen worden bij dempingen in een gebied met landbouwkundige functie. Er wordt vanuit gegaan dat landbouwkundige risico's afwezig zijn wanneer: (i) de maximaal toelaatbare gehalten in contaminanten in voedergewassen niet worden overschreden en (ii) het grasland zowel milieuhygiënisch als fysiek geschikt is voor beweiding en daarmee samenhangende activiteiten.

De belangrijkste doelen van het landbouw deel van het verificatie-onderzoek zijn daarom: (i) het toetsen van de aannamen met betrekking tot de vaststelling van verdachte categorieën dempingmateriaal en (ii) het toetsen van de aanname dat een afdeklaag van 0,3 m voldoende is om landbouwkundige risico's nu en in de toekomst te vermijden.

Vaststellen landbouwkundige risico's

In de eerste fase van het verificatie onderzoek landbouw [Boels et al., 2000 en Boels en Zweers, 2001] is een methode ontwikkeld voor het vaststellen van landbouwkundige risico's van dempingen. Landbouwkundige risico's worden bepaald door berekende gehalten zware metalen in de rundernier te toetsen aan de Warenwetnorm. Metaalgehalten in de rundernier werden berekend met een eenvoudig model voor bio-accumulatie op basis van gemeten metaalgehalten in het gewas en de toplaag van de afdeklaag. Daarnaast zijn gemeten metaalgehalten getoetst aan veevoedernormen en gehalten waarbij fytoxiciteit optreedt. Dit onderzoek beperkte zich tot landbouwkundige risico's voor runderen als gevolg van zware metalen. Verder was het onderzoek beperkt tot een gering aantal dempingen van de categorieën bouw- en slooafval en shredder. Alleen bij dempingen met shredder met een dunne afdeklaag (<0,3 m) bleken landbouwkundige risico's aanwezig te zijn. In een uitgebreidere bemonstering van een aantal dempingen is op basis van de variantie in de gemeten gehalten metalen in bodem en gewas de minimale steekproefgrootte vastgesteld voor een voldoende betrouwbare uitspraak over het wel of niet aanwezig zijn van landbouwkundige risico's voor de verschillende categorieën.

In de tweede fase is het onderzoek uitgebreid tot alle categorieën dempingmateriaal en zijn ook de risico's voor schapen in het onderzoek meegenomen. De in de eerste fase van het onderzoek opgezette methodiek is in enigszins aangepaste vorm gehandhaafd. Wijzigingen in de Warenwet, welke zijn ingevoerd na de eerste fase van het onderzoek zijn meegenomen. Daarnaast is zoveel mogelijk aangesloten bij de afleiding van de bodemgebruikswaarden voor landbouw.

Voor het screenen van de risico's van organische verontreinigingen worden binnen het deelonderzoek ecologie EROD-analyses gebruikt. De resultaten van deze EROD-analyses hebben er toe geleid dat in het dempingmateriaal van alle dempingcategorieën PCB-analyses zijn uitgevoerd. Omdat de gegevens zich beperken tot het dempingmateriaal en er geen gegevens zijn over PCB-gehalten in de afdeklaag zijn de conclusies indicatief. Ook van PAK is het aantal waarnemingen beperkt en is de beoordeling indicatief.

Resultaten

De Warenwetnorm blijkt de meest kritische norm voor het toetsen van landbouwkundige risico's van zware metalen. De gemeten gehalten zware metalen overschrijden (met uitzondering van koper) voor geen enkele dempingcategorie de veevoedernorm en het kritische gehalte voor fytoxiciteit. Daarom is in het vervolg van het onderzoek alleen nog maar getoetst aan de Warenwetnorm.

De gehalten koper in het gewas liggen rond de veevoedernorm voor schapen. Dit is algemeen voor veenweide gebieden in Nederland en is geen specifiek probleem voor de Krimpenerwaard.

Voor dempingen met bagger, bouw- en slooafval en huishoudelijk afval kan met voldoende zekerheid vastgesteld worden dat ze geen landbouwkundige risico's opleveren als gevolg van zware metalen. De Warenwetnorm wordt hier binnen het 95% betrouwbaarheidsinterval voor geen enkel metaal overschreden.

De metalen zink, nikkel, chroom, kwik en arseen leiden niet tot landbouwkundige risico's voor dempingen in de Krimpenerwaard en kunnen verder in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten worden. Het verdere onderzoek beperkt zich tot de metalen Cd en Pb.

Voor de categorieën industrieel- en bedrijfsafval en shredder is voor Cd en Pb een landbouwkundig risico aanwezig voor dempingen met een onvoldoende dikke afdeklaag. Dit op basis van overschrijding van het maximum gehalte van de Warenwet door berekende gehalten cadmium

en lood in de rundernier en het berekende gehalte cadmium in de schapenlever. De metalen lood en cadmium zijn daarom belangrijk in het vervolg van deze studie.

Voor dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval is de variantie in de berekende metaalgehalten in de rundernier en schapenlever zo groot dat de gemiddelde waarde per demping-categorie geen goede maat is voor het landbouwkundige risico van de categorie als geheel.

Op basis van de veronderstelde slechte beschikbaarheid van PAK's in (de maag van) vee worden geen risico's verwacht in de onderzochte dempingen met shredder en bouw- en sloopafval.

Op basis van PCB-metingen in het dempingmateriaal worden geen landbouwkundige risico's verwacht voor dempingen met huishoudelijk afval, bouw- en sloopafval en bagger. De hoge gehalten PCB's in dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval leiden mogelijk wel tot landbouwkundige risico's.

Veilige dikte van de afdeklaag

Het vaststellen van de veilige dikte van de afdeklaag is gebaseerd op zowel veldmetingen als modelberekeningen. In de eerste fase van het deelonderzoek landbouw is een conceptueel model opgesteld, waarin de effectiviteit van de afdeklaag geëvalueerd wordt ten aanzien van verontreiniging van een schone afdeklaag vanuit het onderliggende dempingmateriaal. De belangrijkste uitkomst van berekeningen met dit model is dat turbatie de belangrijkste oorzaak is van verontreiniging van afdeklagen. Het effect van het dunner worden van afdeklagen als gevolg van oxidatie is in dit model buiten beschouwing gelaten.

Per dempingcategorie zijn gewas en grond bemonsterd op 2 locaties met een (opgegeven) afdeklaag van meer dan 0,3 m dik. Tevens zijn referentiemonsters genomen in het naastgelegen veld. De bodem- en gewasgehalten en de berekende gehalten in de rundernier en schapenlever zijn vergeleken met veevoedernormen en Warenwetnormen. Om de invloed van de dikte van de afdeklaag te bepalen zijn de gemeten gehalten Cd in grond en gewas evenals het (berekende) Cd gehalte in de schapenlever gerelateerd aan de dikte van de afdeklaag voor de gehele dataset.

Met modelberekeningen is de duurzaamheid van de afdeklaag onderzocht. Met een model voor het berekenen van oxidatie en krimp van veen is onderzocht hoe deze processen de duurzaamheid van de afdeklaag beïnvloeden. De snelheid van oxidatie berekend in dit model is tevens gebruikt als invoer voor een geïntegreerd stoftransport en gewasopname model. Met dit geïntegreerde model is berekend in welke mate de afdeklaag verontreinigd wordt vanuit de demping en wat dit voor gevolgen heeft voor de gewasopname voor verschillende diktes van de afdeklaag voor een periode van 150 jaar, waarin zowel op- en neerwaarts stoftransport in de vloeibare fase door convectie, menging in de vaste fase als gevolg van mechanische en biologische turbatie, als wel gewasopname en oxidatie beschreven worden.

Resultaten

Zowel de metaalgehalten in de bodem en in het gewas alsook het berekende gehalte Cd in de rundernier en schapenlever vertonen een duidelijke dalende trend met een toenemende dikte van de afdeklaag. De afname van het metaalgehalte in de toplaag van de bodem neemt snel af tot een laagdikte van ongeveer 0,15 m en blijft daarna ongeveer constant. Dit betekent dat bij dempingen met afdeklagen dikker dan 0,15 m er geen risico's optreden als gevolg van verhoogde opname van metalen door ingestie van grond. Metalen die van grotere diepte opgenomen worden door plantenwortels zijn het meest risicovol. Daarom is het verdere onderzoek toegespitst op Cd dat in tegenstelling tot lood goed door gewassen opgenomen wordt. De gehalten in het gewas laten veel meer spreiding zien evenals de berekende gehalten in de rundernier en

schapenlever, waarvoor bij de berekening zowel de bodem- als gewasgehalten gebruikt worden. Zowel de hoogte als de spreiding in de berekende metaalgehalten in rundernier en schapenlever nemen af met een toenemende dikte van de afdeklaag.

Uit modelberekeningen van de oxidatie en krimp van veen blijkt de afdeklaag minder snel te zakken dan het omliggende perceel. De minder snelle oxidatie in de toplaag heeft als voordeel dat de afdeklaag duurzamer is dan op grond van maaiveldaling van de omliggende percelen verwacht mag worden. Het heeft echter ook een negatief effect. De snellere daling van de naastgelegen percelen kan mogelijk tot gevolg hebben dat dempingmateriaal aan de randen vrij komt te liggen. In de praktijk blijken dempingen echter juist vaak lager te liggen dan de naastgelegen percelen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van zakking, een proces dat in de modelberekeningen niet is meegenomen.

Simulaties met het geïntegreerde model laten zien dat door capillaire opstijging en turbatie een dunne laag (tot 0,1 m) in de afdeklaag direct boven het dempingmateriaal wordt verontreinigd met zware metalen. Het gehalte in het gewas neemt snel toe wanneer de wortels in deze zone of in het dempingmateriaal aanwezig zijn. Door oxidatie neemt de dikte van de afdeklaag af, waardoor wortels steeds dichterbij de buurt van deze zone komen. De modeluitkomsten blijken ongevoelig voor variatie in de snelheid van turbatie. De variatie in modeluitkomsten als gevolg van variatie in binding van metalen is wel groot. Deze variatie neemt echter sterk af met toenemende dikte van de afdeklaag en is voor diktes vanaf 0,3 m klein genoeg om zinnige uitspraken te kunnen doen. De berekende Cd-gehalten op basis van de met het model gesimuleerde Cd-gehalten in gewas en bodem, zijn acceptabel voor afdekkingen van 0,35 m en dikker. Wanneer een signaallaag wordt aangebracht in de vorm van een scheidingsdoek tussen het dempingmateriaal en de afdeklaag wordt het transport van verontreinigingen vanuit het dempingmateriaal beperkt tot opwaarts transport via de vloeistoffase. Modelberekeningen geven aan dat dit transport zeer klein is. Een afdeklaag van 0,3 m zal dan voldoende bescherming bieden.

Conclusies en aanbevelingen

Dempingen met bagger, bouw- en sloopafval en huishoudelijk afval hebben geen landbouwkundig risico vanuit milieuhygiënisch oogpunt. Er zijn mogelijk wel fysieke risico's voor landbouw.

Dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval hebben een landbouwkundig risico aangetoond. Voor landbouwkundig gebruik van percelen met dergelijke dempingen zullen afdoende maatregelen genomen moeten worden.

Op basis van de grote spreiding binnen de categorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval kan overwogen worden de dempingen per locatie te beoordelen in plaats van de beoordeling per categorie als geheel.

Uit zowel veldwaarnemingen als modelberekeningen blijkt dat een afdeklaag minimaal 0,35 m dik moet zijn om te voorkomen dat het gewas (in het bijzonder cadmium) opneemt. In verband met het dunner worden van de afdeklaag door oxidatie wordt een afdeklaag van 0,4 m geadviseerd. In het geval dat een signaallaag wordt aangebracht in de vorm van een scheidingsdoek tussen de afdeklaag en het dempingmateriaal volstaat een afdeklaag van 0,3 m.

Uit de modelberekeningen blijkt de opname van Cd door het gewas het meest kritisch. Het telen van diep wortelende gewassen, zoals maïs, brengt daarom extra risico's met zich mee.

Monitoren van het gewas op zware metalen geeft de beste en meest vroegtijdige indicatie van landbouwkundige risico's.

SUMMARY

Verification research - agriculture Krimpenerwaard

Dammed ditches in the Krimpenerwaard

Approximately 5.000 ditches dammed with waste material are located in the Krimpenerwaard, an extensive area of fens (approx. 12.000 ha). Some of these dams contain material that is suspect in terms of environmental hygiene. The presence of these contaminants is causing stagnation of the policy aims relating to the maintenance and enhancement of rural functions (agriculture, nature areas and recreation). A soil management plan has been in operation in the Krimpenerwaard since 1998. This management plan designates the dams as a case of serious contamination. The soil management plan assumes that function-oriented remediation will take place. This means that the soil contamination will not constitute an obstruction to the intended functions of the area (agriculture, nature areas and recreation).

The soil management plan incorporates assumptions relating to the existence of detrimental environmental hygiene and physical effects of ditch dams and to the effectiveness of the measures proposed to combat these detrimental effects. This report discusses the agricultural aspect of this research.

Aim of the verification research

The soil management plan includes various assumptions regarding the chemical composition of the damming material, the covering layer and the existence or lack of potential risks. The dams are categorised in five groups on the basis of (i) suspect or non-suspect damming material, (ii) a sufficient or insufficient covering layer and (iii) the presence or lack of suspect admixtures in the covering layer. Two of these groups are designated as suspect, namely dams with suspect damming material and a covering layer <0,3 m with possibly suspect admixtures (group A) and dams with suspect damming material, a covering layer of 0.3 m or more and no suspect admixtures (group B). Further categorisation was conducted on the basis of the origin of the damming material. The suspect categories of damming material are: building and demolition waste, shredder, rags, household waste, industrial waste and waste material produced by ships. Dredge spoil has also been designated as a potentially suspect category. The assumptions are that risks in terms of agriculture the ecology and spreading may be associated with group A. As regards Group B, the assumption is that there are no risks relating to agriculture or the ecology.

The soil management plan includes an approach to the areas with an agricultural function (live-stock farming) that boils down to applying a sufficiently thick covering layer to dams that contain suspect damming material. At present, the assumption is that a covering layer with a thickness of 0.3 m provides sufficient protection. This approach must ensure that agricultural risks are prevented at dams in areas with agricultural functions. The assumption is that agricultural risks are not present when: (i) the maximum permissible levels of contaminants in feed crops are not exceeded and (ii) the grass land is suitable for grazing and associated activities both physically and in terms of environmental hygiene.

The most important aims of the agricultural section of the verification research are therefore: (i) checking the assumptions relating to the determination of suspect categories of damming material and (ii) checking that the assumption that a covering layer of 0.3 m is sufficient to prevent any agricultural risks now and in the future.

Determination of agricultural risks

In the first phase of the verification research – agriculture [Boels et al., 2000 and Boels and Zweers, 2001] a method was developed for the determination of the potential threat that dams

pose to agriculture. Agricultural risks are determined by checking calculated levels of heavy metals in bovine kidneys against the consumer goods Act standard. The levels of metals in bovine kidneys were calculated by using a simple bio-accumulation model based on the metal levels measured in the crops and the top layer of the covering layers. The metal levels measured were also checked against livestock feed standards and levels at which phytotoxicity occurs. This research was restricted to agricultural risk to cattle caused by heavy metals. The research was also limited to a small number of dams in the building and demolition waste and shredder categories. It was revealed that agricultural risks were only present at dams with shredder and a thin covering layer (<0.3 m). In a more extensive sampling of a number of dams, the minimum number of random checks required for a sufficiently reliable determination of the presence or lack of agricultural risks for the various categories was determined on the basis of the variation in the levels of metals measured in the soil and crops.

In the second phase, the research was extended to all categories of damming material and the risks for sheep were also included. This involved using a modified form of the methodology developed in the first phase. Amendments to the consumer goods Act that came into force after the first phase were included. In addition, as much as possible was linked to the derivation of soil use values for agriculture.

EROD analyses were used to screen the risks of organic contamination within the ecology sub-study. The results of these EROD analyses led to PCB analyses being conducted for the damming material in all damming categories. The fact that the data is restricted to the damming material and there is no data on PCB levels in the covering layer means that the conclusions are indicative. The number of observations of PAH was also limited and therefore produced an indicative evaluation.

Results

It was revealed that the consumer goods Act standard is the most critical standard for the evaluation of the agricultural risks of heavy metals. The measured levels of heavy metals (with the exception of copper) do not exceed the livestock feed standard and the critical level for phytotoxicity in any damming category. This is why checking was only carried out against the consumer goods Act standard in the follow-up research.

The levels of copper in the crops are in the vicinity of the livestock feed standard for sheep. This is the general state of affairs for fen meadows throughout the Netherlands and is not a problem specific to the Krimpenerwaard.

It can be determined with sufficient certainty that dams containing dredge spoil, building and demolition waste and household waste do not produce any agricultural risks resulting from heavy metals. No metal exceeds the consumer goods Act standard within the 95% reliability interval.

The metals zinc, nickel, chrome, mercury and arsenic do not lead to agricultural risks in dams in the Krimpenerwaard and can be ignored for the remainder of this research. Further research was restricted to the metals Cd and Pb.

In the industrial and shredder categories, Cd and Pb do create an agricultural risk in dams with insufficiently thick covering layers. This is based on exceeding the maximum level in the consumer goods Act for the calculated levels of cadmium and lead in bovine kidneys and the calculated levels of cadmium in sheep livers. The metals lead and cadmium are therefore significant in the remainder of this research.

As regards dams with shredder and industrial waste, the variation in the calculated levels of metal in bovine kidneys and sheep livers is so great that the average value per damming category is not a good measure for the agricultural risk of the category as a whole.

The assumed poor availability of PAH in (the stomachs of) livestock leads to the conclusion that no risks are expected in the dams inspected that contain shredder and building and demolition waste.

PCB measurements in the damming material lead to the conclusion that no agricultural risks are expected in dams containing household waste, building and demolition waste and dredge spoil. The high levels of PCBs in dams with shredder and industrial waste may produce agricultural risks.

Safe thickness of the covering layer

The determination of the safe thickness of the covering layer is based on both field measurements and model calculations. In the first phase of the agricultural sub-study, a conceptual model was created in which the effectiveness of the covering layer is evaluated in relation to contamination of a clean covering layer from the underlying damming material. The most significant result of calculations with this model is that turbation is the most important cause of the contamination of covering layers. This model ignores the effect of the thinning of covering layers as a consequence of oxidation.

Crops and soil were sampled at 2 locations with a (registered) covering layer with a thickness exceeding 0.3 m for each damming category. Reference samples were also taken in adjacent fields. The soil and crop levels and the calculated levels in bovine kidneys and sheep livers were compared with livestock feed standards and consumer goods Act standards. To determine the influence of the thickness of the covering layer, the measured levels of Cd in the soil and crops and the (calculated) level of Cd in sheep livers were related to the thickness of the covering layer for the entire data set.

The durability of the covering layer was researched on the basis of model calculations. A model for the calculation of oxidation and fen shrinkage was used to examine how these processes influence the durability of the covering layer. The rate of oxidation calculated in this model was also used as input for an integrated substance transport and crop absorption model. This integrated model was used to calculate the degree to which the covering layer is contaminated by the dam and to ascertain what consequences this will have for crop absorption for varying thicknesses of the covering layer for a period of 150 years in which upward and downward substance transport in the fluid phase due to convection, mixing in the solid phase as a consequence of mechanical and biological turbation and crop absorption and oxidation are described.

Results

The metal levels in the soil and the crops and the calculated level of Cd in the bovine kidneys and sheep livers clearly decrease as the thickness of the covering layer increases. The reduction in the level of metals in the top layer of the soil rapidly decreases to a layer thickness of approximately 0.15 m and remains approximately constant thereafter. This means that no risks occur as a consequence of increased absorption of metals through the ingestion of soil at dams with covering layers thicker than 0.15 m. Metals absorbed from deeper levels through plant roots are the greatest source of risk. This is why follow-up research focused on Cd that, in contrast to lead, can be easily absorbed by plants. The levels in the crops reveal a higher degree of spreading, as do the calculated levels in bovine kidneys and sheep livers in which both the soil and crop levels

are used in the calculation. Both the extent and the spread in the calculated metal levels in bovine kidneys and sheep livers decrease as the thickness of the covering layer increases.

Model calculations of the oxidation and fen shrinkage reveal that the covering layer subsides less rapidly than the surrounding plot. The advantage of the less rapid oxidation in the top layer is that the covering layer is more durable than may be expected on the basis of the drop in the ground level of surrounding plots. However, it also has a negative effect. The more rapid subsidence of adjacent plots may lead to exposure of damming material around the edges. However, in practice, dams are usually at a lower level than the adjacent plots. This is probably caused by subsidence, a process that is not included in the model calculations.

Simulations with the integrated model show that capillary action and turbation cause serious contamination with heavy metals in a thin layer (to 0.1 m) in the covering layer directly above the damming material. The level in crops increases at a faster rate when roots are present in this zone or in the damming material. Oxidation causes the thickness of the covering layer to decrease, and this allows roots to penetrate closer to this zone. The model results are not affected by variations in the rate of turbation. However, the variations in the results of the models as a consequence of variations in binding are significant. This variation rapidly decreases as the thickness of the covering layer increases and is small enough to be able to produce useful results when the thickness is 0.3 m or greater. The Cd levels calculated on the basis of the Cd levels in crops and soil simulated with the model are acceptable for covering layers with a thickness of 0.35 m or more. If a signal layer is placed in the form of a sheet separating the damming material and the covering layer, the transport of contaminants from the damming material is restricted to upward transport via the liquid phase. Model calculations indicate that this transport is extremely minor. A covering layer of 0.3 m will provide sufficient protection.

Conclusions and recommendations

Damming with dredge spoil, building and demolition waste and household waste does not produce any agricultural risk in terms of environmental hygiene. There may be some physical risks for agriculture.

Dams containing shredder and industrial waste do produce agricultural risks. Sufficient measures will have to be implemented if this type of dam is located on plots intended for agricultural use.

The significant spread within the shredder and industrial waste categories allows evaluation of dams on an individual basis instead of evaluation of the category as a whole.

Both field observations and model calculations reveal that a covering layer must be a minimum of 0.35 m thick to prevent crops absorbing metals (cadmium in particular). A covering layer of 0.4 m is recommended in relation to the thinning of covering layers due to oxidation. In the case of the placement of a signal layer in the form of a sheet separating the covering layer and the damming material, a covering layer of 0.3 m will suffice.

The model calculations show that the absorption of Cd by crops is the most critical factor. Cultivation of deep-rooted crops such as maize therefore involves extra risk.

Monitoring crops for the presence of heavy metals will provide the best and earliest indication of agricultural risks.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

Achtergrond

De Krimpenerwaard is een groot veenweidegebied (ca. 12.000 ha) in het Zuid-Hollandse deel van het Groene Hart. De beleidsmatige voornemens met betrekking tot behoud en versterking van de groene functies, zoals natuur, landbouw en recreatie, hebben sterk te kampen gehad met stagnatie ten gevolge van bodemverontreiniging door slootdempingen in het gebied. Grondruil ten behoeve van de landinrichting kwam niet op gang. In 1998 is daarom in de Krimpenerwaard een gebiedsgericht bodembeheerplan in werking getreden. Dit bodembeheerplan is tot stand gekomen door nauwe samenwerking tussen de provincie Zuid-Holland, de Ministeries van VROM-DGM en LNV, de Landinrichtingscommissies, het Hoogheemraadschap, het Zuiveringschap, de Stichting Zuid-Hollands Landschap, de Westelijke Land- en Tuinbouworganisatie en de plaatselijke gemeenten.

Het bodembeheerplan geeft een landinrichtings-ondersteunende en milieuhygiënisch verantwoorde oplossing voor de bodemverontreiniging. De oplossing is gebaseerd op het uitgangspunt dat de bodemverontreiniging functiegericht wordt gesaneerd, waarbij de bodemverontreiniging geen beperking mag vormen voor de beoogde functies (wonen, landbouw, natuur en recreatie) in het gebied.

In het bodembeheerplan zijn aannamen gedaan ten aanzien van het al of niet bestaan van nadelige milieuhygiënische en fysische effecten van slootdempingen en ten aanzien van de effectiviteit van de voorgestelde maatregelen om deze nadelige effecten tegen te gaan. In het onderzoek 'verificatie van de risico's van bodemverontreinigingen in de Krimpenerwaard', ook het verificatie-onderzoek genoemd, worden deze aannamen getoetst.

Het onderhavige rapport betreft de eindrapportage van het deelonderzoek landbouw van dit verificatie-onderzoek. Wanneer alle onderdelen van het verificatie-onderzoek zijn afgerond (eind 2003) zal een integrale rapportage worden uitgebracht, waarin alle resultaten worden verwerkt.

Het verificatie-onderzoek wordt uitgevoerd in opdracht van de Stichting Kennisontwikkeling en Kennisuitwisseling Bodem (SKB) en de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard (SBK). De uitvoering is in handen van het onderzoeksinstituut Alterra, de Wageningen Universiteit en het adviesbureau Royal Haskoning. De penvoerder is Royal Haskoning, deels gezamenlijk met het Nutriënten Management Instituut (NMI). De communicatie, die bij het onderzoek hoort, wordt gedaan door Van der Brugge Communicatie Advies.

Algemene probleemstelling verificatie-onderzoek

In het bodembeheerplan zijn diverse aannamen gedaan met betrekking tot de chemische samenstelling van het dempingmateriaal, de afdeklaag en de aan- of afwezigheid van mogelijke risico's. Op grond van kwalitatieve en deels kwantitatieve informatie zijn de dempingen in vijf groepen ingedeeld. Deze indeling is gebaseerd op de criteria: (i) verdacht of onverdacht dempingmateriaal; (ii) een voldoende (aangenomen is dat 30 cm voldoende is) of onvoldoende dikte van de afdeklaag en (iii) wel of geen verdachte bijmenging in de afdeklaag. In tabel I is de indeling in de verschillende groepen weergegeven.

Tabel 1. Indeling dempinglocaties in groepen (volgens Bodembeheerplan Krimpenerwaard 1998).

Groep	Deklaag	Demping- materiaal	Aanname	Percentage van totaal aantal dem- pingen
A	Mogelijk verdachte bij- menging en < 0,3 m	Verdacht	Mogelijk landbouwkundige, eco- logische en verspreidingsrisico's aanwezig	38
B	Geen verdachte bijmen- ging en > 0,3 m	Verdacht	Mogelijk verspreidingsrisico's aanwezig	4
C	Verdachte bijmenging	Onverdacht	Mogelijk landbouwkundige en ecologische risico's aanwezig	0
D	Onverdacht	Onverdacht	Risico's afwezig	7
E	Onvoldoende gegevens	Geen aanname		51

Verder is er een indeling gemaakt op basis van categorieën dempingmateriaal. Deze categorieën zijn gebaseerd op de herkomst van het dempingmateriaal. De verdachte categorieën dempingmateriaal betreffen: bouw- en sloopafval, shredder, lompen, huishoudelijk afval, industrieel- en bedrijfsafval en scheepsafval. Daarnaast is bagger als een mogelijk verdachte categorie aange-merkt.

Het verificatie-onderzoek heeft tot doel:

- het verifiëren van de juistheid van de aannamen, zoals geformuleerd in het bodembeheerplan, ten aanzien van het optreden van nadelige effecten (landbouwkundig, ecologisch en verspreiding) en;
- het verifiëren van de effectiviteit en duurzaamheid van het in het bodembeheerplan voorgestelde maatregelenpakket.

Doelstellingen verificatieonderzoek landbouw

In het bodembeheerplan is voor de gebieden met een landbouwkundige functie (veehouderij) een aanpak uitgewerkt die neerkomt op het aanbrengen van een voldoende dikke afdeklaag op dempingen met verdacht dempingmateriaal. Vooralsnog is aangenomen dat een afdeklaag van 0,3 m dikte voldoende bescherming biedt. Deze aanpak moet er voor zorgen dat landbouwkundige risico's voorkomen worden bij dempingen in een gebied met landbouwkundige functie. Er wordt vanuit gegaan dat landbouwkundige risico's afwezig zijn wanneer: (i) de maximaal toelaatbare gehalten in contaminanten in voedergewassen niet worden overschreden en (ii) het grasland zowel milieuhygiënisch als fysiek geschikt is voor beweiding en daarmee samenhangende activiteiten.

De belangrijkste doelen van het landbouw deel van het verificatie onderzoek zijn daarom: (i) het toetsen van de aannamen met betrekking tot de vaststelling van verdachte categorieën dempingmateriaal en (ii) het toetsen van de aanname dat een afdeklaag van 0,3 m voldoende is om landbouwkundige risico's nu en in de toekomst te vermijden.

Eerder uitgevoerd onderzoek

De eerste fase van het verificatie-onderzoek landbouw [Boels et al., 2000 en Boels en Zweers, 2001] was een verkennend onderzoek naar landbouwkundige risico's. In dit onderzoek is een methodologie opgezet voor het bepalen van landbouwkundige risico's van dempingen. Landbouwkundige risico's worden bepaald door berekende gehalten metalen in de rundernier te toet-

sen aan de Warenwetnorm. De te verwachten metaalgehalten in de rundernier worden berekend uit gemeten gehalten metalen in de bodem en in het gras. Verder zijn de gemeten gehalten in het gewas getoetst aan de veevoedernorm. In genoemde studie werd bodem- en gewasonderzoek uitgevoerd op een klein aantal dempingen (shredder en bouw- en sloopafval), waarop afdekklagen waren aangebracht die als milieukundig onverdacht werden beschouwd. Zowel dempingen met afdekklagen van 0,3 m of dikker, alsook dunnere afdekklagen werden bemonsterd. Uit het onderzoek van Boels et al. [2000] blijkt dat in de meeste gevallen geen actuele risico's bestaan. Alleen bij dempingen met shredder en een dunne afdeklaag (< 0,3 meter) bleken landbouwkundige risico's aanwezig te zijn. Het aantal onderzochte locaties was echter onvoldoende om deze conclusies statistisch te kunnen onderbouwen, zodat nog geen uitspraken konden worden gedaan ten aanzien van de gehele Krimpenerwaard, temeer daar in het onderzoek van Boels et al. [2000] niet alle relevante dempingcategorieën zijn onderzocht. Verder heeft het bepalen van het landbouwkundig risico zich in deze studie beperkt tot runderen. Schapen en andere landbouwhuisdieren zijn buiten beschouwing gelaten. De ontwikkelde methodologie beperkt zich tot zware metalen. De beoordeling van organische verontreinigingen is hierin niet meegenomen.

In een vervolgstudie [Boels en Zweers, 2001] is op basis van een intensieve bemonstering van een aantal locaties de vereiste steekproefgrootte vastgesteld voor een voldoende statistische onderbouwing van het risico van de verschillende dempingcategorieën. Voor een aantal dempingen werd daartoe de variantie in het metaalgehalte van de bodem in de bovenste 5 cm van het profiel en het metaalgehalte van het daarop groeiende gras onderzocht. Uit de variantie van de metingen is een steekproefgrootte vastgesteld van 25 monsters per categorie. Bij deze steekproefgrootte is de fout in de metaalgehalten in bodem en gewas met een zekerheid van 90% niet groter dan 10% van de waarde. Het aantal te analyseren monsters kan worden verlaagd door per locatie mengmonsters samen te stellen.

Verder is onderzoek verricht naar de vereiste dikte van de afdeklaag. Dit is gedaan door gemeten gehalten in grond en gewas te relateren aan de dikte van de afdeklaag. De resultaten van dit onderzoek zijn echter beperkt door het geringe aantal locaties dat onderzocht is en omdat slechts twee categorieën dempingen zijn onderzocht. Ook is een modelconcept opgezet voor de bepaling van de duurzaamheid van de afdeklaag uit oogpunt van verontreiniging van de afdeklaag door transport vanuit het dempingmateriaal door opwaarts transport en turbatie. Uit deze modelberekeningen blijkt dat er geen landbouwkundige risico's zijn bij afdekklagen dikker dan 0,3 m.

Doelstellingen huidig onderzoek

De doelstellingen van het hier gerapporteerde onderzoek bouwen voort op het reeds gedane onderzoek. De belangrijkste doelstellingen zijn:

1. Het met voldoende nauwkeurigheid vaststellen van landbouwkundig risico per categorie dempingmateriaal met behulp van een voldoende grote steekproef voor beweiding met runderen en schapen. Landbouwkundige risico's worden bepaald op basis van inname van zware metalen door ingestie van grond en gewas door runderen en schapen. Het meenemen van het landbouwkundig risico voor schapen is nieuw in dit onderzoek en is toegevoegd vanwege de toename in het aantal gehouden schapen in de Krimpenerwaard.
2. Het vaststellen van een voldoende dikte van de afdeklaag voor categorieën dempingen waarvoor een landbouwkundig risico is vastgesteld. Hierbij moeten de effecten van krimp en oxidatie van veen op de dikte en daarmee het functioneren van de afdeklaag worden geëvalueerd. Het proces van oxidatie zal daarom worden opgenomen in het rekenmodel voor het evalueren van de duurzaamheid van de afdeklaag.
3. Een afgeleide doelstelling is om op basis van de opgebouwde dataset met grond- en gewasanalyses empirische relaties tussen metaalgehalten in het gewas en metaalgehalten in de

bodem af te leiden. Dergelijke relaties kunnen idealiter gebruikt worden voor het bepalen van landbouwkundige risico's op basis van alleen bodemgegevens.

Voor de beoordeling van de landbouwkundige risico's van organische verontreinigingen is een ander spoor gekozen. Binnen het deelonderzoek ecologie wordt het dempingmateriaal onderzocht op de biologisch effectieve fractie van PCB- en PAK-achtige verbindingen (EROD). Wanneer de EROD-bepaling daartoe aanleiding geeft zullen deze stoffen nader onderzocht worden. In een volgende fase van dit onderzoek zal vervolgens gekeken worden naar de afdekkingen boven die categorieën dempingen waarin de aanwezigheid van organische contaminanten tot risico's leidt.

Leeswijzer

Het onderzoek bestaat uit een aantal deelactiviteiten welke afzonderlijk gerapporteerd zijn. In deze eindrapportage zijn de deelresultaten samengevoegd. De resultaten, zoals gerapporteerd in het eindrapport, zijn echter niet alle identiek aan die uit de deelrapportages. Dit is voor het onderdeel "vaststellen landbouwkundige risico's", het gevolg van veranderingen in de Warenwet welke plaatsvonden in de periode na het vaststellen van de onderzoeksmethodiek. De toetsing in de eindrapportage is geactualiseerd en in overeenstemming met de thans geldende normen.

Hoofdstuk 2 beschrijft de evaluatie van het landbouwkundige risico per dempingcategorie. In dit hoofdstuk worden de dempingcategorieën en stoffen vastgesteld welke leiden tot een landbouwkundig risico. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op het afleiden van een veilige dikte van de afdeklaag voor die stoffen en dempingcategorieën waarvoor een risico is vastgesteld. Eerst worden uit veldmetingen berekende effecten gerelateerd aan de dikte van de afdeklaag. Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van krimp en oxidatie van veen en als laatste worden de duurzaamheid en veilige dikte van de afdeklaag geëvalueerd met een geïntegreerd model. Hoofdstuk 4 tenslotte brengt de resultaten uit de verschillende deelonderzoeken samen en geeft de hierop gebaseerde aanbevelingen.

HOOFDSTUK 2

HET VASTSTELLEN VAN LANDBOUWKUNDIGE RISICO'S

Nadat het begrip "landbouwkundige risico's" in de inleiding nader is gedefinieerd (paragraaf 2.1) wordt de gekozen onderzoeksmethode in detail uitgewerkt (paragraaf 2.2). In paragraaf 2.3 worden vervolgens de onderzoeksresultaten samengevat, waarna in paragraaf 2.4 de conclusies worden geformuleerd.

2.1 Inleiding

In het bodembeheerplan zijn milieuhygiënische en fysieke eisen geformuleerd. Er wordt aangenomen dat er geen sprake is van landbouwkundige risico's, indien aan deze eisen wordt voldaan. De in het bodembeheerplan voor de Krimpenerwaard gedefinieerde milieuhygiënische en fysieke eisen zijn:

- Gras en eventueel andere veevoedergewassen, afkomstig van de gedempte sloten, dienen geschikt te zijn als veevoeder (dat wil zeggen dat zij voldoen aan de veevoedernorm). Veevoeder is dan zonder beperkingen bruikbaar en verhandelbaar.
- Grasland dient geschikt te zijn voor beweiding (koeien, schapen, geiten, paarden). Dit houdt in dat er geen fysieke belemmeringen zijn, maar ook dat melk en vlees voldoen aan de Warenwetnorm. De risico's van fysieke belemmeringen maken geen deel uit van deze studie.
- Slootwater dient qua samenstelling geschikt te zijn voor veedrenking en eventueel beregening.

Ten aanzien van deze eisen kan het volgende worden opgemerkt in de context van het hier gerapporteerde onderzoek:

- *Fysieke belemmeringen.* Aangenomen wordt dat er geen fysieke belemmeringen optreden op verdacht dempingmateriaal met een (onverdachte) afdeklaag van meer dan 0,30 m. Dempingmaterialen die mogelijk fysieke belemmeringen veroorzaken zijn bouw en sloopafval, huishoudelijk afval, industrieel en bedrijfsafval, shredder, lompen en scheepsafval. Indien veehouders een dunnere afdeklaag acceptabel vinden om fysieke belemmeringen te onderkennen, is dit toegestaan.
- *Kwaliteit oppervlaktewater.* Boels et al. [2000] hebben op basis van beschikbare gegevens over metaalconcentraties in oppervlaktewater in de Krimpenerwaard de maximale inname via veedrenking berekend. Uit deze cijfers blijkt dat de inname van metalen via drenking maximaal 1% is van de totale inname. Dit betekent dat inname van metalen via veedrenking te verwaarlozen is. Ook indien het oppervlaktewater voldoet aan de gestelde eis dat concentraties de MTR niet mogen overschrijden is de bijdrage van inname via veedrenking te verwaarlozen. Daarom is veedrenking in dit onderzoek verder buiten beschouwing gelaten.

Bij de beoordeling van landbouwkundige risico's is uitgegaan van twee normen: de Warenwetnorm en de veevoedernorm. De Warenwetnorm geldt voor landbouwkundige producten (vlees, orgaanvlees en melk) en is gericht op de bescherming van de gezondheid van de mens. De veevoedernormen zijn gericht op de bescherming van de diergezondheid. In eerste instantie werd er in het bodembeheerplan van de Krimpenerwaard van uitgegaan dat veevoedernormen en Warenwetnormen gekoppeld zijn. Dit betekent dat wanneer wordt voldaan aan veevoedernormen, de resulterende vlees- en melkproducten min of meer automatisch voldoen aan de Warenwetnormen. Boels et al. [2000] hebben op basis van berekeningen geconcludeerd dat het voldoen aan de veevoedernorm voor cadmium geen garantie is dat ook wordt voldaan aan de Warenwetnorm voor het gehalte cadmium in de rundernier. Op basis van het uit de Warenwetnorm berekende maximale gehalte in het gewas bleek de Warenwetnorm een strenger criterium dan de veevoedernorm. Het berekende verschil was echter minimaal. De Warenwetnorm is echter sinds

deze studie aangescherpt waardoor de discrepantie tussen de Warenwetnorm en de veevoedernorm van groter belang is geworden.

In het hier gerapporteerde experimentele onderzoek worden daarom voor de zware metalen de eisen van de Warenwet gebruikt bij een eerste beoordeling van risico's en wel voor die metalen waarvoor een Warenwetnorm bestaat. Daarnaast zullen gehalten in gewas ook getoetst worden aan de veevoedernorm, dit vanwege de eis dat gewas vrij verhandelbaar dient te zijn. Tenslotte: voor een aantal zware metalen waarvoor geen normen voorhanden zijn en voor metalen waarbij fytotoxiciteit de meest kritische parameter is, zal een "fytotoxiciteits-drempel" als "norm" worden gebruikt.

In tabel 2 is voor alle zware metalen (inclusief arseen dat in deze context als zwaar metaal wordt beschouwd) aangegeven welke toetsparameters in het onderzoek gebruikt kunnen worden voor het vaststellen van het landbouwkundige risico.

Tabel 2. Overzicht beschikbare toetsingscriteria voor het vaststellen van landbouwkundige risico's per metaal.

metaal	maximaal gehalte in orgaan volgens Warenwet		veevoedernorm	fytotoxiciteit gras
	rund	schaap	runderen en schapen	
As	+		+	+
Cd	+	+	+	
Cr				+
Cu			+	+
Hg	(+)		+	
Ni				+
Pb	+		+	
Zn			+	+

Naast zware metalen wordt in het verificatie-onderzoek ook gekeken naar de mogelijke risico's van organische verontreinigingen in de vorm van PAK's en PCB's. Binnen het deelonderzoek landbouw wordt EROD-analyse gebruikt als indicatie voor mogelijke effecten van organische verontreinigingen. Bij een indicatie van effecten wordt nader gekeken naar organische verontreinigingen. Naar aanleiding van de EROD-analyse zijn in het deelonderzoek landbouw PCB-gehalten in de demping gemeten. Van PCB-gehalten in afdeklaag en gewas is niets bekend. Hoewel de nu beschikbare gegevens voor PCB's dus niet aansluiten bij de onderzoeksstrategie van het deelonderzoek landbouw, waarbij de inname van contaminanten geschat wordt uit de gehalten in het gewas en de bovenste 5 cm van de afdeklaag, is toch een voorzichtige eerste interpretatie gemaakt van de mogelijke landbouwkundige risico's als gevolg van de aanwezigheid van PCB's in de dempingen. Voor PCB's is er geen Warenwetnorm of veevoedernorm. Er is een LAC-waarde voor twee PCB-congeneren (verschillende chemische verbindingen uit de groep PCB).

In de eerste fase van het deelonderzoek landbouw zijn voor een beperkt aantal dempingen PAK-gehalten in de afdeklaag gemeten. Voor PAK's geeft de Veterinaire Milieuhygiënewijzer, gericht op diergezondheid, een maximale acceptabele dagelijkse inname (ADI).

Het experimentele onderzoek heeft geresulteerd in een dataset met metaalgehalten in bodem (afdeklaag) en gewas. Deze zal gebruikt worden om empirische relaties tussen het gewasgehalte en het potentieel beschikbare gehalte in de bodem af te leiden. Deze relaties kunnen dan eventueel later gebruikt worden bij het extrapoleren van de resultaten. Idealiter kunnen deze relaties tenslotte worden gebruikt bij het globaal vaststellen van de bodem- en gewaskwaliteit op basis van alleen bodemgegevens.

2.2 Het vaststellen van landbouwkundige risico's – de gebruikte methode

Nadat in paragraaf 2.2.1 een overzicht wordt gegeven van de parameters waaraan de verkregen analyseresultaten zullen worden getoetst, worden de selectieprocedure van de locaties en de bemonsteringsstrategie beschreven (paragraaf 2.2.2) waarbij factoren als steekproefgrootte en mengmonsters aan de orde komen.

2.2.1 Toetsingsparameters

Gehalten in dierlijke producten - Warenwettenormen

Bij het bepalen van het landbouwkundige risico is getoetst of de belasting van vee met zware metalen door opname uit gewas en grond niet leidt tot te hoge gehalten van metalen in het vlees en de organen van runderen en schapen. Deze berekende gehalten zijn getoetst aan het maximale gehalte volgens de Warenwet. In de Warenwet zijn maximale gehalten vastgesteld voor de metalen cadmium, lood en arseen. Gedurende het verificatie-onderzoek is de Warenwet aangepast. Voor kwik bestond een Warenwetnorm maar deze komt in de nieuwe regelingen niet meer voor. De oude normen zijn in deze studie nog wel gebruikt. De maximum gehalten in de Warenwet voor het Cd-gehalte in de rundernier zijn in de nieuwe regeling aangescherpt. Deze scherpe normen zijn in deze studie gebruikt (zie tabel 3).

Tabel 3. Overzicht van normen voor zware metalen en arseen in dierlijke producten en dierlijke organen voor runderen en schapen in relatie tot voedselveiligheid (Warenwet). Normen voor Cd, Pb, As en Hg (EU, 2001) en richtwaarden voor As (Veterinaire Milieuhygiënewijzer, 1997). (Tabel ontleend aan de Vries et al., [2002].)

Dier	Orgaan	Norm of richtwaarde (mg.kg ⁻¹)			
		Cd ¹	Pb ¹	As ²	Hg ¹
Rund	Nier	1.0 (2.5)	0.1 (1)	0.5	(0.05)
	Lever	0.5	0.1 (1)	0.5	(0.05)
	Vlees	0.05	0.1 (0.3)	0.1	(0.05)
Schaap	Melk	(0.005)	0.02 (0.05)	-	(0.01)
	Nier	1.0	0.1	0.5	(0.05)
	Lever	0.5	0.1	0.5	(0.05)
	Vlees	0.05	0.1	0.1	(0.05)
	Melk	-	0.02	-	(0.01)

¹ Europese Commissie (2001) Verordening nr. 466/2001 van 8 maart 2001, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen Pb EG L 77. Indien gewijzigd, dan worden de oude normen voor Cd en Pb tussen haakjes gegeven. Bron van de oude normen: Staatscourant (1999) Regeling van 8 februari 1999: Warenwetregeling Verontreinigingen in levensmiddelen, nr. 30, Den Haag. Voor Hg zijn de Warenwetnormen recent niet meer van toepassing verklaard.

² In Nederland zijn geen grenswaarden vastgesteld voor arseengehalten in dierlijke producten maar er zijn wel richtwaarden [Veterinaire Milieuhygiënewijzer (1997) van de Veterinaire Inspectie van de Volksgezondheid]. Ook voor vanadium en chroom gelden adviezen. Voor Cr is het advies 1000 mg.kg⁻¹ chroomoxide of chroomchloride. Door de geringe toxiciteit en het ontbreken van overdrachtfactoren is Cr niet meegenomen.

Op basis van de gemeten gehalten metalen in bodem en gewas en de hoeveelheden ingenomen grond en gewas zijn de gehalten in de organen berekend met een eenvoudig model dat uitgaat van een lineaire relatie tussen het gehalte in het voer en het gehalte in organen, vlees en melk in het geval van steady state. Dat wil zeggen dat er uitgegaan wordt van een gelijkblijvende belasting welke op termijn in evenwicht is met de metaaluitscheiding. De metaalgehalten in dierlijke organen zijn berekend met een vergelijking waarbij de inname verdeeld is over inname via het gewas en grond volgens:

$$[Me]_{do} = \left(\frac{[Me]_{plant} \cdot I_p + [Me]_{bodem} \cdot I_b}{I_p + I_b} \right) \cdot BAF_{pd} \quad (1)$$

met:

$[Me]_{do/plant/bodem}$ = Metaalconcentratie in dierlijk orgaan/plant/bodem ($mg \cdot kg^{-1}$)

BAF_{pd} = Bioaccumulatiefactor van plant naar dierlijk orgaan (-)

$I_{P/B}$ = Inname plant/ bodem materiaal ($kg \cdot dag^{-1}$)

Vergelijking 1 is gebaseerd op de volgende veronderstellingen:

- de overdrachtsfactor van bodem naar dier is gelijk aan die van plant naar dier. Er is een directe lineaire relatie tussen metaalgehalte in orgaanvlees of spiervlees en het metaalgehalte in voer (gebruik van een BAF_{pd});
- de inname van metalen uit andere bronnen (met name veedrenking) is verwaarloosbaar.

De gebruikte inname voor grond en gewas voor runderen en schapen staat vermeld in tabel 4.

Tabel 4. De geschatte inname van voer en grond door runderen en schapen.

Diersoort	Inname voer ($kg \cdot dag^{-1}$)	Inname grond ($kg \cdot dag^{-1}$)	Bron
Rund	16.9	0.41	Mc Kone and Ryan [1989]
Schaap	2.5	0.15	Stoop en Rennen [1990]

Een overzicht van bioaccumulatiefactoren voor vlees, organen en melk voor runderen en schapen is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Plant-dier overdrachtsrelaties voor vlees melk en verschillende organen van runderen en schapen.

Dier	Orgaan	BAF_{pd}^{-1}			
		Cd	Pb	As	Hg
Rund ¹	Nier	2.99	0.086	0.0692	0.638
	Lever	0.554	0.0404	0.0387	0.158
	Vlees	$3.3 \cdot 10^{-3}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$	$1.6 \cdot 10^{-2}$	$9.2 \cdot 10^{-4}$
Schaap ²	Melk	$4.0 \cdot 10^{-5}$	$6.4 \cdot 10^{-4}$	$9.0 \cdot 10^{-4}$	$1.7 \cdot 10^{-4}$
	Nier	2.08	-	-	0.468
	Lever	1.85	-	-	0.0572
	Vlees	$2.9 \cdot 10^{-3}$	-	-	$9.4 \cdot 10^{-4}$

¹ 1. Schattingen van de BAF_{pd} voor runderen zijn gebaseerd op Van Hooft [1995] en als zodanig opgenomen in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer.
2. Schattingen van de BAF_{pd} voor schapen zijn gebaseerd op Beresford [1999]. De gebruikte waarden zijn gebaseerd op de door hen berekende transfercoëfficiënt voor een blootstelling van 1000 dagen.

Combinatie van de maximale gehalten volgens de Warenwet per orgaan en de bioaccumulatiefactor per orgaan leert dat voor runderen het gehalte in de rundernier het meest kritisch is terwijl voor schapen dit het gehalte in de lever is. In dit onderzoek wordt op de meest kritische waarden getoetst. Daarom worden in het vervolg metaalgehalten (Cd, Pb, As en Hg voor runderen en Cd voor schapen) berekend voor de rundernier en de schapenlever.

Gehalten in gewas (gras en andere veevoergewassen) - Veevoedernormen

Veevoedernormen zijn opgesteld in verband met diergezondheid. Bij het bepalen van het landbouwkundige risico is getoetst of de gehalten in het gewas voldoen aan de veevoedernorm. Deze normen bestaan voor arseen, cadmium, koper, zink, kwik en lood (zie tabel 6).

Tabel 6. Overzicht van veevoedernormen in gras in verband met diergezondheid (Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg). Alle normen zijn gegeven op basis van het drooggewicht.

Land gebruik	Gewas	Veevoedernorm (mg.kg ⁻¹ drooggewicht.)					
		Cd	Pb	Cu	Zn	As	Hg
Beweid grasland	Koeien	1.1	11	35	284	2.3	0.11
Beweid grasland	Schape	1.1	11	15	284	2.3	0.11

Voor schape is bekend dat ze gevoelig zijn voor koper toxiciteit. Koper is bij sommige dempingen in de bodem duidelijk verhoogd, maar dit is niet terug te vinden in een verhoogd gehalte in het gewas. Wanneer alleen gewasgehalten vergeleken worden met de veevoedernorm wordt het effect van een verhoogde koperopname als gevolg van verhoogde kopergehalten in de bodem niet meegenomen. Om de verhoogde kopergehalten in de bodem mee te nemen in de vaststelling van landbouwkundige risico's is voor koper een maximaal acceptabele dagelijkse inname (ADI) berekend. Deze ADI is berekend op basis van de veevoedernorm. De maximaal acceptabele inname is gelijkgesteld aan de hoeveelheid koper die een schaap binnen krijgt bij een gemiddelde inname van voer met een gehalte gelijk aan de veevoedernorm. (= veevoedernorm x dagelijkse inname gewas = 2,5 kilo.dag⁻¹ x 15 mg.kg⁻¹ = 37,5 mg.dag⁻¹) Vervolgens is getoetst of als gevolg van de inname van grond en gewas deze ADI overschreden wordt. De inname is berekend volgens:

$$I_T = I_P \times [Me]_{plant} + I_B \times [Me]_{bodem} \quad (2)$$

Met I_T = totale inname metaal (mg.dag⁻¹)

Voor PAK's (som PAK-10 VROM) geeft de Veterinaire milieuhygiënewijzer [1997] een ADI van 0,002 mg.kg⁻¹.dag⁻¹. Uitgaande van een gemiddeld gewicht van 700 kg voor runderen komt dit overeen met een maximale dagelijkse inname van 1.4 mg.dag⁻¹.

Fytotoxiciteit gras

Voor een aantal zware metalen is toetsing aan de hand van Warenwetnormen en Veevoedernormen niet mogelijk, zoals voor nikkel en chroom. Om deze reden wordt bij deze zware metalen ook getoetst aan wetenschappelijke gegevens betreffende fytotoxiciteit (gras). Voor zink zijn gehalten waarbij fytotoxiciteit optreedt kritischer dan de veevoedernorm. Daarom wordt voor zink een fytotoxiciteitscriterium gebruikt in plaats van de veevoedernorm. De criteria voor fytotoxiciteit staan vermeld in tabel 7.

Tabel 7. Overzicht van kritische gehalten in relatie tot fytotoxiciteit op basis van het drooggewicht voor beweid grasland. (naar de [Vries et al., 2002])

Land Gebruik	Gewas	Kritisch fytotoxisch gehalte (mg.kg ⁻¹)							
		Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Beweid Grasland	Gras	30 ^c	67 ^e	15 ^b	210 ^c	7 ^b	1 ^c	2 ^d	1 ^a

Voor alle gewassen betreffen dit ondergrenzen van ranges in fytotoxische gehalten (op basis van drooggewicht), gebaseerd op:

- a Tabel 25 pg. 57 uit: Kabata-Pendias, A. en Pendias, H. [1992] Trace elements in soils and plants. 2nd ed. CRC, Boca Raton.
- b Mortvedt, J.J.; Cox, F.R. ; Shuman, L.M. [1991] Micronutrients in agriculture, 2nd ed., series no. 4, Soil Science Society of America, Madison.
- c MacNicol en Beckett [1985], gehalte bij 10% daling van de opbrengst.
- d Sheppard [1992] gehalten bij verschillende % daling van de opbrengst.
- e Sauerbeck [1983] gehalten bij verschillende % daling van de opbrengst.

2.2.2 Bemonsteringsstrategie

Dempingselectie

Het verificatie-onderzoek bestaat deels uit een veldverificatie, waarbij metingen worden verricht aan bestaande dempingen met verdacht dempingmateriaal in de Krimpenerwaard. Voor deze veldverificatie is per categorie dempingmateriaal een aantal dempingen geselecteerd. Voor zowel het deelonderzoek landbouw als het deelonderzoek verspreiding wordt hierbij, voor de screening (dat is het effecten-onderzoek op de dempingen met onvoldoende of geen deklaag, de zogenaamde A-dempingen), uitgegaan van 5 dempingen per categorie verdacht dempingmateriaal. Met dit aantal wordt geacht dat per categorie, uitgaande van meerdere bemonsteringen per demping, een uitspraak kan worden gedaan over de eventuele schadelijke effecten die uitgaan van het dempingmateriaal (zie verderop: steekproefgrootte).

Voor de vervolgstappen hanteert het verificatie-onderzoek het zogenoemde 'appel-principe'. Dat komt erop neer dat het onderzoek naar de effectiviteit van de maatregelen alleen wordt uitgevoerd op de categorieën dempingmateriaal waar tijdens de screening negatieve effecten zijn geconstateerd. Dit appel-principe is voor het deelonderzoek landbouw slechts ten dele toegepast. Het onderzoek op de dempingen met een voldoende deklaag (> 0,3 meter, de zogenaamde B-dempingen) heeft deels gelijktijdig met de screening plaatsgevonden, met als gevolg dat voor dit onderdeel geen categorieën uitgesloten konden worden op basis van de resultaten van de screening.

Voor de selectie van de A- en B-dempingen golden primair de volgende afwegingen:

- De eenduidigheid van het dempingmateriaal;
- De lengte van de demping (bij voorkeur > 100 meter);
- De ruimtelijke spreiding van de geselecteerde dempingen;
- Variatie in de hoogte van de grondwaterstand;
- Geen afdekking met verhardingsmateriaal (stelcon, asfalt, tegels);
- Het bestaan van een overeenkomst van de eigenaar met de Stichting Bodembeheer Krimpenerwaard;
- Voor B-dempingen: de dikte van de deklaag; tussen 0,3 en 0,5 meter.

Als eerste stap zijn geschikte dempingen geselecteerd in het vooronderzoek (IWACO, november 2000). De op papier geselecteerde dempingen bleken echter in de praktijk lang niet altijd bruikbaar, bijvoorbeeld doordat de situatie in het veld afweek of omdat geen toestemming werd verkregen voor onderzoek. De uiteindelijke selectie is daarom het resultaat van zowel de bureauselectie als de constateringen in het veld. Vanwege praktische redenen zijn de categorieën indu-

strieel- en bedrijfsafval en de categorie scheepsafval samengevoegd. Deze gecombineerde categorie wordt vervolgens onder de noemer industrieel- en bedrijfsafval weergegeven.

Steekproefgrootte

Het hier gerapporteerde onderzoek heeft tot doel het gemiddeld landbouwkundige risico van de verschillende dempingcategorieën met een zekere nauwkeurigheid te schatten. De nauwkeurigheid van de schatting wordt zowel bepaald door de *steekproefgrootte* als door de *variatie binnen een set waarnemingen*. Volgens een methode ontwikkeld door de Gruijter [2000] kan de vereiste steekproefgrootte berekend worden uit de te verwachten variantie in de waarnemingen en de gestelde eisen aan de nauwkeurigheid.

Het uitgangspunt voor deze studie is dat met een kans van 90% de relatieve fout in het gemiddeld gehalte metaal in de rundernier (als maat voor het landbouwkundig risico) niet groter is dan 10%. Door Boels en Zweers [2001] is onderzoek gedaan om de hiervoor vereiste steekproefgrootte op basis van de vastgestelde variantie te kunnen berekenen. Voor een beperkte set van 4 dempingen (twee shredder en twee bouw- en sloopafval) zijn 10 grond- en gewasmonsters per demping geanalyseerd op het gehalte zware metalen. De in deze monsters vastgestelde variantie in metaalgehalten is maximaal 30%. Op basis van de gemeten variantie en de van tevoren vastgestelde eis aan de betrouwbaarheid is de steekproefgrootte vastgesteld op 25 monsters per dempingcategorie. Deze methode is ontwikkeld voor een aselechte steekproef. Aan deze eis wordt in dit onderzoek overigens niet geheel voldaan omdat aselechte trekking van de locaties praktisch niet haalbaar is. Dit omdat niet altijd alle gewenste informatie aanwezig is en niet alle landeigenaren bereid zijn mee te werken aan het onderzoek. Desondanks is gekozen voor een steekproefgrootte van 25 monsters per dempingcategorie. De categorie scheepsafval is samengevoegd met de categorie industrieel- en bedrijfsafval.

Zodoende is ervoor gekozen om elk van de vijf geselecteerde dempingcategorieën met een *afdeklaag* $< 0,3\text{ m}$ op vijf locaties te bemonsteren. Hierbij worden voor elke locatie vijf bodem- en gewasmonsters van de afdeklaag genomen; zo wordt voldaan aan de steekproefgrootte van 25 monsters per dempingcategorie. Voor het bemonsteren van het bodemmateriaal is de bovenste 5 cm van elke locatie bemonsterd. Ter vergelijking worden drie bodem- en gewasmonsters genomen uit een belendend perceel.

Voor de dempingen uit groep B met een *afdeklaag van minimaal 0,3 m* is een vergelijkbare strategie gekozen, met dien verstande dat per categorie twee in plaats van vijf locaties zijn bemonsterd. De resultaten van dit laatste onderzoek zijn niet gebruikt voor het bepalen van landbouwkundige risico's (hoofdstuk 2), maar voor het bepalen van de veilige dikte voor een afdeklaag (hoofdstuk 3, paragraaf 3.2). De kleinere steekproefgrootte voor de B-dempingen is gerechtvaardigd omdat bij de bepaling van de veilige afdeklaag gebruik gemaakt wordt van informatie uit de bemonstering van zowel de A- als de B-dempingen. Bovendien wordt bij de bepaling van de veilige dikte van de afdeklaag de resultaten van de veldstudie gecombineerd met de resultaten van een modelstudie.

Per locatie is een mengmonster gemaakt van respectievelijk 5 en 3 monsters voor respectievelijk de demping en de referentie (het belendende perceel). Er is van uitgegaan dat het maken van een mengmonster geoorloofd is omdat in het verkennend onderzoek aangetoond werd dat analyse van mengmonsters, mits goed gemengd, vrijwel hetzelfde resultaat geeft als het gemiddelde van de analyseresultaten van de individuele monsters.

De bodemmonsters zijn gedroogd en gezeefd. In de bodemmonsters is het potentieel beschikbaar metaalgehalte bepaald door analyse van een standaard $0,43\text{ mol.l}^{-1}\text{ HNO}_3$ extract volgens standaardwerkvoorschriften van Alterra (gebaseerd op [Hani en Gupta, 1985]). Dit potentieel gehalte metaal wordt verondersteld beschikbaar te zijn voor uitwisseling met de vloeistoffase en is

daarmee ook potentieel beschikbaar voor opname door het gewas. Het bemonsterde gewas is eerst gewassen met water om aanhangend bodemmateriaal te verwijderen. In de grasmonsters is het totaalgehalte aan zware metalen bepaald door analyse van een standaard koningswater extract volgens het standaardwerkvoorschrift van Alterra, gebaseerd op NEN5751.

2.3 Resultaten

De resultaten van het veldonderzoek worden in deze paragraaf gepresenteerd als gemiddelden per dempingcategorie. Het gaat immers om de beoordeling van een categorie dempingen als geheel. In de bijlagen zijn overigens de resultaten voor de individuele mengmonsters per locatie weergegeven. Eerst worden de meetresultaten van het veldonderzoek beschreven en wordt de mogelijkheid van fytotoxische respons besproken (paragraaf 2.3.1). Daar waar mogelijk worden de experimentele resultaten vervolgens vergeleken met relevante normen (Warenwetnorm, Veevoedernorm) (paragraaf 2.3.2). Tenslotte worden in paragraaf 2.3.3 de gemeten metaalgehalten in het gewas vergeleken met de potentieel beschikbare zware metaalgehalten in de bodem, ten einde de mogelijkheden voor extrapolatie te evalueren.

2.3.1 Zware metaalgehalten in bodem en gras

Potentieel beschikbare metaalgehalten in afdeklagen van dempingen en referentiepercelen

Tabel 8 geeft de gemiddelde gehalten weer van potentieel beschikbare metalen (na extractie met $0,43 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$) in de bovenste 5 cm van de afdeklaag van dempingen met een afdeklaag $<0,3 \text{ m}$.

Tabel 9 geeft per dempingcategorie de gemiddelde gehalten weer van potentieel beschikbare metalen (na extractie met $0,43 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$) van de referentiemonsters. De referenties zijn bemonsterd in de bovenste 5 cm in het midden (tussen twee dempingen of tussen een demping en een sloot) van een aan een demping belendend perceel. De in de tabel aangegeven dempingcategorie refereert dus aan de dempingcategorie, waarvoor de onderzochte belendende percelen als referentie dienen.

Tabel 8. Gemiddelde potentieel beschikbare gehalten in bovenste 5 cm afdeklaag (extractie met $0,43 \text{ mol.l}^{-1}$) voor de verschillende dempingcategorieën met een afdeklaag $<0,3 \text{ m}$ (groep A).

	As	Cd	Cr	Cu Mg.kg^{-1}	Ni	Pb	Zn	Hg $\mu\text{g.kg}^{-1}$
b&s	2.2	0.44	1.4	15.7	5.8	67.0	132	<2
hha	3.3	0.44	1.5	21.4	9.1	62.8	108	<2
ia	2.1	5.3	3.9	287	37.9	320	1390	<2
shr	1.7	4.6	9.8	419	40.2	361	1859	<2
bag	3.7	0.58	1.3	16.5	11.8	40.2	87.7	<2

b&s = bouw- en sloopafval, hha = huishoudelijk afval, ia = industrieel afval, shr = shredder en bag = bagger

Tabel 9. Gemiddelde potentieel beschikbare gehalten in bovenste 5 cm referentie (extractie met 0.43 mol.l^{-1}) voor de verschillende dempingcategorieën met een afdeklaag <0.3 m (groep A).

	As	Cd	Cr	Cu mg.kg^{-1}	Ni	Pb	Zn	Hg $\mu\text{g.kg}^{-1}$
b&s	2.9	0.75	1.2	14.2	9.1	33.0	93.4	<2
hha	3.3	0.55	1.4	19.9	8.1	42.9	84.1	<2
ia	2.3	0.86	2.6	24.5	11.7	50.8	102	<2
shr	4.0	1.0	1.9	36.2	17.5	77.1	127	<2
bag	3.1	0.61	1.4	22.0	9.5	44.2	88.2	<2

Vergelijking tussen beide tabellen leert dat de (beschikbare) gehalten arseen voor geen enkele categorie dempingmateriaal verhoogd zijn ten opzichte van de gehalten in de referentiemonsters. Cadmium, koper, nikkel, lood zink en in mindere mate chroom laten verhoogde gehalten zien op de dempingen die van oorsprong bestaan uit shredder en industrieel- en bedrijfsafval ten opzichte van de referenties en dempingen van de andere categorieën. Op basis van deze vergelijking kan geconcludeerd worden dat in het bijzonder de categorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval de verdachte categorieën zijn. Bijlage A geeft de potentieel beschikbare metaalgehalten voor de mengmonsters per locatie.

NB: Na extractie met $0,43 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$ gemeten kwikgehalten zijn steeds lager dan de detectielimiet (voor de gebruikte analytische detectiemethode). Dit geldt ook voor gronden waarin na een aqua regia extractie wél verhoogde gehalten gemeten zijn (niet in dit onderzoek overigens). Op basis van de resultaten in dit onderzoek kan geconcludeerd worden dat de $0,43 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$ -extractie geen geschikte extractie is voor het schatten van de potentieel beschikbare kwikconcentratie in veengronden.

2.3.2 Landbouwkundige risico's – Veevoedernorm, Warenwetnorm en fytoxiciteit

Metaalgehalten in gewas op afdekklagen van dempingen en referentiepercelen

Tabel 10 geeft de gemiddelde gehalten weer van zware metalen in gras (na extractie met koningswater), afkomstig van de afdeklaag van dempingen met een afdeklaag <0,3 m.

Tabel 11 geeft de gemiddelde gehalten weer van zware metalen in gras (na extractie met koningswater), afkomstig van bemonsteringsplekken in het midden van een belendend perceel (de referenties). De in de tabel aangegeven dempingcategorie refereert dus aan de dempingcategorie, waarvoor de onderzochte belendende percelen als referentie dienen.

Tabel 10. Gemiddelde metaalgehalten in gras op dempingen voor de verschillende dempingcategorieën.

	As	Cd	Cr	Cu mg.kg^{-1}	Ni	Pb	Zn	Hg $\mu\text{g.kg}^{-1}$
b&s	0.15	0.04	1.1	11.6	2.5	0.68	48.0	42.9
hha	0.63	0.07	2.0	19.5	2.3	3.4	70.9	40.7
ia	0.44	0.24	1.6	14.7	4.1	2.3	137	107
shr	0.46	0.27	3.0	15.2	4.6	2.2	175	43.0
bag	0.50	0.09	1.2	17.3	2.0	1.4	65.5	29.5

Tabel 11. Gemiddelde metaalgehalten in gras op referentielocatie voor de verschillende dempingcategorieën.

	As	Cd	Cr	Cu mg.kg ⁻¹	Ni	Pb	Zn	Hg µg.kg ⁻¹
b&s	0.035	< 0.04	< 0.05	11.9	< 0.28	< 0.6	39.3	19.5
hha	0.46	0.09	1.99	44.9	2.00	2.03	89.6	39.2
ia	0.35	0.08	0.69	13.1	0.68	1.11	55.9	22.7
shr	0.41	0.06	0.45	15.1	0.65	1.38	60.8	52.2
bag	0.58	0.09	1.22	16.6	1.61	1.75	53.7	41.4

Vergelijking met de Veevoedernorm voor schapen en runderen

Uit de in de tabellen 10 en 11 weergegeven resultaten blijkt het volgende:

- *Cadmium*. Cadmiumgehalten in gras, afkomstig van dempingen die bestaan uit industrieel afval en shredder zijn verhoogd, zowel ten opzichte van de referenties als ten opzichte van dempingen van andere oorsprong. Hoewel ze zijn verhoogd blijven de gehalten ruim onder de veevoedernorm voor schapen en runderen.
- *Lood*. Ondanks het feit dat de gehalten aan beschikbaar lood afkomstig van afdekklagen boven dempingen met industrieel afval en shredder duidelijk verhoogd zijn wordt dit niet “vertaald” in de gehalten in het gras. Deze blijven ruimschoots onder de veevoedernorm voor schapen en runderen.
- *Koper*. De gehalten koper liggen rond de veevoedernorm van 15 mg.kg⁻¹ welke geldt voor schapen. Voor de categorieën huishoudelijk afval, shredder en bagger ligt het gehalte boven de norm, voor de overige categorieën er net onder. Er is geen relatie tussen het gehalte koper in het gewas en in de bodem. Er is geen systematisch verschil tussen de gehalten koper in de afdekklagen boven de dempingen en de gehalten in de referenties. De, vergeleken met de veevoedernorm, hoge kopergehalten zijn geen specifiek probleem voor de Krimpenerwaard, maar een algemeen voorkomend verschijnsel. In veengebieden is het gemiddelde Cu gehalte in gras 13,1 mg.kg⁻¹ [Römkens et al., 2002], dus dicht tegen de norm van 15 mg.kg⁻¹.
- *Kwik*. Kwikgehalten in gras, afkomstig van dempingen die bestaan uit industrieel afval, overschrijden de veevoedernorm voor schapen en runderen. Deze overschrijding van de veevoedernorm is echter het gevolg van de bijdrage van één enkele locatie met een zeer hoog gehalte (zie bijlage B). De rest van de locaties van deze categorie heeft een gehalte onder de veevoedernorm. Vanwege deze uitschieter zijn de vijf afzonderlijke gewasmonsters, waaruit het mengmonster is samengesteld, voor deze locatie opnieuw geanalyseerd, maar nu individueel. Uit deze analyse blijkt dat het hoge gehalte kwik is toe te schrijven aan één enkel gewasmonster van deze locatie. Het is daarom niet juist de overschrijding van de veevoedernorm voor kwik aan de gehele dempingcategorie industrieel- en bedrijfsafval toe te kennen.

Vergelijking ADI koper schapen – berekende dagelijkse inname

De dagelijkse inname voor koper overschrijdt voor alle categorieën behalve bouw- en sloopafval de maximaal aanvaardbare totale dagelijkse opname (zie figuur 1). De overschrijdingen zijn, behalve voor shredder en industrieel afval, gering. Berekeningen van de dagelijkse inname van koper voor de referentielocaties zitten in dezelfde orde van grootte als die voor dempingen met huisvuil, bagger en bouw- en sloopafval. De in vergelijking met de ‘ADI’ enigszins verhoogde koperopname is niet het gevolg van de aanwezigheid van dempingen, maar is een algemeen probleem in veenweidegebieden. Alleen dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval leiden tot een verhoogde koperopname. Overschrijding van de ADI betekent niet dat ook werkelijk negatieve effecten zullen optreden. De opname van koper door schapen blijkt namelijk slechts maar heel beperkt te verklaren uit het gehalte koper in het voer. Andere factoren, zoals het S- en Mo-gehalte in het voer zijn vaak meer bepalend. Dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval zorgen mogelijk voor een landbouwkundig risico als gevolg van een verhoogde koperinname.

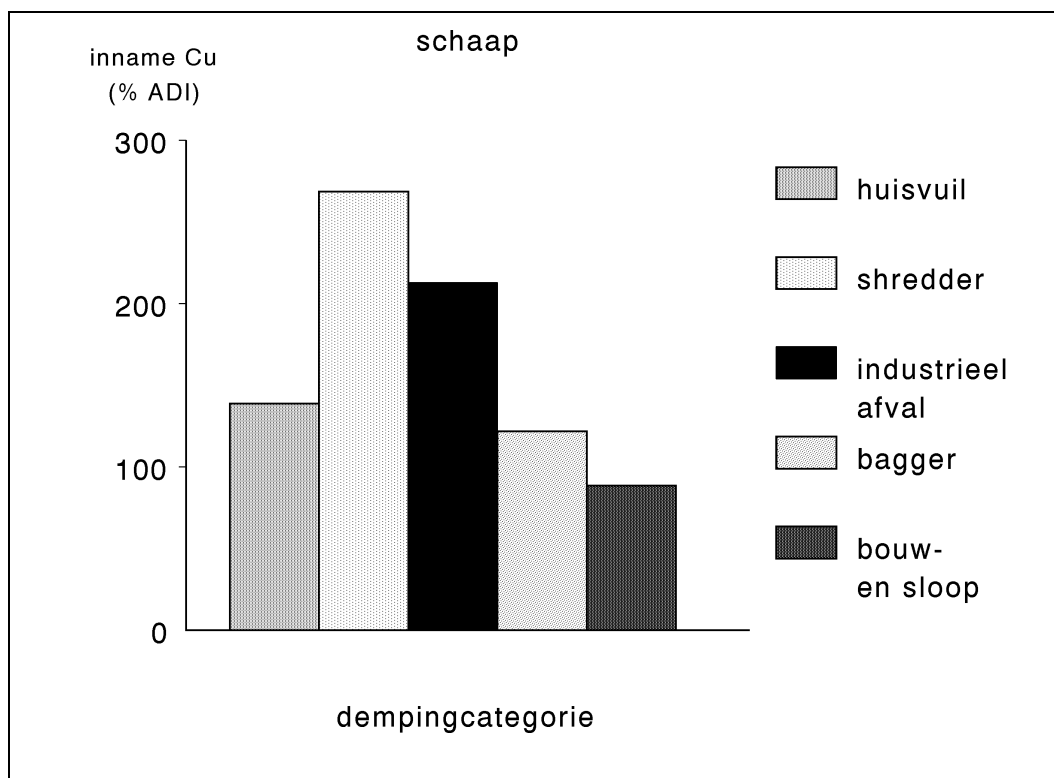


Fig. 1. Overschrijding van de maximale dagelijkse inname koper door schapen voor de verschillende categorieën dempingmateriaal.

Vergelijking met de Warenwetnorm – (berekende) gehalten in de rundernier en schapenlever

In figuur 2 wordt het verwachte landbouwkundig risico per onderzochte dempingcategorie weergegeven op basis van een vergelijking tussen het berekende gehalte en het maximaal toelaatbare gehalte in de rundernier en schapenlever volgens de Warenwet. De vergelijking tussen berekening en norm is weergegeven als percentage:

$$\% \text{ overschrijding} = 100 \times \frac{[\text{Me}]_{\text{do,berekend}}}{[\text{Me}]_{\text{do,warenwet}}} \quad (3)$$

met:

$[\text{Me}]_{\text{do,berekend}}$ = metaalgehalte in dierlijk orgaan berekend volgens vgl. 1 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

$[\text{Me}]_{\text{do,warenwet}}$ = maximaal metaalgehalte in dierlijk orgaan volgens Warenwet ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

De gehalten zijn berekend volgens vergelijking 1 (2.2.1). De gehalten zijn berekend uit zowel de inname van gras als van grond. In bijlage C zijn de berekende waarden per dempingcategorie weergegeven voor de mengmonsters; ook het gemiddelde en de standaarddeviatie per dempingcategorie worden in deze bijlage weergegeven.

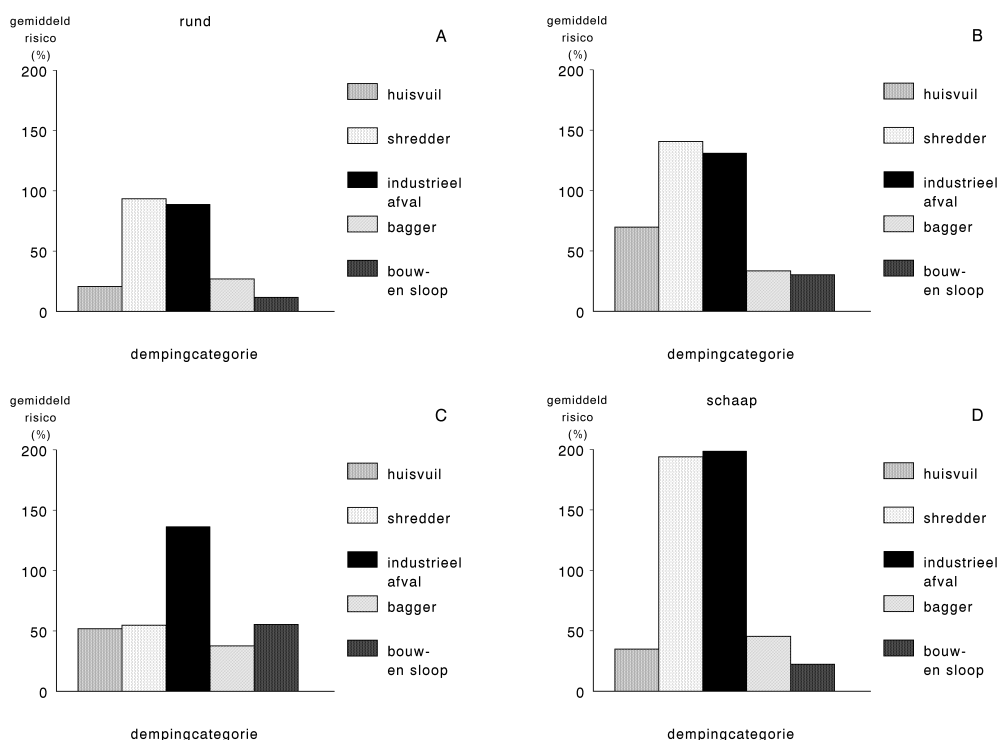


Fig. 2. Per dempingcategorie gemiddelde berekende metaalgehalten in de rundernier voor Cd (A), Pb (B) en Hg (C) en het berekende gehalte Cd in schapenlever (D), alle weergegeven als % van de Warenwetnorm.

Uit de berekende metaalgehalten in rundernier en schapenlever blijkt het volgende:

- **Arseen.** Voor As liggen alle berekende gehalten in de rundernier ruim onder de Warenwetnorm, alle per dempingcategorie gemiddelde As-gehalten liggen onder 10% van het maximumgehalte volgens de Warenwet. (Gegevens voor As zijn niet weergegeven in figuur 2.)
- **Cadmium.** Op basis van de berekende gemiddelde cadmiumgehalten in de rundernier blijkt geen landbouwkundig risico voor alle categorieën dempingmateriaal. Voor de categorieën huisvuil, bagger en bouw- en sloopafval ligt het gemiddelde berekende Cd-gehalte in de rundernier ruim onder het maximumgehalte volgens de Warenwet (maximaal 35%). De berekende gehalten voor de categorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval liggen dicht tegen de Warenwetnorm (tot ongeveer 95%). Op basis van de berekende gehalten Cd in de schapenlever blijkt een risico voor de categorieën shredder en industrieel afval. Uit de berekeningen blijkt dat de inname van cadmium via bodem en gewas van ongeveer gelijk belang zijn.
- **Lood.** Op basis van de berekende gemiddelde metaalgehalten Pb in de rundernier blijkt een landbouwkundig risico aanwezig voor de categorieën shredder en industrieel afval. Opmerking: De gehalten lood in de rundernier worden volledig bepaald door inname van lood via directe ingestie van grond. De inname van lood via het gewas is klein, omdat verhoogde gehalten lood in de bodem niet leiden tot verhoogde gehalten in het gewas.
- **Kwik.** Het gemiddelde berekende kwikgehalte in de rundernier ligt voor industrieel- en bedrijfsafval boven de oude norm. Berekende kwikgehalten in de rundernier zijn bovendien alleen gebaseerd op opname via gewas, omdat het kwikgehalte in de 0,43 mol.l⁻¹ HNO₃ bodemextracten voor alle bodemmonsters beneden de detectielimiet lag. Uit eerder onderzoek [Boels et al., 2000], waarin voor een aantal locaties de kwikgehalten in aqua regia extracten zijn gemeten, kan worden afgeleid dat zelfs bij volledige beschikbaarheid van al het kwik in de bodem de bijdrage aan het gehalte in de rundernier vanuit de bodem lager is dan 20%. Het gehalte in het gewas is dus bepalend. De berekende overschrijding van de Wa-

renwetnorm voor kwik bij industrieel- en bedrijfsafval wordt echter alleen bepaald door een grasmonster afkomstig, van één individuele locatie met een zeer hoog kwikgehalte in gras (zie de vergelijking met de Veevoedernorm, hierboven beschreven).

Betrouwbaarheid berekening gehalten metalen in rundernier en schapenlever

De berekende gehalten metalen in de rundernier en schapenlever zijn behept met onzekerheid. Deze onzekerheid is het gevolg van onzekerheden in het gebruikte model en onzekerheden in modelparameters en modelinvoer. Het gebruikte model is zeer eenvoudig en gaat uit van steady state. Verschillende studies (o.a. [Beresford, 1999]) hebben aangetoond dat de accumulatie van metalen in dierorganen een kinetisch proces is. Daarom is het van groot belang voor de parameterisatie alleen studies te gebruiken welke voldoende langdurig zijn, zodat steady state bereikt wordt, of dat in het geval van kortere blootstellingstijden hiervoor gecorrigeerd wordt. De waarde voor de BAF (zie vergelijking 1) moet dus zorgvuldig geselecteerd worden. De invoerparameters voor de inname van plant- en bodemmateriaal hebben in veel mindere mate invloed op de onzekerheid. Dit omdat de spreiding in deze parameters kleiner is dan de spreiding in de BAF en omdat ze in de berekening alleen als weegfactor dienen. Onzekerheden in de modelinvoer van de gehalten metalen in bodem en gewas zijn verdisconteerd in de opzet van de bemonstering en de statistische analyse van de resultaten (zie verderop).

Tabel 12 geeft de in de literatuur gevonden spreiding van de gebruikte bio-accumulatiefactoren voor de metalen Cd, Pb en Hg voor de rundernier en schapenlever.

Tabel 12. Ranges en 95 percentielen voor rundernier en schapenlever.

Dier	Orgaan	range of 50- 95 percentiel BAF _{pd} ¹		
		Cd	Pb	Hg
Rund ¹	Nier	2.99 - 8.9	0.086 - 0.16	0.638 - 1.5
Schaap ²	Lever	0.005 - 1.85	-	-

¹ 50-95 percentiel [Van Hooft, 1995]

² minimum – maximum [Beresford, 1999]

Zoals tabel 12 laat zien is de spreiding in de bio-accumulatie voor runderen een factor 2-3, de BAF voor schapen is aanzienlijk hoger. De BAF-waarden voor runderen zijn gebaseerd op meerdere studies. De gerapporteerde waarden zijn door Van Hooft [1995] gecorrigeerd voor de duur van de blootstelling naar een waarde behorend bij een blootstelling van 5 jaar. Het grootste deel van de variatie wordt verklaard uit verschillen tussen studies. Binnen de afzonderlijke studies is de variatie kleiner. De hoge variatie is dus niet het gevolg van variatie in gevoeligheid in de populatie runderen maar voornamelijk het gevolg van methodische verschillen. Dit pleit voor het gebruik van een mediane waarde.

De door Beresford [1999] gerapporteerde BAF-waarden zijn niet gecorrigeerd voor de duur van de blootstelling. Bij een korte blootstelling wordt geen steady state bereikt. Een belangrijke oorzaak van de variatie in deze waarden kan daarom verklaard worden uit de variatie in blootstelling. De hoogste waarde van BAF is gebaseerd op de door Beresford berekende transfercoëfficiënt voor een blootstelling van 1000 dagen. Bij een dergelijk lange blootstelling mag steady state worden verwacht. Om zeker te zijn van een BAF die geldt voor een steady state is gekozen voor deze BAF-waarde, alhoewel het de hoogste is uit de gerapporteerde range.

Variatie berekende metaalgehalten in rundernier en schapenlever

De variantie in de berekende gehalten metalen in de rundernier en schapenlever is in het algemeen hoger dan de op basis van de studie in de eerste fase [Boels en Zweers, 2001] vastgestelde variantie van 30%. De variantie is het grootst voor de dempingcategorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval, namelijk 50-100%. Voor de categorieën huisvuil, bagger en bouw- en

sloopafval ligt de variantie tussen de 30-60%. Dit betekent dat de van tevoren geëiste betrouwbaarheid van het gemiddelde niet gehaald wordt. Dit heeft consequenties voor de geldigheid van het gemiddelde als maat voor het landbouwkundige risico van een dempingcategorie.

Voor shredder en industrieel- en bedrijfsafval betekent dit dat, hoewel het gemiddelde gehalte Cd in de rundernier gemiddeld net onder de Warenwetnorm ligt (namelijk 93%), er niet gesteld kan worden dat voor deze categorie als geheel er geen landbouwkundig risico is. Er blijken evenveel locaties voor te komen waar de norm overschreden wordt als waar het gehalte onder de norm blijft. Aan de andere kant geldt dat op basis van het overschrijden van de Warenwetnorm door het gemiddelde gehalte Pb in de rundernier en het Cd-gehalte in de schapenlever niet geconcludeerd kan worden dat deze categorieën als geheel een landbouwkundig risico met zich meebrengen.

Op grond van de vergelijking van de berekende gehalten metalen in de rundernier en schapenlever met de Warenwetnorm zou geconcludeerd kunnen worden dat er geen landbouwkundig risico is voor de categorieën huisvuil, bagger en bouw- en sloopafval.

De variatiecoëfficiënt voor deze dempingcategorieën varieert tussen de 30 en 50%. De vooraf aangenomen variatiecoëfficiënt van 30% wordt dus ook voor deze categorieën niet voor alle metalen gehaald. Dit betekent dat de uitspraken over het niet aanwezig zijn van landbouwkundige risico's voor deze dempingen minder zeker zijn dan waarop bij aanvang van het onderzoek was gerekend. Daarom is voor alle categorieën het 95% betrouwbaarheidsinterval berekend (eenzijdig, we zijn immers alleen geïnteresseerd in overschrijdingen). Dit betrouwbaarheidsinterval geeft de bovengrens waaronder 95% van de waarnemingen zullen vallen. De 95% betrouwbaarheidsintervallen liggen voor alle categorieën voor alle metalen op één na onder het maximale gehalte van de Warenwet. De uitzondering is het gehalte Pb in de rundernier voor dempingen met huishoudelijk afval, waarvoor de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval op 120% van de Warenwetnorm ligt. Voor deze categorieën kan daarom geconcludeerd worden dat het gemiddelde, ondanks de grotere spreiding dan vooraf aangenomen was, voldoende zekerheid biedt om vast te stellen dat deze categorieën dempingmateriaal geen landbouwkundig risico met zich meebrengen.

Vergelijking gewasgehalten met kritische gehalten voor fytoxiciteit

De gewasgehalten zijn vergeleken met kritische gehalten in het gewas in relatie tot fytoxiciteit voor de metalen Zn, Ni en Cr. Voor Zn is dit gehalte kritischer dan de veevoedernorm en voor de metalen Ni en Cr zijn geen veevoedernormen gesteld. De gehalten Zn en Ni, alhoewel duidelijk verhoogd voor de categorieën industrieel- en bedrijfsafval en shredder, blijven onder het kritische gehalte voor alle dempingcategorieën. De gemeten gehalten Cr zijn vanwege de grote spreiding in gemeten waarden van de interne standaarden niet erg betrouwbaar en kunnen daarom niet gebruikt worden. De gemeten Cr-gehalten in de bodem zijn alle laag. Een probleem met Cr is daarom erg onwaarschijnlijk.

2.3.3 Risico's van organische verontreinigingen

In de eerste fase van het landbouwkundige verificatie-onderzoek [Boels et al., 2000] zijn een aantal dempingen bemonsterd op PAK's in de bovenste 5 cm. Van de afdeklaag, de onderste 5 cm. Van de afdeklaag en in de bovenste laag van het dempingmateriaal. In tabel 13 zijn de gemiddelde PAK-gehalten weergegeven voor de dempingcategorieën shredder en bouw- en sloopafval. Voor beide categorieën zijn twee dempingen bemonsterd.

Tabel 13. Gemiddelde PAK gehalten voor dempingen met shredder en bouw- en sloopafval ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	Ref.	Laag 1	Laag 2	Laag 3
shr.	15.36	4.19	8.21	19.41
b&s	5.57	7.00	17.63	30.56

Laag 1= 0-5 cm –mv., laag 2 = onderste 5 cm van de afdeklaag, laag3 = bovenste 5 cm dempingmateriaal.

PAK's worden niet opgenomen door het gewas. De inname van PAK's kan geheel toegeschreven worden aan de inname via ingestie van grond. Op basis van de berekende gehalten draagt de inname via grond voor deze dempingen tussen de 1.7 en 2.9 $\text{mg}\cdot\text{dag}^{-1}$, dit is 1-2 keer de maximale inname volgens de ADI. Een belangrijke vraag is in hoeverre de ingenomen PAK's biologisch beschikbaar zijn.

In de afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan naar de biologische afbraak en de desorptie van PAK's in de bodem. Snelheidsbepalende stap is de diffusie van PAK in bodemaggregaten. Onderscheid wordt gemaakt in PAK die snel desorbeert of afbreekt, en in PAK, waarbij desorptie en afbraak langzaam of zeer langzaam zijn. Uitgaande van onderzoek naar de beschikbaarheid en afbraak van PAK's [Harmsen et al., 2002], kunnen deze processen worden beschreven met een combinatie van drie eerste orde processen. Belangrijk hierin zijn de verdeling over de verschillende fracties (snel, langzaam en zeer langzaam) en de hierbij behorende snelheidscoëfficiënten. De desorptiesnelheden blijken voornamelijk af te hangen van het vochtgehalte.

De bovengrond van de bodem is een goed geëereerd systeem waardoor de afbraak van de beschikbare fractie PAK's snel verloopt. De door de koe ingenomen PAK's uit de bodem bestaan dus vooral uit de langzaam en zeer langzaam desorberende PAK's. In de maag van de koe zijn de omstandigheden voor desorptie en het daarmee beschikbaar komen van de PAK's optimaler dan in de bodem. Toch blijkt ook de desorptie van deze langzamere fracties zo langzaam dat deze fracties niet beschikbaar zijn. Uit berekeningen en metingen blijkt ongeveer 5-10% van de PAK's beschikbaar te zijn.

Op basis van de matige overschrijding van de acceptabele dagelijkse inname en de slechte beschikbaarheid van PAK's worden geen landbouwkundige risico's verwacht voor de onderzochte categorieën shredder en bouw- en sloopafval. Door de snelle afbraak van PAK's in de bovengrond worden ook voor de andere categorieën geen risico's verwacht.

In het deelonderzoek ecologie zijn bodemonsters uit het bovenste materiaal van de demping onderzocht op EROD-inductie. Op basis van de resultaten van deze testen kunnen risico's als gevolg van PAK en PCB-achtige stoffen voor geen enkele dempingcategorie uitgesloten worden. Op basis van deze resultaten zijn in het bovenste materiaal van de dempingen PCB-gehalten bepaald. De gemiddelde concentraties per dempingcategorie staan weergegeven in tabel 14 als som van een aantal PCB's namelijk als som6 en som7 PCB. De streefwaarde is gerelateerd aan de som6 PCB en bedraagt 0,02 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, de interventiewaarde is gerelateerd aan de som7 PCB en is 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Gebaseerd op normen voor twee PCB's in melkvet, waarin PCB's preferent voorkomen zijn LAC-waarden afgeleid voor grasland [Veterinaire milieuhygiënewijzer, 1997]. De LAC is berekend met behulp van een lineaire BAF van grond naar gewas en een lineaire BAF van gewas naar melkvet. De LAC is afgeleid voor PCB 153 en PCB 138 en is voor beide 0,1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ grond.

Tabel 14. PCB-gehalten in bovenste laag dempingmateriaal voor de verschillende categorieën dempingen (in mg.kg⁻¹).

	PCB 153		PCB138		som 6 PCB		som 7 PCB	
	Demp.	Ref.	Demp.	Ref.	Demp.	Ref.	Demp.	Ref.
b&s	0.016	0.002	0.021	0.002	0.06	0.006	0.06	0.007
hha	0.023		0.034		0.09	0.003	0.10	0.003
ia	0.49	0.001	0.60	0.002	2.31	0.005	2.81	0.006
shr	1.08	0.012	1.47	0.020	6.68	0.07	7.84	0.09
bag	0.003	0.001	0.004	0.002	0.01	0.005	0.01	0.005

Tabel 14 laat zien dat voor alle dempingen het dempingmateriaal een verhoogd PCB-gehalte heeft ten opzichte van de referentie. De gehalten in het dempingmateriaal van bouw- en sloopafval, huishoudelijk afval en bagger zijn laag en de gehalten variëren van de helft van de streefwaarde tot een factor 4 maal de streefwaarde. Ze liggen alle ver onder de interventiewaarde (minimaal een factor 10). Voor deze categorieën liggen de PCB-gehalten van PCB 153 en PCB 138 ruim onder de LAC waarde. PCB's binden zeer sterk aan de bodem, zeker aan bodems met een hoger organisch stofgehalte. PCB's in veengronden zijn dus zeer immobiel. Zeer waarschijnlijk zijn de PCB-gehalten in de afdeklag daarom lager dan de hier gepresenteerde PCB-gehalten in het dempingmateriaal. Landbouwkundige risico's voor dempingen van deze categorieën als gevolg van de aanwezigheid van PCB's zijn daarom niet te verwachten.

De PCB-gehalten in dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval overschrijden zowel de interventiewaarde als de LAC-sigtaalwaarde. Gebaseerd op deze beperkte feiten zijn voor deze dempingcategorieën landbouwkundige risico's als gevolg van PCB's te verwachten bij dempingen met een onvoldoende afdeklag. PCB's zijn in tegenstelling tot PAK's slecht afbreekbaar. Verontreiniging van een schone afdeklag door PCB's vanuit deze dempingen is mogelijk. Voor PCB's zal daarom net als voor zware metalen onderzocht moeten worden of een afdeklag van 0,3 m voldoende bescherming biedt.

2.3.4 Relaties tussen metaalgehalten in gras en in de bodem

Bij de in dit rapport beschreven bemonstering en analyse van afdekkingen boven dempingen en het van deze dempingen afkomstige gras (evenals de referenties) is een tamelijk uitgebreide dataset opgebouwd. Hieruit zouden regressierelaties afgeleid kunnen worden tussen gewasgehalten en potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem. Dergelijke relaties kunnen, indien voldoende gekalibreerd en gevalideerd, gebruikt worden ter vervanging van tijdrovende en kostbare gewasanalyses. Uit de dataset konden echter alleen voor de metalen cadmium en zink redelijk betrouwbare log-log lineaire bodem-gewasrelaties afgeleid worden met $R^2 = 0,48$ en $0,59$ voor respectievelijk cadmium en zink. Voor de overige zware metalen bleek er geen relatie te bestaan tussen het gehalte in het gewas en het gehalte in de bodem. Voor kwik was het afleiden van een relatie onmogelijk vanwege de ontbrekende gegevens betreffende potentieel beschikbare kwikgehalten in de bodem (alle beneden de detectielimiet, zie paragraaf 2.3.2).

Voor de metalen cadmium en zink kunnen gehalten in gras dus wel berekend worden door een log-log lineaire relatie met de volgende algemene vorm te gebruiken:

$$\log M_{\text{plant}} = \alpha + \beta \log M_{\text{bodem}} \quad (4)$$

waarin M_{plant} en M_{bodem} het metaalgehalte in de plant en de bodem in mg.kg⁻¹ weergeven.

De door middel van lineaire regressie bepaalde waarden voor α en β zijn respectievelijk $-0,92$ en $0,47$ voor cadmium en $1,1$ en $0,36$ voor zink. Alhoewel voor deze metalen een redelijke relatie is af te leiden is er nog een redelijk groot deel van de variatie onverklaard. Dit is ondermeer te wij-

ten aan het feit dat het potentieel beschikbare gehalte metaal als enige verklarende variabele is meegenomen. Voor andere parameters welke ook invloed hebben op de opname, zoals pH, organische stof- en kleigehalte waren voor deze studie geen numerieke waarden beschikbaar. Er wordt dus in feite impliciet uitgegaan van dezelfde pH en hetzelfde klei- en organische stofgehalte voor alle in dit rapport beschreven bodemmonsters.

De waarden komen voor zink en cadmium overigens redelijk tot goed overeen met vergelijkingen afgeleid door Römken [De Vries et al., 2002] die zijn gebaseerd op een meer uitgebreide en meer gevarieerde dataset voor verschillende typen bodems met sterk uiteenlopende pH, kleigehalte en organische stofgehalte.

2.3.5 *Conclusies*

De belangrijkste conclusies zijn:

- Gemeten gehalten metalen in gewassen overschrijden (met uitzondering van koper) voor geen enkele dempingcategorie de veevoedernorm en het kritische gehalte voor fytotoxiciteit. In het vervolg van deze studie kan daarom volstaan worden met het toetsen aan de Warenwetnorm.
- De gehalten koper in het gewas liggen rond de veevoedernorm voor schapen. Dit is algemeen voor veenweide gebieden in Nederland en is geen specifiek probleem voor de Krimpenerwaard.
- Dempingen met industrieel- en bedrijfsafval en shredder leiden tot een mogelijk landbouwkundig risico als gevolg van een hoge koperinname door schapen.
- Voor dempingen met bagger, bouw- en sloopafval en huishoudelijk afval kan met voldoende zekerheid vastgesteld worden dat ze geen landbouwkundige risico's opleveren als gevolg van te hoge metaalgehalten in gewas en/of grond, ook bij een dunne afdeklaag. Zowel de Warenwetnorm als de veevoedernorm worden hier voor geen enkel zwaar metaal overschreden. Ook kritische gehalten in het gewas welke zijn gerelateerd aan fytotoxiciteit worden bij deze categorieën niet overschreden.
- De metalen zink, nikkel, chroom, kwik en arseen leiden niet tot landbouwkundige risico's voor dempingen in de Krimpenerwaard en kunnen verder in dit onderzoek buiten beschouwing worden gelaten.
- Voor de categorieën industrieel- en bedrijfsafval en shredder is voor Cd en Pb een landbouwkundig risico aanwezig voor dempingen met een onvoldoende dikke afdeklaag. Dit op basis van overschrijding van het maximum gehalte van de Warenwet door berekende gehalten cadmium en lood in de rundernier en het berekende gehalte cadmium in de schapenlever. De metalen lood en cadmium zijn daarom belangrijk in het vervolg van deze studie.
- Voor dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval is de variantie in de berekende metaalgehalten in de rundernier en schapenlever zo groot dat de gemiddelde waarde per dempingcategorie geen goede maat is voor het landbouwkundig risico van de categorie als geheel.
- PAK's veroorzaken geen landbouwkundige risico's in de onderzochte dempingen met shredder en bouw- en sloopafval. Op grond van de goede afbraak van PAK's in de bovengrond worden ook geen risico's verwacht in dempingen van andere categorieën.
- Op basis van PCB-metingen in het dempingmateriaal worden geen landbouwkundige risico's verwacht voor dempingen met huishoudelijk afval, bouw- en sloopafval en bagger. De hoge gehalten PCB's in dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval leiden mogelijk wel tot landbouwkundige risico's.
- Alleen voor de metalen zink en cadmium blijkt een goede relatie te bestaan tussen het potentieel beschikbare metaalgehalte en het gehalte in gras. Voor deze metalen is het dus in principe mogelijk risico's te schatten op basis van alleen bodemgehalten.
- In het geval van bodemverontreiniging de enige bron is voor lood is ook voor dit metaal het landbouwkundig risico te schatten door, uitgaande van het beschikbare gehalte in de bodem de ingestie te schatten en daarmee gehalten in de rundernier te berekenen. Dit is mogelijk

omdat gras nagenoeg geen lood opneemt uit de bodem en directe ingestie van grond dus veruit de voornaamste route is waarmee vee (en dus de rundernier) met lood wordt belast.

- Voor kwik zijn verhoogde metaalgehalten in het gewas gemeten. Het feit dat dit is terug te voeren op één enkel verontreinigd monster (zie paragraaf 2.3.2), toont aan dat het van belang is om, zeker bij verdenking van normoverschrijding, de waarden voor individuele locaties kritisch te beschouwen (en zelfs individuele monsters), voordat een hele dempingcategorie als risicodragend wordt bestempeld. Er kan sprake zijn van een zeer lokale verontreinigingsbron of zelfs van contaminatie na monstername.
- De extractie met $0,43 \text{ mol.l}^{-1} \text{ HNO}_3$ is niet geschikt voor het bepalen van het chemisch reactieve Hg in veengronden.

EVALUATIE VAN DE EFFECTIVITEIT EN DUURZAAMHEID VAN AFDEKLAGEN

De voorgestelde sanering van dempingen met een landbouwkundig risico bestaat uit het aanbrengen van een afdeklaag. De voorgestelde dikte van deze afdeklaag is 0,3 m. Eerst wordt op basis van gegevens uit het veld getoetst of het aanbrengen van een afdeklaag van deze dikte op het moment voldoende bescherming biedt. Vervolgens zal ingegaan worden op de duurzaamheid van afdekklagen. Hiervoor wordt eerst gekeken naar de voor veen specifieke processen oxidatie en krimp op de duurzaamheid en effectiviteit van de afdeklaag. Daarna worden de afzonderlijke en gecombineerde effecten van bodemfysische en bodemchemische (waaronder krimp en oxidatie) processen op de effectiviteit en duurzaamheid van afdekklagen geëvalueerd met een geïntegreerd simulatiemodel. Op basis van deze analyses worden aanbevelingen gedaan met betrekking tot de te gebruiken dikte van de afdeklaag.

3.1 Inleiding

De in het bodembeheerplan voorziene functiegerichte sanering van slootdempingen met een landbouwkundig risico bestaat uit het opbrengen van een afdeklaag met schone aarde. Deze afdeklaag moet het mogelijk maken zonder problemen landbouw te bedrijven op de gesaneerde locaties. Er is voor gekozen alleen een laag schone grond op te brengen. Er zal dus interactie aanwezig blijven tussen de schone afdeklaag en de onderliggende verontreiniging. Interactie treedt op door opwaarts transport van contaminanten tezamen met de capillaire opstijging van water en middels biologische en mechanische turbatie van de grond. De aan te brengen afdeklaag moet er dus voor zorgen dat de onderliggende verontreiniging zodanig geïsoleerd wordt dat de gewaskwaliteit gewaarborgd blijft, evenals de bodemkwaliteit in de bovenlaag welke door het grazend vee ingenomen wordt. Uit de beoordeling van de landbouwkundige risico's voor de verschillende dempingcategorieën blijkt de Warenwetnorm het meest gevoelige toetsingscriterium. De stoffen die leiden tot landbouwkundige risico's zijn cadmium en lood. Van deze stoffen is cadmium het meest mobiel en het is de enige stof die goed door het gewas wordt opgenomen. Cadmium is daarom de meest kritische stof in de analyse van de effectiviteit van afdekklagen. Daarom is in de verdere analyse vooral gekeken naar cadmium.

3.2 Bepaling veilige dikte afdeklaag op basis van metingen

Voor het bepalen van de veilige dikte van de afdeklaag zijn twee methoden toegepast.

Methode I geeft een zeer globale indruk. Voor een aantal dempingen met een opgegeven afdeklaag van 0,3 m of meer (groep B, zie hoofdstuk 1) zijn afdekklagen en gewas bemonsterd op dezelfde wijze als beschreven bij de bepaling van landbouwkundige risico's (hoofdstuk 2). Voor de afdekklagen boven dempingen uit groep B is eveneens het landbouwkundig risico berekend (gebaseerd op berekende gehalten in schapenlever en rundernier; zie paragraaf 2.2) en vergeleken met die van groep A. Door deze vergelijking wordt getoetst of een afdeklaag van meer dan 30 cm meer bescherming biedt dan een dunne afdeklaag en, zo ja, of er sprake is van een significant verschil.

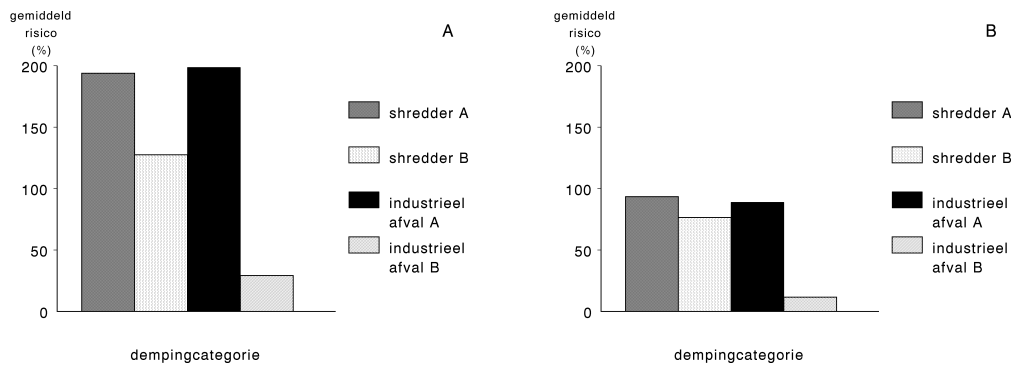


Fig. 3. Het berekende gehalte Cd in de schapenlever (A) en rundernier (B) als percentage van de Warenwetnorm.

In figuur 3 is te zien dat de berekende cadmiumgehalten in respectievelijk de rundernier en de schapenlever, uitgedrukt als percentage van de Warenwetnorm voor de B- dempingen lager liggen dan voor de A-dempingen. Er is een vergelijking gemaakt tussen beide categorieën voor zowel industrieel- en bedrijfsafval als shredder. Het blijkt dat de afname tussen groep A en groep B in het geval van shredder niet of nauwelijks significant is en in het geval van industrieel- en bedrijfsafval zeer significant is. Bij dit resultaat moeten echter een paar kanttekeningen worden gemaakt:

- De dikte van de afdekkingen voor de B-dempingen voor shredder blijkt geringer te zijn dan 0,3 m in plaats van méér dan 0,3 meter; gemiddeld slechts 23 cm. Dit maakt het resultaat voor shredder voor de hand liggend en niet te gebruiken voor het bepalen van de veilige dikte van een afdeklaag boven een demping bestaande uit shredder;
- Voor industrieel- en bedrijfsafval is, zoals hierboven al aangegeven, de afname van het gehalte in rundernier en schapenlever duidelijk groter. Er dient echter wel bedacht te worden dat de waarnemingen voor de B-categorie dempingen maar van twee locaties afkomstig zijn.

Methode II geeft een nauwkeuriger beeld. De invloed van het dempingmateriaal op (i) het gehalte zware metalen in het gras, (ii) het gehalte zware metalen in de toplaag en (iii) het landbouwkundig risico worden bestudeerd in relatie tot de dikte van de afdeklaag. Hieruit wordt dan de veilige dikte van de afdeklaag afgeleid.

In figuur 4 is het *gemeten beschikbaar cadmiumgehalte* in de bovenste 5 cm van de afdeklaag uitgezet tegen de dikte van de afdeklaag (voor dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval). Er is een duidelijk verband tussen het beschikbaar cadmiumgehalte en de dikte van de afdeklaag. Vooral bij afdekkingen tot een dikte van ongeveer 10 cm worden hoge tot zeer hoge Cd-gehalten gevonden. Bij afdekkingen van 15 cm of meer is het gehalte Cd in de bovengrond niet of nauwelijks meer beïnvloed door de aanwezigheid van de demping.

In figuur 5 is het gemeten cadmiumgehalte in gras uitgezet tegen de dikte van de afdeklaag (voor dempingen met shredder en industrieel- en bedrijfsafval). Vergelijking van de figuren 4 en 5 laat zien dat de gehalten in gras (figuur 5) net als in de bovenste bodemlaag van 5 cm (figuur 4) ook hoger zijn, naarmate de afdeklaag dunner is. De spreiding is echter veel groter in de gehalten in het gras en bovendien is de afname bij grotere dikte van de afdeklaag niet zo geprononceerd. De oorzaak ligt voor de hand. Het cadmiumgehalte in het gras is een weerspiegeling van de cadmiumgehalten over de gehele bewortelde laag en niet alleen over de bovenste 5 centimeter. Bovendien is de spreiding ook het gevolg van kleine lokale verschillen in de relevante bodemparameters, met name organische stofgehalte en pH.

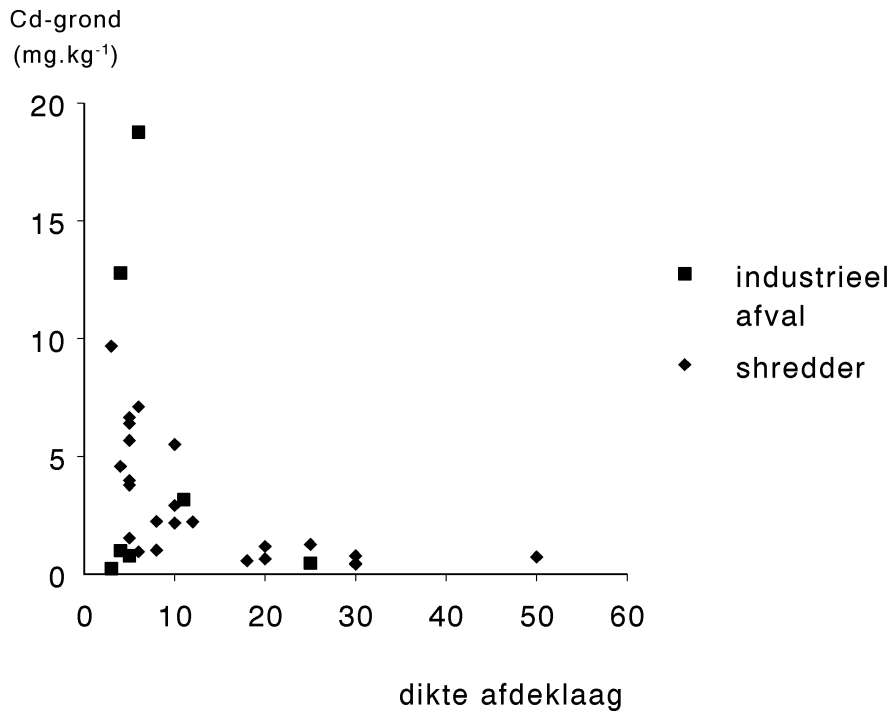


Fig. 4. Gemeten gehalten Cd in de toplaag (0-5 cm) van de afdeklaag voor dempingen met shredder en industrieel afval.

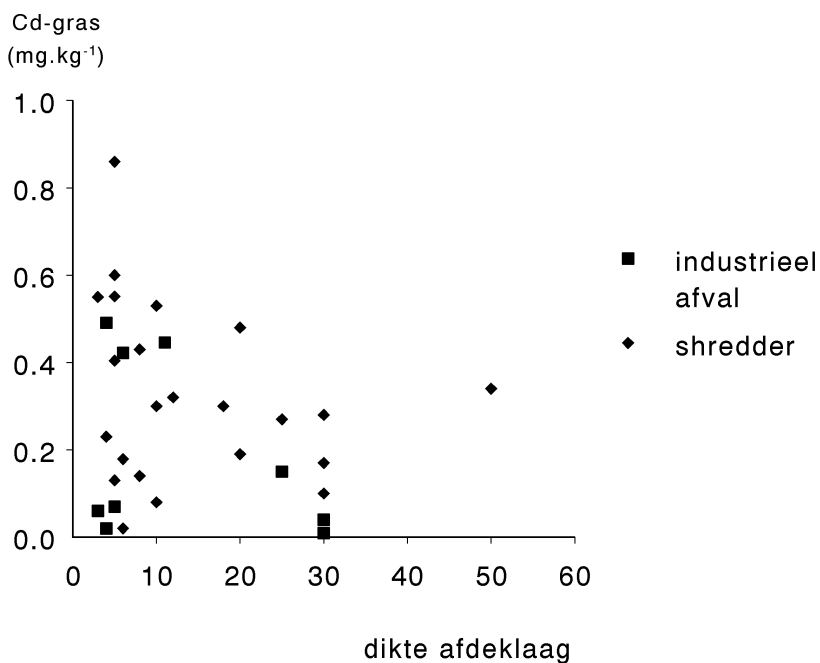


Fig. 5. Gemeten gehalten Cd in gras van de afdeklaag voor dempingen met shredder en industrieel afval.

Figuur 6 laat de relatie zien tussen het berekende gehalte in de schapenlever en de dikte van de afdeklaag. Ook hier is een duidelijke trend zichtbaar: bij een afdeklaag van 0,05 m varieert het berekende gehalte tussen de 20 en 550% van de Warenwetnorm; bij een dikte van 0,3 m zijn zowel de variatie als het niveau lager en liggen de berekende waarden tussen de 20 en 100%. De spreiding ligt in tussen die voor grond (figuur 4) en die voor gras. De verklaring ligt voor de hand. Het gehalte in de schapenlever is berekend uit het gehalte in de bodem (directe ingestie van de bovenste 5 cm) en het gehalte in het gras met behulp van vergelijking 1.

Hieruit kan geconcludeerd worden dat het landbouwkundig risico sterk afneemt met een toenemende dikte van de afdeklaag. In de toplaag van afdekkingen dunner dan 0,15 m komen sterk verhoogde cadmiumgehalten voor. Bij deze locaties is de toename in het berekende Cd-gehalte in de schapenlever deels toe te schrijven aan verhoogde Cd-gehalten in de toplaag van de bodem. Bij dikkere afdekkingen zijn de Cd-gehalten in de toplaag niet verhoogd. Het verhoogde berekende Cd-gehalte is voor locaties met dikkere afdekkingen toe te schrijven aan een verhoogde opname van Cd door het gewas.

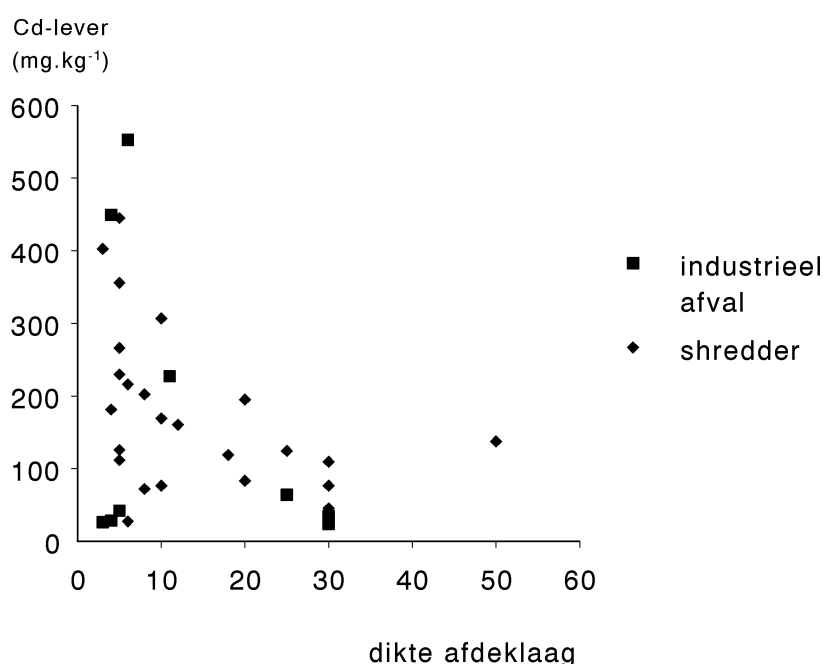


Fig. 6. Berekende gehalten Cd in de schapenlever als percentage van de Warenwetnorm voor dempingen met shredder en industrieel afval.

3.3 Krimp en oxidatie van veen

Sinds de ontginning van veengronden door ontwatering zakt het maaiveld als gevolg van *krimp en oxidatie van veen*. Oxidatie is het proces waarbij organisch materiaal door oxidatie wordt gemineraliseerd tot CO₂ en H₂O. Als gevolg van deze oxidatie verdwijnt organisch materiaal en het door dit organisch materiaal vastgehouden water. Bij krimp neemt de dikte van de grond af als direct gevolg van wateronttrekking. Naast krimp en oxidatie treedt nog een derde proces op, namelijk inklinking. Inklinking is een grondmechanisch proces waarbij de bodemlaag wordt verdicht en samengedrukt als gevolg van het eigen gewicht. Verlaging van het grondwaterniveau gaat gepaard met een verlaging van de opwaartse druk waardoor de druk op de ondergrond toeneemt.

Als gevolg van krimp en oxidatie zal het maaiveld in de Krimpenerwaard steeds verder zakken. Dit heeft verschillende gevolgen voor de beschikbaarheid van verontreinigingen in gedempte sloten:

- Door zakking van het naastliggende veld van een met een afdeklaag afgedekte demping kan, indien het naastliggende veld sneller zakt, de demping boven het omliggende veld komen te liggen;
- Door krimp en oxidatie van de afdeklaag kunnen de zware metalen in de afdeklaag als gevolg van opwaarts transport en (bio) turbatie vanuit de demping, meer geconcentreerd aanwezig zijn;
- Doordat de afdeklaag dunner wordt kunnen plantenwortels dichterbij het dempingmateriaal komen waardoor de opname van zware metalen toe kan nemen.

Om inzicht te krijgen in de effecten van krimp en oxidatie van veen in de toekomst is de krimp en oxidatie berekend met het model POXAPS (Peat Oxidation and Permanent Shrinkage). Dit empirische model is in eerste instantie gekalibreerd op beschikbare historische gegevens van meer dan honderd jaar van maaiveld daling voor veen in Waterland. Vervolgens is het model getoetst op meer gedetailleerde metingen van maaiveld dalingen over een periode van 25 jaar van een veengrond in de Alblasserwaard. Qua bodemopbouw lijkt deze sterk op de veengronden uit de Krimpenerwaard. Tenslotte zijn modelberekeningen uitgevoerd met het model POXAPS voor de in de Krimpenerwaard te verwachten polderpeilen voor de toekomst. Modelresultaten kunnen worden gebruikt als invoergegevens voor een model dat de veilige dikte van de afdeklaag op langere termijn kan berekenen.

Bijlage D geeft een korte beschrijving van het model POXAPS. De bijlage geeft ook de kalibratie met de gegevens uit Waterland, alsmede de toets van het model met gedetailleerde gegevens uit de Alblasserwaard.

3.3.1 *Effecten van krimp en oxidatie van veen op de effectiviteit van afdekkingen*

Om het effect van krimp en oxidatie voor een demping met afdekking te evalueren zijn modelberekeningen uitgevoerd voor een demping met een afdekking en voor het belendende perceel.

Uitgangspunten en aannamen:

- De dekking bestaat uit verhard veen materiaal boven uit het profiel van het huidige omliggende profiel. De beginsituatie van de afdekking en van het naastgelegen veld zijn in de modelsimulatie dus identiek.
- Er is uitgegaan van een afdekking van 0,35 m.
- Het materiaal in de demping oxideert niet en krimpt niet.
- Wanneer 5 cm van het afdekkingmateriaal verdwenen is door krimp en oxidatie wordt de afdekking aangevuld met 10 cm nieuw materiaal om te voorkomen dat de afdekking te dun wordt. De afdekking wordt aangevuld met materiaal uit de bovenste 30 cm van vergelijkbaar veen.

Figuur 7 toont de berekende verandering van de maaiveldhoogte voor een demping en naastgelegen perceel bij een polderpeil van 0,4 m –mv over een periode van ruim 100 jaar. Opvallend is de veel minder sterke daling van de maaiveldhoogte van de demping. Dit is het gevolg van het feit dat bij de demping alleen krimp en oxidatie optreden in de afdekking, terwijl bij het naastgelegen perceel ook krimp en oxidatie optreden in het dieper gelegen materiaal. Omdat het materiaal boven in het profiel al het sterkst geoxideerd is verloopt hier de oxidatie duidelijk langzamer. Bovendien is de krimp in dit al langer ontwaterde materiaal te verwaarlozen.

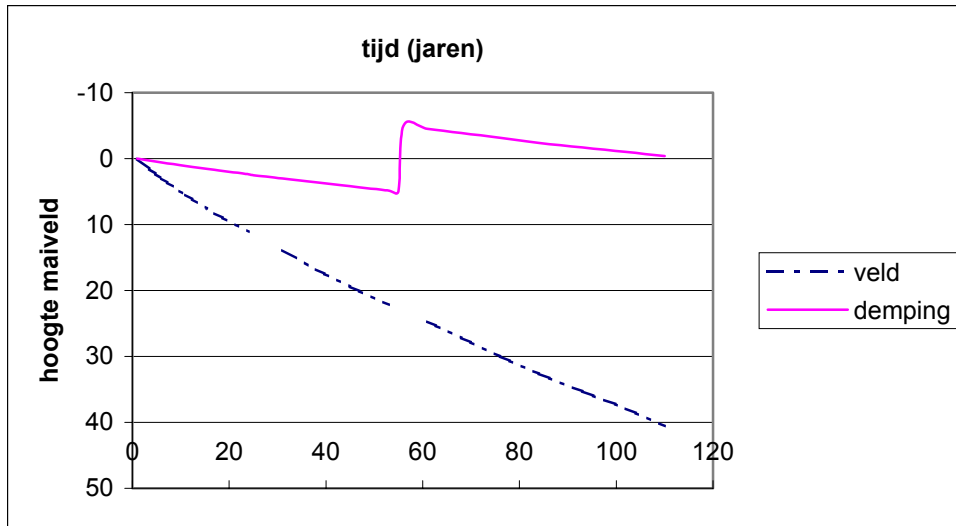


Fig. 7. Verandering van de maaiveldhoogte voor een demping en naastgelegen veld relatief t.o.v. de uitgangssituatie.

Volgens de berekeningen hoeven de afdekklagen maar zo eens in de 50 jaar opgehoogd te worden met nieuw materiaal. Dit geldt alleen wanneer voor afdekklagen materiaal uit de bovengrond gebruikt wordt. Wanneer materiaal dieper uit het veen gebruikt wordt zal de afdeklaag sneller oxideren en ook krimpen en zal deze vaker opgehoogd moeten worden. Een mogelijk probleem is wel het verschil dat in de hoogte van het maaiveld ontstaat tussen de dempingen en het naastliggende veld. Om te voorkomen dat de zijanten van de dempingen vrij komen te liggen zullen ook de zijanten afgedekt moeten worden. Of het maaiveld van dempingen inderdaad veel hoger komt te liggen dan dat van het omliggende veld zal ook afhangen van eventuele zakking van het dempingmateriaal. Doordat het dempingmateriaal mogelijk een hogere dichtheid heeft dan het veenmateriaal kan het dempingmateriaal in het veen wegzakken. In dat geval kan een deel van het hoogteverschil gecompenseerd worden. Om na te gaan of er werkelijk kans is op hoogteverschillen tussen dempingen en naastgelegen percelen moet in het veld gekeken worden of dergelijke verschillen bij oudere dempingen waarneembaar zijn.

Oxidatie en krimp zijn ongetwijfeld van invloed op de concentratie van zware metalen in de afdeklaag en als gevolg daarvan ook op de opname van zware metalen door het gras.

3.4 Modelleren van de veilige dikte voor een afdeklaag

De afdeklaag zal beïnvloed worden door het ondergelegen materiaal in de demping; verschillende processen zullen hierbij een rol spelen:

- Vermenging met het onderliggende materiaal kan optreden als gevolg van turbatie en door transport in de vloeistoffase met capillaire stijging.
- Door krimp neemt de dikte van de afdeklaag af hetwelk kan leiden tot hogere concentraties zware metalen in de afdeklaag.
- Door uitspoeling naar diepere lagen kan de concentratie zware metalen in de afdeklaag afnemen, waardoor het effect van krimp op de concentratie zware metalen geheel of gedeeltelijk ongedaan gemaakt kan worden.

Om na te gaan wat al deze processen tezamen voor effect hebben op de lange termijn en wat de effecten zijn van de verschillende processen op de duurzaamheid en effectiviteit van de afdeklaag is een model opgezet welke deze processen tegelijkertijd en in afhankelijkheid van elkaar kan berekenen. Een prototype van een dergelijk model is beschreven in Boels et al. [2000]. Het huidige model is hierop gebaseerd. Het model is uitgebreid met een module voor de oxidatie

van veen. Gezien de toenemende complexiteit van het model (door combinatie van meer simultaan optredende processen) is de aanpak van modellering in een spreadsheet nu verlaten en is het model nu ondergebracht in een modelframework. Doordat er door oxidatie bodemmateriaal verdwijnt is in het model een dynamische laagindeling aangebracht. Het model blijft rekenen met laagjes van gelijke dikte maar de laagindeling schuift op met de berekende maaiveldaling en de hiermee verband houdende hydrologie en wateropname door het gewas.

Na een beschrijving van het model (paragraaf 3.4.1) wordt in paragraaf 3.4.2 een schematisch overzicht gegeven van alle invoerparameters met waar nodig een onderbouwing. Daarna volgt in paragraaf 3.4.3 een aantal modelberekeningen, die met name ook bedoeld zijn voor de gevoeligheid van de uiteindelijke modelresultaten voor essentiële variabelen. Vervolgens wordt in paragraaf 3.4.4 aangegeven hoe het model kan worden gebruikt voor het schatten van een veilige dikte van de afdeklaag. Tenslotte wordt in paragraaf 3.4.5 een aantal conclusies gegeven.

3.4.1 Modelbeschrijving

In het transport- /opnamemodel worden de volgende processen gesimuleerd:

- Convectief neerwaarts transport van water;
- Capillaire opstijging van water;
- Opname van water en daarin opgeloste zware metalen door planten;
- Convectief transport van metalen via de waterfase (neerwaarts en opwaarts transport);
- Verdeling van zware metalen tussen de vaste fase en de vloeibare fase van de bodem (partitie);
- Verdwijnen van organisch bodemmateriaal door oxidatie;
- Vermenging van vast bodemmateriaal door turbatie (regenwormen en mechanische turbatie).

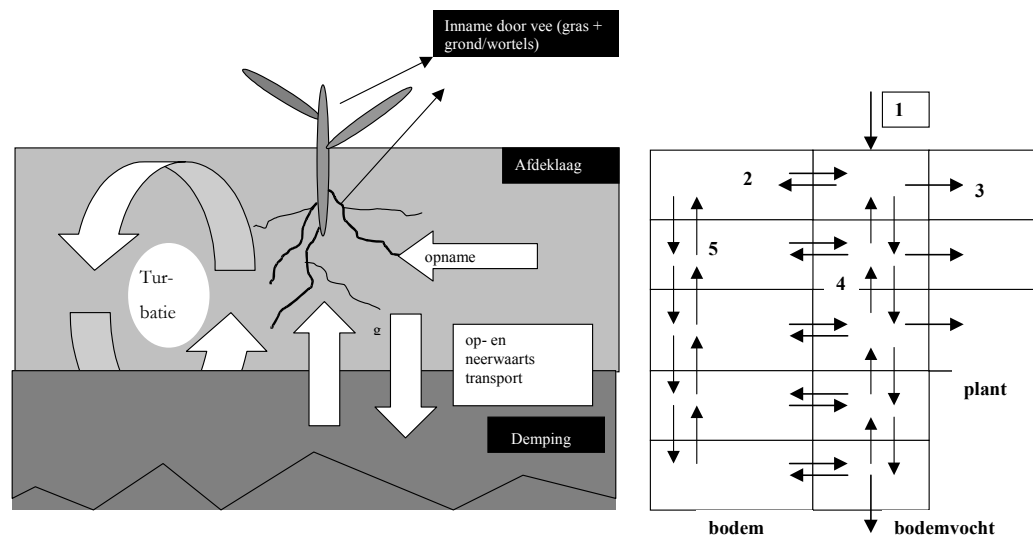


Fig. 8. Schematische weergave van de processen in het model: (1) inputs van zware metalen (bemesting, depositie), (2) adsorptie en desorptie van zware metalen in de bodem (partitie), (3) opname van metalen door het gewas, (4) op- en neerwaarts convectief transport in waterfase, (5) biologische en mechanische turbatie van de vaste fase van de bodem.

Voor het berekenen van de waterfluxen, inclusief opname door planten is gebruik gemaakt van het model SWATRE. De berekende waterfluxen zijn vervolgens gebruikt als input voor een stoftransport model dat is geïncorporeerd in het "ORCHESTRA modelling framework" [Meussen, 2002]. Dit framework is speciaal ontworpen om geavanceerde chemische modellen te combineren met stoftransportmodellen. Hierbij kunnen chemische- en transportmodellen opgebouwd

worden uit standaard voorgedefinieerde modelbouwstenen (objecten), welke in een inputfile gecombineerd kunnen worden met specifieke rekenregels. In dit geval kon voor de chemische adsorptie en convectief transport gebruik worden gemaakt van bestaande modelbeschrijvingen, terwijl de plantopname, de oxidatie van bodemmateriaal, en de vermenging specifiek zijn ingevoegd.

Discretisatie in ruimte en tijd

Voor de berekeningen is een 1 meter dik bodemprofiel verdeeld in 20 horizontale lagen van 5 cm dikte. Voor de discretisatie in de tijd is gerekend met 100 tijdstappen per jaar. De simulaties zijn gedaan voor een periode van 150 jaar, hiervoor werden dus per scenario 15000 tijdstappen doorgerekend.

Watertransport

Het transport van water in het profiel is berekend met het model SWATRE. Er is uitgegaan van een hydrologische schematisatie die gebruikt is voor het model Stone [Kroes et al., in voorbereiding]. Modelberekeningen zijn uitgevoerd voor de combinatie van bodem en grondwaterstand, die in de Krimpenerwaard het meeste voorkomt: koopveen met een Gt van 2. De berekeningen zijn uitgevoerd voor het jaar 1985, omdat dit jaar nagenoeg overeenkomt met het langjarig klimatologisch gemiddelde. De volgende invoergegevens werden gebruikt voor de berekeningen van het watertransport:

- Meteorologische gegevens (neerslag, referentieverdamping);
- Bodemparameters, zoals geleidbaarheid, waterretentiekenmerken;
- Type gewas: wortelopnameverdeling.

Uitvoergegevens van het model SWATRE zijn (i) waterfluxen tussen de lagen van verschillende diepte in het profiel en (ii) de opname van water door het gewas op verschillende dieptes. Deze beide fluxen fungeren als invoergegevens voor het transport- en opnamemodel. Als gevolg van een netto neerslagoverschot is de gemiddelde waterbeweging in het bodemprofiel neerwaarts. Om het belang van capillaire opstijging op metaaltransport na te kunnen gaan is het jaar verdeeld in een winterseizoen, met netto neerwaarts watertransport en uitspoeling, en een groeiseizoen met capillaire opstijging en wateropname door planten. Aangenomen wordt dat gedurende elk van deze perioden de waterstroming en opnamefluxen constant zijn. De door SWATRE berekende fluxen worden voor elk van deze perioden gemiddeld. Gedurende het groeiseizoen is de waterbeweging als gevolg van wateropname door planten en grotere verdamping via capillaire opstijging, naar boven gericht. Hierdoor kunnen metalen zich in principe een gedeelte van het jaar vanuit het dempingmateriaal omhoog bewegen (tot in de afdeklag en de bewortelde zone).

Verdeling van metalen over de vaste fase en vloeistoffase van de bodem

De grootste voorraad zware metalen is aanwezig in de vaste fase van de bodem. Metalen worden door het gewas echter via de waterfase opgenomen en transport gaat ook voor een belangrijk deel via de waterfase in de bodem. Daarom is het van belang de verdeling van metalen over de vaste- en vloeistoffase goed te beschrijven.

Voor de beschrijving van de verdeling (partitie) van metalen is uitgegaan van partitierelaties welke het evenwicht tussen vaste fase en vloeistoffase beschrijven, waarbij een generieke statistisch afgeleide relatie wordt gebruikt. In deze relatie wordt de invloed op de partitie beschreven van bodemparameters zoals pH, organische stofgehalte en kleigehalte. De gebruikte relatie is gebaseerd op een Freundlichvergelijking en kan geschreven worden als:

$$\text{Log}[(Q)/(C)^n] = \alpha + \beta \cdot \text{log}[\text{klei}] + \gamma \cdot \text{log}[\text{SOM}] + \delta \cdot \text{pH} + \varepsilon \cdot \text{log}(\text{DOC}) \quad (5)$$

Met:

Q	=	metaalgehalte in de bodem geëxtraheerd met 0,43 N HNO ₃ (mol kg ⁻¹)
C	=	metaalgehalte in oplossing (mol m ⁻³)
Klei	=	kleigehalte (%)
SOM	=	organische stofgehalte in %
pH	=	pH in een 0,01 M CaCl ₂ extract
DOC	=	opgeloste organische stof (mg.L ⁻¹)
n, α, β, γ, δ, ε	=	regressieparameters

Opname door gewas

De opname van metalen door het gewas wordt beschreven door de hoeveelheid opgenomen water te vermenigvuldigen met de metaalconcentratie en een zogenaamde “*uptake preference factor*”. Door terug te rekenen kan deze “*uptake preference factor*” berekend worden. Bij dit terugrekenen wordt uitgegaan van een aantal analytisch vastgestelde en onderling gerelateerde parameters:

- Cadmiumgehalten in gras voor onvervuilde veengronden;
- De gemiddelde gewasopbrengst;
- De gemiddelde wateropname;
- De concentratie cadmium in oplossing die in evenwicht is met een representatief metaalgehalte voor een onvervuilde bodem met de karakteristieken van de Krimpenerwaard.

Op deze wijze is voor cadmium een “*uptake preference factor*” van 0,213 vastgesteld.

Ook voor koper is deze eenvoudige lineaire opname aangenomen, alhoewel voor dit metaal deze aanpak de opname zal overschatten omdat koper niet, zoals cadmium, aspecifiek opgenomen wordt. Koper is immers een essentieel element en de opname hiervan wordt door de plant zelf gereguleerd. Van de bovengenoemde parameters kan alleen de wateropname als functie van de diepte niet op basis van bekende gegevens worden vastgesteld; deze is, zoals eerder vermeld, berekend met het model SWATRE.

Oxidatie organische stof

Bij bodems met een hoog organische stofgehalte kan het maaiveld dalen als gevolg van verdwijnen van het bodemmateriaal door oxidatie, krimp en inklinking (vergelijk paragraaf 3.2). In de Krimpenerwaard ligt de (gemeten) snelheid van deze maaiveldaling in de orde grootte van 25 cm per eeuw. Inklinking en oxidatie kunnen van invloed zijn op de effectiviteit van afdekklagen. Het gevolg van het dunner worden van de afdeklag zelf kan ertoe leiden dat de wortelzone dicht bij het dempingmateriaal, of zelfs gedeeltelijk hierin, komt te liggen. Hierdoor kunnen plantenwortels in contact komen met hogere metaalconcentraties in het bodemvocht en hierdoor meer metalen opnemen. Ook worden de aanwezige zware metalen door oxidatie van de organische stof geconcentreerd. Door oxidatie verdwijnt er immers bodemmateriaal terwijl de hoeveelheid zware metalen onveranderd blijft. In het model wordt oxidatie van bodemmateriaal gesimuleerd door de massa van het vaste bodemmateriaal boven de grondwaterspiegel via een eerste orde proces te laten verdwijnen. Uit de berekeningen van het model POXAPS blijkt dat krimp in een afdeklag geen rol speelt. Onder aërobe omstandigheden is de oxidatiesnelheid in afdekklagen beduidend minder dan in diepere lagen waar de organische stof minder ver afgebroken is. In de berekeningen is uitgegaan van een gemiddelde oxidatiesnelheid, zoals berekend met het model POXAPS. Er is aangenomen dat oxidatie alleen plaatsvindt in de afdeklag en niet in het dempingmateriaal.

(Bio)-turbatie

Voor stoffen die zich voornamelijk in de vaste fase van de bodem bevinden (en zich daardoor niet gemakkelijk via de waterfase verplaatsen) kan vermenging van de vaste bodemfase de be-

langrijkste vorm van transport worden. Als we ervan uitgaan dat deze turbatie voornamelijk door regenwormen wordt veroorzaakt, is het mogelijk om deze verplaatsing van grond te beschrijven als diffusie van vast materiaal (met de daaraan geadsorbeerde stoffen). Door Cousins et al. [1999], is voor deze vorm van diffusie in veengronden in Schotland een diffusiecoëfficiënt tussen 10^{-7} en $5 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ geschat. Deze waarde ligt in dezelfde orde van grootte als de moleculaire diffusiecoëfficiënt van ionen in water. De werkelijke grootte van deze vermenging zal afhankelijk zijn van de lokale activiteit van wormen. Voor de turbatie door regenwormen is aangenomen dat deze zich overal "at random" in de bodem bewegen boven de grondwaterspiegel. Niet alle wormen bewegen zich zo diep in de bodem. Een deel van de wormen beperkt zich tot de bovenste decimeters van de grond. Er blijkt echter uit de berekeningen dat turbatie alleen effect heeft als er een duidelijke gradiënt aanwezig is. Turbatie in de bovengrond als gevolg van wormen maar ook als gevolg van insporing en vertrapping zoals berekend door Boels en Zweers [2001] zijn daarom van zeer gering belang en verder niet meegenomen in de modelberekeningen.

3.4.2 Overzicht overige invoergegevens voor het model

Voor de input van cadmium en koper op grasland op veen wordt uitgegaan van gegevens verkregen in het kader van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit:

Input cadmium ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) voor grasland op veen [Groot et al., 1998]

kunstmest	1.5
mest	0.1
atmosferische depositie	0.8
veevoer	0.6
totaal	3.0

Input koper ($\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) voor grasland op veen [Groot et al., 1998]

kunstmest	7.0
mest	44
atmosferische depositie	9
veevoer	95
andere bronnen	4
totaal	160

Voor de gehalten aan cadmium en koper in de bodem wordt gebruik gemaakt van gemiddelde waarden, die zijn verkregen in het hier gerapporteerde onderzoek. Het betreft hier zogenaamde beschikbare gehalten (op basis van extractie met $0,43 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1} \text{ HNO}_3$).

- Het gemiddelde *cadmiumgehalte* in de bodem op basis van $0,43 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1} \text{ HNO}_3$ bodemextracten in de bovenste 5 cm van de referentielocaties is $0,76 (\pm 0,27) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.
- Het gemiddelde *kopergehalte* in de bodem op basis van $0,43 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1} \text{ HNO}_3$ bodemextracten in de bovenste 5 cm van de referentielocaties is $25,9 (\pm 11,5) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Deze gehalten komen voor cadmium goed overeen met de gemiddelde waarden voor het totaal cadmiumgehalte voor grasland op veen [Groot et al., 1998]: $0,72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (range: $0,23\text{-}0,90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Voor koper liggen de gehalten aan de onderkant van de range ($22\text{-}287 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), zoals die werd gevonden in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit [Groot et al., 1998]. Indien rekening wordt gehouden met het feit dat totaalgehalten voor koper normaliter een factor 2-3 hoger liggen dan de gehalten op basis van $0,43 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1} \text{ HNO}_3$ bodemextracten, ligt het kopergehalte rond het gemiddelde, evenals dat van cadmium.

In de berekeningen wordt er vanuit gegaan dat de hoeveelheid opgenomen metaal door het gewas weer op de bodem terecht komt. De gemiddelde gehalten zijn ook weer gebaseerd op binnen het hier gerapporteerde onderzoek verkregen waarden:

Cadmium in gras: 0,09 mg.kg⁻¹
 Koper in gras: 12 mg.kg⁻¹

Ten aanzien van de voor de partitie van zware metalen tussen de vaste en vloeibare fase in de bodem van belang zijnde parameters in demping en afdeklaag zijn de volgende waarden gebruikt (gemiddelde waarden en de range):

	pH	klei (%)	org. stof (%)	DOC
afdeklaag	5.2 (4.8-5.5)	26 (10-30)	45 (40-50)	300 (200-500)
demping	6.2 (5.6-7.3)	9 (5-12)	30 (17-50)	75 (50-100)

De partitie van zware metalen is berekend met zogenaamde vertaalfuncties (vergelijk paragraaf 3.4.1, vergelijking 5). Deze vertaalfuncties zijn gebaseerd op de Freundlich vergelijking en relateren de adsorptie aan bodemeigenschappen als pH, organische stofgehalte, kleigehalte en de concentratie opgelost organisch koolstof in de bodemoplossing ([DOC]). In eerste instantie is gebruik gemaakt van de vergelijkingen van Römken et al. [2002] met alleen pH, organische stof en klei. Deze bleken echter voor veengronden slecht te voldoen. Daarom is uitgegaan van een variant met daarin ook [DOC]. De coëfficiënten voor vergelijking 5 zijn weergegeven in tabel 15.

Tabel 15. Parameters voor de partitie van zware metalen over vloeistof- en vaste fase volgens vergelijking 5.

Metaal	Parameter						Se-Y	R2
	INT	OM	pH	Clay	DOC	n-opt		
Cd	-4.75	0.61	0.26	0.29	-0.05	0.54	0.33	0.80
Cu	-2.61	0.60	0.12	0.23	-0.27	0.59	0.34	0.65

3.4.3 Resultaten van de modelberekeningen

Inleiding

Berekeningen van transport en opname door gewas van cadmium en koper zijn gesimuleerd voor een aantal verschillende scenario's, die door de samenstellers van dit rapport van praktisch belang werden geacht voor de situatie rond afdekklagen op dempingen in de Krimpenerwaard. De keuze houdt verband met de kans op landbouwkundige risico's en focust dus op langere termijn voorspellingen (150 jaar) voor (i) de opname door gras (vergeleken met een schone bodem) en (ii) de zware metalenconcentratie in de bovenste 5 cm van de bodem. Het effect van de volgende factoren wordt daarbij geëvalueerd:

- Krimp en oxidatie van organische stof;
- Capillaire opstijging van water;
- Vermenging van bodemmateriaal door bioturbatie;
- Een combinatie van de bovenste drie factoren.

De berekeningen zijn uitgevoerd met afdekklagen van 0, 10, 20, 30, 35, 40 en 100 cm dikte. De bewortelingsdiepte en het hiermee verband houdende opnameprofiel (figuur 9) van het gewas, zoals berekend met het model SWATRE, is vastgesteld op 35 cm.

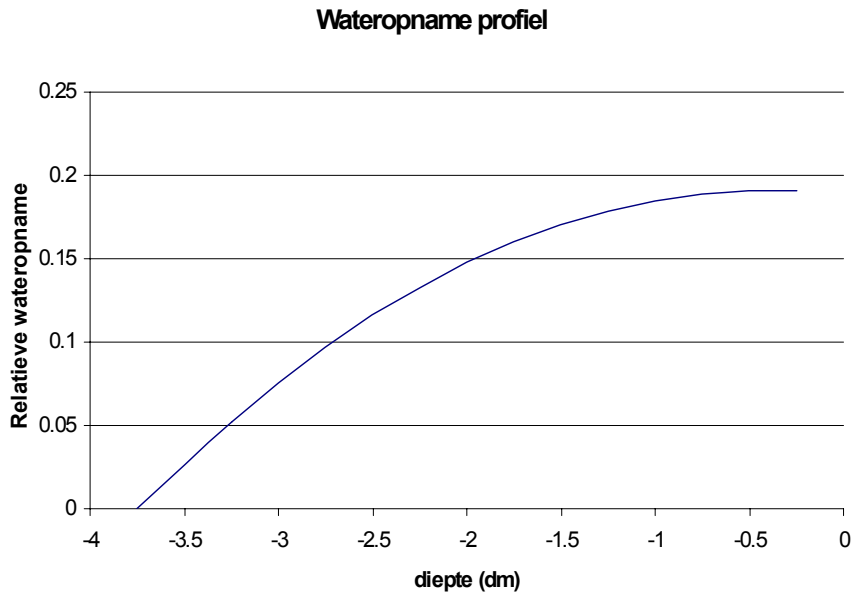


Fig. 9. Gemiddelde opname van water door gewas als functie van diepte.

Allereerst zijn berekeningen gedaan voor een uitgangssituatie met alleen neerwaarts watertransport, waarbij effecten van krimp, capillaire opstijging en bioturbatie niet werden meegenomen. Uit de berekende opname van metalen door het gewas als functie van de tijd blijkt duidelijk het effect van de dikte van de afdeklaag. In figuur 10 is de relatieve opname van het gras (ten opzichte van de opname uit niet vervuilde grond) uitgezet tegen de tijd. Als de wortelzone geheel in de afdeklaag ligt (afdeklaag \geq 35cm), bestaat er geen effect van het dempingmateriaal op de metaalopname door gewas. In de gevallen waarbij de bewortelingsdiepte groter is dan de afdeklaag, en wortels dus tot in het dempingmateriaal groeien, worden door de hogere concentraties metalen in het bodemvocht hier aanzienlijke hoeveelheden metalen opgenomen. Doordat de opgeloste zware metalenconcentraties in het dempingmateriaal veel hoger zijn dan in de afdeklaag, met name in geval van koper, hoeft slechts een klein deel van de wortelzone in het dempingmateriaal te liggen om al aanleiding te geven tot een significant hogere metaalopname.

Bij de in figuur 10 weergegeven modelresultaten moet opgemerkt worden dat de hoeveelheid opgenomen koper op dit moment berekend wordt met een lineair verband (constante factor) tussen koperconcentratie in de bodemoplossing en de koperconcentratie in het gras. Omdat koper, in tegenstelling tot cadmium, actief door planten wordt opgenomen zal dit leiden tot een overschatting van de opgenomen hoeveelheid koper bij hogere concentraties in de bodem. De afname in de tijd van de opgenomen hoeveelheid metalen wordt veroorzaakt door het langzamerhand uitspoelen van zware metalen uit de wortelzone. De modelresultaten voor de afdekklagen van 35, 40 en 100 cm zijn gelijk omdat in al deze gevallen de wortelzone geheel boven het dempingmateriaal ligt. De kleine veranderingen in opname voor deze schone bodemprofielen zijn het gevolg van input van kleine hoeveelheden zware metalen via regenwater en bemesting.

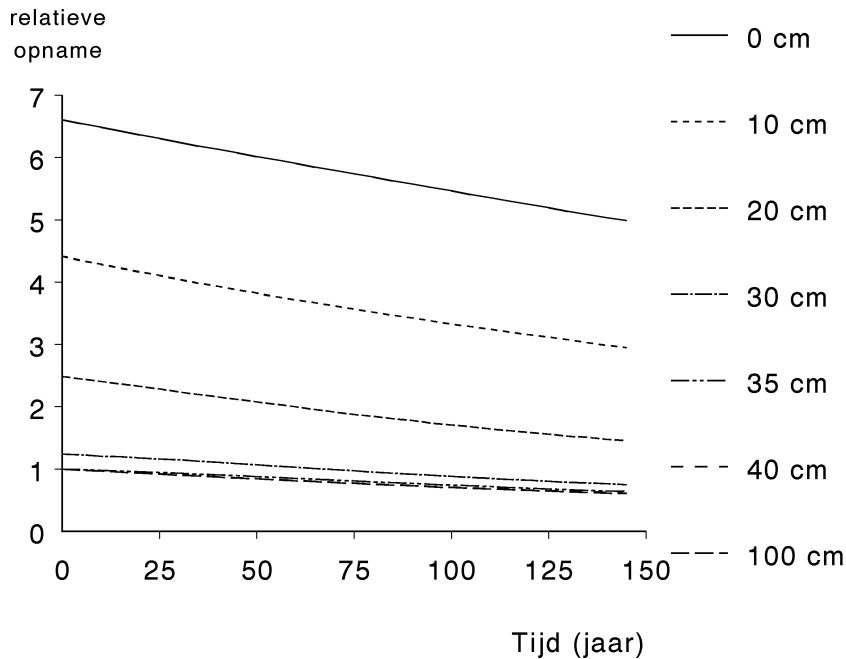


Fig. 10. Relatieve opname van gewas voor Cd t.o.v. opname uit schone grond, als functie van tijd bij verschillende afdekkingen: uitgangssituatie, effect van dikte van de afdeklaag.

Effect van krimp en oxidatie van organische stof

Het verdwijnen van bodemmateriaal door oxidatie danwel inklinking heeft tot gevolg dat de afdeklaag dunner wordt en de wortelzone richting dempingmateriaal "opschuift". Als de wortelzone het dempingmateriaal bereikt, neemt de opname van zware metalen sterk toe. Een tweede effect van krimp en oxidatie is een toename van de zware metalenconcentratie als gevolg van het verdwijnen van bodemmateriaal. Hierdoor nemen ook de concentraties in het bodemvocht, en daardoor de opname van metalen, bij een gelijkblijvende hoeveelheid metalen, geleidelijk toe. Dit leidt ook zonder de aanwezigheid van dempingmateriaal tot in de tijd licht toenemende concentraties in gras.

In figuur 11 is weer de relatieve opname van cadmium door gras in de tijd weergegeven. Relatief betekent hier dat de opname door gras vanuit afdekkingen (en dempingen) gedeeld werd door de opname vanuit schone grond. Bij een afdeklaag van één meter dikte blijft de wortelzone altijd boven het dempingmateriaal. De toename in de tijd van de opname van metalen voor deze dikke afdeklaag is geheel toe te schrijven aan de concentratie van het metaal door het verdwijnen van vaste fase materiaal.

De opname voor afdekkingen met een dikte van 35 en 40 cm loopt eerst gelijk met die van de afdeklaag van 100 cm. Wanneer na bepaalde tijd de dikte van de afdeklaag zover afgenomen is dat de diepste wortels in het dempingmateriaal kunnen komen neemt de opname sterk toe. Voor de situaties waarbij de afdeklaag dunner is dan de wortelzone (0, 10, 20, 30 cm) worden de opgenomen hoeveelheden metaal vooral beïnvloed door het dempingmateriaal en door het gedeelte van het opgenomen water dat hieruit afkomstig is. De opgenomen hoeveelheden nemen hierbij af doordat zware metalen vanuit het dempingmateriaal uitspoelen waarbij de concentraties in het bodemvocht geleidelijk afnemen.

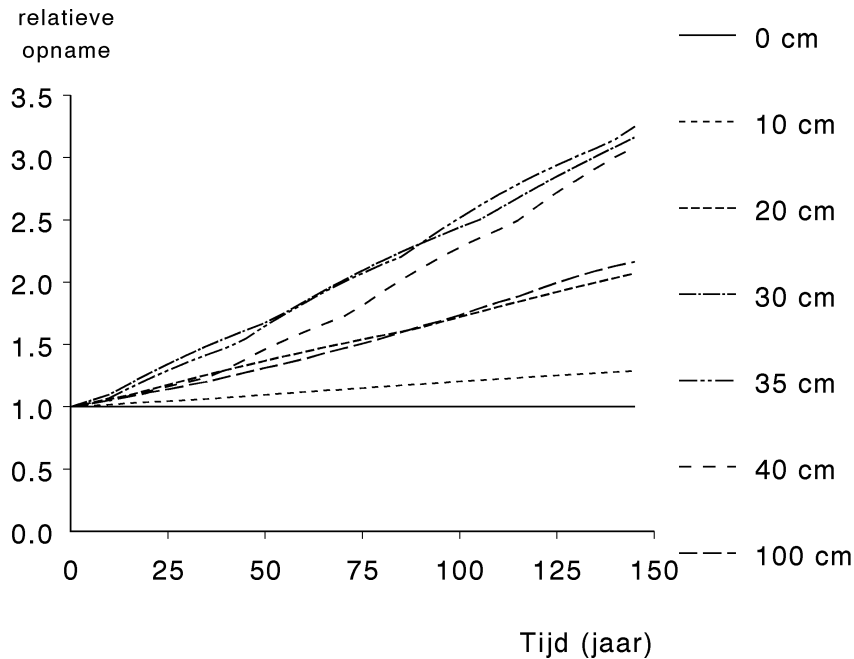


Fig. 11. Opname van Cadmium door gewas als functie van tijd bij verschillende afdekklagen: effect van krimp/oxidatie.

Effect van capillaire opstijging van water

Bij een constante gemiddelde neerwaartse waterbeweging heeft het dempingmateriaal geen invloed op het gewas als de wortelzone geheel boven het dempingmateriaal ligt, zoals blijkt uit de bovenstaande berekeningen. Alleen de gehalten in de gewassen op een afdeklaag dunner dan 30 cm worden beïnvloed.

Figuur 12 laat zien dat, indien seizoensafhankelijke opwaartse waterbeweging via capillaire opstijging wordt gesimuleerd, deze een effect uitoefent op de laag die zich boven het dempingmateriaal bevindt. Deze beïnvloeding is echter slechts tijdelijk en over slechts korte afstand significant (let op het verschil tussen dikten van de afdeklaag van respectievelijk 35 en 40 cm). Het gedurende het jaar variëren van de stroomrichting van het bodemvocht heeft een "vervaging" van de concentratiegradiënt tussen afdeklaag-dempingmateriaal tot gevolg, maar leidt niet tot transport van metalen uit dempingmateriaal naar bodemoppervlak. Het effect van capillaire opstijging op de opname van zware metalen door gras is groot als de wortelzone zich uitstrekt tot vlak boven het dempingmateriaal. Dit is bij een afdeklaag van 35 cm het geval. Bij een slechts 5 cm dikkere afdeklaag van 40 cm is het effect van dempingmateriaal op opnameprocessen in de wortelzone verwaarloosbaar.

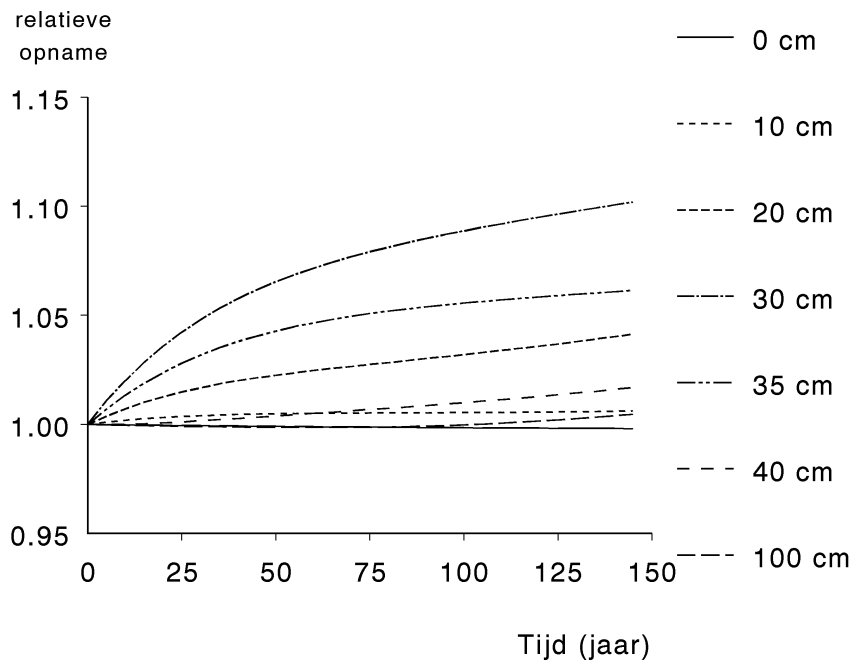


Fig. 12. Opname van cadmium door gewas als functie van tijd bij verschillende afdekklagen: effect van seizoensafhankelijke capillaire opstijging.

Effect van vermenging van bodemmateriaal door bioturbatie

Door vermenging van bodemmateriaal kan dempingmateriaal, met daaraan geassocieerde verontreinigingen (zware metalen) zich langzaam richting wortelzone en bodemoppervlak verplaatsen. Als aangenomen wordt dat dit een "random process" is, is het vergelijkbaar met diffusie van vast materiaal.

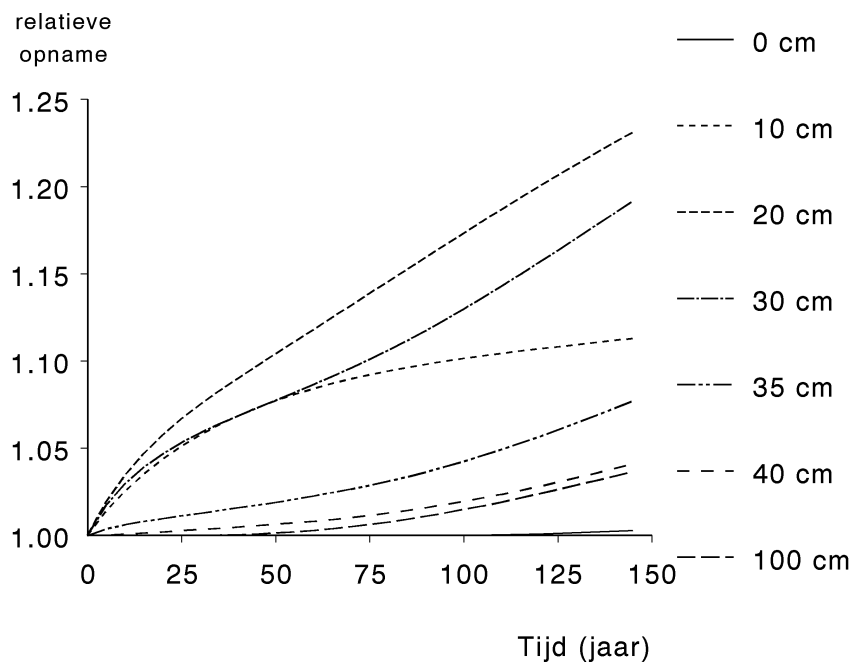


Fig. 13. Opname van metalen door gewas als functie van tijd bij verschillende afdekklagen: effect van bioturbatie.

Figuur 13 toont het resultaat van modelberekeningen waaruit blijkt dat dit proces alleen effect heeft over kleine afstanden (5-10 cm). Over deze korte afstanden zullen aanwezige concentratiegradiënten worden “vervaagd”. Dit effect is in hoge mate vergelijkbaar met het effect van seizoensafhankelijke capillaire opstijging.

Bioturbatie leidt evenmin als capillaire opstijging tot transport van metalen tot aan het maaiveld bij afdekklagen van meer dan 10 cm en beïnvloedt slechts de bodemlaag net boven het dempingmateriaal (zie de relatieve stijging van het kopergehalte bij een afdeklaag van 10 cm in figuur 12). Na verloop van tijd wordt ook hier het effect minder omdat de netto neerwaartse waterbeweging zorgt voor het uitspoelen van de metalen uit de wortelzone.

Gecombineerd effect van krimp en oxidatie, capillaire opstijging, en bioturbatie

Uit de hierboven weergegeven modelresultaten blijkt dat alle drie de genoemde processen individueel tot een verhoogde opname van zware metalen door gras kunnen leiden. In de hieronder weergegeven berekeningsresultaten zijn de drie processen simultaan meegenomen om het gecombineerde effect van krimp, capillaire opstijging en bioturbatie te evalueren.

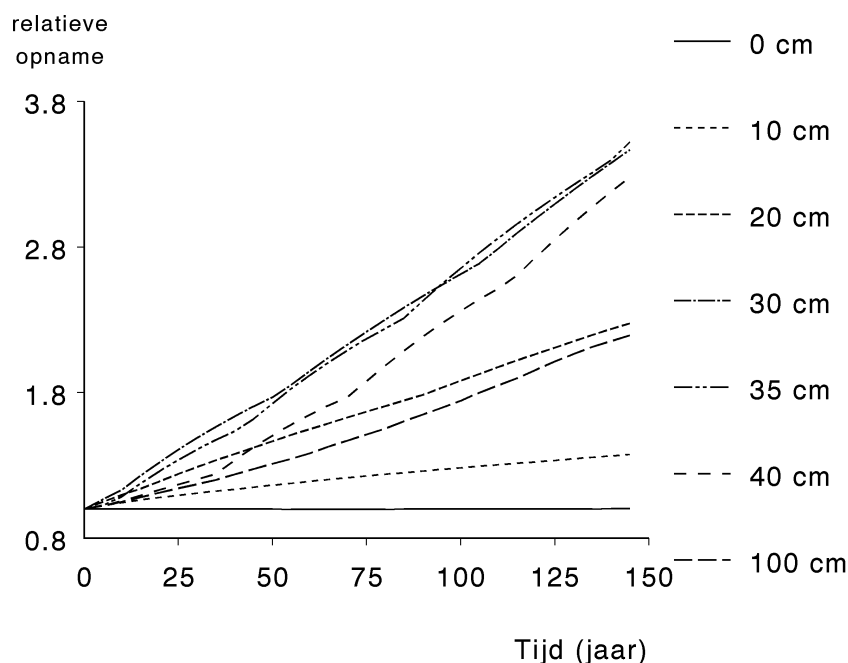


Fig. 14. Relatieve opname van cadmium door gewas als functie van tijd bij verschillende afdekklagen: effect van bioturbatie.

De in figuur 14 gepresenteerde resultaten laten zien dat de processen bioturbatie en capillaire opstijging onderling zeer vergelijkbaar zijn voor wat betreft hun drijvende kracht (bestaan van concentratiegradiënten) en effect (vervagen van deze concentratiegradiënt). Hierdoor is het effect van deze processen niet additief en is het gezamenlijk effect (veel) kleiner dan de som van bioturbatie en capillaire opstijging afzonderlijk. Vanwege het feit dat bioturbatie en mechanische turbatie door insporing en vertrapping additief zijn en het feit dat de gebruikte diffusieconstante (vanwege zijn grootte) maar een zeer geringe invloed heeft, zal het meenemen van mechanische turbatie in de berekeningen geen substantieel andere uitkomsten geven. Uit de berekeningen blijkt verder dat bioturbatie en capillaire opstijging samen wel een versterkende invloed hebben op het effect van krimp en oxidatie van de organische stof voor afdekklagen van 30-40 cm. Dit vanwege het feit dat deze afdekklagen qua dikte overeenkomen met de wortelzone, zodat het effect van “vervagen” van concentratiegradiënten daar maximaal is. Onder deze omstandigheden

kunnen bioturbatie en capillaire opstijging, alhoewel beiden slechts transport over korte afstanden tot gevolg hebben, er voor zorgen dat hogere zware metaalconcentraties juist binnen bereik van de wortels kunnen komen. Dit leidt ertoe dat de effecten van krimp sterker zijn en na kortere tijd optreden.

Ook het elkaar versterken van de drie processen leidt niet tot een netto transport van zware metalen tot aan het oppervlak. Bij geen van de scenarioberekeningen nemen de zware metaalconcentraties in de bovengrond (laag 0-5cm) toe.

Onzekerheden in berekeningen

In de berekeningen worden verschillende aannamen gedaan met betrekking tot bodemkenmerken en procesparameters. Het is te verwachten dat de spreiding in bodemkenmerken, alsmede de daarmee samenhangende variatie in binding van zware metalen en de snelheid van bioturbatie, leiden tot de kwantitatief meest belangrijke onzekerheden bij het berekenen van het transport en de opname van metalen door gras.

Om na te gaan wat de effecten zijn van verschillende bodemkenmerken (klei, pH en organische stof) en als gevolg daarvan een sterkere of mindere sterke binding van metalen aan de bodem, zijn berekeningen uitgevoerd voor de op grond van bodemkenmerken berekende zwakste en gemiddelde binding van metalen. Hierbij is gebruik gemaakt van de gemiddelde en de voor een zwakke binding meest extreme waarden, zoals weergegeven in de tabel in paragraaf 3.4.2.

Het effect van een minder sterke binding van Cd resulteert in een hogere concentratie Cd in oplossing. De hogere concentratie in oplossing leidt tot zowel een hogere opname door het gewas (de opname is immers lineair gerelateerd aan de concentratie in oplossing) als tot een snellere uitspoeling van metalen. Uit figuur 15 blijkt dat de relatieve opname (berekend ten opzichte van de modelparameterisatie met de standaardwaarden) voornamelijk voor die diktes van de afdeklaag toeneemt waarbij de wortels dichtbij of in het dempingmateriaal komen (laagdikte <0,35 m). Voor deze laagdiktes van de afdeklaag kan de opname met een factor 2-5 toenemen. Voor laagdiktes van 0,35 m en meer is de gevoeligheid duidelijk minder. Voor de afdeklaag van 0,4 m ligt de opname slechts 30% hoger dan die voor de standaardberekeningen. Door de gelijk optredende verhoogde uitspoeling neemt de verhoging van de opname in de tijd af.

Dit betekent dat voor toenemende laagdikte de onzekerheid afneemt. In het interessante gebied voor laagdikten vanaf 0,3 m is de onzekerheid in de berekeningen klein. Een ander positief punt is dat de onzekerheid in de tijd afneemt.

Wanneer juist gerekend wordt met een sterkere binding zullen de concentraties in oplossing lager worden. Als gevolg hiervan zal de opname door het gewas afnemen, terwijl de uitspoeling van Cd juist vertraagd wordt. In figuur 16 is te zien dat de opname voor afdekklagen van 0,3-0,4 m op 30-50% van de opname met de standaardinstelling ligt. Deze factor is vrijwel constant over de gehele gesimuleerde periode.

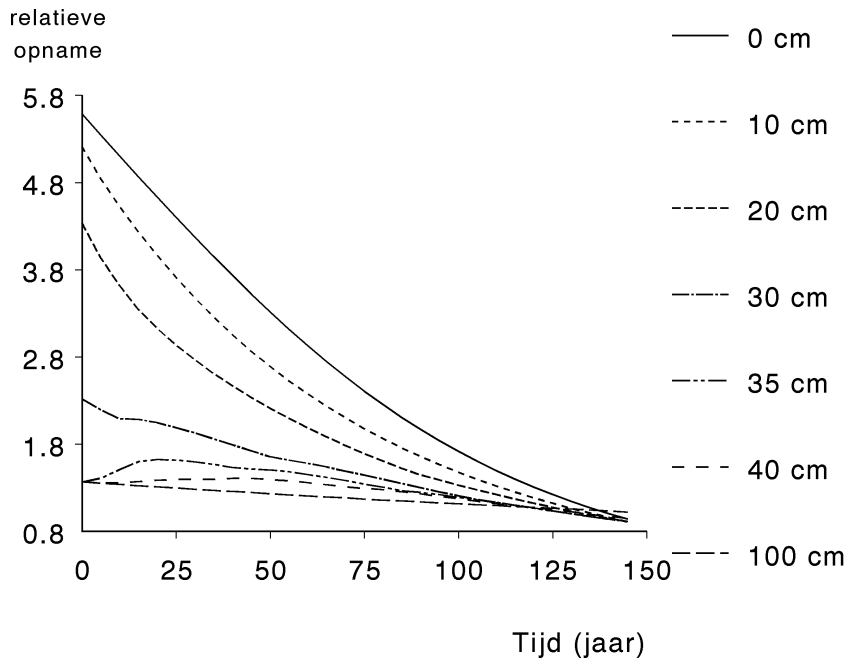


Fig. 15. Relatieve opname van cadmium door gewas als functie van tijd voor een zwakke binding van Cd aan de bodem t.o.v. de berekening met gemiddelde binding.

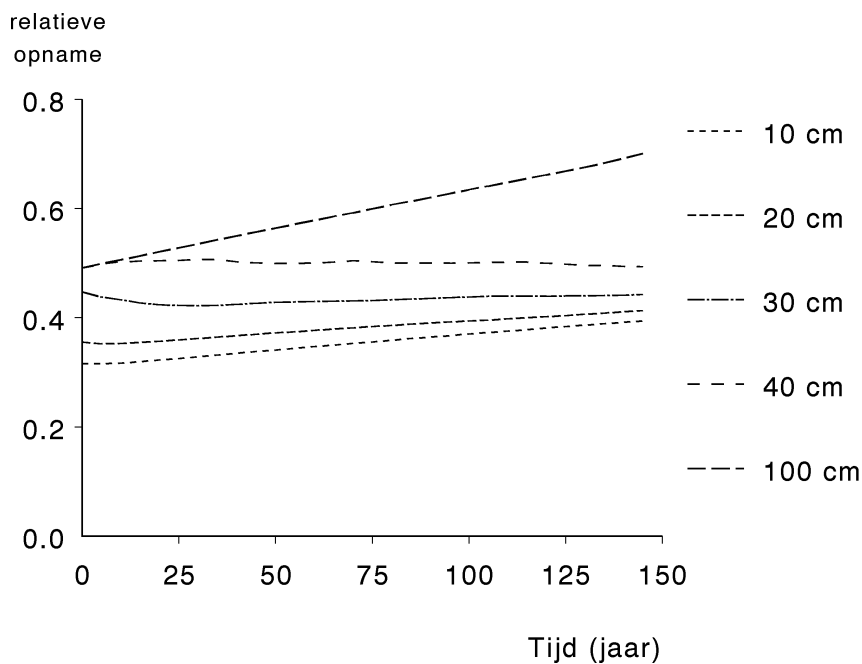


Fig. 16. Relatieve opname van cadmium door gewas als functie van tijd voor een sterke binding van Cd aan de bodem t.o.v. de berekening met gemiddelde binding.

De gevoeligheid van het model voor variatie in de snelheid van biologische en mechanische turbatie is getoetst door de diffusieconstante voor de vaste fase met een factor 10 te verhogen. Fi-

guur 17 geeft de relatieve opname van de verhoogde turbatie ten opzichte van de standaardwaarde van deze modelparameter. Het sterkste effect wordt gevonden voor afdekklagen tussen de 0,3 en 0,4 m dikte. Het effect van de verhoging van de turbatiesnelheid is echter gering, namelijk 30-40%.

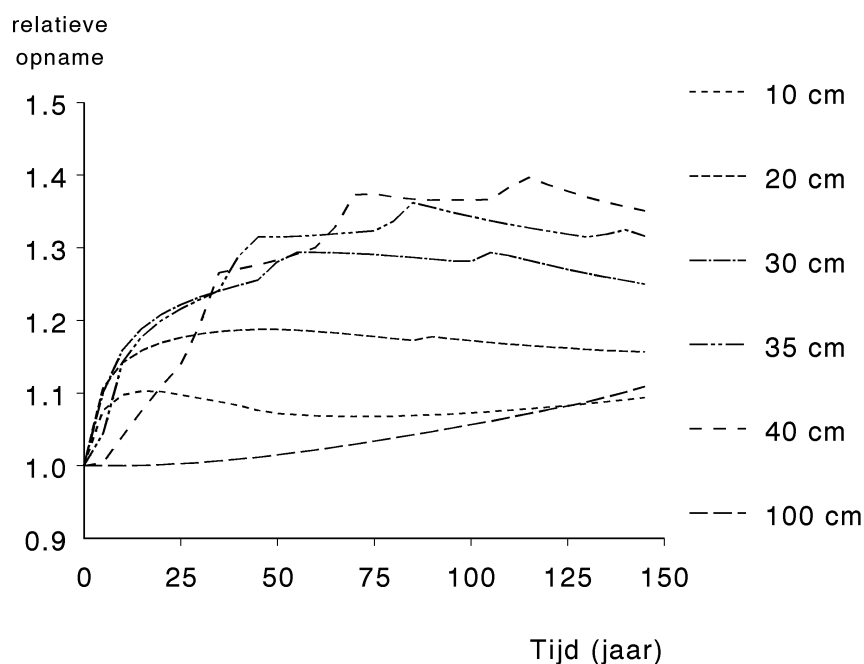


Fig. 17. Relatieve opname van Cd bij een 10x verhoogde snelheid van biologische en mechanische turbatie.

3.5 Berekeningen veilige dikte afdeklaag

Het geparameteriseerde model kan nu gebruikt worden om de ontwikkeling van het landbouwkundig risico in de tijd te evalueren. Als toetsparameter voor het landbouwkundig risico zijn het Cd-gehalte in de rundernier en schapenlever gebruikt. De met het model berekende gehalten Cd in de bodem en in de plant kunnen analoog als bij het bepalen van de landbouwkundige risico's van de verschillende dempingcategorieën berekend worden uit de gecombineerde opname van Cd uit grond en gewas en de bioaccumulatiefactor (zie vergelijking 1). Uit de modelberekeningen blijkt dat het landbouwkundig risico voor afdekklagen tussen de 0,3-0,4 m langzaam met de tijd toeneemt met ongeveer 20% in 25 jaar. Deze toename is het gevolg van een toename van de gewasopname van Cd door het gewas. De toename in het Cd-gehalte in de nier wordt geremd door een afname van het Cd-gehalte in de top van de afdeklaag. Figuur 18 en 19 geven de resultaten voor respectievelijk het Cd-gehalte in de rundernier en het Cd-gehalte in de schapenlever, zoals berekend met het model voor verschillende diktes van de afdeklaag zoals berekend na een tijdsperiode van 25 jaar. De doorgetrokken lijn geeft de resultaten weer voor de simulatie met de standaardparameters. De onderbroken lijn geeft de resultaten weer voor de simulatie met een zwakke Cd-binding. Deze laatste lijn is opgenomen om naast een gemiddelde te verwachten respons ook een minder gunstige variant weer te geven om een indruk te geven van de variatie die verwacht kan worden. Uit de modelberekeningen blijkt er een behoorlijk verschil in de voorspellingen van beide parameterisaties voor afdekklagen tot zo'n 0,3 m. De resultaten van beide simulaties convergeren voor de dikkere afdekklagen. Vanaf laagdiktes van ongeveer 0,4 m zijn de resultaten voor beide berekeningen bijna aan elkaar gelijk.

De berekende Cd-gehalten in de rundernier en schapenlever blijven alle onder het maximumgehalte van de Warenwetnorm voor afdekkingen van 0,3 m en meer. Wanneer met de parameterisatie met een zwakkere binding gerekend wordt moet een laagdikte van minimaal 0,35 m aangehouden worden.

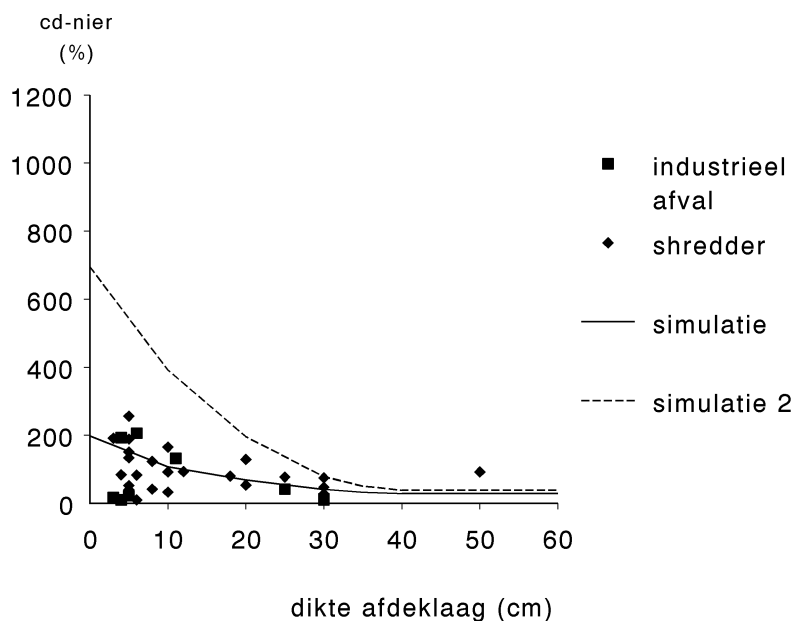


Fig. 18. Berekende (op basis van metingen van metaalgehalten in bodem en gewas) en gesimuleerde gehalten Cd in de rundernier uitgedrukt als percentage van het maximaal gehalte volgens de Warenwet. Simulatie 1 is de berekening met standaardwaarden, simulatie 2 die met een zwakke binding van Cd door de bodem.

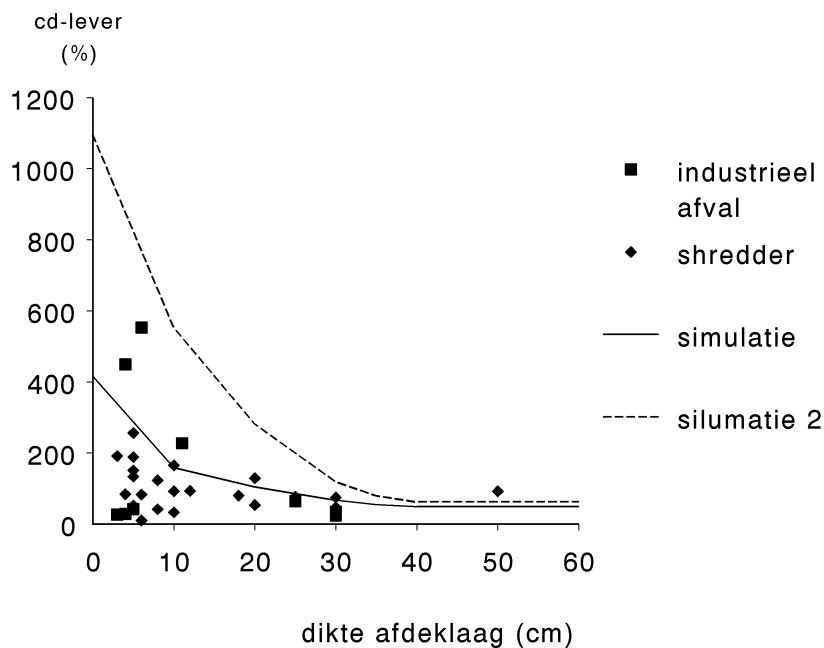


Fig. 19. Berekende (op basis van metingen van metaalgehalten in bodem en gewas) en gesimuleerde gehalten Cd in de schapenlever uitgedrukt als percentage van het maximaal gehalte volgens de Warenwet. Simulatie 1 is de berekening met standaardwaarden, simulatie 2 die met een zwakke binding van Cd door de bodem.

3.6 Discussie en conclusies

Door oxidatie en krimp zal de dikte van de afdeklaag in de tijd afnemen. In het geval dat veen als materiaal van de afdeklaag gebruikt wordt is het afhankelijk van de diepte van herkomst van het gebruikte materiaal hoe snel de afdeklaag zal oxideren. In het geval dat materiaal uit de bovengrond gebruikt wordt, zoals het geval is wanneer materiaal gebruikt wordt dat vrijkomt bij het afplaggen bij de aanleg van natuurgebieden, verloopt de oxidatie langzaam en is de krimp van het materiaal nihil. In dat geval kan volstaan worden met het eens in de circa 50 jaar ophogen van de afdeklaag.

Uit de modelberekeningen met het geïntegreerde model kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Capillaire opstijging, krimp en oxidatie, alsmede bioturbatie kunnen leiden tot een verhoogde opname van zware metalen door gras (paragraaf 3.3). Het effect van deze processen op het transport van zware metalen naar de wortelzone is echter minder belangrijk dan het rechtstreekse effect van bewortelingsdiepte ten opzichte van de dikte van de afdeklaag. De precieze toename zal sterk afhankelijk zijn van de bewortelingsdiepte in relatie tot de dikte van deze afdeklaag. De opname van zware metalen zal sterk toenemen indien plantenwortels door de afdeklaag heen het dempingmateriaal bereiken of hier zeer dicht (<5 cm) bij in de buurt komen. Om dit te voorkomen zal ervoor gezorgd moeten worden dat een afdeklaag dik genoeg is (en met in achtneming van krimp ook blijft) om dit te voorkomen.
- Het aanbrengen van een signaallaag in de vorm van een scheidingsdoek tussen het dempingmateriaal en de afdeklaag voorkomt dat wortels in direct contact komen met het dempingmateriaal. De afdeklaag kan dan alleen door middel van opwaarts watertransport vanuit het dempingmateriaal verontreinigd worden. Uit modelberekeningen blijkt dat verontreiniging als gevolg van opwaarts transport uiterst gering is. Het aanbrengen van een afdeklaag biedt daarom voldoende bescherming om opname van metalen door grazend vee via grond en gewas tegen te gaan. Een afname van de dikte van de afdeklaag veroorzaakt bij het aanbrengen van een scheidingsdoek geen verhoogde metaalopname.
- Uit de berekeningen kan verder worden afgeleid dat geen van de processen zal leiden tot significant hogere zware metaalconcentraties aan het bodemoppervlak. Dit laatste is van belang voor het schatten van het effect van directe inname van grond door grazend vee.
- Het model is niet erg gevoelig voor variatie in de snelheid van biologische en mechanische turbatie.
- De te verwachten spreiding in de opname wordt met name veroorzaakt door een spreiding in bodemeigenschappen (organisch stofgehalte, DOC-concentratie en pH) welke leiden tot verschillen in de bindingssterkte van Cd en daarmee tot verschillen in concentraties in oplossing en gewasconcentraties.
- De verschillen in de berekende landbouwkundige risico's nemen af met een toenemende dikte van de afdeklaag. Vanaf 0,4 m zijn de verschillen in de berekeningen nihil. De berekende gehalten Cd in de rundernier en schapenlever blijven onder de Warenwetnorm voor afdeklaagen van 0,3 m en meer voor berekeningen met de gemiddelde parameterwaarden, bij de meer ongunstige variant is dit vanaf 0,35 m. Op basis van deze resultaten kan geconcludeerd worden dat een afdeklaag van 0,35 m een behoorlijk grote zekerheid geeft dat Warenwetnormen niet overschreden zullen worden.

HOOFDSTUK 4

EINDBEOORDELING EN AANBEVELINGEN

Op basis van een uitgebreide en statistisch verantwoorde steekproef is vastgesteld dat dempingen met bagger, bouw- en sloopafval en huishoudelijk afval geen landbouwkundige risico's opleveren als gevolg van te hoge metaalgehalten in het gewas en/of de grond. De gewasgehalten blijven beneden de veevoedernorm. De gehalten in de rundernier en schapenlever, berekend op basis van gemeten metaalgehalten in grond en gewas, blijven onder de Warenwetnorm. Ook de gemeten gehalten PCB's in deze categorieën dempingen duiden niet op een landbouwkundig risico. Wat betreft de functie landbouw hoeven deze categorieën niet langer meer als verdacht aangemerkt te worden.

Voor de dempingcategorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval kan er landbouwkundig risico optreden. Uit het onderzoek is gebleken dat gemiddelde berekende gehalten Pb in de rundernier en Cd in de schapenlever de Warenwetnormen overschrijden. Het gemiddelde Cd-gehalte in de rundernier benadert de Warenwetnorm. De spreiding rond deze gemiddelde waarden is zo groot dat binnen deze categorieën zowel locaties met als zonder een landbouwkundig risico zullen voorkomen.

Voor de categorieën industrieel- en bedrijfsafval zullen dus maatregelen getroffen moeten worden om landbouwkundige risico's te vermijden. De beoogde maatregel bestaat uit het afdekken van de demping met een voldoende dikke laag schone grond. Uit zowel veld- als modelonderzoek naar de functionaliteit en duurzaamheid van een dergelijke afdeklaag volgt dat: (i) verontreiniging van de toplaag niet plaatsvindt bij afdekkingen van 0,15 m of meer; (ii) het voornaamste risico het gevolg is van Cd-opname door het gewas. Uit modelstudies blijkt dit van belang te worden zodra plantenwortels in het dempingmateriaal of in het door het dempingmateriaal beïnvloede onderste deel van de afdeklaag komen (onderste 0,1 m). Op basis van modelberekeningen wordt een laagdikte van 0,35-0,4 meter geadviseerd.

De afdeklaag wordt met name aangetast door de oxidatie van het materiaal van de afdeklaag, waardoor de afdeklaag steeds dunner wordt en de plantenwortels dichterbij het dempingmateriaal komen. Om de afdeklaag op voldoende dikte te houden moet deze periodiek opgehoogd worden. De dikte van de afdeklaag neemt minder snel af dan de hoogte van het omliggende maaiveld. Wanneer als marge 5 cm extra afdek materiaal aangebracht wordt hoeft er volgens de modelberekeningen maar eens in de 50 jaar opgehoogd te worden.

Op basis van de grote spreiding binnen de categorieën shredder en industrieel- en bedrijfsafval kan overwogen worden de dempingen per locatie te beoordelen in plaats van de beoordeling per categorie als geheel.

Uit de modelberekeningen blijkt de opname van Cd door het gewas het meest kritisch. Het telen van diep wortelende gewassen zoals maïs, brengt daarom extra risico's met zich mee.

Op basis van deze studie is de verwachting dat een afdeklaag van 0,35-0,4 m voldoende bescherming biedt. Wanneer een signaallaag is aangebracht in de vorm van een scheidingsdoek tussen het dempingmateriaal en de afdeklaag is de verwachting dat een afdeklaag van 0,30 m voldoende is, omdat dan alleen sprake is van beïnvloeding van de afdeklaag door opwaarts transport via de waterfase. Uit de modelberekeningen blijkt deze erg klein te zijn. Om zeker te zijn van een goede bescherming en om mogelijke problemen in een vroeg stadium te ontdekken wordt geadviseerd het Cd-gehalte in het gewas te monitoren. Cd wordt gemakkelijk opgenomen

en zodra plantenwortels in een zone met verhoogde gehalten komen zal dit effect hebben op de gehalten in het gewas. Het Cd-gehalte in het gewas is daarom een gevoeliger grootheid voor monitoring dan metaalgehalten in de bodem.

LITERATUUR

Beresford, N.A., R.W. Mayes, N.M.J. Crout, P.J. Maceachern, B.A. Dodd, C.L. Barnett, C.S. Lamb, 1999. Transfer of cadmium and mercury to sheep tissues. *Environmental Science and Technology* 33: 2395-2402.

Boels, D., A.J. Zweers, J.G. te Beest, P.F.A.M. Römken en J. Bril, 2000. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard. Een methode voor de verificatie van landbouwkundige risico's. Tussenrapport fase 1. PGBO rapport nr. 34, 93 pp.

Boels, D. en A.J. Zweers, 2001. Evaluatie actief bodembeheer Krimpenerwaard. Fase I, verkennend onderzoek landbouwkundige risico's. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 145, 58 pp.

Cousins, I.T., Mackay, D., Jones, K.C. *Chemosphere*, 1999, (39) 2519-2534, Measuring the vertical distribution of semi-volatile organic compounds in soils. II Model development.

De Vries, W., P.F.A.M. Römken, J.J.B. Bronswijk and T. van Leeuwen, 2002. Dynamics in the accumulation and leaching of heavy metals in agro-ecosystems. In: P. Haygarth and S. Jarvis (Eds): *Agriculture, Hydrology and Water Quality*.

De Vries, W., P.F.A.M Römken, R.P.J.J. Rietra, L. Bonten, W.C. Ma, J. Faber, J. Harmsen, J. Bloem, 2002. Afleiding van bodemgebruikswaarden voor landbouw en natuur: De Alterra bijdrage (in voorbereiding).

Groot, M.S.M, J.J.B. Bronswijk, W.J. Willems, T. de Haan en P. del Castillo, 1998. National Soil Quality Monitoring Network: Results of 1995, Report no. 714801024. RIVM Bilthoven.

Gruijter, J.J. de, 2000. Sampling for spatial inventory and monitoring of natural resources. Wageningen, Alterra, Alterra report 070, 80 blz.

Hani and Gupta, 1985. Chemical methods for the biological characterization of metal in sludge and soil. Proc. 4th. Int. Symp. Proceeding and use of organic sludge and liquid organic wates. Rome Italy 8-11 October 1985.

Harmsen, J., A. van den Toorn, O.M. van Dijk-Hooyer, A.J. Zweers, L.A. Bouwman, W. Ma en J.M. Bodt, 2002. Biologische reiniging van baggerspecie op de landfarm Kreekraksluizen. Alterra rapport 525.

Hooff, W.F. van, 1995. Risico's voor de volksgezondheid als gevolg van blootstelling van runderen aan sporenelementen bij beweiding. RIVM Bilthoven, RIVM rapport 693810001, 123 blz.

ICW & ABT, 1984. Een methode voor het ramen van schade aan bebouwing door polderpeilverlaging en grondwateronttrekking. ICW Wageningen, 50 blz.

Janssen, B.H., 1986. Een één-parametermodel voor de berekening van de decompositie van organisch materiaal. *Vakblad voor biologen* 66.

Jenkinson, D.S. and J.H. Rayner, 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123 (5):298-305.

Kabata-Pendias, A. en Pendias, H. [1992] *Trace elements in soils and plants*. 2nd ed. CRC, Boca Raton.

- Kolenbrander, G.J., 1969. Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. *Neth. J. Agric. Sci*, 17: 246-255.
- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0 Reeks Milieuplanbureau 16, ALTErrA rapport 298, Wageningen.
- MacNicol, R.D. and P.H.T. Becket, 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil*. 85: 107-129.
- Mc.Kone, T.E. and P.B. Ryan, 1989. Human exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analyses. *Environmental Science and Technology* 23: 1154-1163.
- Meeussen, J.C.L. Orchestra; a new object-oriented framework for implementing Chemical Equilibrium and Transport Models. 2002, *Environmental Science and Technology* (submitted).
- Mortvedt, J.J.; Cox, F.R. ; Shuman, L.M. [1991] *Micronutrients in agriculture*, 2nd ed., series no. 4, Soil Science Society of America, Madison
- Projectgroep Veterinaire Milieuhygiëne, 1997. Veterinaire Milieuhygiënewijzer. Veterinaire Inspectie van de Volksgezondheid.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, W. de Vries. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Pb, Ni and Zn solubility and activity in soil solutions. ALTErrA rapport (in voorbereiding).
- Römkens, P.F.A.M., R. Rietra, J. Tuinstra en A. Straetmans, 2002. Onderzoek Streekplangebied Waterland/Purmerend-West.
- Sauerbeck, D., 1983. Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumseintrachtigungen zu vermeiden? *Landwirtschaftliche-Forschung*. 39: 108-129.
- Schothorst, C.J., 1982. Drainage and behaviour of peat soils ICW-rapport 3. Wageningen 18 p.
- Sheppard, S.C., 1992. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. *Water-, Air- and Soil-Pollution*. 64: 539-550.
- Stoop, J.M. en A.J.M. Rennen, 1990. Schadelijke stoffen voor land- en tuinbouw. Centrum voor Landbouw en Milieu, Utrecht.
- Zuidema, G., 1990. Effecten van waterbeheer op standplaatsfactoren van korte vegetaties; stikstof- en fosfaathuishouding. Wageningen, DLO-Staring Centrum Rapport 64.4, 61 blz.

BIJLAGE A

**POTENTIEEL BESCHIKBARE METAALGEHALTEN BODEM
(0,43 MOL.L⁻¹ HNO₃-EXTRACTIE) PER DEMPINGCATEGORIE**

Tabel A1. Potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem bij dempingen huishoudelijk afval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	4.23	0.49	0.72	10.6		12.2	21.7	76.0
hha 2	3.48	0.39	1.25	16.2		6.48	52.3	98.4
hha 3	2.04	0.51	2.85	42.6		5.69	145	200
hha 4	3.37	0.38	1.17	16.3		11.9	32.0	56.4
gemiddeld	3.28	0.44	1.50	21.4		9.08	62.8	108
stdev.	0.91	0.07	0.93	14.3		3.45	56.3	63.7

Tabel A2. Potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem bij dempingen industrieel afval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	2.29	0.47	3.40	14.08		7.45	65.8	106
la 2	3.51	0.23	1.66	18.51		10.1	65.0	60.1
la3	2.81	0.78	0.84	15.80		10.4	36.8	131
la 4	0.32	18.8	12.6	1050		134	1188	5880
la 5	0.76	12.8	5.35	772		67.7	691	2596
la 6	2.72	3.17	1.76	116		23.8	122	797
la 7	2.22	1.00	1.33	24.6		11.9	76.1	167
average	2.09	5.32	3.85	287		37.9	321	1391
stdev	1.14	7.42	4.14	435		47.3	447	2178

Tabel A3. Potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem bij dempingen met bagger.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
bag 1	4.62	0.68	1.54	22.4		14.5	66.6	123.3
bag 2	3.95	0.58	0.86	15.1		12.7	29.7	96.8
bag 3	4.02	0.75	2.19	15.6		12.0	40.9	82.3
bag 4	3.54	0.43	1.69	12.5		8.13	46.2	71.3
bag 5	4.13	0.78	0.70	20.2		11.6	36.5	93.7
bag 6	3.37	0.36	0.57	17.8		11.1	38.4	67.8
bag 7	2.45	0.48	1.18	11.9		12.6	22.8	78.8
gemiddeld	3.73	0.58	1.25	16.5		11.8	40.2	87.7
stdev	0.70	0.16	0.59	3.85		1.94	14.0	19.0

Tabel A4. Potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem bij dempingen met shredder.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
shr1	1.08	0.95	0.77	37.5		11.0	36.1	165
shr2	1.32	7.11	1.93	393		46.5	237	1613
shr3	1.11	5.68	1.60	223		35.4	192	1284
shr4	1.20	2.49	28.4	1152		57.5	1065	5834
shr5	3.71	1.53	1.14	66.5		15.7	74.6	373
average	1.69	3.55	6.77	374		33.2	321	1854
stdev	1.14	2.70	12.1	457		19.8	424	2306

Tabel A5. Potentieel beschikbare metaalgehalten in de bodem bij dempingen met bouw- en sloofafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
BeS 1	2.71	0.66	0.98	29.7		7.34	69.3	193
BeS 2	1.33	0.33	2.11	8.86		2.31	42.0	84.1
BeS 3	1.84	0.45	1.55	16.3		7.09	49.2	82.7
BeS 4	2.07	0.44	2.08	12.5		4.34	111	176
BeS 5	4.12	0.45	1.37	22.3		8.92	69.8	189
BeS 6	1.30	0.31	0.43	4.44		4.69	61.1	67.6
average	2.23	0.44	1.42	15.7		5.78	67.0	132
stdev	1.07	0.13	0.65	9.22		2.42	24.1	59.6

Tabel A6. Potentieel beschikbaar metaalgehalte referentie huishoudelijk afval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	3.86	0.84	1.52	27.0		11.4	41.1	92.2
hha 2	2.39	0.37	1.16	15.3		4.61	41.4	77.7
hha 3	3.73	0.49	0.99	18.0		7.33	46.8	93.8
hha 4	3.23	0.50	1.90	19.4		9.09	42.3	72.6
gemiddeld	3.31	0.55	1.39	19.9		8.11	42.9	84.1
stdev.	0.67	0.20	0.41	4.99		2.87	2.65	10.5

Tabel A7. Potentieel beschikbaar metaalgehalte referentie industrieel- en bedrijfsafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	2.65	1.17	2.86	35.2		11.4	68.8	193
la 2	3.97	0.44	2.04	24.7		12.5	65.3	67.7
la3	1.27	0.47	2.04	19.7		10.5	26.1	52.2
la 4	2.05	0.92	2.98	19.7		11.0	49.5	72.0
la 5	2.41	1.19	2.03	37.5		12.5	65.7	172
la 6	2.18	0.90	2.70	18.9		12.0	44.1	86.4
la 7	1.27	0.95	3.23	15.7		11.8	36.4	68.0
gemiddeld	2.26	0.86	2.55	24.5		11.7	50.8	102
stdev.	0.92	0.30	0.51	8.56		0.76	16.4	56.5

Tabel A8. Potentieel beschikbaar metaalgehalte referentie bagger.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
bag 1	3.34	0.75	1.84	24.7		10.4	35.6	79.4
bag 2	2.65	0.65	1.28	16.3		7.41	31.0	98.1
bag 3	2.40	0.30	1.31	16.8		6.88	66.7	45.1
bag 4	3.46	0.72	1.74	23.2		8.67	51.3	68.5
bag 5	2.47	0.46	0.93	32.3		9.63	33.2	115
bag 6	3.56	0.66	1.10	17.1		13.3	51.3	113
bag 7	3.51	0.71	1.49	24.0		10.0	40.2	98.0
gemiddeld	3.06	0.61	1.38	22.0		9.47	44.2	88.0
stdev	0.52	0.17	0.33	5.81		2.13	12.9	25.4

Tabel A9. Potentieel beschikbaar metaalgehalte referentie shredder.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
shr1	4.58	0.96	1.76	36.4		12.5	42.8	82.5
shr2	5.14	1.21	2.31	27.8		14.9	48.5	131
shr3	3.55	1.14	2.19	34.5		13.1	98.2	130
shr4	3.14	0.62	0.85	41.1		11.6	102	154
shr5	3.72	0.86	1.23	30.3		14.9	53.0	159
shr6		1.21	2.82	46.7		38.0	118	107
average	4.03	1.00	1.86	36.2		17.5	77.1	127
stdev	0.82	0.23	0.73	6.95		10.1	32.6	28.8

Tabel A10. Potentieel beschikbaar metaalgehalte referentie bouw- en sloopafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
BeS 1	1.85	0.53	0.53	17.7		7.50	26.9	102
BeS 2	2.67	0.81	1.34	11.6		9.10	44.5	85.1
BeS 3	3.06	0.72	1.03	9.61		9.56	25.7	78.2
BeS 5	3.89	0.53	1.48	17.9		10.4	29.9	90.5
BeS 6	3.17	1.13	1.65	14.3		8.92	38.1	112
gemiddeld	2.93	0.75	1.20	14.2		9.10	33.0	93.4
stdev	0.75	0.25	0.44	3.68		1.07	8.03	13.3

Tabel A11. Potentieel beschikbaar metaalgehalte bouw- en sloopafval b-dempingen.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
BeS 1		0.82	1.39	17.20		7.02	31.60	64.70
BeS 2		0.94	0.76	22.10		7.48	25.70	107.40
gemiddeld		0.88	1.08	19.65		7.25	28.65	86.05
stdev		0.08	0.45	3.46		0.33	4.17	30.19

Tabel A12. Potentieel beschikbaar metaalgehalte lompen b-dempingen.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
lomp 1	2.10	0.46	2.35	23.03		13.24	22.45	53.30
lomp 2	5.20	1.24	1.03	32.70		13.32	78.19	271.10
gemiddeld	3.65	0.85	1.69	27.86		13.28	50.32	162.20
stdev	2.19	0.55	0.93	6.84		0.06	39.42	154.01

Tabel A13. Potentieel beschikbaar metaalgehalte industrieel afval b-dempingen.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	4.40	0.39	0.91	25.62		12.26	32.87	100.91
la 2	4.38	1.46	1.42	40.94		12.38	190.00	190.00
gemiddeld	4.39	0.92	1.16	33.28		12.32	111.44	145.45
stdev	0.01	0.76	0.36	10.83		0.08	111.11	63.00

Tabel A14. Potentieel beschikbaar metaalgehalte huishoudelijk afval b-dempingen.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	4.38	0.25	1.22	33.69		14.96	49.49	69.15
hha 2	5.85	0.40	2.86	16.95		13.86	26.88	76.55
gemiddeld	5.12	0.32	2.04	25.32		14.41	38.19	72.85
stdev	1.04	0.11	1.16	11.84		0.78	15.99	5.23

Tabel A15. Potentieel beschikbaar metaalgehalte shredder b-dempingen.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
shr 1		1.60	1.91	104.00		11.70	143.00	311.00
shr 2		1.47	1.51	83.50		11.60	70.90	1575.20
gemiddeld		1.54	1.71	93.75		11.65	106.95	943.10
stdev		0.09	0.28	14.50		0.07	50.98	893.92

Tabel A16. Potentieel beschikbaar metaalgehalte bouw- en sloopafval b-dempingen referenties.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
BeS 1		1.06	2.54	25.40		8.30	30.00	52.40
BeS 2		1.02	1.81	34.20		7.44	45.70	88.60
gemiddeld		1.04	2.18	29.80		7.87	37.85	70.50
stdev		0.03	0.52	6.22		0.61	11.10	25.60

Tabel A17. Potentieel beschikbaar metaalgehalte lompen b-dempingen referenties.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
lomp 1	0.98	0.42	2.68	20.61		14.66	20.77	44.58
lomp 2	3.66	0.79	1.51	26.65		10.93	79.33	90.94
gemiddeld	2.32	0.60	2.10	23.63		12.79	50.05	67.76
stdev	1.89	0.26	0.82	4.27		2.64	41.41	32.78

Tabel A18. Potentieel beschikbaar metaalgehalte industrieel afval b-dempingen referenties.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	5.27	0.63	1.35	32.84		11.35	58.28	89.12
la 2	2.90	0.76	1.66	33.15		15.32	114.41	107.69
gemiddeld	4.08	0.70	1.50	32.99		13.34	86.35	98.41
stdev	1.68	0.09	0.22	0.22		2.80	39.69	13.13

Tabel A19. Potentieel beschikbaar metaalgehalte huishoudelijk afval b-dempingen referenties.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	5.77	0.66	2.16	68.43		12.35	63.79	114.15
hha 2	4.57	0.40	3.49	20.69		11.67	36.84	60.74
gemiddeld	5.17	0.53	2.83	44.56		12.01	50.31	87.45
stdev	0.85	0.18	0.94	33.76		0.48	19.06	37.77

Tabel A20. Potentieel beschikbaar metaalgehalte shredder b-dempingen referenties.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
shr 1		0.97	1.35	21.40		8.24	53.90	159.00
shr 2		1.04	3.16	45.20		7.49	36.30	48.10
gemiddeld		1.01	2.26	33.30		7.87	45.10	103.55
stdev		0.05	1.28	16.83		0.53	12.45	78.42

BIJLAGE B

METAALGEHALTEN GRAS PER DEMPINGCATEGORIE

Tabel B1. Metaalgehalten grasdempingen huishoudelijk afval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	0.30	0.02	0.63	8.65	15.0	0.11	0.43	42.5
hha 2	0.98	0.10	3.00	31.3	60.7	2.63	6.15	82.2
hha 3	0.30	0.07	1.33	20.2	31.1	1.90	2.83	92.2
hha 4	0.95	0.10	3.13	18.0	55.8	4.49	4.18	66.6
gemiddeld	0.63	0.07	2.02	19.5	40.7	2.28	3.40	70.9
stdev	0.38	0.04	1.24	9.31	21.5	1.81	2.40	21.7

Tabel B2. Metaalgehalten grasdempingen industrieel- en bedrijfsafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	0.30	0.15	1.44	13.2	15.0	4.91	1.56	95.0
la 2	0.70	0.06	3.30	22.6	39.1	12.70	3.81	69.8
la3	0.85	0.07	3.27	14.3	36.1	3.38	2.20	48.6
la 4	0.30	0.42	0.75	16.5	590	3.29	3.78	272
la 5	0.30	0.49	1.61	15.6	27.0	3.66	3.51	252
la 6	0.30	0.45	0.64	8.75	14.8	0.11	0.43	113
la 7	0.30	0.02	0.41	11.8	26.2	0.41	1.01	108
average	0.44	0.24	1.63	14.7	107	4.07	2.33	137
stdev	0.24	0.21	1.21	4.34	213	4.20	1.39	88.7

Tabel B3. Metaalgehalten grasdempingen bagger.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
bag 1	0.30	0.16	2.03	16.9	15.0	6.22	1.63	85.6
bag 2	0.67	0.07	0.95	16.2	15.0	1.15	2.15	68.7
bag 3	0.30	0.07	1.00	15.6	15.0	1.65	0.43	48.5
bag 4	0.30	0.13	1.86	19.8	34.3	1.47	1.83	72.5
bag 5	0.30	0.05	0.73	14.9	36.9	1.05	1.24	61.2
bag 6	0.80	0.07	1.31	17.5	37.7	2.09	2.31	52.1
bag 7	0.83	0.11	0.62	20.1	52.4	0.63	0.43	70.2
gemiddeld	0.50	0.09	1.21	17.3	29.5	2.04	1.43	65.5
stdev	0.25	0.04	0.55	2.00	14.7	1.90	0.77	12.7

Tabel B4. Metaalgehalten grasdempingen shredder.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
shr1	0.30	0.02	0.12	12.6	15.0	0.11	0.91	56.4
shr2	0.30	0.18	0.12	14.2	15.0	0.84	0.43	154
shr3	0.30	0.40	0.70	12.6	52.1	0.98	0.43	133
shr4	0.30	0.19	1.04	10.6	118	2.36	3.99	213
shr5	0.74	0.55	1.24	27.8	43.1	4.11	3.47	274
shr6	0.82	0.28	14.98	13.2	15.0	19.4	3.72	217
gemiddeld	0.46	0.27	3.03	15.2	43.0	4.64	2.16	175
stdev	0.25	0.19	5.87	6.3	40.04	7.38	1.74	76.6

Tabel B5. Metaalgehalten grasdempingen bouw- en sloopaval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
BeS1	0.49	0.05	3.56	18.3	30.0	6.79	2.02	65.7
BeS2	0.30	0.02	0.03	12.9	52.4	0.14	0.89	41.3
BeS3	0.30	0.02	0.03	11.4	65.8	0.14	0.30	35.4
BeS4	0.30	0.02	0.03	9.61	40.7	0.14	0.30	60.7
BeS5	0.30	0.09	0.22	10.5	43.4	0.14	0.30	42.1
BeS6	0.30	0.02	0.19	11.3	28.0	0.14	0.30	36.2
Bes7		0.02	2.09	8.46		2.31		52.8
Bes8		0.11	2.64	10.1	40.0	9.83	7.11	49.6
gemiddeld	0.15	0.04	1.10	11.6	42.9	2.45	0.68	48.0
stdev	0.17	0.04	1.44	3.02	13.01	3.78	0.69	11.2

Tabel B6. Metaalgehalten gras referenties huishoudelijk afval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	0.300	0.02	2.84	11.1	15.0	0.11	0.43	42.8
hha 2	0.63	0.13	1.92	40.6	40.5	3.51	3.41	173
hha 3	0.39	0.10	2.23	76.3	54.0	2.67	2.50	77.4
hha 4	0.53	0.09	0.98	51.4	47.3	1.72	1.78	65.4
gemiddeld	0.46	0.09	1.99	44.9	39.2	2.00	2.03	89.6
stdev	0.15	0.05	0.78	27.0	17.0	1.46	1.26	57.3

Tabel B7. Metaalgehalten gras referenties industrieel- en bedrijfsafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
la 1	0.30	0.24	1.07	13.1	36.1	0.86	2.35	63.8
la 2	0.30	0.09	0.53	16.9	15.0	1.51	1.63	72.2
la3	0.62	0.10	1.16	14.7	15.0	1.40	1.49	48.0
la 4	0.30	0.02	0.40	12.4	30.5	0.11	1.03	52.1
la 5	0.30	0.02	0.14	13.6	39.6	0.11	0.43	49.5
la 6	0.30	0.02	0.38	9.25	8.2	0.11	0.43	53.6
la 7	0.30	0.05	1.12	11.4	14.8	0.64	0.43	51.9
gemiddeld	0.35	0.08	0.69	13.1	22.7	0.68	1.11	55.9
stdev	0.12	0.08	0.42	2.41	12.4	0.61	0.75	8.82

Tabel B8. Metaalgehalten gras referenties bagger.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
bag 1	0.76	0.14	4.28	18.2	32.7	4.30	3.12	59.2
bag 2	0.28	0.10	1.05	15.3	28.9	1.10	1.61	73.3
bag 3	0.66	0.08	0.27	17.1	44.6	1.55	1.37	43.2
bag 4	0.64	0.10	0.75	20.4	42.7	0.88	1.35	53.8
bag 5	0.38	0.05	0.99	11.4	41.1	1.20	1.80	44.1
bag 6	0.85	0.08	0.79	15.8	52.4	1.51	2.36	55.7
bag 7	0.52	0.06	0.38	18.0	47.0	0.70	0.63	46.5
gemiddeld	0.58	0.09	1.22	16.6	41.4	1.61	1.75	53.7
stdev	0.20	0.03	1.38	2.84	8.11	1.23	0.80	10.6

Tabel B9. Metaalgehalten grassdempingen shredder.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
sh1ref	0.300	0.02	0.24	13.0	59.7	0.11	0.425	38.1
sh2ref	0.300	0.02	0.12	8.32	15.0	0.11	0.425	36.5
sh3ref	0.300	0.02	0.84	12.6	75.7	0.11	1.06	48.0
sh4ref	0.83	0.12	0.70	21.1	82.0	1.76	3.59	99.6
sh5ref	0.30	0.10	0.35	21.7	28.8	1.14	1.40	81.6
shr6ref	0.91	0.12	2.2	11.8	15.0	0.41	2.8	78.5
gemiddeld	0.41	0.06	0.45	15.3	52.2	0.65	1.38	60.8
Stdev.	0.29	0.05	0.77	5.41	30.3	0.69	1.30	26.3

Tabel B10. Metaalgehalten gras referenties bouw- en sloopafval.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
mengm.	0.035	< 0.04	< 0.05	11.88	19.5	< 0.28	< 0.6	39.27

Tabel B11. Metaalgehalten gras huishoudelijk afval B-demping.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
hha 1	0.41	0.03	1.76	13.64	30.0	5.15	1.02	56.40
hha 2	0.088	0.004	0.034	6.14	32.8	0.172	0.21	57.2
ref1	0.20	0.06	1.13	16.32	37.3	1.61	1.06	52.71
ref2	0.106	0.005	0.046	6.81	65.6	0.183	0.35	32.3

Tabel B12. Metaalgehalten gras bouw- en sloopafval B-demping.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
B&s 1	-	0.25	2.47	9.94	-	1.65	0.73	47.7
B&s 2	-	0.11	2.64	10.1	-	9.83	1.62	49.6
ref1	-	0.07	1.83	10.3	-	2.19	0.32	35
ref2	-	0.21	1.18	7.02	-	1.2	0.27	24.3

Tabel B13. Metaalgehalten gras shredder B-demping.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
B&s 1	-	0.23	1.97	11.7	-	2.46	1.73	90.1
B&s 2	-	0.3	2	12.9	-	1.95	1.25	107
ref1	-	0.17	1.35	11.1	-	1.88	0.11	39.9
ref2	-	0.12	2.22	13.3	-	1.22	0.39	41.8

Tabel B14. Metaalgehalten gras industrieel- en bedrijfsafval B-demping.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
B&s 1	0.28	0.04	0.84	12.06	25.9	3.43	1.52	47.24
B&s 2	0.104	0.009	0.134	10.41	50.0	0.183	1.41	45.7
ref1	0.16	0.06	1.14	14.45	46.6	1.10	1.50	40.19
ref2	0.093	0.011	0.050	8.95	47.2	0.139	1.79	101

Tabel B15. Metaalgehalten gras bagger B-demping.

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [ug/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
B&s 1	0.54	0.05	0.62	14.31	35.4	1.11	1.20	42.01
B&s 2	0.39	0.07	1.68	13.41	43.0	3.45	2.40	56.91
ref1	0.40	0.11	1.05	13.91	72.0	2.20	1.31	47.64
ref2	0.45	0.10	1.25	12.31	35.4	1.74	2.23	44.55

BIJLAGE C

**GESCHAT METAALGEHALTE IN DE RUNDERNIER ALS % VAN DE
WARENWETNORM PER DEMPINGCATEGORIE**

Tabel C1. Huisvuil.

	Cd	Hg	Pb
hv1	3.6	19.1	7.4
hv2	12.6	77.4	61.9
hv3	9.1	39.7	49.3
hv4	13.1	71.2	41.4
gemiddeld	9.6	51.8	40.0
stdev	4.4	27.4	23.3
varcoef	45.8	52.8	58.2

Tabel C2. Shredder.

	Cd	Hg	Pb
sh1	4.7	19.1	14.0
sh2	38.4	19.1	44.4
sh3	62.0	66.5	36.7
sh4	28.3	150.1	217.5
sh5	69.6	55.0	42.7
sh6	56.2	19.1	128.8
gemiddeld	43.2	54.8	80.7
stdev	24.3	51.1	77.7
varcoef	56.2	93.1	96.3

Tabel C3. Industrieel- en bedrijfsafval.

	Cd	Hg	Pb
ia 1	19.3	19.1	24.7
ia 2	7.8	49.9	44.0
ia 3	10.4	46.1	25.3
ia 4	95.3	752.8	236.8
ia 5	89.3	34.4	149.0
ia 6	61.0	18.9	24.7
ia 7	4.8	33.5	21.8
gemiddeld	41.1	136.4	75.2
stdev	36.9	251.9	78.4
varcoef	89.7	184.7	104.3

Tabel C4. Bagger.

	Cd	Hg	Pb
bag 1	20.3	19.1	25.5
bag 2	9.8	19.1	23.6
bag 3	9.8	19.1	10.7
bag 4	17.0	43.7	23.7
bag 5	7.3	47.1	16.9
bag 6	9.2	48.1	26.5
bag 7	13.8	66.9	7.6
gemiddeld	12.4	37.6	19.2
stdev	4.4	17.4	7.0
varcoef	35.4	46.3	36.5

Tabel C5. Bouw- en sloopafval.

	Cd	Hg	Pb
BeS 1	5.3	38.3	29.3
BeS 2	2.3	66.8	14.9
BeS 3	2.5	83.9	11.0
BeS 4	2.5	51.9	21.6
BeS 5	8.5	55.4	14.6
BeS 6	2.3	35.7	13.1
gemiddeld	3.9	55.3	17.4
stdev	2.5	18.1	6.8
varcoef	65.1	32.7	39.1

Tabel C6. Landbouwkundig risico bouw- en sloopafval.

	As	Cd	Pb
BeS 1	2.71	3.16	11.91
BeS 2	5.14	2.29	14.85
BeS 3	5.06	2.50	11.04
BeS 4	6.26	2.48	21.64
BeS 5	7.53	8.46	14.58
BeS 6	5.92	2.26	13.09
gemiddeld	5.44	3.53	14.52
variantie	1.61	2.44	3.79

BIJLAGE D

PCB-GEHALTEN A-DEMPINGEN

Tabel D1. PCB-gehalten dempingmateriaal huishoudelijk afval ($\mu\text{g.kg}^{-1}$).

	PCB congeneer									
	28/31	52.00	101	118	105	153	138	180	som6	som7
Hha1	<0.1	1.69	15.99	4.53	0.96	37.81	50.63	41.58	147.69	152.22
Hha2	0.36	0.71	5.91	2.01	0.55	11.97	25.79	22.29	67.02	69.04
Hha3	<0.1	0.85	2.74	<0.1	<0.1	6.97	9.88	6.88	27.32	27.32
Hha4	<0.1	<0.1	0.59	0.46	<0.1	0.98	1.19	0.83	3.60	4.06
Hha5	0.40	1.93	20.87	5.16	1.03	58.51	80.64	59.39	221.75	226.90
Ref	<0.1	<0.1	0.48	0.26	<0.1	0.91	1.14	0.61	3.13	3.39

Tabel D2. PCB-gehalten dempingmateriaal bouw- en sloopafval ($\mu\text{g.kg}^{-1}$).

	PCB congeneer									
	28/31	52.00	101	118	105	153	138	180	som6	som7
B&s1	0.51	0.75	2.11	1.18	0.53	3.15	4.54	2.92	13.97	15.15
B&s2	1.04	4.09	25.35	7.79	2.73	58.54	76.67	54.85	220.54	228.33
B&s3	<0.1	0.71	2.36	1.42	0.72	2.20	3.50	1.34	10.10	11.52
B&s4	<0.1	1.27	7.38	2.51	0.65	15.44	21.26	13.99	59.34	61.86
B&s5	0.35	0.31	0.61	0.39	0.16	0.97	0.97	0.42	3.63	4.02
Ref	<0.1	0.46	1.41	0.85	0.40	1.50	1.87	0.95	6.19	7.04

Tabel D3. PCB-gehalten dempingmateriaal shredder ($\mu\text{g.kg}^{-1}$).

	PCB congeneer									
	28/31	52.00	101	118	105	153	138	180	som6	som7
Shr1	18.88	324.9	957.5	564.9	177.2	1323.	1353.	878.2	4856.23	5421.12
Shr2	75.52	1343.	2211.	1817.	783.9	1559.	2206.	660.6	8057.77	9875.47
Shr3	53.95	330.2	505.1	405.2	178.8	364.0	555.9	203.1	2012.30	2417.56
Shr4	30.19	1201.	1767.	1190.	561.6	887.4	1339.	404.2	5630.01	6820.81
Shr5	1	1695.	2399.	1793.	765.7	1266.	1893.	5487.	12867.0	14660.6
Ref	2.37	11.88	20.68	16.23	7.51	12.45	19.97	5.98	73.34	89.56

Tabel D4. PCB-gehalten dempingmateriaal industrieel- en bedrijfsafval ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	PCB congeneer									
	28/31	52.00	101	118	105	153	138	180	som6	som7
ia1	2.11	8.31	15.54	14.76	6.13	31.61	40.47	27.25	125.29	140.05
ia2	0.37	0.54	1.13	0.85	0.23	2.79	3.25	2.26	10.34	11.19
ia3	0.06	0.21	0.49	0.37	<0.1	0.86	1.12	0.51	3.26	3.63
ia4	305.7	2609	2788	2854	1000.	2762.	3359.	1187.	13011.	15865
ia5	29.05	124.8	153.2	151.9	106.4	134.1	192.4	88.55	722.07	873.96
ref	<0.1	0.47	1.02	1.12	0.44	1.45	1.97	<0.1	4.90	6.02

Tabel D5. PCB-gehalten dempingmateriaal bagger ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$).

	PCB congeneer									
	28/31	52.00	101	118	105	153	138	180	som6	som7
Bag1	<0.1	0.22	0.72	0.26	<0.1	1.42	1.72	1.31	5.39	5.65
Bag2	1.12	1.99	3.15	1.56	0.50	3.75	4.08	2.62	16.71	18.28
Bag3	0.14	0.21	<0.1	0.51	0.33	0.99	1.12	0.61	3.06	3.57
Bag4	0.27	1.36	3.26	2.67	0.89	2.96	4.06	1.44	13.35	16.02
Bag5	<0.1	0.49	1.69	0.88	0.32	4.00	6.01	4.48	16.67	17.55
Bag6	0.73	1.47	3.11	1.58	0.44	4.02	5.16	3.16	17.66	19.23
Bag7	0.19	1.01	2.91	2.24	0.80	2.64	3.80	1.40	11.95	14.19
ref	<0.1	0.17	0.62	0.30	<0.1	1.43	1.78	1.14	5.14	5.44

BIJLAGE E

HET MODEL POXAPS

Het model POXAPS

Het model POXAPS berekent de oxidatie en krimp van veen in afhankelijkheid van het opgelegde polderpeil.

Oxidatie

De hoeveelheid geoxideerd materiaal wordt berekend met:

$$\frac{dM}{dt} = -\alpha(M(t) - M_b) \quad (E1)$$

waarin:

- dM/dt = de verandering in de massa organische stof met de tijd
- α = de actuele afbraaksnelheid van het organische materiaal (jr^{-1})
- $M(t)$ = de actuele massa organische stof (g.cm^{-2})
- M_b = niet afbreekbaar materiaal (g.cm^{-2})

Omdat de oxidatiesnelheid van veen afneemt met de mate van oxidatie (er blijft een steeds grotere fractie niet afbreekbaar materiaal over), wordt de actuele oxidatiesnelheid beschreven als een fractie van de oxidatiesnelheid van het oorspronkelijke materiaal die afneemt volgens de verhouding van het overgebleven materiaal ten opzichte van het oorspronkelijke materiaal volgens de formule:

$$\alpha = \alpha_0 \cdot \left(0.1 + 0.9 \cdot \left(\frac{M(t) - M_b}{M(t=0) - M_b} \right)^2 \right) \quad (E2)$$

waarin:

- α_0 = de oxidatiesnelheid van het oorspronkelijke organisch materiaal (jr^{-1})
- $M(t=0)$ = de oorspronkelijke hoeveelheid materiaal (g)

Krimp

De krimp is het gevolg van een toenemende droge bulkdichtheid van de overblijvende veranderde organische stof. De krimp is gerelateerd aan de fractie resterend organisch materiaal volgens een empirische relatie welke gebaseerd is op experimentele gegevens van Schothorst [1982] volgens de formule:

$$d(t) = \frac{d(t-1)}{sf} \quad (E3)$$

waarin:

- $d(t)$ = de actuele dikte van de bodemlaag (cm)
- $d(t-1)$ = de dikte van de bodemlaag op het vorige tijdstip (cm)
- sf = de krimpfactor

De krimpfactor wordt berekend als een functie van de resterende hoeveelheid organisch materiaal volgens de formule:

$$sf = \frac{\rho_{max}}{\rho_{min}} - \left(\frac{\rho_{max}}{\rho_{min}} - 1 \right) \cdot \left(\frac{M(t) + M_b}{M(t=0)} \right) \quad (E4)$$

waarin:

ρ_{max} = de maximale bulkdichtheid (g.cm^{-3})
 ρ_{min} = de minimale bulkdichtheid (g.cm^{-3})

Voor het berekenen van de grondwaterstand wordt uitgegaan van het polderpeil met een maximale afwijking naar boven voor de winter en een maximale afwijking naar beneden voor de zomer. Voor de zomerperiode wordt een periode aangenomen van 48% van het jaar, de winterperiode is 52% van het jaar. De verandering van de grondwaterstand binnen deze perioden wordt lineair verondersteld. Voor de winterperiode wordt de oxidatiesnelheid gereduceerd met een standaard reductiefactor. De benodigde inputgegevens voor het model zijn: (i) de initiële hoeveelheid organische stof, (ii) de hoeveelheid niet afbreekbaar materiaal, (iii) de initiële afbraaksnelheid van het organische materiaal en (iv) het polderpeil met de fluctuatie van de grondwaterstand om het polderpeil.

Calibratie van het model POXAPS (gegevens Waterland)

De belangrijkste modelparameter voor het model POXAPS is de initiële afbraaksnelheid van het organische materiaal. Deze parameter is geijkt op gegevens over de maaiveldhoogte in Waterland welke ongeveer bekend zijn voor het jaar 1650 en daarna voor verschillende jaren in de periode 1880-1980 [ICW, 1984]. Er is bij de berekeningen vanuit gegaan dat het polderpeil regelmatig aan de maaiveldddaling aangepast is om zo een gelijkblijvende ontwatering te handhaven. Er is uitgegaan van een drooglegging van 0,2 m – mv.

De initiële dichtheid van de veengrond is gesteld op 70 kg.m^{-3} en de maximale dichtheid op 200 kg.m^{-3} organische stof. Deze waarden zijn constant gehouden in de calibratie, alleen de waarde voor de initiële afbraakconstante voor organische stof is gecalibreerd om een zo goed mogelijk fit van de berekende maaiveldhoogte met de gemeten maaiveldhoogte te krijgen.

Figuur E1 geeft het berekende en gemeten verloop van de maaiveldhoogte voor Waterland. Zoals in de figuur te zien is, is de maaiveldhoogte goed te simuleren met het model. In de figuur is ook te zien dat de maaiveldddaling geleidelijk afneemt in de tijd. Dit is het gevolg van de hiervoor genoemde afnemende oxidatiesnelheid van het organisch materiaal bij voortschrijdende oxidatie. Uit de modelberekeningen volgt dat 60 % van de maaiveldddaling het gevolg is van oxidatie van veen en ongeveer 40% toe te schrijven is aan krimp van het materiaal. Dit is binnen de range van verhoudingen tussen oxidatie en krimp zoals gerapporteerd door Schothorst [1982] voor een aantal verschillende veengronden. De geoptimaliseerde waarde voor de initiële oxidatiesnelheid is $0,023 \text{ a}^{-1}$. Dit betekent dat er zo'n 2% van de aanwezige organische stof per jaar oxideert.

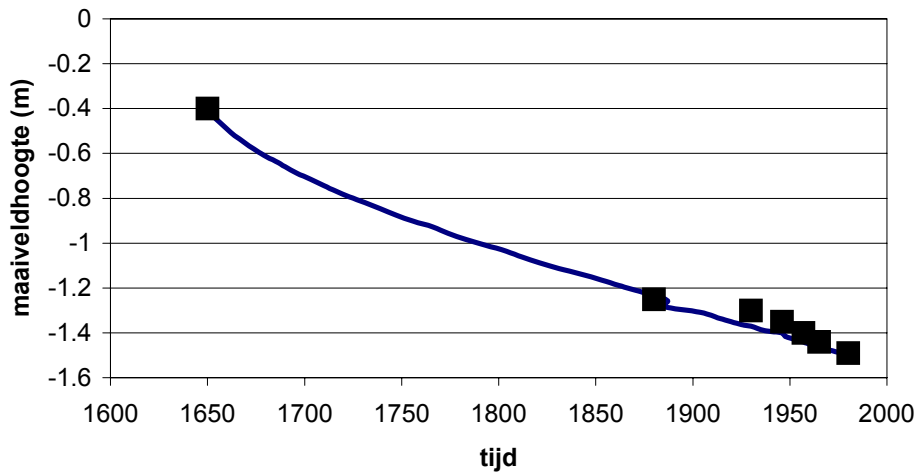


Fig. E1. Gemeten (symbolen) en berekende (lijn) maaiveldhoogte voor Waterland.

De beschrijving van de oxidatie van organisch materiaal in POXAPS is zeer eenvoudig. Er wordt uitgegaan van 1 pool met organisch materiaal. In werkelijkheid bestaat veen uit een breed scala van organisch materiaal met verschillende afbraaksnelheden. Om het effect van het overblijven van steeds persistenter materiaal te simuleren is de afbraakconstante afhankelijk gemaakt van de mate van oxidatie van het materiaal waarbij de snelheid van oxidatie afneemt met voortschrijdende oxidatie. Een vergelijkbare modelaanpak is toegepast door Kolenbrander [1969] en Jansen [1986]. Een andere manier om rekening te houden met veranderingen van het materiaal in de tijd is het verdelen van het materiaal over verschillende pools. Een van de eerste en bekendste modellen met een verdeling van het organisch materiaal over verschillende pools is het model van Jenkinson en Rayner [1977]. Zij verdelen het organisch materiaal in 5 fracties. Twee fracties beschrijven vers organisch materiaal, deze spelen geen rol in de afbraak van veen dat immers uit oud organisch materiaal bestaat. Verder is er een fractie voor biomassa (micro-organismen). De overige twee fracties zijn fysisch gestabiliseerd organisch materiaal en chemisch gestabiliseerd organisch materiaal. Het organisch materiaal in veengronden kan beschreven worden met deze laatste twee fracties. Het zijn echter hypothetische fracties en ze kunnen niet fysiek onderscheiden worden. Zuidema [1990] heeft voor het model ECONUM, dat eenzelfde indeling in organische stoffracties heeft als het model van Jenkinson en Rayner, de verdeling van verschillende veensoorten over de verschillende fracties en de bijbehorende afbraaksnelheden geparаметeriseerd door middel van modelcalibratie. De voor POXAPS geoptimaliseerde waarde van $0,023 \text{ a}^{-1}$ voor de afbraaksnelheid ligt binnen de gewogen gemiddelden van de door Zuidema geoptimaliseerde afbraakconstanten voor de twee stabiele fracties, welke variëren tussen $0,01$ en $0,1 \text{ a}^{-1}$.

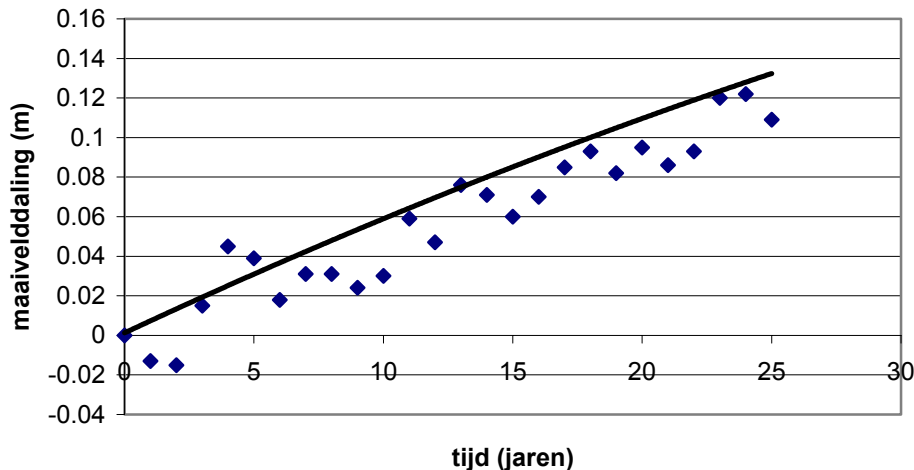


Fig. E2. Gemeten en berekende maaiveldddaling voor veengrond in de Alblasserwaard in de periode 1973-1998.

Modeltoets POXAPS (gegevens Alblasserwaard)

In de Alblasserwaard is op een locatie in de polder Bleskensgraaf gedetailleerd de maaiveldddaling voor de periode 1973-1998 gemeten (Beuving, ongepubliceerde resultaten). De krimp en oxidatie van veen is daar gemeten voor verschillende dieptes in het veen. Het veenmateriaal van deze monitoringslocatie is vergelijkbaar met het meest voorkomende veen in de Krimpenerwaard. De samenstelling, porositeit en bulkdichtheden voor de minerale delen en organische stof zijn gemeten in het profiel voor laagjes van 10 cm. Het profiel bevat naast organische stof (30% in de bovengrond tot 85% in de ondergrond) aanzienlijke hoeveelheden minerale delen, zowel in de bovengrond (0-30 cm) als in afzonderlijke lagen in de ondergrond. Uit de gemeten dichtheden blijkt, zoals verwacht, dat de dichtheid van het organisch materiaal bijna niet beïnvloed wordt door het percentage minerale delen. De dichtheid van het organisch materiaal in de niet geoxideerde en niet ingeklonken ondergrond is ongeveer 110 kg.m^{-3} , deze waarde is in POXAPS gebruikt als de initiële bulkdichtheid van het organisch materiaal. In de bovengrond is de bulkdichtheid gemiddeld 230 kg.m^{-3} , deze waarde is gebruikt als de maximale bulkdichtheid van het materiaal. Voor de initiële oxidatiesnelheid is de geoptimaliseerde waarde gebruikt uit de modelcalibratie (paragraaf 3.2.2). Voor het polderpeil is een constante (gemiddelde) waarde van 55 cm –mv gebruikt.

Figuur E2 geeft de gemeten en met POXAPS berekende maaiveldddaling weer voor de periode 1973-1998. Uit de figuur blijkt dat de maaiveldddaling behoorlijk goed met het model beschreven kan worden met de geoptimaliseerde waarde voor de veengrond uit Waterland. Dit ondanks het feit dat de veengrond in de Alblasserwaard meer minerale delen en een diepere ontwatering heeft.

De maaiveldddaling bedraagt gemiddeld zo'n 5 mm per jaar. Dit komt goed overeen met in de Krimpenerwaard gemeten maaiveldddalingen welke berekend zijn uit hoogtecijfers uit 1984 en 1993 (Concept Peilenplan Herinrichting Krimpenerwaard). Voor het grootste deel van de Krimpenerwaard ligt de maaiveldddaling volgens deze cijfers namelijk tussen de 3 en 7 mm per jaar.