

SV-404

In-situ sulfaatreductie bij toepassing van
gerijpte baggerspecie in werken

Praktijkimmissies en immissies volgens het Bouwstoffenbesluit

Ir. J.J. Steketeer (Tauw bv)

maart 2004

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, "©"In-situ sulfaatreductie bij toepassing van gerijpte baggerspecie in werken", maart 2004, 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, "©"On-site sulphate reduction with the application of matured dredge spoil in construction works", March 2004, 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

In-situ sulfaatreductie bij toepassing van gerijpte baggerspecie in werken
Praktijkmissies en immissies volgens het Bouwstoffenbesluit

SKB rapportnummer

SV-404

Project rapportnummer

SV-404

Auteur

Ir. J.J. Steketee

Aantal bladzijden

Rapport: 105

Bijlagen: 41

Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)

Tauw (ir. J.J. Steketee)
Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (ing. M. Keve)
Afvalzorg Noord-Holland (ir. C.J.M. Stam)
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (P. Groen)
Gemeente Enkhuizen (ing. N. Kegelaar)
Provincie Noord-Holland (ing. C. Bes)

Uitgever

SKB, Gouda

Samenvatting

De toepassing van gerijpte baggerspecie als bouwstof wordt bemoeilijkt door de aanwezigheid van verhoogde gehalten aan uitloogbaar sulfaat en fluoride. Deze stoffen, die van nature voorkomen in gerijpte baggerspecie, voldoen vaak niet aan de immissie-eisen van het Bouwstoffenbesluit. De praktijkmissie van constructies zou wel kunnen voldoen door de combinatie van sulfaatreductie en een infiltratie die aanzienlijk lager is dan het neerslagoverschot. Laboratorium- en praktijkonderzoek bevestigen dat sulfaatreductie optreedt, maar dit proces verloopt relatief langzaam. In de eerste jaren na toepassing wordt de immissie van sulfaat (en andere verontreinigingen) vooral bepaald door de mate van infiltratie, die één tot twee ordes van grootte lager kan zijn dan het neerslagoverschot. Dit geldt vooral voor constructieve ophogingen. In open constructies van (matig) zandige specie en bij toepassing in dunne lagen kan de immissie-eis van het Bouwstoffenbesluit overschreden worden. In constructies met een laagdikte van enige meters kan dit voorkomen worden door de baggerspecie te mengen met maaisel. Een andere optie om met de problematiek om te gaan is een locatie-specifieke invulling van de immissie-eis, bijvoorbeeld door rekening te houden met de verhoogde achtergrondconcentratie van sulfaat in sommige gebieden. Uit een RMK-beoordeling blijkt dat het toepassen van baggerspecie onder een afdichting (categorie 2) iets lager scoort op milieuverdiensite dan toepassing zonder afdichting en dat bewerken of storten veel slechter scoren.

Trefwoorden**Gecontroleerde termen**

baggerspecie, bouwmaterialen, fluoride, grondwater, immissie, immobilisatie, in-situ, sulfaat

Vrije trefwoorden

Bouwstoffenbesluit

Titel project

In-situ sulfaatreductie bij toepassing van gerijpte baggerspecie in werken

Projectleiding

Tauw bv, Deventer
(ir. J.J. Steketee, tel 0570-699564)

Dit rapport is verkrijgbaar bij:
SKB, Postbus 420, 2800 AK Gouda

Report title

On-site sulphate reduction with the application of matured dredge spoil in construction works
Practical imissions and imissions according to the Building Materials Decree

SKB report number

SV-404

Project report number

SV-404

Author(s)

Ir. J.J. Steketee

Number of pages

Report: 105

Appendices: 41

Executive organisation(s) (Consortium)

Tauw (ir. J.J. Steketee)
Rijkswaterstaat, Dienst Weg- en Waterbouwkunde (ing. M. Keve)
Afvalzorg Noord-Holland (ir. C.J.M. Stam)
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (P. Groen)
Gemeente Enkhuizen (ing. N. Kegelaar)
Provincie Noord-Holland (ing. C. Bes)

Publisher

SKB, Gouda

Abstract

The use of matured dredge spoil as a building material is hampered by the presence of increased levels of leachable sulphate and fluoride. These substances, which occur naturally in matured dredge spoil, frequently fail to meet the imission requirements of the Building Materials Decree. The practical imissions of constructions could meet these requirements by combining sulphate reduction with an infiltration that is considerably lower than the precipitation surplus. Laboratory and practical research confirms that sulphate reduction occurs, but that this process takes place relatively slowly. In the initial years after application, imission of sulphate (and other contaminants) is determined primarily by the degree of infiltration that may be one to two orders of magnitude greater than the precipitation surplus. This applies especially to accumulations in constructions. The imission requirement stipulated in the Building Materials Decree may be exceeded in open constructions of (moderately) sandy spoil and if applied in thin layers. In constructions with a layer thickness of several metres, mixing dredge spoil with grass cuttings can prevent this. Another option for handling the problem is to formulate location-specific imission requirements, e.g. by taking account of the higher background concentration of sulphate in some areas. An RMK evaluation has revealed that the application of dredge spoil with a seal (category 2) scores somewhat lower in terms of environmental aspects than application without a seal and that processing or pouring scores far lower.

Keywords**Controlled terms**

building materials, dredge spoil, fluoride
groundwater, imission, immobilisation,
on-site, sulphate

Uncontrolled terms

Building Materials Decree

Project title

Decision support system for natural and stimulated immobilisation of heavy metals in the saturated zone of the soil

Projectmanagement

Tauw bv, Deventer
(ir. J.J. Steketee, tel 0570-699564)

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.....	VI
		SUMMARY.....	IX
Hoofdstuk	1	INLEIDING	1
	1.1	Uitgangssituatie	1
	1.2	Probleemstelling	2
	1.3	Doelstellingen	2
	1.4	Knelpunten.....	3
	1.5	Fasering van het onderzoek.....	3
Hoofdstuk	2	BESCHIKBARE KENNIS.....	4
	2.1	Inleiding.....	4
	2.2	Zwaveloxidatie	5
	2.3	Sulfaatreductie	7
	2.4	Voorspelling van de praktijkmissie	9
	2.5	Meetmethoden (sulfaat-)zwavel en artefacten	11
	2.6	Samenvatting en conclusies	11
Hoofdstuk	3	OPZET VAN HET ONDERZOEK	12
	3.1	Inleiding.....	12
	3.2	Beleid.....	12
	3.3	Laboratoriumonderzoek	13
	3.4	Veldonderzoek	14
	3.5	Extrapolatie	15
Hoofdstuk	4	BELEID EN RMK-BEOORDELING	18
	4.1	Beleidsmatige context.....	18
	4.2	Relatie van het onderzoek met het beleid	20
	4.3	RMK-beoordeling	21
	4.3.1	Inleiding.....	21
	4.3.2	Concentraties en risico's van sulfaat.....	22
	4.3.3	Kwaliteitsverbetering van baggerspecie.....	23
	4.3.4	Uitgangspunten milieuverdienste	24
	4.3.5	Resultaten milieuverdienste	25
	4.3.6	Risico-reductie	26
	4.3.7	Kosten.....	26
	4.3.8	Eindbeoordeling RMK	27
	4.4	Discussie en conclusies	27
Hoofdstuk	5	LABORATORIUMONDERZOEK	29
	5.1	Inleiding.....	29
	5.2	Werkwijze.....	29
	5.2.1	Selectie van monsters.....	29
	5.2.2	Uitvoering proeven	30
	5.3	Resultaten.....	30
	5.3.1	Omvang en verloop sulfaatreductie	30
	5.3.2	Relatie sulfaatreductie en organische stof fracties in de baggerspecie	32
	5.3.3	Effect van substraten en entmateriaal.....	35
	5.4	Discussie	36
	5.5	Conclusies	37

Hoofdstuk	6	PRAKTIJKONDERZOEK.....	38
	6.1	Nauerna	38
	6.1.1	Herkomst en toepassing	38
	6.1.2	Historische gegevens	38
	6.1.3	Resultaten monsterneming specie 2001	39
	6.1.4	Resultaten monitoring 2002/2003	39
	6.1.5	Vergelijking resultaten 2001- 2003.....	40
	6.1.6	Conclusies	42
	6.2	Ophoging A5 Badhoevedorp.....	43
	6.2.1	Herkomst en toepassing	43
	6.2.2	Historische gegevens	43
	6.2.3	Resultaten onderzoek bodem en drainzand.....	44
	6.2.4	Resultaten nulonderzoek grondwater.....	47
	6.2.5	Grondwatermonitoring.....	48
	6.2.6	Resultaten nulonderzoek baggerspecie	49
	6.2.7	Monitoring kwaliteit baggerspecie	51
	6.2.8	Oppervlaktewater	53
	6.2.9	Conclusies	54
	6.3	Ophoging A50 Veghel	54
	6.3.1	Herkomst en toepassing	54
	6.3.2	Historische gegevens	54
	6.3.3	Resultaten onderzoek bodem	55
	6.3.4	Resultaten nulonderzoek grondwater.....	56
	6.3.5	Grondwatermonitoring.....	57
	6.3.6	Resultaten nulonderzoek baggerspecie	57
	6.3.7	Monitoring kwaliteit baggerspecie	58
	6.3.8	Conclusies en discussie.....	60
	6.4	Ophoging Enkhuizen.....	61
	6.4.1	Herkomst en toepassing	61
	6.4.2	Historische gegevens	61
	6.4.3	Resultaten onderzoek bodem	61
	6.4.4	Resultaten nulonderzoek grondwater.....	63
	6.4.5	Monitoring kwaliteit grondwater.....	64
	6.4.6	Resultaten nulonderzoek baggerspecie	65
	6.4.7	Monitoring kwaliteit baggerspecie	66
	6.4.8	Kwaliteit slootwater	71
	6.4.9	Conclusies	71
	6.5	Aanvullende metingen.....	71
	6.5.1	Bepaling van de doorlatendheid.....	71
	6.5.2	Sulfide-bepalingen	73
	6.5.3	Reducerend vermogen.....	74
	6.5.4	Zuurbuffercapaciteit	74
Hoofdstuk	7	MODELBEREKENINGEN	75
	7.1	Inleiding.....	75
	7.2	Transportmodellering	75
	7.2.1	Opzet	75
	7.2.2	Chemie.....	75
	7.2.3	Transport van sulfaat	76
	7.2.4	Discussie en conclusies	78
	7.3	Kans op verzuring van de specie	79
	7.4	Kans op verdere oxidatie van de baggerspecie	79
	7.5	Sulfaatreductiecapaciteit van de specie	80
	7.6	Samenvatting en conclusies	81

Hoofdstuk	8	INTERPRETATIE EN DISCUSSIE PRAKTIJKMETINGEN.....	83
	8.1	Inleiding.....	83
	8.2	Infiltratie	83
	8.3	Immissie.....	86
	8.4	Omzettingen.....	87
	8.4.1	Zwaveloxidatie	87
	8.4.2	Sulfaatreductie	88
	8.5	Vergelijking laboratorium en praktijk	90
	8.6	Grondwaterkwaliteit	90
	8.6.1	Achtergrondconcentratie	90
	8.6.2	Invloed op grondwaterkwaliteit.....	91
	8.7	Beoordeling gebruik gerijpte baggerspecie als bouwstof	91
	8.8	Onderzoeksmethoden.....	92
	8.9	Beleidsmatige aspecten	92
	8.10	Vervolgonderzoek	93
Hoofdstuk	9	HAALBAARHEID TOEVOEGEN MAAISEL AAN BAGGERSPECIE TER STIMULATIE SULFAATREDUCTIE	94
	9.1	Inleiding.....	94
	9.2	Juridisch kader en huidige verwerkingspraktijk.....	94
	9.3	Vereiste dosering	95
	9.4	Beschikbaarheid maaisel	95
	9.5	Mengen maaisel en baggerspecie	96
	9.6	Toetsing van het product.....	96
	9.7	Effect op civieltechnische eigenschappen	96
	9.8	Kosten.....	97
	9.9	Praktijkresultaten Enkhuizen.....	97
	9.10	Discussie en conclusies	98
Hoofdstuk	10	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	99
		LITERATUUR	104
Bijlage	A	ACHTERGRONDINFORMATIE EN UITGANGSPUNTEN RMK- BEOORDELING	
Bijlage	B	SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS OPHOGING A5 BADHOEVEDORP	
Bijlage	C	SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS A50 VEGHEL	
Bijlage	D	SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS OPHOGING ENKHUIZEN	
Bijlage	E	RESULTATEN SCHUDPROEVEN	
Bijlage	F	RESULTATEN KARAKTERISERING ORGANISCHE STOF	
Bijlage	G	ZWAVELSPECIATIE BAGGERSPECIE EN OMZETTINGEN TIJDENS UITLOOGPROEVEN	
Bijlage	H	RESULTATEN MATERIAALTECHNISCH ONDERZOEK FUGRO	
Bijlage	I	SULFAATCONCENTRATIES IN GRONDWATER LANDELIJK MEETNET	

SAMENVATTING

In-situ sulfaatreductie bij toepassing van gerijpte baggerspecie in werken

Als gevolg van onderhoud en sanering komt er binnen een termijn van tien jaar globaal $400 \cdot 10^6$ m³ baggerspecie vrij. Qua samenstelling is een belangrijk deel van de specie na een eenvoudige bewerking als droging en rijping toepasbaar als bouwstof. Deze bouwstof kan toegepast worden als ophoogmateriaal in de wegenbouw, in geluidswallen, et cetera. Dit is een door de overheid gewenste ontwikkeling: uitgesproken is dat tenminste 20% van de verontreinigde specie een nuttige toepassing moet krijgen.

Echter, het merendeel van de Nederlandse specie voldoet na rijping niet aan de categorie 1 eis van het Bouwstoffenbesluit voor sulfaat. Toepassing als categorie 2 bouwstof is wel mogelijk, maar dit gaat gepaard met aanzienlijke kosten voor de aanleg van een bovenafdichting en andere voorzieningen. Met andere woorden, de bruikbaarheid van gerijpte baggerspecie als bouwstof wordt sterk belemmerd door de sulfaatproblematiek. De uitloging van andere stoffen die evenals sulfaat van nature in de baggerspecie voorkomen, zoals fluoride, ligt ook regelmatig op een te hoog niveau. Er is dus een spanning tussen de wens om baggerspecie nuttig toe te passen en de kwaliteitseisen die het Bouwstoffenbesluit stelt.

Hierbij doet zich de vraag voor of de immissie-berekening van het Bouwstoffenbesluit tot een juiste voorspelling leidt van de werkelijke immissie. Er zijn diverse aanwijzingen dat in grotere constructies zuurstofloze omstandigheden ontstaan, waarbij sulfaat wordt gereduceerd tot sulfide en daarmee wordt vastgelegd. Verder kan de praktijkimmissie van sulfaat (en andere verontreinigingen) lager zijn dan de voorspelling, omdat de infiltratie van regenwater in slecht doorlatende baggerspecie lager is dan het gemiddelde neerslagoverschot waarmee standaard wordt gerekend.

Doelstellingen van dit project zijn:

1. de ontwikkeling van een methode waarmee de sulfaatreductie in gerijpte baggerspecie voorspeld kan worden;
2. het verifiëren en kwantificeren van het gedrag van sulfaat in enkele praktijktoepassingen van gerijpte baggerspecie;
3. het beoordelen van de stabiliteit van de vastlegging in de tijd;
4. het ontwikkelen en uittesten van eenvoudige maatregelen waarmee de reductie van sulfaat gestimuleerd wordt.

Op beleidsmatig gebied is het doel om draagvlak te creëren en technische bouwstenen te leveren voor een eventuele aanpassing van de beoordeling van baggerspecie en om de voor- en nadelen van verschillende alternatieven inzichtelijk te maken via een RMK-beoordeling (beoordeling van Risico's, Milieuverdiensten en Kosten).

Hoewel sulfaat op zichzelf niet erg toxisch is kunnen door uitloging van baggerspecie normen of richtwaarden voor oppervlaktewater, drinkwater en water voor veedrenking overschreden worden. Potentieel zijn er daarom risico's voor vee, de smaak van drinkwater, betoncorrosie, verzilting en indirecte eutrofiëring. Het is uiteraard de vraag of deze risico's relevant zijn voor specifieke locaties waar baggerspecie wordt toegepast.

Uit literatuuronderzoek blijkt dat in gerijpte specie globaal slechts 30% van het zwavel is geoxideerd tot sulfaat. Het grootste deel is dus nog als sulfide aanwezig. Onder aërobe condities zou additionele vorming van sulfaat op kunnen treden, in Zuidelijk Flevoland is na 19 jaar in de bovenste 80 cm van de bodem 60% van het zwavel geoxideerd. De oxidatie wordt vertraagd of

komt geheel tot stilstand door inkapseling van de pyrietkristallen (FeS_2) door ijzeroxiden. Deze inkapseling kan variëren per specie-type en bij sterke verzuring van de specie gebeurt dit niet. Verder levert de literatuur aanwijzingen dat sulfaatreductie in ophogingen een belangrijke rol kan spelen.

Standaarduitloogproeven geven een redelijk tot goed beeld van de actuele gehalten aan uitloogbaar sulfaat, maar geven geen informatie over omzettingen op lange termijn. Uit de RMK-beoordeling blijkt dat storten op zowel milieuverdiensite als kosten negatief scoort. Minder voor de hand liggend is dat dit ook geldt voor kwaliteitsverbetering door wassen van de specie. De uitkomsten van de varianten categorie 2 toepassing (met afdichting) en categorie 1 toepassing ontlopen elkaar op milieuverdiensite niet veel. De categorie 1 toepassing scoort negatiever op grondwaterverontreiniging, de categorie 2 toepassing op verlies van grond (als gevolg van toepassing van zandbentoniet).

Uit langdurige zuurstofloze schudproeven (tot 224 dagen) blijkt dat sulfaatreductie in de meeste speciemonsters spontaan op gang komt. Aan het einde van de proef is meestal nog geen volledige omzetting bereikt, het verloop is echter zodanig dat een vergaande omzetting (categorie 1 niveau) op langere termijn waarschijnlijk wel wordt bereikt. De sulfaatreductie correleert goed met het reducerend vermogen van de speciemonsters en specifieke bepalingen voor organische stof, zoals totaal-koolhydraat. De snelheid van het proces wordt gelimiteerd door het beschikbaar komen van geschikte organische substraten voor de sulfaatreducerende bacteriën. Als aan de monsters lactaat of maaisel wordt toegevoegd, wordt in enkele weken een volledige omzetting bereikt.

Er zijn vier verschillende praktijkobjecten gemonitord, namelijk een afdeklaag op een stortplaats (1 meter dik), twee constructieve ophogingen in Rijkswegen (4 meter hoog) en een niet constructieve ophoging (4 meter hoog, landschapselement). In het laatste geval zijn proefvakken van circa 1000 m^3 ingericht, waarbij compost en maaisel zijn toegevoegd aan de specie. De toegepaste baggerspecies verschillen qua type (zandig tot kleiig) en gehalten aan organische stof en sulfaat/zwavel. Op alle locaties, behalve de afdeklaag, is de nulsituatie van bodem, grondwater en specie vastgelegd.

Uit de monitoring gedurende twee jaar blijkt dat sulfaatreductie op alle locaties optreedt, behalve in de afdeklaag. Deze is (vrijwel) volledig aëroob. De sulfaatreductie verloopt echter langzaam, zodat de emissie voornamelijk wordt bepaald door de infiltratie en de oplosbaarheid van sulfaat. In open constructies ligt de sulfaatreductie tussen 0 en 10% per jaar, in constructieve ophogingen tussen 10 en 40% per jaar (40% geldt voor specie met een laag sulfaatgehalte). Wanneer maaisel wordt toegevoegd, stijgt de sulfaatreductie in de betreffende laag tot circa 30% per jaar.

Uit modelberekeningen blijkt dat de baggerspecie niet kan verzuren en dat de sulfaatreductiecapaciteit voldoende is, mits de constructies zuurstofloos zijn. Als de helft van een constructie aëroob wordt is de reductiecapaciteit in de onderste helft niet altijd voldoende om het aanwezige sulfaat te reduceren tot een categorie 1 niveau. In de afdeklaag en in proefvakken met zandige specie is additionele zwaveloxidatie opgetreden en zijn de condities in de bovenste 1-2 meter blijkaar aëroob. De zwaveloxidatie is hierbij gestegen van circa 30% bij aanvang naar maximaal 45%. Gemiddeld stijgt de zwaveloxidatie in de bovenste lagen met 3-4% per jaar.

De infiltratie is afgeleid uit de afname van sulfaat in de bovenste 10-50 cm van de constructie. Het blijkt dat in de constructieve ophogingen globaal 10 mm infiltratie optreedt en in de niet constructieve ophogingen en de afdeklaag 100-300 mm. De infiltratie is op sommige locaties zodanig dat de immissie-eis kan worden overschreden. Dit wordt bevestigd door analyses van de onderliggende bodem. In de bodem zijn na twee jaar zuurstofloze condities ontstaan, waardoor

daar eveneens sulfaatreductie optreedt. Deze omzetting is echter zeker niet op alle locaties zodanig dat alsnog aan de immissie-eis wordt voldaan.

Er is geen systematisch effect op de grondwaterkwaliteit waargenomen, maar dit is wellicht het gevolg van de beperkte duur van de onderzoeksperiode.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat toepassing van gerijpte baggerspecie in constructieve ophogingen op basis van de geringe infiltratie kan voldoen aan de immissie-eis voor sulfaat. Dan moet wel zijn verzekerd dat in de verdichte specie minder dan 57 mm/j aan regenwater infiltreert, hetgeen in veel situaties overeenkomt met een doorlatendheid van kleiner dan 2 tot $4 \cdot 10^{-9}$ m/s, en dat het materiaal boven grondwaterniveau is toegepast. Bij open toepassingen is niet gegarandeerd dat wordt voldaan aan de immissie-eis en bij dunne lagen zal er zeker een overschrijding optreden. In open constructies met voldoende laagdikte kan de immobilisatie van sulfaat tot het categorie 1 niveau worden verkregen door menging met maaisel in de onderste lagen. Een andere optie is om baggerspecie zonder additionele maatregelen toe te passen in gebieden met van nature verhoogde sulfaat/zwavelgehalten.

SUMMARY

On-site sulphate reduction with the application of matured dredge spoil in construction works

Due to maintenance and remediation, $400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ of dredge spoil will roughly be generated within the next decade. After a simple treatment such as ripening, a large part of this sludge can be used as building material, particularly in embankments for road construction and in noise barriers. The government endorses this use of contaminated dredge spoil and has said that at least 20% should be applied usefully. But, most Dutch dredge spoil does not meet the category 1 requirement in the Buildings Materials Decree for the leaching of sulphate after ripening. The dredge spoil can be used as category 2 building material, but this involves considerable costs for top lining and other provisions. In other words, sulphate greatly inhibits the use of ripened dredge spoil as building material. The leaching concentration of other substances that occur naturally in dredge spoil, like fluoride, is also regularly too high. Indeed, there is a discrepancy between the government's wish to apply dredge spoil usefully and the quality requirements laid down in the Building Materials Decree.

This discrepancy raises the question whether the immission calculation of the Building Materials Decree yield a correct prediction of actual immissions. There are various indications that anaerobic conditions are created in the larger constructions, reducing sulphate to sulphide and fixing it. It is also possible that actual sulphate (and other contaminant) immissions are lower than predicted because infiltration of rainwater in poorly permeable dredge spoil is lower than the average net precipitation used in calculations.

The objectives of this project are:

1. developing a method for the prediction of sulphate reduction in ripened dredge spoil;
2. verifying and quantifying sulphate behaviour in a few practical scale applications of ripened dredge spoil;
3. assessing the stability of the fixation in time;
4. developing and testing simple measures for the stimulation of sulphate reduction.

It is also the intention to create a (technical) basis for a possible adaptation to the assessment of dredge spoil and to do a REC assessment (Risk reduction, Environmental merit and Costs) to provide clarity on the advantages and disadvantages of the various options.

Although sulphate in itself is not very toxic, the leaching of dredge spoil can cause the standards or target values for surface water, groundwater and drinking water for humans and cattle to be exceeded. This means potential risks for cattle, the taste of drinking water, of concrete corrosion, salinisation and indirect eutrophication. Of course, it remains to be seen whether these risks are relevant to all sites where ripened dredge spoil will be used.

A desk study showed that only about 30% of the sulphur has oxidised into sulphate in ripened sludge, the larger part still being sulphide. Additional formation of sulphate could occur under aerobic conditions. An example of this is Southern Flevoland, where 60% of the sulphur has oxidised in the top layer of the soil (80 cm) after 19 years. The oxidation is slowed down or even comes to a complete halt because of iron oxides encapsulating pyrite crystals (FeS_2). This encapsulation can vary per type of dredge spoil and in case of high acidification of the material, it does not take place at all. The desk study also indicated that sulphate reduction in embankments can play an important role.

Standard leaching tests provide a reasonably accurate to accurate representation of actual concentrations of leachable sulphate but do not give any information on conversions in the long term. The REC assessment shows that landfilling scores negatively on both environmental merit and costs, but this also applies to quality improvement through washing. The options of category 2 application (with lining) and category 1 application have very similar scores in environmental merit. The category 1 application scores negatively on groundwater contamination, the category 2 application scores negatively on loss of soil (as a result of using sand bentonite).

Long anaerobic shake tests (up to 224 days) show that in most samples of ripened sludge, sulphate reduction occurs spontaneously. Usually, complete conversion has not been reached at the end of the test, but there are indications that far-reaching conversion (category 1 levels) can be reached in the long term. The sulphate reduction correlates well with the reducing capacity of the ripened dredge spoil samples and specific parameters for organic matter, such as total carbohydrate. The rate of the process is limited by the availability of organic substrates for the sulphate-reducing bacteria. If lactate or fresh mowed vegetation like grass are added to the samples, complete conversion will be attained within a few weeks.

Four different objects were monitored. A covering layer of 1 metre at a landfill site, two constructive embankments in high ways (4 metres high) and a non-constructive embankment (4 metres high, a landscaping element). In the last case, test grids of about 1000 m³ were laid with added compost and fresh mowed vegetation. The used dredge spoils differed from sandy to clayey and in content of organic matter and sulphate/sulphur. The zero situation of soil, groundwater and dredge spoil was determined for all sites, with the exception of the covering layer.

The two-year monitoring shows that sulphate is being reduced on all sites, with the exception of the covering layer, which is (almost) completely aerobic. However, the rate of the sulphate reduction is very slow which means that the emission is still being determined by the infiltration and the solubility of sulphate. In open constructions, the sulphate reduction lies between 0 and 10% a year, in constructive embankments between 10 and 40% a year (40% in case of dredge spoil with a low sulphate concentration). If fresh mowed vegetation is added, sulphate reduction is increased to about 30% a year.

Model calculations show that dredge spoil cannot acidify and that the capacity for sulphate reduction suffices if the constructions are anaerobic. If half of the construction becomes aerobic, the capacity for reduction in the bottom half does not always suffice to reduce the sulphate to category 1 levels. There was additional sulphur oxidation in the covering layer and in the test grids with sandy sludge and the conditions in the top 1-2 metres are aerobic, apparently. The sulphur oxidation increased from about 30% at the start to a maximum of 45%. On average, the sulphur oxidation in the top layers increased by 3-4% a year.

The infiltration was derived from the decrease in sulphate in the top 10-50 cm of the construction. It appears that there is roughly 10 mm of infiltration in constructive embankments and 100-300 mm in non-constructive embankments and the covering layer. On some sites, the infiltration may cause the immission requirements to be exceeded. This is confirmed by analyses of the underlying soil. After two years, the soil had become anaerobic and this has caused more sulphate reduction. However, the extent of conversion is not on all sites such that the immission requirements are being met. No systematic effect on the groundwater quality has been observed, but this may be due to the limited duration of the investigation period.

In summary, it can be concluded that the use of ripened dredge spoil in constructive embankments because of little infiltration may be in compliance with the immission requirements for sulphate if the sludge has a permeability of less than 2 to 4*10⁻⁹ m/s after compaction (infiltration

less than 57 mm per year) and if the material was applied above groundwater level. In case of open constructions, it cannot be guaranteed that the immission requirements are being met and they will most definitely be exceeded in case of thin layers. If necessary, the immobilisation of sulphate can be stimulated by mixing fresh mowed vegetation into the lower layers of an embankment. Another option is to use dredge spoil without additional measures on sites with naturally raised sulphate concentrations.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

1.1 Uitgangssituatie

Als gevolg van onderhoud en sanering komt er binnen een termijn van tien jaar een grote hoeveelheid baggerspecie vrij, geraamd is $400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ [12]. De verontreinigingsgraad hiervan is zeer variabel. Qua samenstelling is een belangrijk deel van de specie na een eenvoudige bewerking als rijping toepasbaar als bouwstof. Dit is een door de overheid gewenste ontwikkeling: uitgesproken is dat tenminste 20% van de verontreinigde specie een nuttige toepassing moet krijgen. Na ontwatering/rijping van de specie is dit $20\text{-}40 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. De range is afhankelijk van de vraag welk deel van de baggerspecie kan worden verspreid en gestort.

Een toename van het aandeel nuttige toepassing bij de verwerking van baggerspecie is door de Tweede Kamer ondersteund door de motie Herrebrugh [13]: hierin is duidelijk de wens uitgesproken dat meer accent moet worden gelegd op verwerking tot toepasbare producten en minder op storten in grootschalige depots. De voorgenomen aanleg van een grootschalig depot in het IJmeer is afgestemd. Nuttige toepassing van de specie vermindert niet alleen het ruimtebeslag van (permanente) depots, maar betekent ook een besparing op primaire grondstoffen, waarvan de winning op steeds grotere bezwaren stuit. Dit komt ook tot uiting in de motie Depla cs [14], waarin ondermeer gevraagd wordt om de toepassing van vernieuwbare oppervlaktedelfstoffen binnen Rijkswaterstaat te bevorderen.

Uit onderzoek, uitgevoerd door DWW, komt naar voren dat eenvoudige bewerkingstechnieken qua milieurendement duidelijk het hoogst scoren [15], hoewel niet in alle opzichten wordt voldaan aan de categorie 1 eisen van het Bouwstoffenbesluit. Deze technieken zijn zandscheiding, rijping en landfarming en koude immobilisatie. Zandscheiding is met name geschikt voor relatief sterk verontreinigde, zandrijke specie. Er resulteren dan een toepasbare zandfractie en een sterk verontreinigde slibfractie. Rijping en landfarming zijn geschikt voor licht tot matig verontreinigde species. Door afbraak van verontreinigingen als minerale olie kan voor deze component aan de samenstellingseisen van het Bouwstoffenbesluit worden voldaan. De producten die met deze bewerkingen verkregen worden zijn in principe toepasbaar als bouwstof, bijvoorbeeld in ophogingen, dijklichamen, et cetera. Echter, het merendeel van de Nederlandse specie (circa 80%) voldoet na rijping niet aan de categorie 1 eis van het Bouwstoffenbesluit voor sulfaat¹. Toepassing als categorie 2 bouwstof is wel mogelijk, maar dit gaat gepaard met aanzienlijke kosten voor de aanleg van een bovenafdichting en andere voorzieningen. Gezien de aard van de toepassingen is een dergelijke afdichting technisch niet altijd mogelijk (bijvoorbeeld bij toepassing in toplagen) en economisch ongewenst als er sprake is van laagwaardig gebruik. Met andere woorden, de bruikbaarheid van gerijpte baggerspecie als bouwstof wordt sterk belemmerd door de sulfaatproblematiek. Behalve sulfaat, overschrijdt fluoride ook frequent de categorie 1 eis (hoewel minder sterk dan sulfaat), terwijl soms ook molybdeen en andere metalen kritisch zijn.

¹ Sulfaat wordt gevormd tijdens rijping of landfarming van baggerspecie, als gevolg van oxidatie van aanwezige sulfiden.

1.2 Probleemstelling

Zoals blijkt uit het voorgaande is er een spanning tussen de wens om baggerspecie nuttig toe te passen en de kwaliteitseisen die het Bouwstoffenbesluit stelt. De kwaliteitseisen kunnen de toepassing belemmeren omdat deze eisen resulteren in hogere kosten en technische beperkingen. De oplossing van de baggerproblematiek kan hierdoor eveneens belemmerd worden omdat hogere kosten in principe tot lagere volumes verwerkte specie zullen leiden (bij een gegeven budget). In dit kader worden niet de kwaliteitseisen zelf ter discussie gesteld, maar wel de modelmatige voorspelling van de praktijkmissie, die gebaseerd wordt op de resultaten van een uitloogproef en een berekening. Er zijn diverse aanwijzingen dat de praktijkmissie van baggerspecie lager is dan de volgens het Bouwstoffenbesluit berekende missie.

1.3 Doelstellingen

De doelstelling in brede zin is dat door het inzichtelijk maken van het gedrag van sulfaat in-situ oplossingen worden gevonden die de nuttige toepassing van baggerspecie bevorderen en daarmee bijdragen aan sanering en het wegwerken van achterstallig onderhoud van waterbodems. De hypothese hierbij is dat sulfaat in de praktijk minder sterk uitloogt dan op basis van de standaarduitloogproeven wordt voorspeld.

Hierbij wordt gedacht aan 'immobilisatie', omdat er aanwijzingen zijn dat in grote ophogingen zuurstofloze condities heersen, waardoor sulfaat kan worden omgezet in het immobiele sulfide. Dit reductie-proces treedt van nature op, maar kan ook gestimuleerd worden. Voor een eventuele aanpassing van de regelgeving is het essentieel dat in voldoende mate wordt onderbouwd dat dit proces (eventueel onder goed gedefinieerde randvoorwaarden) algemeen optreedt. Belangrijk is ook dat het proces controleerbaar is via aan het materiaal te stellen eisen.

Behalve door sulfaatreductie kan de praktijkmissie van sulfaat (en andere verontreinigingen) lager zijn dan de voorspelling van het Bouwstoffenbesluit, omdat de infiltratie van regenwater in de baggerspecie, gezien de slechte doorlatendheid, wellicht lager zal zijn dan het gemiddelde neerslagoverschot.

De specifieke doelstellingen van dit project worden navolgend opgesomd. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen technische en beleidsmatige doelstellingen. Het project is primair technisch-inhoudelijk van aard, waarbij een zodanige opzet wordt nagestreefd dat de resultaten beleidsmatig bruikbaar kunnen zijn.

Technische doelstellingen:

- a. Ontwikkeling van een laboratoriumtest waarmee de sulfaatreductie in gerijpte baggerspecie bij uitsluiting van zuurstof voorspeld kan worden.
- b. Op basis van onderzoeksresultaten vaststellen of er een betrouwbare relatie is tussen de sulfaatreductiecapaciteit en gehalten aan organische stof(fracties) in gerijpte specie en het afleiden van een criterium voor de verhouding tussen organische stof en sulfaat. Hierdoor zou de sulfaatreductiecapaciteit op een eenvoudiger wijze dan met de test ad a. voorspeld kunnen worden.
- c. Het bepalen van vastlegging en mobiliteit van sulfaat in enkele praktijktoepassingen van gerijpte baggerspecie. Hierbij zullen de testmethoden ad a. en b. geverifieerd worden en wordt ook aandacht besteed aan de infiltratie in de praktijk.
- d. Het beoordelen van de stabiliteit van de vastlegging in de tijd, bij een maximale termijn van 100 jaar.
- e. Het ontwikkelen en uittesten van eenvoudige maatregelen waarmee de reductie van sulfaat gestimuleerd wordt. Dit is van belang voor specietypen en toepassingssituaties waarbij de natuurlijke reductiecapaciteit onvoldoende is.

Beleidsmatige doelstellingen:

- a. Creëren van draagvlak voor de voorgestelde technische aanpak middels overleg met het bevoegde gezag en goede onderbouwing.
- b. Inzichtelijk maken van de voor- en nadelen van verschillende alternatieven via een RMK-beoordeling (beoordeling van Risico's, Milieuverdiensten en Kosten).
- c. Het leveren van de technische bouwstenen voor een eventuele aanpassing van de beoordeling van baggerspecie, zoals een criterium voor het optreden van sulfaatreductie en een controlemethode.

1.4 Knelpunten

Een knelpunt is dat de eisen van het Bouwstoffenbesluit gelden voor het materiaal zoals dat in het werk wordt toegepast. Er wordt in het geval van baggerspecie geen rekening gehouden met omzettingen na de toepassing. Hiervoor zou een aanvullende regeling noodzakelijk zijn. In bredere zin wordt er overigens al gekeken naar de relatie tussen de voorspelling van de laboratoriumuitloogtest en de praktijkuitloging. Het is duidelijk dat de uitloging van bouwmaterialen in meerdere praktijksituaties anders is dan wordt voorspeld door de laboratoriumtest. Recent is in ANVM²-kader een project uitgevoerd dat ten doel had om vast te stellen hoe de relatie tussen laboratoriumuitloging en praktijk verbeterd kan worden. De auteurs bevelen ondermeer aan om voor relevante situaties uitloogproeven onder zuurstofloze condities uit te voeren [16].

Een ander knelpunt is dat er geen gestandaardiseerde testmethoden bestaan om sulfaatreductie te bepalen of te voorspellen. Deze methoden moeten nog ontwikkeld worden. Verder is er onvoldoende inzicht in de (redox)condities in praktijktoepassingen.

1.5 Fasering van het onderzoek

Het onderzoek bestaat uit vier fasen. De inhoud wordt in hoofdstuk 3 nader besproken.

- Fase 1 Voorbereiding, vooroverleg belanghebbenden. Definitief ontwerp proefvakken in ophoging. Nulsituatie onder ophogingen vastleggen (bodem en grondwater). RMK-beoordeling. Verzamelen van monsters gerijpte specie.
- Fase 2 Laboratoriumkarakterisatie, inclusief uitgangsmaterialen nieuw aan te leggen ophogingen. Evaluatie testresultaten, opstellen werkvoorschrift bepaling sulfaatreductiecapaciteit.
- Fase 3 Eerste bemonsteringsronde praktijkconstructies binnen één jaar na aanleg. Eventueel aanvullingen op laboratoriumonderzoek.
- Fase 4 Tweede bemonsteringsronde praktijkconstructies binnen twee jaar na aanleg. Evaluatie verloop. Eindrapport.

² ANVM is Actieprogramma Normalisatie en Validatie van Milieumeetmethoden.

HOOFDSTUK 2

BESCHIKBARE KENNIS

2.1 Inleiding

Het onderzoek richt zich op toepassingen van baggerspecie als zodanig. Het materiaal ondergaat geen scheidings- of andere bewerkingsprocessen, anders dan rijping of landfarming.

Van de waterbodem tot en met de toepassing als ophoogmateriaal worden de volgende stappen doorlopen:

- Baggeren.
- Transport naar rijpingsdepot (per as, schip of via pijpleiding in slurry-vorm).
- Rijping in depot gedurende 1-2 jaar. De rijpingsduur is afhankelijk van de aard van de specie (kleilig, venig, zandig), de dikte van de specie-laag, de weersomstandigheden en de inrichting van het depot [17].
- Eventueel tussenopslag (indien het materiaal niet direct kan worden afgezet) of narijping (indien het vochtgehalte nog te hoog is). Bij tussenopslag wordt het materiaal op hopen gezet. Narijping kan gecombineerd worden met tussenopslag, maar kan ook inhouden dat het normale rijpingsproces wordt verlengd.
- Toepassing in een werk. Na transport vanuit het (tussen)depot wordt het materiaal in constructieve ophogingen laagsgewijs (ca. 0,30 m) aangebracht en verdicht met walsen. Een niet constructieve ophoging kan laagsgewijs worden opgebouwd, maar er wordt ook vaak 'vooruit' gewerkt (de ophoging wordt eerst op hoogte gebracht, daarna wordt er nieuw materiaal tegenaan gestort totdat opnieuw de eindhoogte is bereikt, enzovoorts). In dit geval vindt geen gerichte verdichting plaats, wel wordt het materiaal vooral in de kern verdicht doordat er kranen en vrachtauto's overheen rijden.

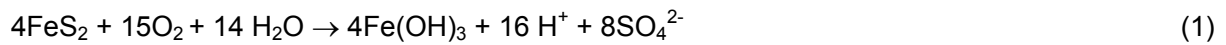
Veranderingen in de kwaliteit van de specie vinden met name plaats in het rijpingsdepot. Tijdens baggeren en transport kan er, gezien de korte verblijftijd en het beperkte contact met zuurstof, niet veel gebeuren (zie ook volgende). Met rijping wordt beoogd om de anaërobe, waterverzadigde baggerspecie om te zetten in aërobe, onverzadigde grond. Dit proces start met de ontwatering van de specie, die op natuurlijke wijze plaatsvindt door consolidatie en verdamping. Soms wordt dit proces gestimuleerd door maatregelen als het aanbrengen van een drainerende laag en greppels.

Nadat zich in de baggerspecie een onverzadigde zone heeft gevormd dringt lucht binnen en komen oxidatieprocessen op gang. Hierdoor worden gereduceerde verbindingen geoxideerd, waarbij sulfiden worden omgezet in sulfaat, tweewaardig ijzer in driewaardig ijzer, ammonium in nitraat en dergelijke. Er zal ook enige afbraak optreden van organische stof, hetgeen onder aërobe condities beter afbreekbaar is dan onder de zuurstofloze condities van de waterbodem. Dergelijke processen zijn uitgebreid onderzocht in nieuwe polders, zoals Flevoland.

Voor de verontreinigingen geldt dat de organische componenten onder aërobe condities in de regel ook beter afbreekbaar zijn, zodat in de depots afbraak optreedt. Metalen kunnen mobieler worden als gevolg van de sulfide-oxidatie, maar uit praktijkgegevens blijkt dat de uitloging van algemeen voorkomende metalen als zink, koper en nikkel meestal geen probleem vormt, behalve als de specie door rijping verzuurt. Een dergelijke verzuring treedt op als de specie weinig gebufferd is, hetgeen bij venige species regelmatig het geval is. Kleirijke species bevatten in de regel veel kalk, zodat ze goed gebufferd zijn. Metalen in anionvorm, zoals molybdeen, overschrijden wel regelmatig de categorie 1 eis.

2.2 Zwaveloxidatie

Uitgaande van pyriet, het meest algemeen voorkomende sulfide, vindt oxidatie plaats volgens de reactie:



Behalve sulfaat wordt ook ijzer(hydr)oxide gevormd en zuur. Indien de baggerspecie voldoende kalk bevat zal het gevormde zuur geneutraliseerd worden en wordt gips gevormd:



Als de oplosbaarheid van gips wordt overschreden, zal het gevormde sulfaat neerslaan als gips en kan sulfaat zodoende deels in de vaste fase en deels opgelost in het poriewater aanwezig zijn. Op basis van een vochtgehalte van 30% in de gerijpte specie, is neerslagvorming mogelijk vanaf circa 1 gram sulfaat/kg ds.

Uit een recente inventarisatie van de kwaliteit van depot-specie blijkt dat de oxidatie-grad van zwavel³ 25-35% is (dit percentage van het zwavel is in sulfaatvorm) [8]. De verblijftijd in depots is meestal circa twee jaar, hetgeen inhoudt dat de specie na twee jaar niet volledig geoxideerd is. Bij toepassingen van baggerspecie in een aëroob milieu zou het sulfaatgehalte daarom nog kunnen stijgen. In bijlage G wordt nader ingegaan op de gehalten en de speciatie van zwavel.

In Zuidelijk Flevoland is na de drooglegging gedurende 19 jaar onderzoek gedaan naar het verloop van de zwaveloxidatie. In de laag van 20-40 cm –maaiveld is de zwaveloxidatie twee jaar na het droogvallen 20%, vergelijkbaar met waarden in depot. In de loop van de tijd neemt de zwaveloxidatie langzaam toe, waarbij het proces steeds trager verloopt naarmate op grotere diepte wordt gemeten. In de lagen tot en met 80 cm is de zwaveloxidatie na 19 jaar gestabiliseerd op circa 60%. In de laag 80-100 cm is de oxidatie dan nog slechts 35% [17] (zie figuur 1) .

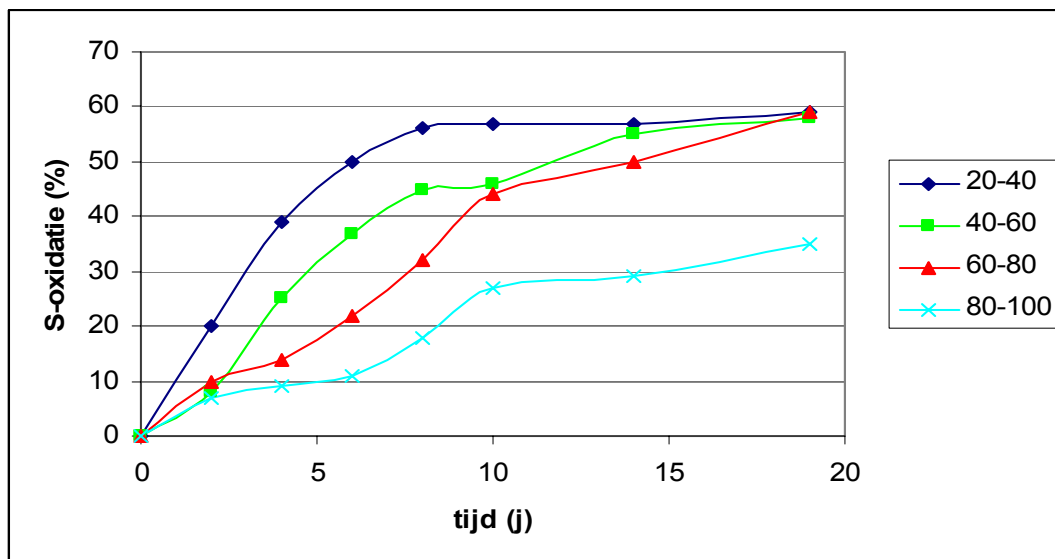


Fig. 1. Verloop zwaveloxidatie in Zuidelijk Flevoland. Zwaveloxidatie is berekend als $(1 - (\text{sulfide-zwavel op } t=x / \text{totaal-zwavel op } t=0)) \cdot 100\%$.

³ Totaal-zwavel gemeten met ICP, ontsluiting met koningswater.

De vertraging van de zwaveloxidatie op grotere diepte zal in de eerste plaats worden veroorzaakt doordat zuurstof, dat vanuit de atmosfeer in de bodem moet diffunderen, een steeds grotere weg moet afleggen. Dat kost meer tijd en zuurstof zal bovenin de bodem eerder worden verbruikt dan in diepere lagen. Verder is het ook mogelijk dat de fractie gasgevulde poriën op grotere diepte afneemt, waardoor de zuurstofflux verder zal afnemen (de diffusie van zuurstof in een gas is vele malen sneller dan de diffusie in de waterfase). Een afname van de fractie gasgevulde poriën is mogelijk omdat, naarmate de grondwaterspiegel wordt benaderd, de invloed van capillaire opstijging en daarmee het vochtgehalte toeneemt.

De resultaten van het onderzoek in Zuidelijk Flevoland suggereren dat verdere oxidatie mogelijk is als baggerspecie in dunne lagen wordt toegepast, zoals bij verspreiden op het land, toepassing in afdekkingen, et cetera. Dit geldt ook voor de toplaag van een ophoging, voor zover geen afscherming in de vorm van een wegdek of een bovenliggende laag aanwezig is. Anderzijds is het niet waarschijnlijk dat op dieptes >1 meter veel oxidatie optreedt. En in elk geval kan worden geconcludeerd dat de snelheid waarmee zwavel additioneel wordt geoxideerd, zal afnemen naarmate op grotere diepte in de ophoging wordt gemeten.

Voor de maximale toename van het sulfaatgehalte in de bovenste meter van een toepassing met baggerspecie kan indicatief een factor 2 worden aangehouden, uitgaande van 30% oxidatie op het moment dat de baggerspecie wordt toegepast. Het is echter niet zeker in hoeverre het gedrag dat in Zuidelijk Flevoland is waargenomen algemeen geldig is. Afhankelijk van de speciem samenstelling en de toepassingscondities, zijn verschillen mogelijk.

Het is opmerkelijk dat ondanks blootstelling aan de atmosfeer gedurende 20 jaar er in de bodem van Flevoland nog steeds sulfiden aanwezig zijn. Dit wijst erop dat een deel van de sulfiden zeer resistent is tegen oxidatie. Dergelijke resultaten blijken ook uit laboratoriumonderzoek [32, 33]. Enerzijds kunnen pyrietkristallen al ingekapseld zijn door ander materiaal, maar belangrijker is wellicht de vorming van neerslagen van ijzer(hydr)oxiden op het grensvlak van de pyrietkristallen.

Voorwaarde hiervoor is dat de pH niet daalt tot zure waarden, aangezien het ijzer anders in oplossing zal gaan. In laboratoriumexperimenten is aangetoond dat de oxidatie-snelheid van zuivere pyrietkristallen in de loop van de tijd sterk afneemt. Neerslagen van ijzer op de pyrietkristallen zijn aangetoond met SEM (elektronenmicroscopie) en XPS (X-ray Photoelectron Spectroscopy) [33]. Verder is aangetoond dat ook onder optimale condities in geroerde, aërobe systemen, de pyrietoxidatie beperkt kan blijven tot bijvoorbeeld 20% van het totaalgehalte, mits de pH neutraal blijft. Aangezien baggerspecie meestal veel calciet bevat en daarom goed is gebufferd, is deze neutrale pH in de meeste situaties gewaarborgd.

Samenvattend is een stabilisering van de zwaveloxidatie op lange termijn mogelijk door twee verschillende processen:

1. beperkte beschikbaarheid van zuurstof op grotere diepte (>1 m) in ophogingen of in de bodem;
2. inkapseling van pyrietkristallen door vorming van ijzerneerslagen bij neutrale pH.

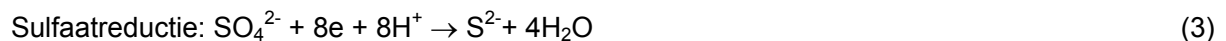
In toplagen en bij verzuring van de baggerspecie moet rekening worden gehouden met voortgang van de zwaveloxidatie en nieuwvorming van sulfaat. Aangezien de oplosbaarheid van sulfaat in baggerspecie al wordt beperkt door de oplosbaarheid van gips is het niet aannemelijk dat de sulfaatimmissie per jaar toeneemt. Wel kan over een langere periode de immissie-norm worden overschreden, een en ander afhankelijk van de snelheid waarmee de additionele oxidatie optreedt.

2.3 Sulfaatreductie

Indien gerijpte baggerspecie in dunne lagen wordt toegepast, zal het milieu aëroob zijn en kan een additionele vorming van sulfaat plaatsvinden, zie vorige paragraaf. Het sulfaat zal op termijn uitspoelen en, afhankelijk van de (geo)hydrologische situatie, in grond- of oppervlaktewater terecht komen. De processen die hierbij optreden zijn vergelijkbaar met de processen bij inpoldering, verspreiding van baggerspecie op het land of gebiedsgerichte toepassingen in relatief dunne lagen. Zoals blijkt uit de voorgaande paragraaf, zijn deze processen al uitgebreid onderzocht.

In het onderhavige onderzoek wordt met name gekeken naar civieltechnische toepassingen in de vorm van wegoophogingen, geluidswallen en dergelijke. De processen die in dergelijke constructies plaatsvinden zijn nog nauwelijks onderzocht. Uit onderzoek in een wegoophoging van AVI-bodemassas blijkt dat de condities in de ophoging overwegend zuurstofloos zijn en dat in de onderste meters van de ophoging sulfaatreductie plaatsvindt. Hierbij was sprake van een categorie 2 toepassing met een afdeklaag van zandbentoniet. Deze laag is niet gasdicht maar zal wel een extra weerstand vormen tegen transport van zuurstof. Echter, ook in categorie 1 constructies met baggerspecie is er geen direct contact met de atmosfeer. Bij wegoophogingen is er aan de bovenzijde een laag asfalt, funderingsmateriaal en een laag zand. De taluds worden afgedekt met een laag grond van circa 1 meter dik. De baggerspecie zelf wordt verdicht en bevat meestal relatief veel organische stof. Zuurstof dat vanuit de atmosfeer binnendringt, zal verbruikt worden door bacteriën die hiermee organische stof oxideren. De verwachting is daarom dat hooguit een beperkte schil van de ophoging aëroob is en dat de kern zuurstofloos blijft. Uiteraard dient dit geverifieerd te worden.

In een zuurstofloos milieu kan sulfaat weer gereduceerd worden tot sulfide, zie vergelijking 3. Het rijpingsproces wordt hiermee omgekeerd. Voorwaarde is wel dat er voldoende reactieve organische stof als elektronendonor aanwezig is. Uit zowel laboratoriumonderzoek als onderzoek aan praktijklocaties volgen aanwijzingen dat sulfaatreductie inderdaad optreedt.



Het gevormde sulfide zal neerslaan als ijzersulfide, omdat baggerspecie hoge gehalten aan ijzeroxiden bevat. Rijnsediment bevat bijvoorbeeld 5% (m/m) Fe [17]. In feite is er sprake van een *kringloop* van zwaveloxidatie en zwavelreductie, waarbij ijzersulfide (waarschijnlijk in hoofdzaak pyriet, FeS₂) eerst wordt omgezet in ijzer(hydr)oxide en sulfaat. Indien vervolgens weer reducerende condities ontstaan, kan het proces zich omkeren en wordt sulfaat weer gereduceerd tot sulfide en driewaardig ijzer tot ijzer in de tweewaardige vorm, hetgeen samen een neerslag vormt van het zwartgekleurde ijzersulfide (FeS). Onder bepaalde condities wordt dit verder omgezet in pyriet [31].

Uit laboratoriumonderzoek van Tauw blijkt dat de redoxpotential in een slurry van gerijpte baggerspecie, afkomstig uit Enkhuizen, onder uitsluiting van zuurstof daalt van circa +200 mV naar –100 mV. De sulfaatreductie komt na vier weken incubatie spontaan op gang, zonder enting van bacteriën of additie van substraten. Wanneer tevens 5% (op droge stof basis) compost of vers organisch materiaal wordt toegevoegd, wordt de sulfaatreductie duidelijk versneld. Bij een beginconcentratie van 4000 mg sulfaat/kg ds vindt onder deze condities een afname tot de categorie 1 eis plaats na 21 weken in de specie als zodanig (extrapolatie). Als compost wordt toegevoegd duurt dit 13 weken (extrapolatie) en bij additie van vers organisch materiaal duurt het minder dan drie weken. Onder praktijkcondities zal het proces trager verlopen, maar hiermee wordt wel geïllustreerd dat sulfaat binnen globaal één jaar in belangrijke mate kan zijn gereduceerd en dat deze reductie op eenvoudige wijze gestimuleerd kan worden [3].

Uit monitoring van rijpingsdepots blijkt dat in slecht gedraineerde depots in de winterperiode, waarin opnieuw een waterverzadigd milieu ontstaat, eerder gevormd sulfaat deels weer wordt gereduceerd [1]. Sulfaat vertoont in de winter een tijdelijke dip, evenals de redoxpotentiaal.

Uit onderzoek aan een ophoging van gerijpte klei op de Slufter blijkt dat vijf jaren na de aanleg binnenin de constructie slechts 5-15% van het totaal-zwavel als sulfaat aanwezig is, terwijl alleen in de buitenste 0,5 m 40% van het totaal-zwavel als sulfaat aanwezig is, zie figuur 2. Uit de eerder genoemde depotinventarisatie blijkt een normale range van 25-35% zwaveloxidatie voor gerijpte specie. De waarde van gemiddeld circa 10% in de Slufterophoging is voor gerijpte specie extreem en wijst op het optreden van in-situ sulfaatreductie [2].

Uit de laagsgewijze bemonstering en analyse volgt verder dat er in de bovenste laag van de kern van de ophoging weliswaar relatief veel sulfaat aanwezig is (40% oxidatie), maar dat er geen uitspoeling is opgetreden. Het totaal-zwavelgehalte is in de laag van 0-3 meter vanaf de bovenzijde van de specielaag vrijwel constant. Echter in de bovenste laag van het talud treedt wel uitspoeling op, zie figuur 3. Zowel totaal-zwavel als sulfaat zijn in de bovenste 0,5 meter verlaagd. Echter in de volgende laag van 0,5 meter is het totaal-zwavelgehalte duidelijk verhoogd. Dit wijst erop dat het gevormde sulfaat in hoofdzaak neerwaarts percoleert en vervolgens weer wordt omgezet in sulfide. Mogelijk is een kleiner deel via oppervlakkige afstroming uit de constructie verdwenen. De verschillen tussen kern en talud zijn mogelijk een gevolg van verschillen in verdichting: de kern is meer verdicht en neerslag die hierop valt zal in sterke mate afstromen en via het talud worden afgevoerd.

In het talud zal door een betere doorlatendheid meer neerslag infiltreren.

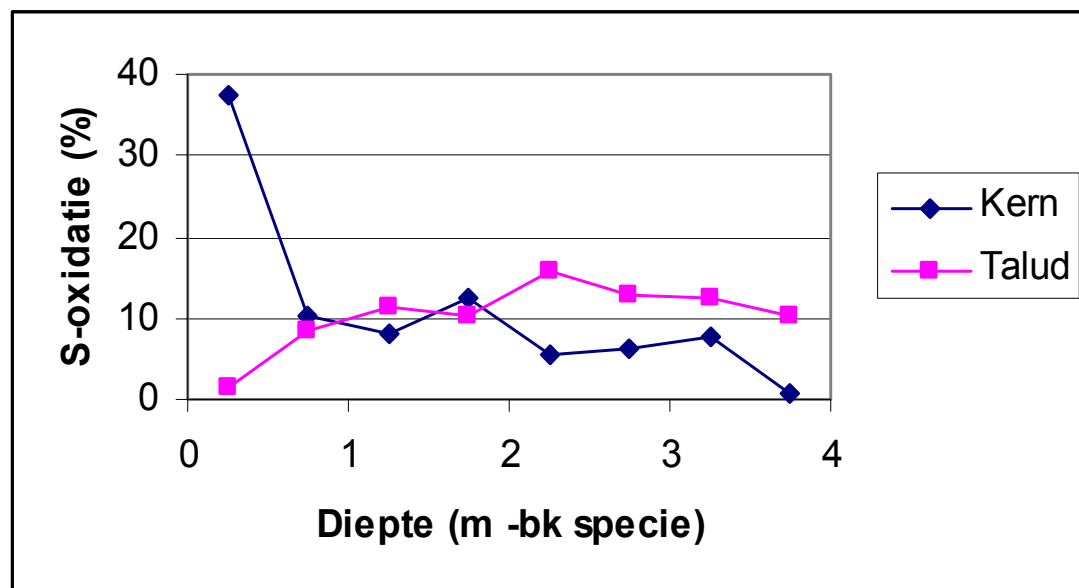


Fig. 2. Zwaveloxidatie in een vijf jaar oude ophoging van baggerspecie op de Slufter, als functie van de diepte. Zwaveloxidatie = percentage sulfaatzwavel ten opzichte van totaal-zwavel [2]. Diepte ten opzichte van de bovenzijde van de specielaag.

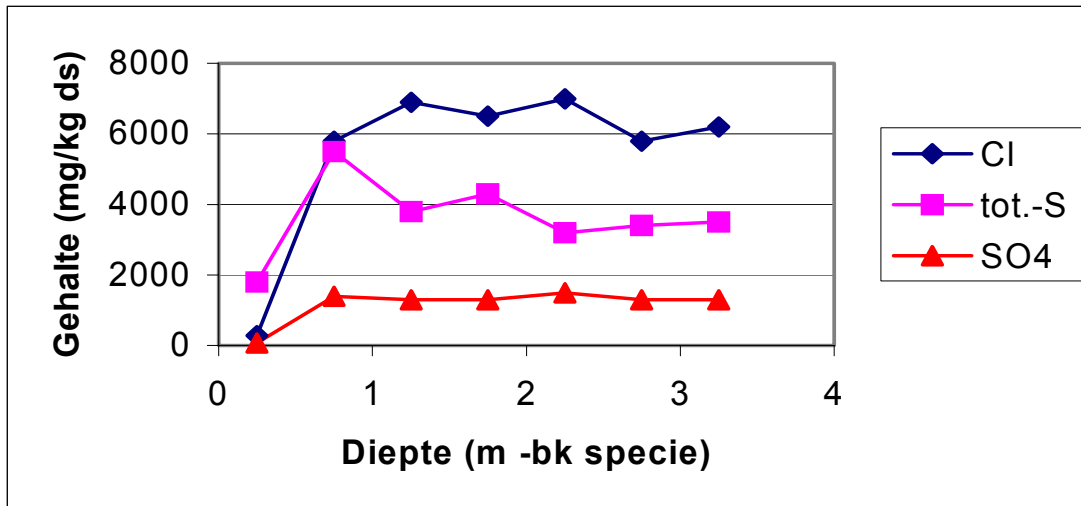


Fig. 3. Verloop van de gehalten aan chloride, sulfaat en totaal-zwavel in mg/kg ds in het talud van de proefophoging van baggerspecie op de Slufter, per laag van 0,5 m [2]. Diepte ten opzichte van de bovenzijde van de specielaag.

Omdat de Slufterophoging alleen aan de bovenzijde door een laag zand was afgedekt, kan de situatie in wegophogingen gunstiger zijn, omdat daar sprake is van een bovenlaag van asfalt en een laag afdekgroond op de taluds.

2.4 Voorspelling van de praktijkimmissie

In het Bouwstoffenbesluit wordt een standaardformule gehanteerd waarmee de emissie, zoals die gemeten wordt in een laboratoriumuitloogproef (voor een materiaal als baggerspecie de kolomproef), wordt omgerekend naar een praktijkimmissie (flux in mg/m², jaar voor zouten of mg/m², 100 jaar voor metalen). De formule luidt:

$$\text{Immissie} = 1550 \cdot (\text{Emissie kolomproef-correctiefactor}) \cdot h \cdot \text{extrapolatiefactor}.$$

Hierbij is 1550 de gemiddelde situ-dichtheid van een bouwstof en h is de toepassingshoogte. De extrapolatiefactor luidt:

$$f = (1 - e^{-k \cdot (t \cdot N / 1550 \cdot h)}) / (1 - e^{-k \cdot 10})$$

Hierbij is

k: factor die de snelheid van de uitloging beschrijft;

t: tijd in jaren;

N: hoeveelheid neerslag die infiltreert. In categorie 1 constructies is dit standaard 300 mm/j (neerslagoverschot), in categorie 2 constructies 6 mm/j.

Bij de toepassing van baggerspecie is het de vraag of deze formule de praktijkimmissie goed voorspelt. Algemeen geldt dat de formule veronderstelt dat het emissie-gedrag in de loop van de tijd constant blijft. Er wordt dus geen rekening gehouden met omzettingen, fixatie of mobilisatie van stoffen door veranderingen in de materiaaleigenschappen of effecten van de toepassingscondities. Zoals eerder besproken kan sulfaat in een zuurstofloos milieu worden vastgelegd door reductieprocessen, maar zou in een aëroob milieu nog extra sulfaat gevormd kunnen worden.

Verder is duidelijk dat baggerspecie veelal een slecht doorlatend materiaal is. Op basis van de doorlatendheid kan het neerslagoverschot van 300 mm/j niet infiltreren. Uit [8] volgt een gemiddelde doorlatendheid van verdichte monsters baggerspecie van $2,4 \cdot 10^{-9}$ m/s. Uit modelberekeningen volgt dat bij een berging van 10 mm in dat geval 58 mm/j kan infiltreren en bij een berging van 0 mm 8 mm/j [9] (de berging is de dikte van de laag regenwater die op het materiaal blijft staan voordat afstroming optreedt). Het is dus aannemelijk dat de werkelijke infiltratie in constructies met gerijpte baggerspecie lager zal zijn dan de standaardwaarde.

Voor de factor k, die de snelheid van uitloging beschrijft, geldt dat deze een constante is voor alle materialen. Gezien de grote variatie in materiaaleigenschappen zal de k-waarde echter geen constante zijn. Voor baggerspecie is recent aangetoond dat de emissie van fluoride en molybdeen een veel vlakker verloop heeft dan de k-waarde voorspelt, zie als voorbeeld figuur 4 [8]. Het verloop van sulfaat komt echter overeen met de voorspelling. Uit onderzoek aan AVI-bodemas blijkt dat de praktijkuitloging van chloride aanzienlijk sneller verloopt dan wordt voorspeld [4].

Ten slotte wordt ingegaan op de doelstelling van het Bouwstoffenbesluit. Beoogd wordt om een zodanige bescherming van de bodem en het grondwater te realiseren dat de belasting marginaal is (1% toename gehalten in de bodem, tijdelijke toename van hooguit 100% van zoutconcentraties in het grondwater). Gezien deze doelstelling is het te verdedigen dat in gebieden met van nature hoge sulfaatconcentraties, een (absoluut gezien) hogere belasting wordt toegestaan. Dit zou tot uiting kunnen komen in een hogere waarde voor de correctiefactor a. Gebieden met van nature hoge sulfaatgehalten zijn met name in de laaggelegen delen van Nederland aanwezig (polders, veengebieden).

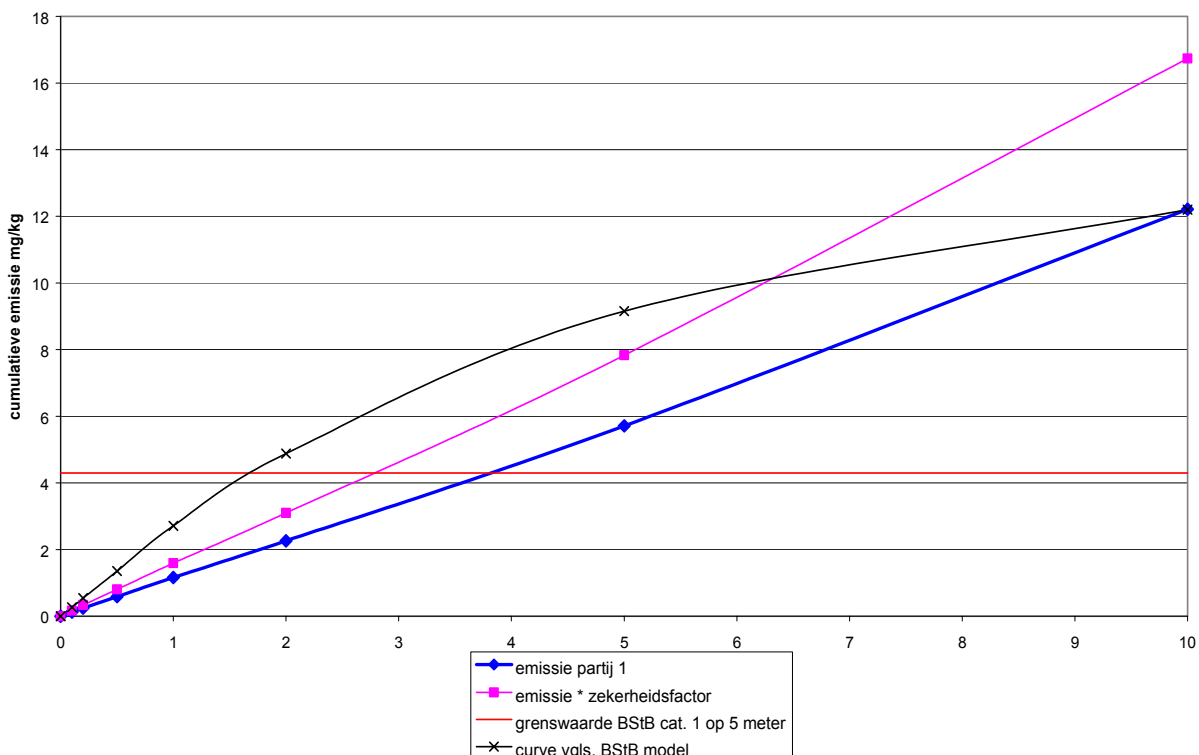


Fig. 4. Verloop van de emissie van fluoride, zoals gemeten bij de kolomproef, idem maal zekerheidsfactor (vierkanten) en zoals gemodelleerd op basis van de formule van het Bouwstoffenbesluit, zonder zekerheidsfactor (kruisjes).

2.5 Meetmethoden (sulfaat-)zwavel en artefacten

Sulfaat wordt vaak niet direct gemeten, maar indirect via een uitloogproef. Bij een L/S-waarde van 10 of hoger is de oplosbaarheid van gips⁴, bij de gegeven sulfaatgehalten in gerijpte baggerspecie, niet beperkend. Al het aanwezige sulfaat zal dan in de waterfase overgaan. Potentiële risico's van deze proeven zijn dat voor of tijdens de proef oxidatie van sulfides optreedt, waardoor het sulfaatgehalte wordt overschat. Een ander risico is dat door het slecht doorlatende karakter van de specie de doorstroming onvoldoende is, waardoor het sulfaatgehalte wordt onderschat. Uit de in bijlage G gepresenteerde informatie wordt afgeleid dat, mits wordt uitgegaan van kolomproeven en geen intensieve monstervoorbehandeling wordt toegepast, de nieuwvorming van sulfaat tijdens de proef beperkt is tot globaal 100 mg/kg ds. Een slechte doorlatendheid geeft op basis van enkele metingen een onderschatting van de sulfaatuitloging uit gerijpte specie met 15 tot 30%. Dit effect is voor gerijpte specie veel belangrijker dan de nieuwvorming van sulfaat. Overigens is niet alle baggerspecie slecht doorlatend en is recent een gemodificeerde kolomproef ontwikkeld, waarbij door toevoeging van glaspereels de doorstroming sterk wordt verbeterd [28]. In het onderhavige onderzoek wordt uitgegaan van sulfaatbepalingen in de vaste fase en schudproeven. Hierbij speelt de problematiek van de slechte doorlatendheid of doorstroming geen rol.

2.6 Samenvatting en conclusies

Er is veel fundamentele kennis beschikbaar over de zwavelkringloop en over reacties die plaatsvinden bij drooglegging van polders. De condities in drooggevallen polders zijn te vergelijken met de condities tijdens rijping en toepassing van baggerspecie in dunne lagen. Er is weinig bekend over de condities en processen in grote ophogingen. Wel zijn er diverse aanwijzingen dat de condities binnenin de ophoging zuurstofloos zijn en dat er sulfaatreductie kan optreden. Daarnaast kan de immissie lager zijn dan wordt voorspeld volgens het Bouwstoffenbesluit door de slechte doorlatendheid van baggerspecie, waardoor de infiltratie van regenwater afneemt.

De sulfaatemissie van gerijpte baggerspecie kan in theorie overschat worden doordat tijdens de proef additionele oxidatie van sulfiden optreedt of onderschat worden door een slechte doorstroming van het materiaal. Er zijn aanwijzingen dat beide processen een beperkte rol spelen, waarbij onderschatting (als het om *gerijpte* baggerspecie gaat) belangrijker is dan overschatting. De effecten zijn echter niet zodanig dat de beoordeling van het materiaal hierdoor fundamenteel wordt beïnvloed (bijvoorbeeld categorie-indeling Bouwstoffenbesluit).

Gezien de ontbrekende kennis is het bij onderzoek naar de praktijkuitloging van sulfaat uit gerijpte baggerspecie belangrijk dat aandacht wordt gegeven aan de volgende aspecten:

1. Omzettingen (vorming in toplaag, reductie in de kern van ophogingen): massa-balans.
2. Snelheid van uitloging (verloop in de tijd door monitoring over langere tijd).
3. Infiltratie van water (doorlatendheid).
4. Achtergrondgehalten van sulfaat in het toepassingsgebied.

⁴ Gips is het belangrijkste sulfaathoudende mineraal in gerijpte baggerspecie met een neutrale pH.

HOOFDSTUK 3

OPZET VAN HET ONDERZOEK

3.1 Inleiding

Het onderzoek bestaat uit een viertal elementen:

Beleid

Gezien de verwevenheid van de problematiek met beleid, zal het huidige beleid en (mogelijke) ontwikkelingen hierin worden beschreven. Overleg en afstemming met beleidsmakers is belangrijk om vast te stellen welke eisen men stelt aan het onderzoek, om dit eventueel toe te kunnen passen in beleidsmatige ontwikkelingen. Dit overleg moet gedurende de uitvoering van het onderzoek in de vorm van een begeleidingscommissie voortgezet worden.

Laboratoriumonderzoek

Laboratoriumonderzoek wordt uitgevoerd aan een aantal specietypen, die representatief zijn voor de Nederlandse situatie. Van deze monsters wordt de (maximale) sulfaatreductiecapaciteit bepaald door incubatie onder zuurstofloze condities (langdurige schudproeven). Ook wordt nagegaan of er systematische, voorspellende relaties bestaan tussen organische stof(fracties) en sulfaatreductie.

Praktijkonderzoek

Het praktijkonderzoek wordt uitgevoerd op een viertal verschillende locaties, waarbij de sulfaat-emissie en -reductie in-situ wordt bepaald door een laagsgewijze bepaling van totaal-zwavel en sulfaat. Dit zowel aan delen van constructies met specie als zodanig als met specie, waaraan organische stof is toegevoegd (proefvakken). Belangrijke aspecten hierbij zijn het vaststellen van de redoxcondities en de waterhuishouding in dwarsdoorsneden (welk deel is aëroob, welk deel is anoxisch) en de kinetiek van sulfaattransport en sulfaatreductie. De duur van het praktijkonderzoek is vooralsnog twee jaar, maar de monitoring kan verlengd worden. Behalve sulfaat, wordt in het grondwater ook fluoride gemonitord. Uit de metingen bij aanvang van het project volgt informatie over de natuurlijke achtergrondgehalten.

Extrapolatie

Gezien de beperkte duur van het onderzoek moet de immissie gedurende de volledige levensduur van de constructie (globaal 10-100 jaar) door extrapolatie worden vastgesteld. Een belangrijk element hierbij is de voorspelling van de lange termijn stabiliteit van de gevormde sulfiden. Deze kan ondermeer worden afgeleid uit de redoxbuffercapaciteit van de baggerspecie.

De genoemde elementen worden navolgend uitgewerkt.

3.2 Beleid

Over de opzet van het project is tevoren al overleg gevoerd met het Ministerie van VROM en Rijkswaterstaat (DWW). Dit overleg wordt tijdens de uitvoering van het onderzoek voortgezet. Er wordt een korte beschrijving gemaakt van relevant beleid (Bouwstoffenbesluit, klassenindeling van baggerspecie, verspreidingsbeleid, beoogde verwerkingsroutes in relatie tot specie-aanbod) en ontwikkelingen hierin. Om verschillende verwerkings- en toepassingsvarianten op een gestructureerde manier met elkaar te vergelijken wordt een RMK-beoordeling uitgevoerd (RMK staat voor risico's, milieuverdiensten en kosten).

Hierbij worden de volgende alternatieven beschouwd: toepassing onder categorie 1 condities; toepassing onder categorie 2 condities; specie behandelen via een wasproces om sulfaat te verwijderen; specie storten en primaire grondstof toepassen. Bij *risico-reductie* wordt gekeken naar de risico's ten gevolge van mogelijke blootstelling aan de verontreiniging (al dan niet na verspreiding). Deze beschouwing zal alleen kwalitatief worden uitgevoerd, omdat sulfaat weinig toxisch is. Bij *milieuverdiensten* wordt een vergelijking gemaakt tussen de alternatieven op positieve en negatieve milieueffecten. Hierbij worden de volgende aspecten relevant geacht:

1. verbetering/verslechtering grondkwaliteit (als gevolg van verspreiding van sulfaat);
2. verbetering/verslechtering grondwaterkwaliteit (als gevolg van verspreiding van sulfaat);
3. energieverbruik;
4. luchtmissies;
5. gebruik grond of andere primaire grondstoffen;
6. finaal afval;
7. ruimtebeslag;
8. mogelijke oppervlaktewateremissies.

Ten slotte worden de *kosten* van de verschillende alternatieven vergeleken. Op deze wijze wordt op gestructureerde wijze inzicht verkregen in de kosteneffectiviteit (milieuverdiensten versus kosten) en wenselijkheid van in-situ sulfaatreductie in vergelijking met de andere alternatieven. Een belangrijk aandachtspunt is of er uit de RMK-beoordeling een omslagpunt volgt in kosteneffectiviteit, waarbij de omvang van de grondwaterverontreiniging met sulfaat duidelijk zwaarder gaat wegen dan de voordelen van de toepassing van de gerijpte specie zonder bovenafdichting. Bij aanvang van het project worden de verschillende scenario's doorgerekend op basis van aannamen omtrent de emissies. Aan het eind van het project zullen de aannames geverifieerd worden op basis van de praktijkmetingen.

3.3 Laboratoriumonderzoek

Baggerspecie is sterk variabel van textuur. Te onderscheiden zijn zandige, siltige, kleiige en veenige specie. Het zwavelgehalte is gerelateerd aan de textuur en aan het type water waaruit de specie afkomstig is: brak water specie bevat meer zwavel dan specie uit zoet water. Verder is uiteraard het organische stofgehalte van groot belang. Om een redelijk beeld te krijgen zullen een veertiental monsters onderzocht worden met als variabelen: textuur (4 typen), brak water, zoet water, laag gehalte organische stof, hoog gehalte organische stof. De monsters worden geanalyseerd op textuur (korrelverdeling), zwavelgehalte, sulfaatgehalte en organische stof. Van de 14 monsters worden er drie in duplo ingezet. Binnen deze serie bevinden zich in elk geval monsters uit de vier proefprojecten (zie veldonderzoek). Het laboratoriumonderzoek richt zich op de bepaling van twee parameters:

- De maximale sulfaatreductiecapaciteit: hiertoe zijn langdurige schudtesten onder zuurstofloze condities geëigend. De duur van de testen wordt bepaald door het verloop van de sulfaatreductie. Een indicatie is een tijdsduur van 0,5 jaar. Tussentijds worden submonsters geanalyseerd (6x).
- De relatie tussen sulfaatreductiecapaciteit en organische stof(fracties). Slechts een klein deel van de aanwezige organische stof zal in de vorm van tussenproducten van afbraakreacties beschikbaar komen als substraat voor sulfaatreducerende bacteriën. Deze fractie is niet analytisch te bepalen. Door verschillende analyses uit te voeren en door statistische bewerkingen zal worden nagegaan of er een voldoende betrouwbare relatie is tussen organische stof(fracties) en sulfaatreductiecapaciteit. De volgende analysemethoden worden gebruikt:
 1. gloeiverlies;
 2. oxideerbaar koolstof (IB-methode);
 3. bepaling van loogextraheerbare organische stof ;
 4. totaal koolhydraatbepaling via de Anthron methode.

Nagegaan wordt welke methode de meest systematische en betrouwbare verbanden geeft met de sulfaatreductiecapaciteit.

3.4 Veldonderzoek

Er zijn vier locaties beschikbaar voor in-situ onderzoek (zie ook de figuren 5 t/m 8). Deze verschillen qua constructie, aard van de specie, sulfaatgehalte en mate van contact met de atmosfeer. Door deze verscheidenheid zal een goed beeld ontstaan van de invloed van praktijkcondities op de sulfaatreductie. De kenmerken van de locaties zijn samengevat in tabel 1.

Tabel 1. Kenmerken van de locatie.

Locatie	Stortplaats Nauerna	Recreatiegebied Enkhuizen	A5, Schiphol	A50, Veghel
Aard constructie	tussenafdeklaag op stortplaats	niet constructieve ophoging	kern ophoging voor op/afrit	kern ophoging voor op/afrit
Dikte	1 m	4 m	4 m	3 m
Direct contact atmosfeer	ja	ja	nee	nee
Aanleg	juni 1999	okt./nov. 2001	juli 2001	sept. 2001
Org. stof (%)	8,7	4-12 (1)	8	10
Zwavel (mg S/kg ds)	9.000	3.200-11.300 (1)	7.500	1.900
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	9.000	3.700-7.500 (1)	6.300	800

De algemene opzet van het veldonderzoek is als volgt:

- Vaststellen beginkwaliteit van de baggerspecie. Er wordt vanuit gegaan dat het voorgeschreven onderzoek in het kader van het Bouwstoffenbesluit in alle gevallen is uitgevoerd. Aanvullend moeten de volgende bepalingen worden uitgevoerd: bepaling totaal-S, bepaling organische stof op verschillende manieren (volgens laboratoriumonderzoek), bepaling hydrolyseerbare sulfides en bepaling redoxbuffercapaciteit, zonodig zeefkromme (indien niet bekend).
- Nulonderzoek bodem en grondwater. Ter plaatse van de nieuw aan te leggen constructies (Enkhuizen, A5, A50) vindt een onderzoek plaats van de bovenste 1 m van de bodem en van het freatische grondwater. Hierbij wordt de grond laagsgewijs (0,5 m) geanalyseerd op totaal-S, sulfaat, een inerte tracer (chloride of natrium), gloeiverlies en organische stof volgens IB. Het grondwater wordt in vier peilbuizen tot maximaal 5 m -mv geanalyseerd op sulfaat, sulfide, fluoride, chloride, pH, redoxpotentiaal en geleidbaarheid, ijzer, calcium, natrium en DOC.
- Monitoring grondwater: jaarlijkse analyse van peilbuismonsters op zelfde pakket als nulmeting, echter sulfide alleen in het tweede jaar. Monitoring gedurende twee jaar.
- Monitoring baggerspecie: de baggerspecie wordt bemonsterd door het plaatsen van boringen door de gehele laag. Er wordt uitgegaan van twee deelgebieden: de kern en het talud (geldt niet voor de afdeklaag). In beide deelgebieden wordt jaarlijks een vijftal boringen gezet. De overeenkomstige lagen van 0,5 m (afdeklaag stortplaats: laag van 0,25 m) worden samengevoegd tot mengmonsters. Vanaf het eerste monitoringsjaar is de bovenste laag van 0,1 m apart bemonsterd. Hierdoor wordt een beter beeld verkregen van het verloop van de uitspoeling. In de monsters zijn de volgende bepalingen uitgevoerd: totaal-S, sulfaat-S, organische stof, droogrest, chloride (maat voor uitloging). Uit de verhouding sulfaat/totaal-zwavel wordt de mate van oxidatie of reductie afgeleid. Uit de vergelijking met de begingehalten volgt in hoeverre uitloging is opgetreden. Bij de eindbemonstering worden twee mengmonsters tevens geanalyseerd op hydrolyseerbare sulfides. Dit is een extra bewijs dat inderdaad sulfaatreductie is opgetreden. Tevens worden in de eindmonsters opnieuw de redoxbuffercapaciteit, de situ-dichtheid, porositeit en de doorlatendheid (k-waarde) bepaald. Genoemde bepalingen worden in vijf monsters uitgevoerd: boven-, midden- en onderlaag in de kern en twee mon-

sters uit het talud. De monsters waarin de doorlatendheid wordt bepaald zijn ongeroerde (gestoken) monsters. In de afdeklaag worden in vier steekmonsters genomen.

- Eindmonster bodem: bij de laatste monitoringsronde van de baggerspecie worden de boringen voortgezet tot in de bovenste 1 m van de bodem. Hierin worden dezelfde analyses uitgevoerd als in de baggerspecie.
- Speciaal onderzoek ophoging Enkhuizen: In de ophoging zal een viertal proefvakken worden ingericht, die elk betrekking hebben op een kwart van de totale constructie. Deze vakken bestaan respectievelijk uit specie als zodanig, specie met compost (circa 5%), een vak met een onderlaag van 1 meter dat aangerijkt is met 10% compost en een vak met een onderlaag van 1 meter dat is aangerijkt met 5% vers organisch materiaal in de vorm van maaisel. Zoals beschreven onder punt d, worden door middel van boringen dwarsdoor-snedes bemonsterd op verschillende plaatsen (kern, taluds). De monsters worden laagsgewijs geanalyseerd op organische stof, sulfaat, totaal-zwavel en chloride (tracer voor uitloging). Dit geldt voor alle (vier) proefvakken. Aan het eind van de proef worden hydrolyseerbare sulfides bepaald in mengmonsters van de kern en het talud (2*4). In steekbusmonsters worden tevens de doorlatendheid, situ-dichtheid en porositeit bepaald. Dit geldt voor 2*4 = 8 monsters.

3.5 Extrapolatie

De extrapolatie van resultaten naar de lange termijn is afhankelijk van de stabiliteit van de redoxcondities. Hiervoor is vooral een 'redoxbalans' van belang. De baggerspecie bevat reducerend vermogen in de vorm van (met name) organische stof. Bij toevoer van zuurstof, zal dit verbruikt worden voor aërobe afbraak van organische stof. De input aan zuurstof moet daarom bekend zijn. Er zijn twee mogelijkheden: aanvoer via regenwater, waarin zuurstof is opgelost, en aanvoer via de gasfase. Om deze twee processen goed te kunnen beoordelen, moeten de volgende gegevens bekend zijn:

- Flux aan infiltrerend regenwater (afhankelijk van doorlatendheid specie, eventuele afscherming door bovenliggende lagen).
- Vochthuishouding in de constructie: welk deel is verzadigd, welk deel niet. Diffusietransport van zuurstof zal in het verzadigde deel vele malen trager verlopen dan in het onverzadigde deel.
- Porositeit van de specie. Naast de waterverzadiging, is ook de porositeit van belang. Indien slechts weinig porievolume beschikbaar is, kan er weinig uitwisseling met de atmosfeer optreden. Hierbij spelen de mate van verdichting en de specie-eigenschappen een belangrijke rol.



Fig. 5. Aanleg ophoging Enkhuizen. Foto: HHNK.



Fig. 6. Aanvoer maaisel Enkhuizen. Foto: HHNK.



Fig. 7. Aanleg proefophoging met gerijpte baggerspecie in de A5 bij Badhoevedorp. Lengte 125 m, breedte gemiddeld 20 m, hoogte 4 m. Foto: DWW.



Fig. 8. Aanleg proefophoging met gerijpte baggerspecie in de A5 bij Badhoevedorp. Het verdichten van de kleiige baggerspecie. Foto: DWW.

BELEID EN RMK-BEOORDELING

4.1 Beleidsmatige context

Bouwstoffenbesluit

Het Bouwstoffenbesluit is gericht op bescherming van de kwaliteit van bodem en grondwater. Toepassing van bouwstoffen mag hooguit tot een marginale belasting van de bodem met verontreinigingen leiden (1% van de natuurlijke gehalten in grond, tijdelijk 100% van de natuurlijke concentraties van stoffen als sulfaat in grondwater). Bij toepassing van gerijpte baggerspecie in werken wordt dit materiaal op dezelfde manier als grond beoordeeld. Er gelden eisen voor de samenstelling en de immissie. Bij een toepassing in categorie 1 constructies met een hoogte van 4 meter, mag de emissie zoals gemeten in de kolomproef circa 1.100 mg SO₄/kg ds bedragen, voor categorie 2 constructies (bovenafdichting) geldt een eis van circa 22.000 mg SO₄/kg ds. Uit de praktijk is bekend dat verreweg de meeste specie niet kan voldoen aan de categorie 1 eis. De categorie 2 eis wordt in de meeste gevallen wel gehaald.

Verspreidingsbeleid

Onderhoudsspecie tot en met klasse 2 mag onder voorwaarden worden verspreid op het land. Opmerkelijk is dat sulfaat/zwavel bij de klasse-indeling van de specie geen rol speelt. Gezien de wijze van verspreiding in dunne lagen zal in de specie aanwezige zwavel worden geoxideerd en zal het gevormde sulfaat naar de bodem of het oppervlaktewater uitspoelen.

Beleid betreffende verwerking van baggerspecie [19]

Het kabinetsbeleid is er op gericht om het storten van niet verspreidbare specie zoveel mogelijk te voorkomen en verwerking te stimuleren. Reeds in 1993 is geformuleerd dat 20% van de niet verspreidbare specie in 2000 nuttig zou moeten worden toegepast. Momenteel wordt echter slechts 10-15% van de specie verwerkt. Er worden daarom maatregelen genomen om de verwerking van baggerspecie te stimuleren. Deze maatregelen zijn:

- Het invoeren van een Wbm-heffing van circa €11 per ton voor het storten van reinigbare specie. Voorlopig geldt als criterium voor reinigbaarheid alleen een zandgehalte van >60%. Het voornemen is om de criteria in de loop van de tijd uit te breiden.
- (Tijdelijke) aanpassingen in de beoordeling als bouwstof (zie volgende).
- Financiële stimulatie van de toepassing van verwerkingstechnieken.

TCB-advies "Hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen" [20]

De Technische Commissie Bodem (TCB) heeft in september 2000 een advies uitgebracht over hergebruik van grond met hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen. Dit advies is relevant voor de toepassing van baggerspecie aangezien het na rijping als grond wordt beschouwd en stoffen als sulfaat en fluoride van natuurlijke herkomst zijn. De commissie adviseert voor gebieden met hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen een actief bodembeheerplan op te stellen. Hierbij worden de volgende actiepunten genoemd:

Actiepunt 1: kennis vergroten van de situatie

De uitgangssituatie moet in kaart worden gebracht.

Actiepunt 2: gebruiksbeperkingen inventariseren

Aan de hand van risico's van de hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen moeten eventuele gebruiksbeperkingen geïnventariseerd en gecommuniceerd worden. Risico's kunnen

zowel betrekking hebben op blootstelling van mensen (gewassen, ingestie van grond), blootstelling van landbouwhuisdieren als ecologische risico's.

Actiepunt 3: monitoring

Gesteld wordt dat er nog relatief weinig kennis is van het gedrag van de van nature aanwezige stoffen. Monitoring moet zich ondermeer richten op gewasopname en verspreiding door uitloging.

Actiepunt 4: verandering in landgebruik

Bij wijziging in bestemming moet worden beoordeeld in hoeverre de bodem geschikt is (of geschikt te maken is) voor het beoogde gebruik.

Actiepunt 5: verandering in milieucondities

Veranderingen in milieucondities kunnen van invloed zijn op de gehalten aan van nature voorkomende stoffen. Als voorbeelden worden genoemd zure regen en veranderingen in de grondwaterstand.

Actiepunt 6: inrichting landgebruik

Onder dit actiepunt vallen maatregelen die (verdere) accumulatie van stoffen moeten voorkomen, zoals het verminderen van de afbraak van organische stof in de bodem, tegengaan of sturen van kwel en fyto-remediatie.

Actiepunt 7: opzetten grondbank

Het opzetten van een grondbank is bedoeld om grondstromen te controleren. Hierbij geldt als richtlijn dat hergebruik van grond met verhoogde gehalten aan stoffen (d.w.z. de samenstellings- of immissie-grenswaarden worden overschreden) mogelijk is indien aan drie voorwaarden wordt voldaan:

1. De stoffen hebben een natuurlijke herkomst.
2. Er treedt geen significante verslechtering op van de ontvangende bodem. Hierbij wordt het ALARA-beginsel gehanteerd (as low as reasonably achievable). Invulling van dit beginsel dient in samenhang met de lokale omstandigheden beoordeeld te worden. Het uitgangspunt van het Bouwstoffenbesluit (marginale bodembelasting) wordt als richtlijn aangehouden.
3. Het hergebruik mag niet resulteren in een verhoging van risico's. Gesteld wordt dat de beschikbaarheid van stoffen door verplaatsing van de grond e.d. kan veranderen. Uitloogproeven zullen niet altijd een goede voorspelling geven van de praktijk. Aanbevolen wordt om in een aantal situaties waar grondverzet heeft plaatsgevonden, de praktijkuitloging te monitoren en de resultaten van uitloogproeven te verifiëren.

Ontwikkelingen betreffende de beoordeling van baggerspecie als bouwstof

Ten einde de spanning tussen de gewenste nuttige toepassing van baggerspecie en de beperkingen die het Bouwstoffenbesluit oplegt zoveel mogelijk op te lossen, is er door de Ministeries van VROM en V&W een projectteam "Bagger en Bouwstoffenbesluit" gevormd.

Door dit team zijn verschillende oplossingsrichtingen beschouwd, zoals de mogelijkheden van actief bodembeheer, aanpassingen van uitloogproeven aan zuurstofloze condities en aanpassing van uitloogproeven of de rekenwaarde van het Bouwstoffenbesluit in verband met de slechte doorlatendheid van de baggerspecie [18].

Actief bodembeheer biedt met name mogelijkheden als stoffen in grotere gebieden in verhoogde gehalten aanwezig zijn. In het TCB-advies over het omgaan met hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen (zoals zwavel en fluoride in baggerspecie) wordt gesteld dat bij gebruik van dergelijke grond als bouwstof de uitspoeling zo laag mogelijk gehouden moet worden en dat er geen sprake mag zijn van verhoging van risico's. Dit komt er op neer dat de toepassing van baggerspecie in gebieden die van nature hogere gehalten aan zwavel, fluoride of andere stoffen te

zien geven, verruimd kan worden. Echter, in gebieden waar geen verhoogde natuurlijke achtergrond aanwezig is, blijft de eis van het Bouwstoffenbesluit in principe ongewijzigd.

Dit houdt in dat in grote delen van Nederland de problematiek op een andere wijze moet worden opgelost, waarbij processen als in-situ immobilisatie door sulfaatreductie of een beperkte infiltratie van regenwater van belang zijn.

Tijdelijke vrijstellingsregeling

Gedurende de uitvoering van dit project is in september 2003 door het Ministerie van VROM een concept-vrijstellingsregeling gepubliceerd. Hierin wordt voor het gebruik van baggerspecie en grond vrijstelling verleend van de immissie-waarden voor ondermeer fluoride en sulfaat [34]. Deze vrijstelling is mede tot stand gekomen door de resultaten van onderhavig onderzoek. Overigens is er sprake van een tijdelijke maatregel, die geldt voor de periode april 2004 tot april 2009. In deze periode moet de vrijstellingsregeling door onderzoek verder worden onderbouwd. De monitoring van praktijkobjecten, zoals die in dit project wordt uitgevoerd, is in dit kader zeer relevant.

4.2 Relatie van het onderzoek met het beleid

Het onderzoeksproject sluit goed aan bij het beleid met betrekking tot de nuttige toepassing van baggerspecie en de ontwikkelingen daarin. Het is duidelijk dat bij overheid en probleemhebbers de wens bestaat om de nuttige toepassing van baggerspecie te vergroten, zoals ook gebeurt op de onderzoekslocaties van dit project. In relatie tot de belemmeringen die het Bouwstoffenbesluit opwerpt worden openingen gegeven, echter met randvoorwaarden en kanttekeningen. Duidelijk is dat er met betrekking tot de toepassing van baggerspecie nog de nodige onderzoeksvragen zijn die in dit onderzoek aan de orde komen. Aan de hand van de actiepunten uit het TCB-advies wordt het volgende overzicht gegeven:

Actiepunt 1: kennis vergroten van de situatie

- De beginkwaliteit van de specie wordt vastgesteld (sulfaat, totaal-zwavel).

Actiepunt 2: gebruiksbeperkingen inventariseren

- Gezien de aard van de toepassingen zijn er geen actuele risico's. In de toekomst kunnen risico's ontstaan door verspreiding van sulfaat en/of fluoride.
- De potentiële risico's van sulfaat in relatie tot veedrenking en ecologie worden beschreven (zie 4.3.2).
- Door monitoring wordt vastgesteld in hoeverre in de toekomst gebruiksbeperkingen voor het grondwater ontstaan.

Actiepunt 3: monitoring

Monitoring van de kwaliteit van de specie en de bodem/het grondwater onder de toepassingen vormt een essentieel onderdeel van het onderzoek. Naast sulfaat wordt ook fluoride bepaald.

Actiepunt 4: verandering in landgebruik

Niet van toepassing.

Actiepunt 5: verandering in milieucondities

Voor de gerijpte specie geldt dat dit in grotere werken van een aëroob in een anaëroob milieu komt. Hierdoor kunnen sulfaat en metalen vastgelegd worden. Dit wordt door monitoring onderzocht.

Actiepunt 6: inrichting landgebruik

De redoxcondities zijn sterk afhankelijk van de laagdikte van de specie, eventuele afschermdelen en de aanwezigheid van organische stof. Via deze condities is de emissie van sulfaat te beïnvloeden. In het SKB-onderzoek wordt inzicht verkregen in deze effecten, omdat drie sterk verschillende locaties onderzocht worden:

1. Nauerna: dunne laag van 1 meter, geen afscherming, condities hoofdzakelijk aëroob.
2. Ophoging A5 en A50: dikke laag specie (4 meter) met afscherming van asfalt en afdekgrond: condities waarschijnlijk zuurstofloos.
3. Ophoging Enkhuizen: dikke laag specie (4 meter), geen afscherming, proefvakken met additie van compost en maaisel om sulfaatreductie te bevorderen. Redoxcondities waarschijnlijk variabel.

Uit dit onderzoek kunnen dus aanbevelingen volgen hoe baggerspecie het beste kan worden toegepast, zodat emissies van sulfaat en fluoride geminimaliseerd worden.

Actiepunt 7: opzetten grondbank

Voor de genoemde voorwaarden geldt dat voldaan wordt aan voorwaarde 1 en dat voorwaarden 2 en 3 worden onderzocht door praktijkmonitoring en door het vergelijken van standaarduitloopproeven met zuurstofloze uitloopproeven.

4.3 RMK-beoordeling

4.3.1 Inleiding

Het RMK-model is ontwikkeld om saneringsvarianten op een eenduidige en gestructureerde wijze met elkaar te kunnen vergelijken op basis van Risico's, Milieuverdiensten en Kosten. Hoewel er in dit geval geen sprake is van een sanering, is het wel mogelijk om het gedachtegoed van dit model te gebruiken om de verschillende toepassingsvarianten van baggerspecie met elkaar te kunnen vergelijken. Voor achtergrondinformatie over het RMK-model wordt verwezen naar bijlage A.

Bij de onderhavige RMK-beoordeling is op een kwantitatieve wijze milieuverdienste ingevuld. In bijlage A staan aannames op dit gebied gegeven. Een aantal aspecten wordt ook uitgewerkt in de paragrafen 4.2.2-4.2.4. Voor kosten is alleen gekeken naar de kosten die onderscheidend zijn tussen de varianten. Risico's worden alleen kwalitatief beoordeeld. De volgende varianten zijn beschouwd (zie tabel 2):

Tabel 2. Overzicht varianten bij toepassing van gerijpte baggerspecie in een ophoging.

Variant	Categorie 2 toepassing	Categorie 1 toepassing	Categorie 1 toepassing na bewerking	Niet toepassen, storten
Primaire grondstof	afdichting	geen	toeslagstoffen	100%
Voldoet aan Bouwstoffenbesluit	ja	onzeker	ja	n.v.t.
Emissies	grondwater	grondwater	grond-/oppervlaktewater	oppervlaktewater

De belangrijkste kenmerken per variant zijn:

- Categorie 2 toepassing: standaardtoepassing conform het Bouwstoffenbesluit. Door het aanbrengen van een bovenafdichting wordt de infiltratie beperkt tot 6 mm/j.
- Categorie 1 toepassing: toepassing zonder bovenafdichting. Door de situ-condities zal de emissie naar verwachting lager zijn dan op basis van uitgangspunten van het Bouwstoffenbesluit wordt berekend. Momenteel is nog onzeker in welke mate vastlegging optreedt. In 4.2.2 wordt ingegaan op de verwachte emissies. Op basis van de meetresultaten die in de loop van dit onderzoek worden verkregen, kan de praktijk-emissie beter worden onderbouwd.

- Categorie 1 toepassing na bewerking: de bewerking moet resulteren in een materiaal dat voldoet aan de categorie 1 eisen. Potentiële bewerkingen zijn:
 - sulfaatverwijdering door wassen;
 - sulfaatvastlegging door immobilisatie met toeslagstoffen.
 Deze opties worden verder besproken in 4.2.3.
- Indien toepassing of bewerking niet mogelijk zou zijn, resteert storten als alternatief.

4.3.2 Concentraties en risico's van sulfaat

Algemeen wordt erkend dat sulfaat weinig toxisch is [7]. Indirect zijn er effecten mogelijk doordat bij sulfaatreductie giftige stoffen vrij kunnen komen, zoals zwavelwaterstof (H₂S). Dit kan bijvoorbeeld van belang zijn als het sulfaat in oppervlaktewater terecht komt en er in de waterbodem in sterke mate sulfaatreductie optreedt. Als het water ook nog zuurstofloos is, zodat het gevormde sulfide niet wordt geoxideerd, ontstaat er een risico voor organismen. In de bodem kan ook sulfaatreductie optreden, maar de kans is klein dat hierdoor sulfiden in het grondwater terechtkomen. Het grondwater/de bodem bevat dermate veel metalen, zoals ijzer, dat het gevormde sulfide gemakkelijk kan neerslaan. Zoals bekend zijn metaalsulfiden in de regel zeer slecht oplosbaar. Omdat sulfidevorming lang niet altijd zal optreden of tot problemen zal leiden en er bovendien voor sulfide aparte normen zijn, beperkt de risico-beschouwing zich tot sulfaat⁵. In tabel 3 is een aantal referentiewaarden, normen en uitlogconcentraties van sulfaat samengevat.

Tabel 3. Achtergrondwaarden, normen en uitlogconcentraties sulfaat.

Achtergrondwaarden		
Locatie	Concentratie (mg SO ₄ /l)	Opmerkingen
Achtergrond grondwater [5]	Gem. 64 (range 0,1-666)	Grondwater 15-30 m -mv
Rijnwater [5]	71	
Zeewater [5]	2.800	
Normen/richtwaarden		
Grondwaternorm	150	
Drinkwaternorm [7]	150	I.v.m. smaakproblemen 1)
Richtwaarde veedrenking [6]	250	Internationaal 1000
Oppervlaktewater	100	
Lozing op riool/opp.water (Tauw)	meestal 300	I.v.m. aantasting beton
Zwakke aantasting beton [5]	200-600	
Matige aantasting beton [5]	600-1000	
Concentraties in het grondwater a.g.v. rijping baggerspecie en in het percolaat		
Metingen nabij rijpingsdepots [1]	1000-1100	2*1 peilbuis bij 2 depots
Eluaat kolomproeven L/S 0,1 [8]	1940	gem. n=6
Eluaat kolomproeven L/S 1 cum.	1680	gem. n=6
Eluaat kolomproeven L/S 5 cum.	1150	gem. n=6
Eluaat kolomproeven L/S 10 cum.	670	gem. n=6

1) Smaakeffecten beginnen bij 250 mg/l. Ontheffing tot deze waarde is mogelijk. Eventuele gezondheidsproblemen als maagklachten en diarree bij concentraties >500 mg/l [7].

Hoewel geen van de bovengenoemde normen is afgeleid op basis van toxiciteitsgegevens, is het niet uitgesloten dat sulfaat onder bepaalde omstandigheden tot problemen leidt. Deze problemen zijn:

- Ziekteverschijnselen bij vee: grenswaarde 250-1000 mg/l.
- Smaakeffecten drinkwater: grenswaarde 250 mg/l.
- Aantasting beton: vanaf 200 mg/l zwakke aantasting.

⁵ Verder geldt dat de normen voor sulfide zo streng zijn dat deze ook bij natuurlijke niveaus van sulfaat gemakkelijk overschreden kunnen worden. Het is onzeker of een lozing van sulfaat het risico van sulfide verhoogt.

Het is daarom te verdedigen om sulfaatconcentraties in grond- of oppervlaktewater van meer dan 250 mg/l als ongewenst te beschouwen. Uiteraard wil dit niet zeggen dat er meteen problemen optreden als een dergelijke concentratie optreedt. Dit is afhankelijk van de vraag of er 'bedreigde objecten' aanwezig zijn op of nabij de locatie. Verder zal het geëmitteerde sulfaat in het grondwater verdund worden. Dit verklaart dat de gemeten sulfaatconcentraties onder depots een factor 2 lager zijn dan globaal verwacht mag worden op basis van de uitloging bij lage L/S-waarden (zie tabel 3). De verdunning zal toenemen naarmate er minder water infiltreert en naarmate het water verder van de bron wordt getransporteerd.

Voor een gedetailleerde beoordeling van de sulfaatconcentraties die kunnen ontstaan zijn geohydrologische berekeningen nodig, die in dit kader niet zijn voorzien. Kwalitatief kan de volgende inschatting worden gemaakt.

- Bij categorie 2 constructies is de infiltratie $6 \text{ mm/j} = 6 \text{ l/m}^2$, j. Bij een toepassingshoogte van 4 m is de L/S na 100 jaar 0,1, waarbij een gemiddelde sulfaatconcentratie van 1940 mg/l hoort. In de verzadigde zone bevat de bodem globaal 30% (v/v) water = 300 l/m^3 . Als het infiltraat (per jaar) wordt verdeeld over 1 m^3 bodem, is de verdunning een factor 50. De concentratie wordt dan $1940/50 = 39 \text{ mg/l} + 64 \text{ mg/l}$ (gem. achtergrondwaarde) = 103 mg/l.
- Bij categorie 1 constructies wordt in het Bouwstoffenbesluit uitgegaan van een infiltratie van het neerslagoverschot van 300 mm/j. Op basis van de doorlatendheid kan een dergelijk volume echter niet infiltreren. Uit [8] volgt een gemiddelde doorlatendheid van verdichte monsters baggerspecie van $2,4 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$. Uit modelberekeningen volgt dat bij een berging van 10 mm in dat geval 58 mm/j kan infiltreren en bij een berging van 0 mm 8 mm/j [9]. Bij de hoogste infiltratie is de L/S na 100 jaar 0,94 met een gemiddelde sulfaatconcentratie van 1680 mg/l. Als het infiltraat (per jaar) wordt verdund over 1 m^3 waterverzadigde bodem, daalt de concentratie met een factor 5 tot $340 \text{ mg/l} + 64 \text{ mg/l} = 400 \text{ mg/l}$.

Hoewel bovengenoemde berekeningen indicatief zijn, illustreren ze wel dat het onwaarschijnlijk is dat bij een categorie 2 toepassing de grenswaarde van 250 mg/l wordt overschreden, maar dat dit bij een categorie 1 toepassing wel mogelijk is, althans in de onmiddellijke omgeving van de toepassing. Op grotere afstand zal door verdunning of omzettingen de concentratie dalen tot onder de 250 mg/l. Bij deze berekening is het effect van in-situ sulfaatreductie nog niet verdisconteerd. Dit zal gebeuren in een later stadium van het project, wanneer er meer gegevens zijn om dit te onderbouwen.

Naast de besproken effecten zijn er voorbeelden dat sulfaat als gevolg van omzettingen ongewenste ecologische effecten kan hebben. Sulfaat is in een zuurstofloze omgeving een alternatieve zuurstofdonor en kan daarmee de anaërobe afbraak van organische stof stimuleren (bijvoorbeeld in waterbodems). Deze afbraak leidt tot het vrijkomen van nutriënten die in de waterbodem zijn gebonden (stikstof in organische stof, fosfaat in ijzeroxiden die worden gereduceerd) en daarmee in eutrofiëring van voedselarme watersystemen. Er zijn ook voorbeelden bekend dat in natuurgebieden die periodiek droogvallen, de gevormde sulfides in de zomerperiode geoxideerd worden, waarbij een zodanige verzuring optreedt dat bomen kunnen afsterven [10]. Hoewel deze effecten alleen in (zeer) specifieke situaties zijn aangetoond, illustreert dit wel dat sulfaat indirect negatieve effecten kan hebben op natuurgebieden. Dit geldt dan met name voor grondwater gevoede ecosystemen.

4.3.3 *Kwaliteitsverbetering van baggerspecie*

Sulfaat kan verwijderd worden door wassen of vastgelegd worden door immobilisatie. Immobilisatie is onderzocht in een ander SKB-project [11] en is wellicht een technisch haalbare techniek om te voldoen aan de categorie 1 eis voor sulfaat. Het immobilisaat is geschikt als funderingsmateriaal. Voor het gebruik als ophoogmateriaal lijkt de productie van een immobilisaat overdreven als wordt uitgegaan van de civieltechnische eisen en de kosten. Daarom wordt uitgegaan van wassen. In een gemiddelde situatie zal gewassen moeten worden tot een L/S van circa 5 om te

kunnen voldoen aan de categorie 1 eis. Er kan gewassen worden met water in een eenvoudige installatie. De gewassen specie zou in het rijpingsdepot opnieuw ontwaterd kunnen worden. De belangrijkste kostenposten zijn dan:

- specie opnemen en transporteren naar de wasinstallatie;
- specie wassen;
- extra beslag rijpingsdepot voor ontwateren;
- zuivering waswater;
- storten zuiveringsslib.

Zuivering van sulfaathoudend afvalwater is mogelijk door precipitatie met Ca-aluminaat. De kosten van het wassen worden ruwweg geraamd op € 23 per ton droge specie. Aangezien er geen ervaring is met dit proces, zijn de kosten van vooral het wassen zelf onzeker. De overige kosten zijn redelijk in te schatten. Duidelijk is dat wassen niet goedkoop is en dat de kosten beperkt (globaal een factor 2) lager zijn dan immobiliseren. Een aanzienlijke afname van de kosten is denkbaar als lozing van sulfaat op zout of brak water wordt toegestaan, maar dit is voor veel rijpingslocaties niet realistisch. Betrokken op sulfaat, kost het wassen € 3,60 per kg verwijderd sulfaat.

4.3.4 *Uitgangspunten milieuverdiens*

Qua ruimte wordt uitgegaan van een oppervlak van 1 m² uit een ophoging met een hoogte van 4 meter. Afhankelijk van de dimensies van de ophoging kunnen bijvoorbeeld de totale emissies worden berekend. Voor de vergelijking van de varianten is dit niet van belang. Er wordt uitgegaan van een droge situ-dichtheid van de specie van 1,55 kg/m³, zodat er op 1 m² 6,2 ton droog materiaal aanwezig is.

De overige uitgangspunten voor de berekening van de milieuverdiens zijn samengevat in tabel 4. Bij elke variant komt sulfaat vrij, de emissies kunnen redelijk worden ingeschat, afgezien van vastlegging, hetgeen in een later stadium wordt beoordeeld. Of de emissie resulteert in grondwaterverontreiniging is minder duidelijk. Zoals eerder besproken treedt er verdunning op, waardoor bij categorie 2 toepassingen of categorie 1 toepassing na bewerken mogelijk geen verontreiniging ontstaat, in de zin dat de grenswaarde voor sulfaat wordt overschreden. Er zal uiteraard altijd wel een toename optreden van de sulfaatconcentratie.

De hoeveelheid verontreinigd grondwater in tabel 4 is eenvoudig berekend door de emissie (in grammen) te delen door de grenswaarde van 250 g/m³. In de praktijk zal de concentratie en daarmee de hoeveelheid 'verontreinigd' grondwater afwijken van de waarden in de tabel. Wel wordt een goede indruk verkregen van de totale emissie bij de verschillende varianten.

Verlies aan grond is er in lichte mate bij de categorie 2 toepassing, omdat een zandbentoniet afdichting wordt aangebracht. Bij storten wordt de baggerspecie volledig vervangen door primaire grond.

Bij het ruimtebeslag wordt alleen gekeken naar extra ruimtebeslag als gevolg van reinigings- of stortactiviteiten.

Tabel 4. Overzicht milieuverdienste per m² baggerspecie-ophoging (storten is omgerekend naar een hoogte van 4 m).

Variant:	Categorie 2 toepassing	Categorie 1 toepassing	Categorie 1 toepassing na bewerking	Niet toepassen, storten
Sulfaatemissie (g/m ²)	1160	9770	2740 2)	1700/450 1)
Pot. grondwaterverontreiniging (m ³) 3)	4,6	39,1	11	6,8
Verlies grond (m ³)	0,2	0	0	4
Energieverbruik/emissies transport grond (km) 4)	-	-	-	50 km voor 4 m ³
grondreiniging	-	-	4m ³	0,23
Lozing afvalwater (m ³)	-	-	20	-
Finaal afval				
Baggerspecie (m ³)	-	-	-	4
Zuiveringsslib (m ³)	-	-	0,2	-
Ruimtebeslag (m ²)	-	-	4 (0,5 j)	(0,2 in stort)

- (1) Emissie vanuit het werk/respectievelijk de stortplaats. Berekend op basis van een emissie van 25% van de categorie 1 eis voor de schone grond resp. op basis van infiltratie 58 mm/j, 20 meter hoogte, 20 jaar open voor de baggerspecie in de stortplaats.
- (2) Ingeschat is dat de na het wassen resterende hoeveelheid sulfaat voor 50% uitlooft.
- (3) Berekend als emissie/250. De concentratie zal in de praktijk variëren.
- (4) Voor alle varianten geldt dat de baggerspecie getransporteerd moet worden van het depot naar het werk of naar de stortplaats. Deze afstanden zijn bij benadering gelijk en worden niet vermeld.

4.3.5 Resultaten milieuverdienste

Het model geeft aan de verschillende aspecten een dimensieloze getalsmatige waardering, op zodanige wijze dat een sommatie van de verschillende aspecten mogelijk is. In tabel 5 worden de uitkomsten op milieuverdienste gegeven.

Tabel 5. Uitkomsten Milieuverdienste, vergelijking per m² baggerspecie-ophoging.

Milieuverdienste gewogen prestaties met default gewichtenset	Variant I (cat. 2 toepassing)	Variant II (cat. 1 toepassing)	Variant III (cat. 1 na bewerking)	Variant IV (storten)
M1 grondkwaliteit	0	0	0	0
M2 grondwaterkwaliteit	-2E-06	-2E-05	-4E-06	-3E-06
M3 verlies grond	-4E-05	0	0	-8E-04
M4 verlies grondwater	0	0	0	0
M5 energiegebruik	0	0	-1E-05	-3E-06
M6 luchtmissies	0	0	-1E-05	-1E-06
M7 opp. wateremissies	0	0	-1E-05	-1E-07
M8 afvalvorming	0	0	-5E-05	-1E-03
M9 ruimtebeslag	0	0	-3E-05	-8E-05
M-index	-4E-05	-2E-05	-0,0001	-0,002

Per aspect zullen de verschillende uitkomsten kort worden besproken:

Grondwaterkwaliteit

Bij grondwaterkwaliteit is gekeken naar mogelijke verspreiding van sulfaat naar het grondwater. Deze is bij toepassing zonder bovenafdichting het hoogst, hetgeen leidt tot de meest negatieve uitkomst voor variant II.

Verlies grond

Bij variant I wordt grond gebruikt voor de afdichting. Bij variant IV moet grond worden gebruikt voor het dijklichaam, aangezien de baggerspecie hier wordt gestort.

Energiegebruik en luchtmissies

Bij dit aspect is alleen gekeken naar de onderscheidende factoren (en dus niet naar het transport dat voor alle varianten vergelijkbaar is). Dit leidt tot een 0-score voor variant I en II. Hier scoort variant III duidelijk het meest negatief door transport naar de reiniger en de reiniging. Bij variant IV wordt het energiegebruik veroorzaakt door het extra transport van schone grond voor het dijklichaam.

Oppervlaktewatermissies

Bij variant I en II is er vanuit gegaan dat er verspreiding naar het grondwater plaatsvindt en niet naar het oppervlaktewater. Deze scores dus 0. Bij variant III is de emissie een gevolg van de reiniging (wassen) en bij variant IV van de lozing van gezuiverd percolatie-water.

Afvalvorming en ruimtebeslag

Ook hier scores variant I en II 0. Bij de andere varianten is dit aspect gerelateerd aan het stortmateriaal. Bij variant IV is dit de volledige hoeveelheid grond en bij III is dit het gevolg van de reiniging (storten zuiveringsslib).

Einduitkomst

Bij de einduitkomst blijkt dat alle varianten negatief scoren. Feitelijk is er bij dit geval sprake van verschillende wijze van 'afval'-verwerking, waarbij het streven is de milieubelasting te minimaliseren. De uitkomsten op afvalvorming en ruimtebeslag bepalen in grote mate de relatieve uitkomst tussen de varianten. Kortom, in de integrale milieubeoordeling met behulp van milieuverdienste valt de (potentiële) grondwaterverontreiniging in het niet bij de andere negatieve scores. Variant IV scoort dan ook het meest negatief, gevolgd door variant III. Bij variant III spelen energiegebruik en lucht- en oppervlaktewatermissies ten gevolge van reiniging een belangrijke rol in de negatieve uitkomst. De varianten I en II verschillen onderling niet veel en scoren duidelijk beter dan III en IV. Ondanks de hogere verontreinigingsgraad van variant II (categorie 1) scoort deze beter dan variant I (categorie 2). Dit komt omdat in het model het verbruik van zandbentoniet voor de afdichting negatiever wordt beoordeeld dan de verontreiniging van het grondwater. Hoewel de onderlinge weging van verschillende aspecten altijd discussie zal oproepen, illustreert dit wel dat het aanbrengen van een afdichting ook negatieve aspecten heeft (verbruik van grondstoffen, daarnaast ook energieverbruik).

4.3.6 Risico-reductie

Een kwantitatieve beoordeling van de risicoreductie van de verschillende varianten valt moeilijk te geven. Indicatief kan het volgende gesteld worden:

- Risico's (ziekteverschijnselen) zijn voornamelijk te verwachten bij vee. Daarnaast zijn er ecologische risico's voor voedselarme natuurgebieden.
- Storten leidt waarschijnlijk niet tot risico's, aangezien er geen vee aanwezig is en het percolaat van een stortplaats onttrokken en gezuiverd wordt.
- Bij variant I en III is overschrijding van de grenswaarde van 250 mg/l niet waarschijnlijk.
- Bij variant II wordt deze waarschijnlijk wel overschreden. Uit de indicatieve berekening in 4.2.2. volgt een overschrijding met een factor 1,6.

4.3.7 Kosten

In tabel 6 worden de extra kosten vermeld die gemaakt moeten worden om te voldoen aan de eisen van het Bouwstoffenbesluit dan wel als deze eisen toepassing onmogelijk zouden maken en het materiaal gestort zou moeten worden.

Tabel 6. Overzicht kosten in EUR per m² baggerspecie-ophoging (storten is omgerekend naar een hoogte van 4 m).

Variant	Categorie 2 toepassing	Categorie 1 toepassing	Cat. 1 toepassing na bewerking	Niet toepassen, storten
Afdichting e.a.	14	-	-	-
Kwaliteitsverbetering	-	-	140	-
Stortkosten	-	-	inclusief	128 1)
Aanvoer zand	-	-	-	48
Totaal	14	0	140	176

(1) 4 m³ met een gewicht van 1600 kg/m³ (verdicht). Stortkosten bij storten in grotere depots EUR 20/ton. Bij storten op reguliere stortplaatsen worden de kosten in totaal 295 euro per ton.

4.3.8 Eindbeoordeling RMK

In tabel 7 wordt een beoordeling van risicoreductie, milieuverdienste en kosten gegeven voor de vier varianten.

Tabel 7. Uitkomsten RMK, per 10.000 m² ophoging.

Variant:	Categorie 2 toepassing	Categorie 1 toepassing	Cat. 1 toepassing na bewerking	Niet toepassen, storten
Risicoreductie (semi- kwantitatieve)	<250 mg/l (grenswaarde)	400 mg/l	<250 mg/l (grenswaarde)	<250 mg/l (grenswaarde)
Milieuverdienste	-0,4	-0,2	-1	-20
Extra kosten (EUR)	136.000,-	0,-	1.409.000,-	1.760.000,-

Hieruit blijkt dat variant II (categorie 1 toepassing) het best scoort op milieuverdienste en kosten. Afhankelijk van de acceptatie van het risico gerelateerd aan de werkelijke blootstelling (als er geen vee is dat grondwater drinkt, is er ook geen blootstelling) is deze variant het meest aantrekkelijk volgens de RMK-beoordeling. Indien de blootstelling onacceptabel wordt geacht kan gedacht worden aan bovenafdichting. Variant III is zowel qua kosten als qua milieuverdienste in vergelijking met variant I en II geen kosteneffectief alternatief.

4.4 Discussie en conclusies

Uit de beschrijving van het vigerende beleid en de beleidsontwikkelingen volgt dat het onderzoeksproject goed aansluit bij het beleid met betrekking tot de nuttige toepassing van baggerspecie en de ontwikkelingen daarin. Het is duidelijk dat bij overheid en probleemhebbers de wens bestaat om de nuttige toepassing van baggerspecie te vergroten, zoals ook gebeurt op de onderzoekslocaties van dit project. In relatie tot de belemmeringen die het Bouwstoffenbesluit opwerpt worden openingen gegeven, echter met randvoorwaarden en kanttekeningen. Duidelijk is dat er met betrekking tot de toepassing van baggerspecie nog de nodige onderzoeksvragen zijn die in dit onderzoek aan de orde komen. De actiepunten die in het TCB-advies betreffende hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen worden gegeven [20], worden vrijwel allemaal geadresseerd. Een aanvulling op het projectplan is dat meer aandacht moet worden gegeven aan risico's en aan de praktijkmissies in verhouding tot de natuurlijke achtergrond.

Uit de RMK-beoordeling blijkt dat storten op zowel milieuverdienste als kosten sterk negatief scoort. Minder voor de hand liggend is dat dit ook geldt voor kwaliteitsverbetering door wassen van de specie. Hieruit blijkt dat bewerking van de specie financieel geen haalbare optie is, maar dat het ook uit oogpunt van milieuverdienste ontraden moet worden. De uitkomsten van de varianten categorie 2 toepassing (met afdichting) en categorie 1 toepassing ontlopen elkaar op milieuverdienste niet veel. De categorie 1 toepassing scoort uiteraard negatiever op grondwaterverontreiniging, de categorie 2 toepassing op verlies van grond (als gevolg van toe-

passing van zandbentoniet). Hoewel de onderlinge weging van verschillende aspecten altijd discussie zal oproepen, illustreert dit wel dat het aanbrengen van een afdichting ook negatieve milieu-aspecten heeft (verbruik van grondstoffen, daarnaast ook energieverbruik). Qua kosten scoort de categorie 1 toepassing uiteraard het beste, omdat geen afdichting wordt aangebracht. Bij deze toepassing zijn risico's als gevolg van een te hoge sulfaatuitloging echter niet uitgesloten. De geformuleerde grenswaarde van 250 mg/l kan overschreden worden. Risico's lijken met name aanwezig in relatie tot veedrenking en aantasting van kwetsbare, voedselarme natuurgebieden. Het laatste risico is te vermijden door toepassing van sulfaatrijke baggerspecie in dergelijke gebieden te verbieden.

Bij de afweging van risico's dient de natuurlijke achtergrondconcentratie van sulfaat betrokken te worden. Wanneer de achtergrondconcentratie al verhoogd is, is het de vraag of de uitloging van sulfaat uit baggerspecie tot een toename van risico's leidt.

Voor de uitvoering van het praktijkonderzoek leidt de RMK-beoordeling tot de conclusie dat het onderzoek vooral gericht moet zijn op het risico-deel. Sulfaatemissies kunnen namelijk in theorie tot risico's leiden. Daarom is het gewenst om emissies en concentraties die in de praktijk optreden, te bepalen. De praktijkemissies kunnen lager zijn dan berekend indien in-situ vastlegging optreedt. Ook is het van belang om de werkelijke infiltratie te verifiëren. Op basis van de milieuverdiensite is er geen duidelijk omslagpunt tussen de categorie 1 en de categorie 2 toepassing. Het is niet zo dat de grondwaterverontreiniging vanaf een bepaalde omvang tot een negatievere beoordeling leidt van de categorie 1 variant.

De huidige onderzoeksopzet voorziet in de geconstateerde informatie-behoefte. Een uitbreiding van de monitoring naar nabijgelegen oppervlaktewater (sloten) wordt aanbevolen om meer inzicht te krijgen in de risico's voor vee.

HOOFDSTUK 5

LABORATORIUMONDERZOEK

5.1 Inleiding

Het laboratoriumonderzoek heeft als doelstellingen:

- De ontwikkeling van een proef waarmee de sulfaatreductiecapaciteit van gerijpte baggerspecie voorspeld kan worden. De sulfaatreductiecapaciteit wordt gedefinieerd als de hoeveelheid sulfaat die een gerijpte baggerspecie onder zuurstofloze en waterverzadigde omstandigheden spontaan kan reduceren. Hierbij worden geen organische substraten of bacteriën aan het materiaal toegevoegd. Evenmin wordt sulfaat toegevoegd, de maximale omzetting is dus de totale hoeveelheid sulfaat die initieel in het monster aanwezig is. In theorie is het mogelijk dat het materiaal meer sulfaat kan reduceren dan initieel aanwezig is, maar dit aspect is niet onderzocht.
- Op basis van onderzoeksresultaten vaststellen of er een betrouwbare relatie is tussen de sulfaatreductiecapaciteit en gehalten aan organische stof(fracties) in gerijpte specie.
- Het afleiden van een criterium voor de verhouding tussen organische stof en sulfaat. Hierdoor zou de sulfaatreductiecapaciteit op een eenvoudiger wijze dan met de test ad 1 voorspeld kunnen worden.

Door het inzetten van een groot aantal verschillende monsters wordt gestreefd naar het vaststellen van algemeen geldende relaties.

5.2 Werkwijze

5.2.1 Selectie van monsters

Het zwavelgehalte van baggerspecie varieert met de textuur, het organische stofgehalte en het type water waarin de specie is afgezet (zout, brak, zoet). In tabel 8 is aangegeven welke monsters zijn geselecteerd.

Tabel 8. Monstercodering en eigenschappen.

Specie-type en monsternaam	droge stof (%)	Gloeiverlies (% van ds)	Lutum (% van ds)	Opmerkingen
Zandig/matig zandig				
Enkhuizen referentie (vak 1)	80,2	3,3	7	
Enkhuizen + 5% compost (vak 2)	75,8	12,3	7	
Enkhuizen+10% compost (vak 3)	52,6	11,6	18	
Enkhuizen+10% maaisel (vak 4)	62,1	9,1	18	
Siltig				
A50 Veghel	70,9	8,2	14	schudproef in duplo
Nauerna	73,3	8,3	13	
A5 Hoofddorp	69,6	9,6	16	schudproef in duplo
Kleilig				
Maassluis	56	8,5	26	schudproef in duplo
Schiedam	56	15,5	23	
Den Helder A1	44,7	12,3	33	Brakke/zoute specie
Den Helder B2	64,4	11,9	20	Brakke/zoute specie
Den Helder C3	54,2	5,7	26	Brakke/zoute specie
Venig				
Afvalzorg Venig	39,7	29,9	13	
Sevenwolden	44	40	11,5	

Omdat zoute specie gezien het hoge gehalte aan chloride niet toepasbaar zal zijn als bouwstof (zeker niet als categorie 1 bouwstof, uitgezonderd in contact met brak/zout water) is dit materiaal slechts in beperkte mate onderzocht.

5.2.2 Uitvoering proeven

Bepaling van de sulfaatreductiecapaciteit vindt plaats door het inzetten van schudproeven bij een L/S verhouding van 10 (overeenkomstig de kolomproef). Er worden per monster zes identieke proeven ingezet. Deelmonsters van 40-100 gram (ds) worden in glazen flessen gemengd met zuurstofloos demiwater. De flessen worden op een schudmachine geplaatst. De proeven worden beëindigd na een schudtijd van 1 dag (uitgangssituatie), 2 weken, 4 weken, 8 weken, 16 weken en 32 weken. Op deze tijdstippen wordt in de fles de redoxpotentialaal gemeten. De schudvloeistof wordt zonodig gecentrifugeerd en gefiltreerd over een 0,45 µm membraanfilter. In de vloeistof worden de pH en de geleidbaarheid gemeten. Het gehalte aan sulfaat wordt bepaald door ion-chromatografie en het gehalte aan totaal-S door ICP-AES.

5.3 Resultaten

5.3.1 Omvang en verloop sulfaatreductie

Het tijdsafhankelijk verloop van de sulfaatconcentraties gedurende de schudproeven, is in figuur 9 weergegeven. De schudproef van het monster Afvalzorg Venig is na 112 dagen afgebroken, aangezien vrijwel alle sulfaat al was gereduceerd.

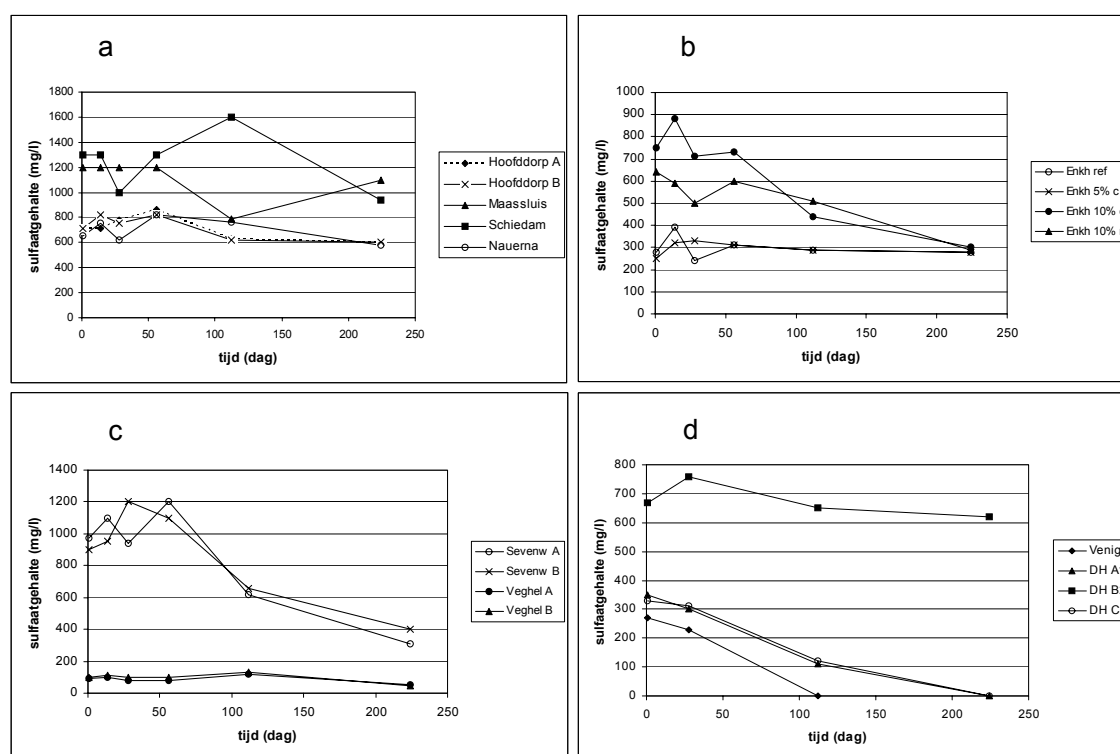


Fig. 9. Sulfaatconcentratie in eluaten van schudproeven als functie van tijd.
a. Hoofddorp (duplo), Maassluis, Schiedam en Nauerna.
b. Enkhuisen (referentie, toevoeging van 5 & 10% compost en 10% maaisel).
c. Sevenwolden (duplo) en Veghel (duplo).
d. Afvalzorg Venig, Den Helder A1, Den Helder B2 en Den Helder C3.

Zoals hierboven al is aangestipt zijn per monster zes identieke proeven ingezet. Hierdoor is het mogelijk dat de deelmonsters onderling lichte verschillen in samenstelling vertonen, waardoor afwijkingen in het verloop van de sulfaatconcentraties als functie van tijd kunnen ontstaan. Dit is echter inherent aan de opzet van het experiment, aangezien de anaërobe condities het moeilijk maken om analyses op verschillende tijdstippen uit te voeren met een enkel monster zonder deze omstandigheden te verstoren.

Uit figuur 9 blijkt dat voor vrijwel alle monsters de sulfaatconcentratie initieel toeneemt. Het vertraagd instellen van evenwicht kan hiervan de oorzaak zijn. Bij sommige monsters (vooral Schiedam) duurt het zelfs behoorlijk lang voordat reductie optreedt. Bij Maassluis is niet duidelijk hoe de reductie moet worden ingeschat, hier is geen duidelijke trend in zichtbaar. Mogelijk is dit laatste het gevolg van een verschil in samenstelling van de deelmonsters, zoals hierboven is aangegeven. Opvallend is het gedrag van de serie Enkhuizen-monsters, waarbij er een groot verschil is in initieel sulfaatgehalte. De zandige specie uit het referentie-proefvak en het proefvak met 5% compost bevat aanzienlijk minder sulfaat dan de kleiige specie uit de proefvakken met een onderlaag met 10% compost en een onderlaag met 10% maaisel. De beide zandige species vertonen geen sulfaatreductie, de kleiige species wel. Overigens is het vreemd dat 5% composttoevoeging geen enkel effect heeft op de sulfaatreductie. Vermoedelijk is het monster met 5% compost onvoldoende homogeen geweest en zijn de toevoegingen daardoor niet in het materiaal dat bij de schudproeven is gebruikt, aanwezig geweest. Dit vermoeden wordt ondersteund door de hoeveelheden mobiliseerbaar koolstof en totaal-koolhydraat (zie tabel F.1 in bijlage F) die nauwelijks afwijken van de referentie. Het is daarom aannemelijk dat ook het onrealistisch hoge gloeiverlies (12,3%, zie tabel 9) voor 5% compost te wijten is aan onvoldoende homogeniteit van het monstermateriaal. Zoals blijkt uit visuele inspectie zijn er vaak relatief grove stukken organisch materiaal in de specie aanwezig, waardoor grote fluctuaties in het organische stofgehalte mogelijk zijn.

Het monster van Afvalzorg Venig vertoont al na 112 dagen een vrijwel complete sulfaatreductie en ook bij Den Helder A1 en C3 is volledige reductie van het aanwezige sulfaat vastgesteld. Voor de overige monsters geldt dat de sulfaatreductie na 224 dagen nog niet volledig is. Het verloop wijst er wel op dat een vergaande sulfaatreductie in de meeste monsters zal optreden en dat de categorie 1 kwaliteit (gehalte ruim 1000 mg/kg ds) wellicht bereikt zal worden. In het monster zandige specie uit Enkhuizen (referentie) treedt geen omzetting op en de monsters Nauerna en Hoofddorp zijn door de geringe afname tijdens de proef niet goed te beoordelen. Dit geldt ook voor het monster Maassluis, waarin de sulfaatconcentratie sterk fluctueert.

Opvallend is de goede herhaalbaarheid van de schudproeven die blijkt uit de resultaten van de monsters die in duplo zijn ingezet. Zowel de gehalten als het verloop van de reductie van de drie duplo-series (Veghel, Sevenwolden en Hoofddorp) zijn vrijwel identiek. Hieruit blijkt dat het homogeniseren van het monstermateriaal van deze series goed is gelukt, wat natuurlijk niet wil zeggen dat dit altijd het geval is.

Interessant is een mogelijke relatie tussen de sulfaatkarakteristieken in relatie tot de classificatie van de species, zoals gehanteerd wordt in tabel 8. Er is hierbij een aantal opvallende constatering. De venige monsters (Afvalzorg Venig en Sevenwolden) vertonen beide een zeer sterke sulfaatreductie, maar de siltige species weinig reductie. De karakteristieken van de kleiige monsters zijn soms behoorlijk grillig. Aangezien klei lastig te homogeniseren is, lijkt inhomogeniteit hiervan de oorzaak te zijn. De Den Helder-monsters vallen door hun zoute karakter niet direct met de overige kleiige monsters te vergelijken, maar sulfaatreductie verloopt relatief snel, behalve voor het B2 monster. Enkhuizen-monsters zijn door de toevoegingen niet goed te vergelijken binnen de classificatie van tabel 8, aangezien het organische stofgehalte op kunstmatige wijze is verhoogd.

5.3.2 Relatie sulfaatreductie en organische stof fracties in de baggerspecie

De reducerende componenten in de baggerspecie zijn organische stoffracties. In figuur 10 t/m 12 is sulfaatreductie uitgezet als functie van gehalten aan organische stof(fracties) in de specie, namelijk gloeiverlies, mobiliseerbaar koolstof (TOC) en totaal-koolhydraat, zoals bepaald is met de Anthron-methode. In de linkergrafiek (a) zijn steeds alle monsters vermeld, terwijl in de rechtergrafiek (b) een kleine selectie hiervan is overgebleven. Het ligt voor de hand dat correlaties voornamelijk kunnen worden vastgesteld voor gelijksoortige monsters en eigenlijk zou van elke subgroep uit de classificatie van tabel 8 een aparte correlatie moeten worden afgeleid, maar aangezien het aantal monsters binnen een subgroep hiervoor meestal te klein is, is voor een andere benadering gekozen, namelijk om stapsgewijs steeds een aantal afwijkende monsters weg te laten. Het totale verloop van deze benadering is in bijlage F te vinden. In dit hoofdstuk zijn alleen de eerste en de laatste grafiek hiervan opgenomen.

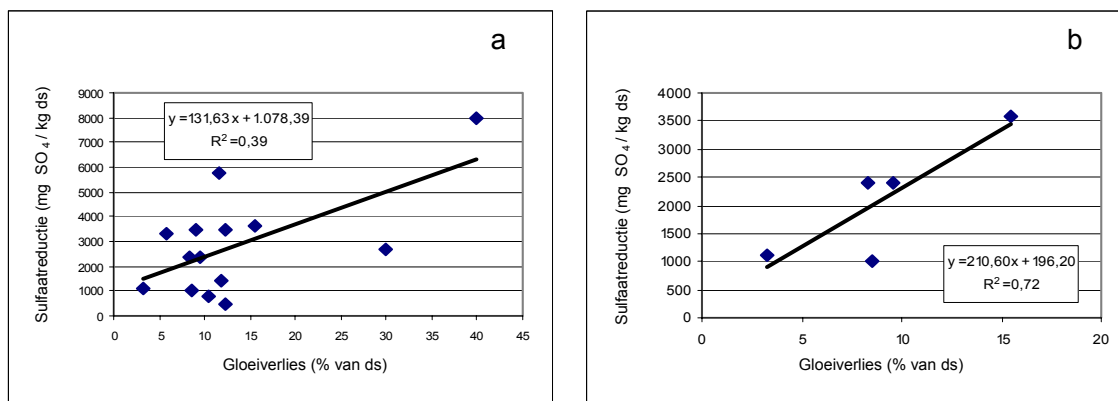


Fig. 10. Sulfaatreductie als functie van gloeiverlies.

a. alle monsters.

b. A5 Hoofddorp, Enkhuzen referentie, Nauerna, Maassluis en Schiedam.

Voor alle typen organische stof zijn, wanneer alle monsters worden beschouwd, nauwelijks relevante correlaties aan te wijzen. Weliswaar is er hier sprake van een lichte positieve correlatie, zoals de waarden voor R^2 laten zien, maar dit wordt volledig veroorzaakt door de sterk afwijkende venige monsters, met name die uit Sevenwolden. Wanneer deze buiten beschouwing worden gelaten is elke correlatie verdwenen. Door echter achtereenvolgens ook de Enkhuzen monsters met toevoegingen, A50 Veghel (bevat zeer weinig sulfaat) en de monsters uit Den Helder (zoute specie) weg te laten, wordt voor de diverse fracties organische stof een aanvaardbare correlatie gevonden ($R^2 > 0,70$), waarbij moet worden aangetekend dat deze correlatie is berekend voor slechts vijf overgebleven monsters, wat vrij weinig is om er harde conclusies uit te trekken.

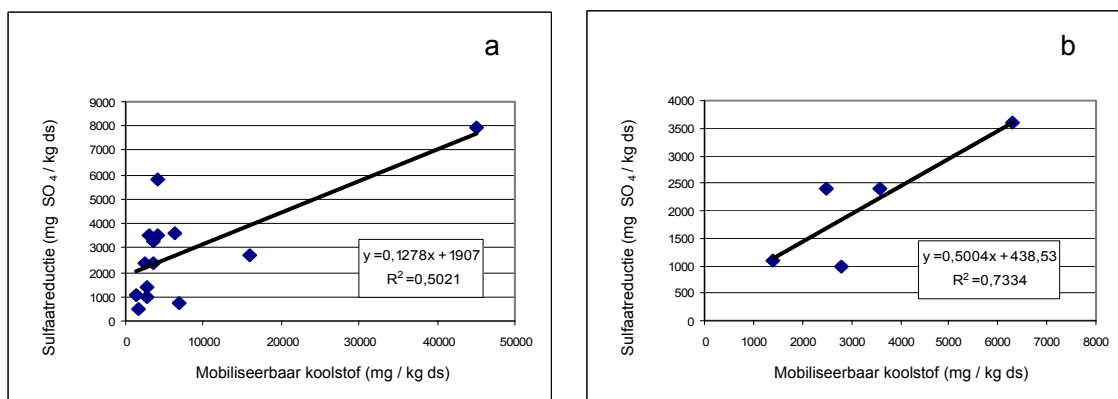


Fig. 11. Sulfaatreductie als functie van mobiliseerbaar koolstof.

a. alle monsters.

b. A5 Hoofddorp, Enkhuzen referentie, Nauerna, Maassluis en Schiedam.

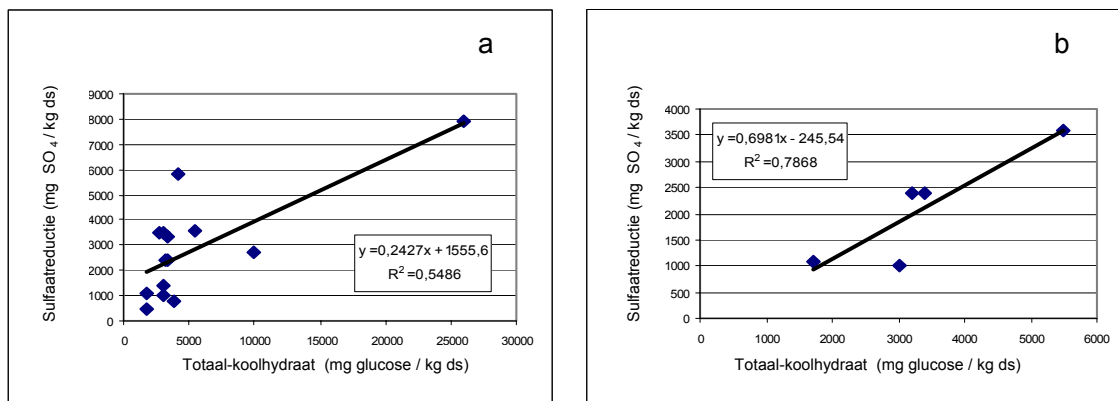


Fig. 12. Sulfaatreductie als functie van totaal-koolhydraat.
 a. alle monsters.
 b. A5 Hoofddorp, Enkhuizen referentie, Nauerna, Maassluis en Schiedam.

Behalve gloeiverlies, mobiliseerbaar koolstof en totaal-koolhydraat is ook het reducerend vermogen van een aantal monsters bepaald (NVN 7348). Dit betreft de monsters van Enkhuizen (ook toevoegingen), Hoofddorp, Nauerna en Veghel. De resultaten hiervan zijn in tabel F.1 van bijlage F opgenomen. Ook in deze groep monsters blijkt Veghel een afwijkend monster te zijn, waarbij de sulfaatreductie veel lager is dan op grond van het reducerend vermogen verwacht mag worden. Daarom is Veghel niet meegenomen in het bepalen van mogelijke correlaties. Omdat hier een andere selectie monsters is gebruikt dan bij de eerdere correlaties, zijn behalve het reducerend vermogen ook weer de gehalten mobiliseerbaar koolstof en totaal-koolhydraat uitgezet tegen de hoeveelheid gereduceerd sulfaat. Aangezien het gloeiverlies in vrijwel alle gevallen een veel slechter verband laat zien is dit hier niet meer meegenomen. De correlaties zijn in figuur 13 uitgewerkt. Er blijkt een zeer goed verband te bestaan tussen reducerend vermogen en sulfaatreductie. Zowel een curve op basis van 'beste fit' als een regressielijn door de oorsprong leveren prima correlaties op ($R^2 > 0,90$).

Het is mogelijk om uit deze lineaire verbanden een criterium te formuleren voor de verhouding tussen potentiële sulfaatreductie en organische stof of reducerend vermogen. De gevonden lineaire verbanden die in figuur 13 zijn weergegeven bieden hiervoor voldoende aanknopingspunten. Hier zijn uiteraard wel kanttekeningen bij te plaatsen, aangezien dit slechts een verband tussen een beperkte groep monsters betreft. Vooral veenachtige monsters (Sevenwolden, Afvalzorg Venig) vallen buiten dit criterium. Deze monsters bevatten echter dermate veel organische stof dat a-priori mag worden verondersteld dat de sulfaatreductie volledig zal zijn. Het zou optimaal zijn om per type specie een apart criterium af te leiden, maar op grond van de uitgevoerde experimenten is dit niet mogelijk. Bovendien is de sulfaatreductie bij de beëindiging van de schudproeven nog niet volledig geweest en zal dit criterium dus een overschatting geven van de hoeveelheid benodigde organische stof of reducerend vermogen ofwel een onderschatting van de sulfaatreductiecapaciteit.

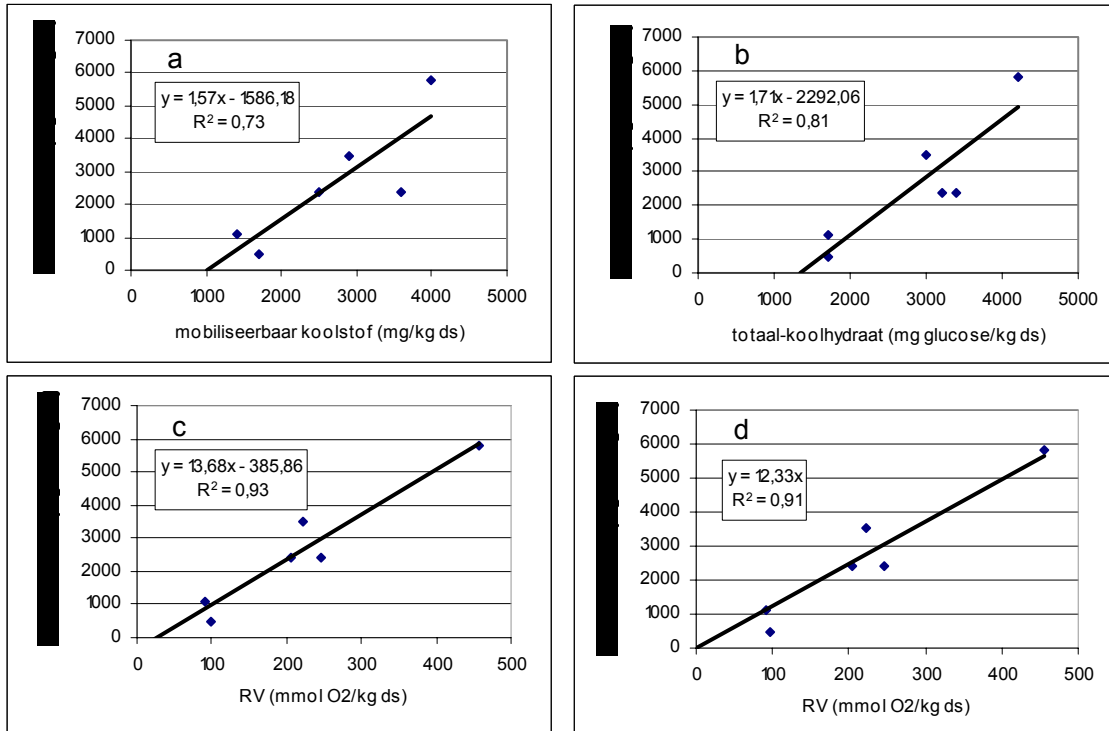


Fig. 13. Sulfaatreductie als functie van:
 a. mobiliseerbaar koolstof; b. totaal-koolhydraat
 c. reducerend vermogen; d. reducerend vermogen (trendlijn door oorsprong).
 Monsters: A5 Hoofddorp, Enkhuizen referentie & toevoegingen, Nauerna

De gevonden criteria zijn als volgt weergegeven:

$$y = a \cdot x - b$$

Hierbij is:

y = verwachte sulfaatreductie (mg SO₄/kg ds)

x = hoeveelheid organische stof (mg/kg ds) of reducerend vermogen (mmol O₂ / kg ds)

De factoren a en b zijn in tabel 9 vermeld. Op grond van dit criterium kan een drempelwaarde worden vastgesteld voor de hoeveelheid organische stof of reducerend vermogen die in de specie aanwezig moet zijn om sulfaatreductie te verkrijgen. Ook deze drempelwaarde is in tabel 9 weergegeven. Voor het reducerend vermogen zijn twee criteria opgesteld, namelijk met drempelwaarde (het nauwkeurigst) en zonder drempelwaarde (iets minder nauwkeurig bij kleine waarden voor reducerend vermogen, maar wel handiger in toepassing).

Tabel 9. Drempelwaarde en factoren t.b.v. berekening van criterium voor sulfaatreductie.

Organische stof of RV	Drempelwaarde (afgerond)	a	b
Mobiliseerbaar koolstof	1000 mg / kg ds	1,57	1586
Totaal-koolhydraat	1300 mg / kg ds	1,71	2292
Reducerend vermogen (1)	28 mmol O ₂ / kg ds	13,7	386
Reducerend vermogen (2)	-	12,3	-

De volgende voorbeelden kunnen als illustratie van het gebruik van deze criteria dienen.

Voorbeeld 1:

Van een bepaalde specie wordt in het laboratorium vastgesteld dat deze 3000 mg / kg ds mobiliseerbaar koolstof (TOC) bevat. De factor a voor mobiliseerbaar koolstof is 1,57 en de factor b is 1586. Hieruit volgt dat de verwachte sulfaatreductie (y) zal zijn: $1,57 * 3000 - 1586$. De uitkomst van deze berekening is 3124 mg sulfaat / kg ds. Naar verwachting zal dus meer dan 3000 mg sulfaat reduceren bij deze hoeveelheid mobiliseerbaar koolstof.

Voorbeeld 2:

Van een andere specie wordt in het laboratorium m.b.v. de Anthronmethode vastgesteld dat deze 768 mg / kg ds totaal-koolhydraat bevat. Uit tabel 9 is af te lezen dat deze waarde beneden de drempelwaarde valt. Naar verwachting zal er dus geen sulfaatreductie optreden.

Voorbeeld 3:

Van dezelfde specie als in voorbeeld 2 wordt tevens het reducerend vermogen bepaald. Dit wordt vastgesteld op 19,7 mmol O₂ / kg ds. Dit is een zeer kleine waarde en we passen criterium 1 toe. Op grond van dit criterium mag geen sulfaatreductie worden verwacht, aangezien de gemeten waarde onder de drempelwaarde blijft. Zou er 400 mmol O₂ / kg ds worden gemeten, dan kan criterium 2 zonder problemen worden toegepast en mag verwacht worden dat er minimaal $400 * 12,3 = 4920$ mg sulfaat / kg ds wordt gereduceerd.

Behalve bij de monsters van Afvalzorg Venig en Den Helder A1 en C3 is er geen sprake van volledige sulfaatreductie binnen de tijdsduur van dit experiment. Het zou echter wel wenselijk zijn om een inschatting te kunnen maken van de hoeveelheid sulfaat die kan worden gereduceerd op langere termijn. Het is te verwachten dat een groot aantal van de onderzochte monsters op den duur geen sulfaat meer zal bevatten. Van een aantal is dat op grond van de vertoonde tendens in figuur 9 niet te verwachten en hier blijft wellicht een gedeelte van het sulfaat in de specie achter. Bij extrapolatie blijkt dat de potentiële sulfaatreductie een factor 2 tot 3 groter is dan blijkt uit de in tabel 9 gepresenteerde waarden. Bij de beoordeling van speciemonsters mag hier rekening mee worden gehouden.

5.3.3 Effect van substraten en entmateriaal

Uit figuur 9 blijkt dat sulfaatreductie in de meeste monsters wel optreedt, maar in enkele weinig of niet. De oorzaak hiervan kan drieledig zijn:

- De monsters bevatten geen of zeer weinig sulfaatreducerende bacteriën.
- De monsters bevatten onvoldoende organische stof. Dit geldt hooguit voor het monster Enkhuizen referentie, voor de overige monsters ligt dit niet voor de hand.
- Het totale organische stofgehalte van een monster is in principe voldoende, maar de organische stof is in een vorm die voor sulfaatreducerende bacteriën onbruikbaar is en omzettingen verlopen te traag om het beschikbaar te maken.

Om bovenstaande hypothesen te testen zijn enkele aanvullende proeven gedaan met additie van organische substraten of entmateriaal. Uit tabel 10 blijkt dat de sulfaatreductie zeer snel verloopt indien lactaat of maaisel wordt toegevoegd. De gebruikte compost is blijikbaar al zo stabiel dat op korte termijn geen effect optreedt. De toevoeging van entmateriaal heeft geen enkel effect op het verloop van het reductieproces.

Tabel 10. Effecten van organische substraten op de sulfaatreductie. Sulfaatvrucht in mg/kg ds.

Monster	T = 1d	T = 14 d	T = 56 d	T = 110 d
A5 met lactaat	8.700	-	220	-
A5 met entmateriaal	9.000	-	9.600	11.000
Maassluis met lactaat	16.000	-	10	-
Maassluis met entmateriaal	12.000	-	15.000	10.000
Nauerna met 2% maaisel	12.000	120	-	-
Nauerna met 5% compost	9.200	-	9.400	9.400

Uit deze resultaten wordt geconcludeerd dat de trage of geringe sulfaatreductie niet wordt veroorzaakt door het ontbreken van sulfaatreducerende bacteriën. De oorzaak is geheel gelegen in het ontbreken van geschikte organische substraten ofwel bruikbare organische stoffracties binnen het aanwezige organische materiaal. Met relatief geringe toevoegingen van organische substraten of maaisel kan het sulfaat gereduceerd worden. Praktisch gezien is maaisel wellicht het meest effectieve substraat.

5.4 Discussie

Uit de laboratoriumproeven blijkt dat sulfaatreductie in verreweg de meeste monsters wel optreedt, maar dat het op voorhand niet zeker is of de reductiecapaciteit altijd voldoende is. Hiervoor zijn twee mogelijke oorzaken:

1. De baggerspecie bevat zo weinig organische stof dat de 'drempelwaarde' voor sulfaatreductie wordt onderschreden (er ontstaat geen voldoende reducerend milieu). Naar verwachting zal dit in de praktijk weinig optreden, mogelijk geldt dit voor sterk zandige species, maar die zullen ook weinig sulfaat bevatten.
2. De baggerspecie bevat op zichzelf voldoende organische stof, maar de fractie die voor sulfaatreducerders beschikbaar is, is onvoldoende. Sulfaatreducerende bacteriën kunnen slechts een beperkt aantal organische stoffen gebruiken, die door andere bacteriën moeten worden geproduceerd. Het is denkbaar dat de organische stof in sommige soorten baggerspecie dermate vergaand gestabiliseerd is, dat deze niet of nauwelijks bruikbaar is voor sulfaatreducerende bacteriën. Een andere mogelijkheid is dat de noodzakelijke substraten dermate traag beschikbaar komen, dat reductie de uitloging van sulfaat niet in voldoende mate kan voorkomen.

Omdat er niet op voorhand vanuit mag worden gegaan dat de sulfaatreductiecapaciteit voldoende is, dient deze bepaald te worden. Gezien de zeer goede correlatie en de beschikbaarheid van een voornorm, wordt aanbevolen om de bepaling van het reducerend vermogen te gebruiken als karakteriseringsmethode.

Naast de totale sulfaatreductiecapaciteit is ook de snelheid van het proces van belang. Als de snelheid in de praktijk te langzaam is, zal uitloging van sulfaat optreden. Uit de laboratoriumproeven volgt dat het proces in het algemeen relatief langzaam verloopt, terwijl de condities optimaal zijn (volledige menging en waterverzadiging, gemiddelde temperatuur globaal een factor 1,5 hoger dan in de praktijk). Het proces zal in werkelijkheid dus langzamer verlopen dan in het laboratorium. Ten einde meer inzicht te verkrijgen in de snelheid onder praktijkcondities is monitoring van praktijklocaties van groot belang.

5.5 Conclusies

De volgende conclusies kunnen worden getrokken uit het laboratoriumonderzoek:

1. De anaërobe schudproef is geschikt om de potentiële sulfaatreductie te bepalen: in die gevallen dat duplometingen zijn uitgevoerd blijken deze uitstekend overeen te komen. Wel moet er aandacht worden geschonken aan goede homogenisering van de monsters, aangezien inhomogeniteit grote verschillen in sulfaatgehalten kan veroorzaken. Een nadeel van deze methode is de lange tijdsduur. De sulfaatreductie komt langzaam op gang en is na 224 dagen in veel gevallen nog niet compleet. Vanuit praktische overwegingen is een snellere proef of een criterium op basis van de samenstelling gewenst.
2. Uit lineaire regressie-berekeningen blijkt dat de correlatie tussen sulfaatreductie toeneemt in de volgorde gloeiverlies, mobiliseerbaar koolstof, totaal koolhydraat en reducerend vermogen. De correlatie met gloeiverlies is onvoldoende voor een goede beoordeling. De correlaties met mobiliseerbaar koolstof en totaal koolhydraat zijn redelijk tot goed, die met het reducerend vermogen is zeer goed. Daarom wordt aanbevolen om de bepaling van het reducerend vermogen te gebruiken als karakteriseringsmethode. De potentiële sulfaatreductie kan vervolgens berekend worden met de regressie-vergelijking $y = 13,7x - 386$, waarbij y = verwachte sulfaatreductie in mg sulfaat/kg ds en x = reducerend vermogen in mmol O_2 /kg ds. De sulfaatreductie was gedurende de tijdsduur van de laboratoriumproeven nog niet compleet. Uit extrapolatie blijkt dat de totale reductiecapaciteit een factor 2-3 groter kan zijn dan de waarde die met de bovenstaande formule wordt berekend.
3. In verreweg de meeste monsters komt de sulfaatreductie wel op gang, maar er zijn aanzienlijke verschillen per monster. In enkele monsters gebeurt vrijwel niets. In enkele monsters (venige specie, specie uit zout of brak water) verloopt de sulfaatreductie relatief snel en is deze binnen de duur van de proef volledig. Uit aanvullende proeven met monsters met een geringe sulfaatreductie blijkt dat de omzetting eenvoudig is te stimuleren door de additie van organische substraten als lactaat en maaisel. Compost is veel minder reactief. In de monsters zijn voldoende sulfaatreducerende bacteriën aanwezig, enting heeft geen positief effect. De trage of geringe sulfaatreductie is te wijten aan het ontbreken van substraten die bruikbaar zijn voor sulfaatreducerende bacteriën. Hierbij is niet het totale gehalte aan organische stof van belang, maar fracties als koolhydraten.
4. De correlatie tussen organische stoffracties en sulfaatreductie verschilt wellicht per specietype. Voor een betrouwbare correlatie is een groepering per specietype wenselijk, maar op grond van de beschikbare gegevens is toch een generiek criterium vastgesteld, waar echter de venige monsters buiten vallen. Venige monsters bevatten echter zoveel organische stof dat er vanuit mag worden gegaan dat de sulfaatreductiecapaciteit van dit specietype a-priori voldoende is.
5. Samenvattend wordt geconcludeerd dat sulfaatreductie in het laboratorium optreedt en dat het bereiken van een categorie 1 kwaliteit in veel monsters potentieel haalbaar is. Met behulp van het afgeleide criterium kan een voorspelling worden gedaan over de potentiële sulfaatreductiecapaciteit van een specie. Gezien de verschillen per monster is een karakterisering per partij echter noodzakelijk, er is a-priori geen zekerheid dat de reductiecapaciteit voldoende is. Daarom moet minimaal het reducerend vermogen van het materiaal worden bepaald.

HOOFDSTUK 6

PRAKTIJKONDERZOEK

In dit hoofdstuk wordt van iedere proeflocatie een beschrijving gegeven en worden de resultaten per locatie gepresenteerd en kort besproken. In hoofdstuk 8 wordt verder ingegaan op de implicaties van de resultaten en de mogelijke verklaringen in relatie tot de processen die in de praktijk situatie optreden.

6.1 Nauerna

6.1.1 *Herkomst en toepassing*

Op de stortplaats Nauerna is gerijpte baggerspecie gebruikt als tijdelijke (5-8 jaar) afdeklaag. De specie is afkomstig uit de Zaan. Het materiaal is gebaggerd in maart 1997 en tot eind 1998 in een depot gerijpt. Daarna is de specie op ruggen gezet. In 1999 is een keuring uitgevoerd. Voorjaar 2000 is het materiaal aangebracht als een afdeklaag van 1 meter dik.

6.1.2 *Historische gegevens*

Eind 1997 zijn de samenstelling en de uitloging van de gerijpte specie onderzocht. In september 1998 is nog een aantal samenstellingsanalyses uitgevoerd. De resultaten zijn samengevat in tabel 11. Hieruit kan het volgende worden afgeleid:

- Het gehalte droge stof is tussen 1997 en 1998 toegenomen, maar is ook in 1998 nog zo laag dat de specie niet volledig is gerijpt.
- Het organische stofgehalte is tussen 1997 en 1998 mogelijk licht gedaald.
- Het gehalte aan chloride is tussen 1997 en 1998 door uitspoeling met circa 40% afgenomen.
- Er is een discrepantie tussen de bepalingen van het gehalte en de uitloging van chloride in 1997. Omdat chloride zeer goed oplost, moeten beide waarden vergelijkbaar zijn. De lage chloride-uitloging is verklaarbaar door een slechte doorstroming tijdens de uitvoering van de kolomproef (de specie is slecht doorlatend, mogelijk is er voorkeursstroming opgetreden door enkele kanalen).
- Het voorgaande houdt in dat de sulfaatuitloging wellicht ook te laag is en dat er geen betrouwbaar cijfer is van de beginuitloging van het materiaal. Deze veronderstelling wordt gesteund door het oxidatiepercentage van totaal-zwavel, hetgeen met 11,8% extreem laag is voor gerijpte specie (dergelijke waarden zijn nooit eerder gevonden).

Tabel 11. Samenstelling en uitloging baggerspecie Nauerna. Alle waarden in mg/kg ds; uitloging is vracht kolomproef L/S 10 [21].

Parameter	Samenstelling eind 1997	Uitloging eind 1997	Samenstelling sept. 1998	
			Gemiddelde n=4	Range
Droge stof (%)	54,8	-	60,4	58,3-64,6
Gloeiverlies (% van ds)	8,0	-	7,1	6,5-7,8
Lutum (% van ds) 1)	15,1	-	12,8	9,2-16
Silt (% van ds)	23,1	-	-	-
Sulfaat	-	2.500	-	-
Totaal-zwavel	-	-	7.030/9.300 2)	6.400-16.000
Chloride	520	40	320	290-340

1) In 1997 is de sedigraafmethode gebruikt, in 1998 de pipetmethode

2) Zonder/met een duidelijk afwijkende waarneming die mogelijk een uitschieter is

6.1.3 Resultaten monsterneming specie 2001

De eerste monsterneming van de afdeklaag op de stortplaats is uitgevoerd door een medewerker van Afvalzorg op 24/10/01. Verspreid over de locatie zijn 12 boringen gezet. De laag is bemonsterd per 25 cm. De volgende waarnemingen zijn in het veld gedaan:

- De locatie is overal dicht begroeid met gras, etc. De planten zijn zo goed mogelijk verwijderd bij de monsterneming.
- De bovenste 25 cm is meestal donkerbruin gekleurd en bevat nog wat plantenwortels. Vier monsters zijn grijsbruin en twee daarvan bevatten zichtbaar zand. De geur van de monsters is humusachtig.
- De kleur van de onderste 25 cm is in de regel donkerder dan van de bovenste 25 cm. Slechts een enkel monster heeft een H₂S-geur of vertoont zwarte vlekken van ijzersulfide. De geur van de onderste monsters is wel minder 'aëroob' dan van de bovenlaag.

Alle deelmonsters zijn in het laboratorium gemengd per laag van 25 cm. De analyseresultaten zijn samengevat in tabel 12. Hieruit blijkt dat het droge stofgehalte in vergelijking met 1998 nog aanzienlijk is toegenomen. Er is een tendens dat het vochtgehalte toeneemt met de diepte. Organische stof, gemeten als gloeiverlies, is in de tijd vrijwel constant. In de bovenste laag is het gehalte met 1% toegenomen, waarschijnlijk als gevolg van wortelgroei. De oorspronkelijk aanwezige organische stof is dus relatief stabiel.

Tabel 12. Analyseresultaten afdeklaag Nauerna oktober 2001.

Parameter	Monsterdiepte (cm -mv)			
	0-25	25-50	50-75	75-100
Droge stof (%)	75,3	74,4	72,3	71,2
Gloeiverlies (% van ds)	9	8	8	8
Org. stof IB (% van ds)	7,3	6,4	6,5	7,2
Sulfaat (mg/kg ds)	6.200	7.500	6.600	5.000
<i>Sulfaat-S (mg/kg ds)</i>	<i>2.070</i>	<i>2.500</i>	<i>2.200</i>	<i>1.670</i>
Zwavel tot. (mg/kg ds)	7.500	8.000	7.500	7.000
<i>Zwaveloxidatie (%)</i>	<i>27,5</i>	<i>31,2</i>	<i>29,3</i>	<i>23,8</i>
Chloride (mg/kg ds)	<25	45	88	120

Het totaalzwavelgehalte is ten opzichte van 1998 niet (duidelijk) veranderd, sulfaat is niet goed te beoordelen, omdat de beginwaarde uit 1997 waarschijnlijk onbetrouwbaar is. De oxidatiepercentages die nu worden gevonden zijn normaal voor gerijpte specie. Het lijkt er daarom op dat de additionele zwaveloxidatie in het veld relatief langzaam verloopt. Dit geldt ook voor de uitloging van sulfaat. Het sulfaatgehalte in de bovenlaag is wat lager dan in de volgende lagen, maar het verschil is niet groot. Het sulfaatgehalte is in de onderste laag minimaal, evenals het oxidatiepercentage. Dit betekent dat in de onderste laag mogelijk sulfaatreductie optreedt (visueel is dit in enkele deelmonsters waargenomen) of dat geen of weinig nieuwvorming van sulfaat optreedt, omdat in deze laag weinig zuurstof beschikbaar is. Daarentegen vertoont chloride het gedrag van een conservatief element dat uitspoelt naar de diepere bodemlagen. Het gemiddelde gehalte in de laag is 70 mg/kg ds, hetgeen betekent dat ten opzichte van 1998 bijna 80% is uitgespoeld. Het grote verschil met sulfaat wordt verklaard uit de veel grotere oplosbaarheid en het aanzienlijk lagere gehalte.

6.1.4 Resultaten monitoring 2002/2003

De tweede monsterneming is uitgevoerd op 25 oktober 2002 op identieke wijze als de eerste (zie 6.1.3). De resultaten zijn samengevat in tabel 13. Hieruit blijkt dat ten opzichte van 2001 droge stof en gloeiverlies nauwelijks zijn veranderd. De sulfaatgehalten zijn iets lager, behalve in de toplaag waar de afname aanzienlijk is. De chloridegehalten zijn in alle lagen relatief sterk gedaald. De totaal-S gehalten zijn eveneens duidelijk lager dan in 2001, maar vermoedelijk zijn de

waarden in 2001 te hoog. De huidige monsters zijn tweemaal geanalyseerd, waarbij beide resultaten goed met elkaar overeenstemden (zie ook volgende).

Tabel 13. Analyseresultaten afdeklaag Nauerna oktober 2002.

Parameter	Monsterdiepte (cm –mv)			
	0-25	25-50	50-75	75-100
Droge stof (%)	75,6	75,0	72,2	70,3
Gloeiverlies (% van ds)	8,1	7,9	8,4	7,9
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	4.400	7.300	6.300	4.800
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	<i>1.470</i>	<i>2.430</i>	<i>2.100</i>	<i>1.600</i>
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	4.900	5.500	6.000	6.000
<i>Zwaveloxidatie (%) *</i>	<i>29,6</i>	<i>44,2</i>	<i>35,0</i>	<i>26,7</i>
Chloride (mg/kg ds)	<25	<25	40	58

* % SO₄-S van totaal-S

De derde monsterneming is uitgevoerd op 21 oktober 2003 op identieke wijze als de eerste. De resultaten zijn samengevat in tabel 14.

Tabel 14. Analyseresultaten afdeklaag Nauerna oktober 2003.

Parameter	Monsterdiepte (cm –mv)			
	0-25	25-50	50-75	75-100
Droge stof (%)	80,4	79,0	78,6	76,7
Gloeiverlies (% van ds)	8,4	8,2	8,3	6,6
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	4.000	8.800 2)	7.100 3)	7.100 3)
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	<i>1.330</i>	<i>2.930</i>	<i>2.360</i>	<i>2.360</i>
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	4.800	6.000	6.000	6.000
<i>Zwaveloxidatie (%) 1)</i>	<i>27,8</i>	<i>48,8</i>	<i>39,4</i>	<i>39,4</i>
Chloride (mg/kg ds)	35	31	36	49

1) % SO₄-S van totaal-S

2) berekend uit sulfaatgehalte in mengmonster 0-50 cm en afzonderlijke analyse 0-25 cm

3) mengmonster 50-100 cm

In 2003 is het vochtgehalte met gemiddeld ruim 5% gedaald, wellicht als gevolg van de droge, warme zomer. Het gloeiverlies is, uitgezonderd de onderste laag, vrijwel onveranderd. Het totaal-zwavelgehalte is eveneens vrijwel constant. Chloride is in de onderste laag verder gedaald, in de bovenste laag zijn de gehalten licht gestegen. De chloridegehalten in de bovenste laag liggen dermate dicht bij de bepalingsgrens dat de 'toename' wellicht niet significant is. Overigens is een toename door infiltratie van neerslag die chloride bevat niet onmogelijk.

6.1.5 Vergelijking resultaten 2001- 2003

In de figuren 14 en 15 worden de meetwaarden in 2001 - 2003 met elkaar vergeleken. Uit figuur 14 blijkt dat de chloridegehalten over het gehele profiel zijn afgenomen. Dit betekent dat regenwater door de gehele laag percoleert. In geval van zeer slecht doorlatende klei zou het regenwater in hoofdzaak oppervlakkig kunnen afstromen. Dit is echter in deze situatie niet het geval. Het materiaal is siltig en is niet sterk verdicht.

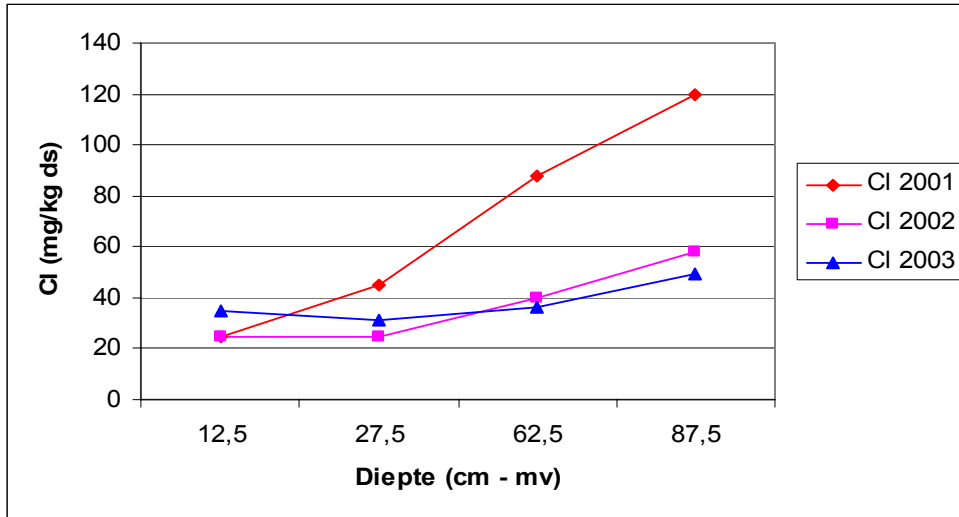


Fig. 14. Verloop chloride in afdeklaag Nauerna, per laag van 25 cm. Gehalten in mg/kg ds.

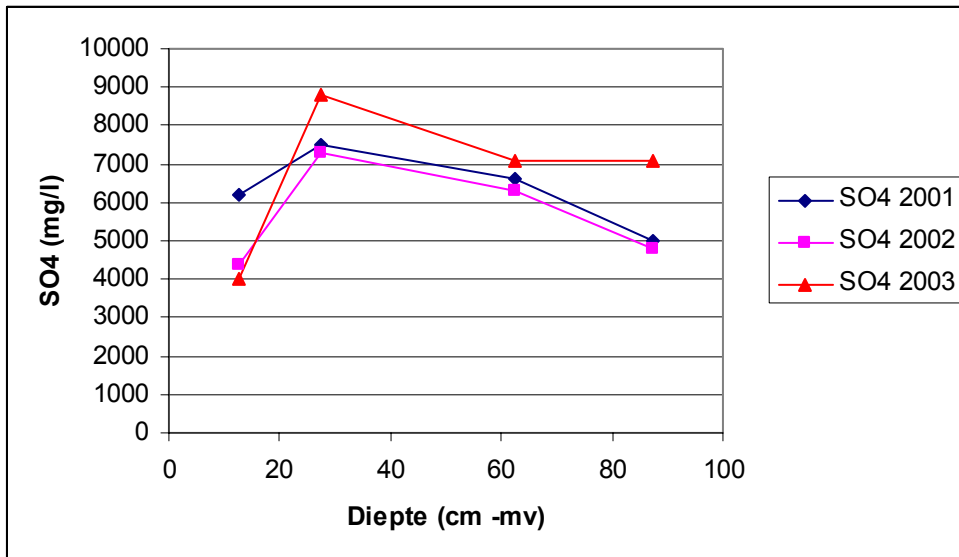


Fig. 15. Verloop sulfaat (SO₄) in afdeklaag Nauerna, per laag van 25 cm. Gehalten in mg/kg ds. Waarden 2003 in laag 50-100 cm zijn het gemiddelde van deze laag.

Het sulfaatprofiel is in alle jaren gelijk met een minimaal gehalte in de toplaag, een piek in de laag 25-50 cm –mv en een (beperkte) afname op grotere diepte. Het gehalte in de toplaag is in 2002 duidelijk lager dan het gehalte in 2001. In 2003 is de afname minder groot, wellicht omdat 2003 een relatief droog en warm jaar is geweest. Het verloop met de diepte wijst erop dat uitspoeling optreedt (afname toplaag) en tevens dat deze uitspoeling wordt beperkt door de oplosbaarheid van sulfaat (ophoping in laag 25-50 cm –mv). Omdat sulfaat in de toplaag afneemt kan in elk geval worden geconcludeerd dat de snelheid van een eventuele nieuwvorming van sulfaat door additionele zwaveloxidatie lager is dan de snelheid van uitloging (van de toplaag!). Hoewel geen betrouwbare waarde van het begingehalte aan sulfaat beschikbaar is, is het wel aannemelijk dat in de toepassing additionele oxidatie van zwavel is opgetreden.

Dit wordt als volgt onderbouwd:

- Er wordt uitgegaan van een beginwaarde van de zwaveloxidatie van 27% (waarde van de A5) en een totaal-S gehalte in de hele laag van 6.000 mg/kg ds (deze waarde volgt uit de analyses in 2002/2003).
- Het verschil tussen het zwavelgehalte van 4800 mg/kg ds in de toplaag en het initiële gehalte van 6000 mg/kg ds wordt beschouwd als uitgespoeld sulfaat, dit wordt meegenomen bij de berekening van het percentage geoxideerd zwavel.
- Bij de bovengenoemde uitgangspunten is de 'cumulatieve' oxidatiegraad van zwavel in 2003 42,5% en is daarmee in 3,5 jaar toegenomen met 15%. Gezien de onzekerheden in de uitgangssituatie wordt geconcludeerd dat per jaar 3-4% van het totaal-zwavel additioneel wordt geoxideerd.
- De oxidatie is in de bovenste 50 cm hoger dan in de onderste laag. In de bovenste laag is in totaal (inclusief uitspoeling) 46% van de zwavel geoxideerd, in de onderste laag 39%.

Op basis van deze resultaten is de gehele laag gemiddeld gezien als aëroob te beschouwen en moet de laagdikte in een open toepassing dus meer dan 1 meter zijn om vastlegging door reductie te verkrijgen.

Op basis van sulfaat is in de periode 2001-2002 in één jaar tijd in de bovenste laag van 25 cm dik 1.800 mg SO₄/kg ds uitgelooft. Bij een aangenomen droge dichtheid⁶ van 1.000 kg/m³ komt dit overeen met een immissie van 450.000 mg/m², j. Bij een neerslagoverschot van 300 mm/j komt deze afname overeen met een concentratie in het percolaat van 1500 mg SO₄/l. Deze waarde is wat lager dan de oplosbaarheid van sulfaat volgens het gipsevenwicht (circa 1750 mg/l) hetgeen kan betekenen dat de infiltratie wat lager is geweest dan 300 mm/j, namelijk 257 mm/j. Een andere verklaring is dat er niet alleen uitspoeling is opgetreden, maar tevens nieuwvorming van sulfaat. De werkelijke uitspoeling is dan groter dan het verschil tussen de gehalten in 2002 en 2001. Duidelijk is echter dat qua orde van grootte een afname wordt gemeten die overeenstemt met infiltratie van het neerslagoverschot. Overigens moet rekening worden gehouden met een spreiding in de resultaten (bepaling van het gehalte) van circa 10%. Dit betekent dat de werkelijke immissie lager kan zijn dan de berekende waarde. De uitloging is in 2003 aanzienlijk minder, gemiddeld gezien is het sulfaatgehalte zelfs toegenomen. Omdat 2003 een relatief droog en warm jaar is geweest is het neerslagoverschot lager dan normaal, terwijl het droge, warme zomerweer de oxidatie van zwavel (nieuwvorming van sulfaat) kan hebben gestimuleerd. In de toplaag is nog wel uitspoeling waarneembaar en kan op basis van de oplosbaarheid van sulfaat een infiltratie van circa 60 mm worden berekend. In 8.2 wordt dit aspect verder uitgewerkt.

Als wordt uitgegaan van de afname van totaal-S in 2002 wordt een immissie berekend van 4.875.000 mg SO₄/m², j en een sulfaatconcentratie in het percolaat van 16.250 mg/l. Deze laatste waarde ligt bijna een orde van grootte boven de concentraties die normaal zijn voor het eerste percolaat van kolomproeven en de oplosbaarheid volgens het gipsevenwicht. Dit resultaat is dermate onwaarschijnlijk dat één van de series meetwaarden van totaal-S onbetrouwbaar is. Gezien de controle van de waarden van 2002 zijn de waarden van totaal-S in 2001 waarschijnlijk te hoog. De resultaten van het onderzoek in 2003 bevestigen dit.

6.1.6 Conclusies

Het volgende wordt geconcludeerd:

- Op basis van het profiel en het concentratieverloop spoelen zowel sulfaat als chloride uit. De uitspoeling van sulfaat wordt beperkt door de oplosbaarheid, sulfaat dat uit de toplaag uitspoelt hoopt zich op in de onderliggende laag. Echter, percolaat dat uit de constructie treedt

⁶ Gemiddelde gemeten droge dichtheid in-situ in de ophoging in de A5 = 1170 kg/m³. Dit materiaal is in tegenstelling tot deze afdeklag intensief verdicht.

zal verzadigd zijn met sulfaat en aanleiding geven tot emissies, evenredig met de hoeveelheid percolaat. Schattingen op basis van de afname van sulfaat in de bovenste laag leiden tot een immissie van 450.000 mg SO₄ /m²,j in het seizoen 2001/2002 en 100.000 mg SO₄ /m²,j in het seizoen 2002/2003. De lage waarde voor 2002/2003 wordt verklaard uit het droge, warme seizoen (laag neerslagoverschot) in combinatie met een versterkte nieuwvorming van sulfaat. Nieuwvorming van sulfaat leidt bij de gehanteerde berekening tot een onderschatting van de emissie, die zal daarom hoger zijn dan de berekende waarde. Overigens kan de emissie door spreiding in de meetwaarden weer overschat worden.

- In de toepassing wordt het nog aanwezige zwavel verder geoxideerd met een snelheid van globaal 3-4% van het totaal-zwavelgehalte per jaar. Deze nieuwvorming is globaal gelijk aan de snelheid van uitspoeling, zodat het sulfaatgehalte constant blijft. De nieuwvorming van sulfaat neemt af met de diepte.
- In open en weinig verdichte toepassingen van baggerspecie is een laagdikte van 1 meter onvoldoende om sulfaatreductie te verkrijgen.
- De organische stof in de baggerspecie is weinig reactief, in de onderzoeksperiode van 3,5 jaar is geen significante afbraak opgetreden. Enerzijds is dit gunstig, omdat een redoxbuffer blijft bestaan, anderzijds onderstreept dit dat de beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar substraat beperkt is, waardoor in zuurstofloze situaties de sulfaatreductie langzaam zal verlopen.

6.2 Ophoging A5 Badhoevedorp

6.2.1 *Herkomst en toepassing*

Bij de aanleg van een ophoging voor een nieuwe afslag/oprit in de A5 bij Badhoevedorp is in een traject van ruim 100 meter als proef gerijpte baggerspecie toegepast. De specie is, evenals het materiaal in de afdeklag op Nauerna, afkomstig uit de Zaan (wel uit een ander deel). Het materiaal is gebaggerd in maart 1997 en tot eind 1998 in een depot gerijpt. Daarna is de specie op ruggen gezet. Omdat de specie nog te nat bleek, is het in de loop van de tijd nog twee keer omgezet. In 2000 is een AP04 keuring uitgevoerd. In juli/augustus 2001 is 18.000 ton materiaal aangebracht als een ophooglaag van maximaal 4 meter dik. In bijlage B zijn tekeningen opgenomen van de ophoging.

6.2.2 *Historische gegevens*

De resultaten van de AP04 keuring zijn opgenomen in tabel 15. Verwacht mag worden dat de kwaliteit van het materiaal in grote lijnen overeenkomt met de specie van Nauerna. Rekening houdend met het latere tijdstip van onderzoek, waardoor chloride in de tussentijd is afgenomen, en het feit dat het sulfaatgehalte in de Nauerna specie waarschijnlijk te laag is, komen beide partijen in grote lijnen met elkaar overeen. De specie overschrijdt de categorie 1 waarde voor sulfaat in sterke mate, fluoride overschrijdt de norm bij de toepassingshoogte van 4 meter in lichte mate.

Tabel 15. Samenstelling en uitloging baggerspecie ophoging A5. Uitloging is vracht kolomproef L/S 10 [22].

Parameter	Samenstelling 2000	Uitloging Juli 2000
Droge stof (%)	-	-
Gloeiverlies (% van ds)	7,5	-
Lutum (% van ds)	15,5	-
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	-	6.700
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	ca.7.000	-
Fluoride (mg/kg ds)	-	6,9
Chloride (mg/kg ds)	-	118

6.2.3 Resultaten onderzoek bodem en drainzand

De bodem onder het proefvak is bemonsterd op 12 juli 2001. Verspreid over de locatie zijn op 12 punten boringen geplaatst tot 1 meter – mv. Er zijn mengmonsters samengesteld per 0,5 meter en per zes deelmonsters. De drainzandlaag van 0,5 m is bemonsterd op 16 juli 2001. Hiervan zijn de 12 deelmonsters samengesteld tot 1 mengmonster. De analyseresultaten zijn vermeld in tabel 16.

Tabel 16. Uitgangssituatie ophoging A5 juli 2001: bodem en drainzand. A-monster is NO helft proefvak, B-monster is ZW helft.

Parameter	bodem juli 2001 laagdiepte in m – oorspronkelijk maaiveld				drainzand juli 2001
	0-0,5 m A	0-0,5 m B	0,5-1 m A	0,5-1 m B	
droge stof (%)	79,3	77,8	76,2	76,9	90,1
gloeiverlies (% van ds)	4	4	3	4	<1
org. stof IB (% van ds)	1,7	2,1	1,8	2,4	0,2
Lutum (% van ds)	16	12	13	13	<1
Fr. <16 µm (% van ds)	24	20	23	19	1,7
Chloride (mg/kg ds)	84	115	116	113	250
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	210	160	210	180	170
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	70	53	70	60	57
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	2.500	1.900	4.600	2.500	1.100
Zwaveloxidatie (%) *	2,8	2,8	1,5	2,4	5,2
Arseen (mg/kg ds)	8	12	5	8	<5
Cadmium (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chroom (mg/kg ds)	10	10	9	10	3,0
Koper (mg/kg ds)	5,0	5,0	3,5	4,0	1,5
Kwik (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lood (mg/kg ds)	14	15	9	11	4,0
Nikkel (mg/kg ds)	9	9	8	9	3,0
Zink (mg/kg ds)	32	31	22	26	17

* % sulfaat-S van totaal-S

De bodem onder de ophoging is siltig (lutum 13,5%) en bevat weinig organische stof. De gehalten aan uitloogbaar chloride en sulfaat zijn voor Nederland normale tot licht verhoogde achtergrondwaarden. De gehalten aan zware metalen voldoen aan de streefwaarden. Uit ander bodemonderzoek in de omgeving van de ophoging blijkt dat arseen lokaal de interventie-waarde kan overschrijden (vermoedelijk is dit arseen van natuurlijke herkomst). In het algemeen komen de gehalten in de verschillende deelmonsters goed met elkaar overeen, zodat de onderzochte laag van 1 meter als een homogeen pakket mag worden beschouwd. Een uitzondering vormt het zwavelgehalte in deelmonster A van de laag 0,5-1 meter.

De oxidatiepercentages van zwavel zijn laag. Omdat de toplaag al zeer lang aan de atmosfeer zal zijn blootgesteld, is de zwavel blijkbaar in vormen aanwezig die resistent zijn voor oxidatie dan wel uitloging.

Op 7 en 8 oktober 2003 zijn drainzand en bodem opnieuw bemonsterd. Hierbij zijn op vijf verschillende plaatsen in zowel de berm (bovenop de ophoging) als halverwege het talud boringen geplaatst. De monsters zijn per overeenkomstige laag samengevoegd en gemengd. Hierbij is het drainzand verdeeld in een laag van 0,2 en 0,3 meter dik en de bodem in twee lagen van 0,5 meter. De analyseresultaten zijn samengevat in tabel 17.

Voor de grond en in mindere mate het drainzand blijkt hieruit dat de verschillen in gloeiverlies en totaal-zwavel zo groot zijn dat de monsters niet goed vergelijkbaar zijn⁷. Wel is duidelijk dat de sulfaat- en chloridegehalten in beide lagen zijn toegenomen. In het drainzand is sulfaat in sterkere mate toegenomen, maar is chloride afgenomen. De toename van chloride in de bodem is dus in elk geval deels het gevolg van uitspoeling vanuit het drainzand.

Omdat de totaal-zwavelgehalten niet vergelijkbaar zijn, kan niet worden vastgesteld in hoeverre sulfaatreductie is opgetreden. In zowel de drainzandlaag 0,2-0,5 m als in alle bodemmonsters zijn een sulfidegeur en zwartkleuring waargenomen. Hoewel dus zeker is dat er sulfaatreductie optreedt, kan de omzetting niet gekwantificeerd worden. In de bovenste laag van het drainzand zijn er op basis van geur en kleur geen duidelijke aanwijzingen voor sulfaatreductie.

Tabel 17. Samenstelling bodem en drainzand bij aanleg en na twee jaar toepassing.

Parameter	bodem juli 2001 2)		bodem oktober 2003		drainzand juli 2001	drainzand okt. 2003
	0-0,5 m	0,5-1,0 m	0,5-1 m	0,5-1 m		
droge stof (%)	78,6	76,6	79,4	80,8	90,1	81,1
gloeiverlies (% van ds)	4	3,5	1,7	1,3	<1	1,4
Chloride (mg/kg ds)	100	115	240	210	250	154
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	185	195	315	430	170	790
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	62	54	105	143	57	263
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	2.200	3550	520	525	1.100	810
Zwaveloxidatie (%) 1)	2,8	2,0	19,3	27,2	5,2	32,7

1) % sulfaat-S van totaal-S

2) laagdiepte in m – oorspronkelijk maaiveld

Voor zowel bodem als drainzand zijn er geen duidelijke, consistente verschillen tussen kern en talud (zie bijlage B voor de volledige gegevens). Verwacht werd dat er onder het talud meer uitloging zou zijn opgetreden, omdat de infiltratie daar hoger kan zijn. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de gegevens betrekking hebben op de periode dat geen asfaltverharding aanwezig was. Nu het asfalt is aangebracht zal de uitloging vanuit de kern naar verwachting afnemen, terwijl de uitloging vanuit het talud op een gelijk niveau blijft.

De verschillen tussen de drainzandlagen worden nader toegelicht aan de hand van tabel 18. Hoewel het drainzand onder het talud gemiddeld bijna 3% meer vocht bevat dan het drainzand onder de kern, vertaalt dit zich niet in hogere zoutconcentraties.

De bovenste laag bevat steeds (wat) minder chloride en meer sulfaat dan de onderste laag. Dit klopt met de verschillen in kwaliteit tussen drainzand en baggerspecie: baggerspecie bevat minder chloride maar veel meer sulfaat dan drainzand. Als baggerspecie percolaat door het drainzand stroomt zal het chloride-gehalte afnemen en het sulfaatgehalte toenemen.

⁷ Dergelijke verschillen zijn niet te verklaren uit bodemprocessen. Er is sprake van inhomogeniteit, wat totaal-S betreft wordt ingeschat dat de begingehalten mogelijk te hoog zijn door een analysefout. De lagere gehalten na twee jaar zijn namelijk strijdig met de toename van sulfaat.

Tabel 18. Samenstelling drainzand kern en talud na twee jaar toepassing.

Parameter	Kern 2003		Talud 2003	
	0-0,2 m	0,2 -0,5	0-0,2 m	0,2 -0,5
droge stof (%)	84,4	81,2	79,8	79,5
gloeiverlies (% van ds)	1,7	1,4	1,8	1,0
Chloride (mg/kg ds)	110	170	150	170
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	1.100	610	1.200	485
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	<i>370</i>	<i>203</i>	<i>400</i>	<i>162</i>
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	1.200	650	1.200	460
<i>Zwaveloxidatie (%) 1)</i>	<i>30,5</i>	<i>31,3</i>	<i>33,3</i>	<i>35,1</i>

1) % sulfaat-S van totaal-S

Hogere sulfaatgehalten in de bovenste laag zijn volgens verwachting, maar het is niet uitgesloten dat dit beeld geflatteerd is doordat de baggerspecie enigermate is vermengd met het drainzand. Verschillen in gloeiverlies tussen de bovenste en de onderste laag bevestigen dit. Als het verschil in gloeiverlies door vermenging met baggerspecie is veroorzaakt, wordt berekend dat de bovenlaag gemiddeld 7,2% baggerspecie bevat. Als vervolgens op basis van het gehalte in baggerspecie het sulfaatgehalte in drainzand wordt gecorrigeerd, wordt het sulfaatgehalte in de bovenlaag gemiddeld 730 mg/kg ds en in de onderlaag (onveranderd) 550 mg/kg ds. Ingeschat wordt dat deze getallen een beter beeld geven van de sulfaatemissie dan de ongecorrigeerde waarden.

Ook na correctie voor vermenging met baggerspecie blijft de toename van het sulfaatgehalte in het drainzand aanzienlijk. Deze toename kan gedeeltelijk worden verklaard uit de stijging van het vochtgehalte, in de veronderstelling dat het vocht is verzadigd met sulfaat. Waarschijnlijk is er echter ook sulfaat geprecipiteerd op het drainzand. De visuele waarnemingen wijzen er op dat de onderste 30 cm van het drainzand verzadigd was met vocht (of dit gedurende langere tijd is geweest). Uit [35] blijkt dat in augustus 2001 (kort na de aanleg) de drainzandlaag volledig was verzadigd met water. Als mogelijke verklaring wordt genoemd dat water zich in het cunet verzamelt en niet kan wegstromen. Water kan via het talud aan de westelijke zijde afstromen en zich vervolgens onder de ophoging verspreiden. De infiltratie in de verdichte, siltige bodem verloopt blijkbaar traag en er zijn geen voorzieningen voor de afvoer van water uit het drainzand. Gezien de doorlatendheid is het aannemelijk dat het water met name is toegestroomd via het bovenliggende zand en de afdekgrond en dat het aanwezige sulfaat voor een groot deel daaruit afkomstig is. Een deel kan ook zijn uitgeloozd uit de bovenste laag van de baggerspecie.

Verder wordt bij verzadiging van de drainzandlaag de diffusie van sulfaat vanuit de baggerspecie in sterke mate gestimuleerd. De situatie van verzadigd drainzand is ongewenst. Gezien de beschreven situatie is het aannemelijk dat een belangrijk deel van het aangetroffen sulfaat niet afkomstig is uit de baggerspecie en/of is geëmitteerd door bijzondere omstandigheden.

De toename van sulfaat in het drainzand kan grotendeels worden verklaard uit de toestroom van sulfaatverzadigd percolaat. Op basis van het vochtgehalte van circa 20% kan de droge stof bij gipsverzadiging van porievocht $(0,2 \cdot 1750) / 0,8 = 440$ mg SO₄/kg ds bevatten. Als hierbij het reeds bij aanvang aanwezige sulfaat wordt opgeteld, ontstaat een concentratie van 690 mg SO₄/kg ds. Het oorspronkelijk aanwezige sulfaat kan echter ook deels zijn verdrongen door de toestroom van percolaat. Het gehalte in de onderste laag (550 mg SO₄/kg ds) kan daarom goed worden verklaard door toestroom van gipsverzadigd percolaat, het gehalte in de bovenste laag (na correctie voor baggerspecie 730 mg/kg ds) is slechts weinig hoger dan de berekende waarde, waarbij diffusie vanuit de baggerspecie een rol kan spelen.

6.2.4 Resultaten nulonderzoek grondwater 2001

De peilbuizen zijn geplaatst op 12 oktober 2001. De situering is weergegeven op een schets in bijlage B. De peilbuizen 1 en 2 staan in de ophoging aan de oostelijke zijde, circa 1 meter vanaf de teen. Peilbuis 3 staat aan de westelijke zijde, net buiten de ophoging. Peilbuis 4 is een referentie die onder een nabijgelegen viaduct staat. Uit de resultaten in tabel 19 blijkt een zeer variabel beeld per peilbuis. Dit kan deels zijn veroorzaakt door variaties in de grondwaterstand. Het grondwater staat in peilbuis 2 ongeveer 1 meter lager dan in peilbuis 1, terwijl het water in referentiepeilbuis 4 circa 2 meter hoger staat. Wat de grondwaterstand betreft is peilbuis 4 dus geen goede referentie.

Behalve in de referentie, zijn de concentraties aan zouten in het grondwater relatief hoog. Het grondwater is in alle peilbuizen, behalve in peilbuis 4, (licht) brak. Gezien deze mariene invloed zijn relatief hoge sulfaatconcentraties niet opmerkelijk.

Op basis van de resultaten van ijzerbepalingen en redoxmetingen is het grondwater in de meeste peilbuizen ijzerreducerend, uitgezonderd in peilbuis 3. De pH is neutraal.

De concentratie sulfaat-S is wat lager dan totaal-S, maar vermoedelijk is dit een gevolg van de onnauwkeurigheid in beide bepalingen en is vrijwel alle zwavel als sulfaat aanwezig. Een hoger totaal-S gehalte kan niet verklaard worden uit de aanwezigheid van sulfide (<bepalingsgrens) of organische zwavelverbindingen (organisch S is maar een klein deel van DOC).

Ten opzichte van de toetsingstabel Wbb zijn er in alle peilbuizen overschrijdingen van de streefwaarden voor chloride (100 mg/l) en fluoride (0,5 mg/l). In een of meer peilbuizen worden de streefwaarden voor arseen, chroom, nikkel en/of zink overschreden. In peilbuis 1 is de arseenconcentratie gelijk aan de interventiewaarde. Er is een duidelijke correlatie tussen arseen en ijzer, hetgeen wijst op ijzerreductie als bron van (natuurlijk aanwezig) arseen.

Gezien de resultaten wordt geconcludeerd dat de natuurlijke achtergrondconcentratie van sulfaat op de locatie verhoogd is. Aanbevolen wordt om 1 of 2 referentiepeilbuizen bij te plaatsen.

Tabel 19. Nulsituatie grondwater ophoging A5 2001.

Parameter	Peilbuis 1 Talud O (Z)	Peilbuis 2 Talud O (N)	Peilbuis 3 Punt W-zijde	Peilbuis 4 Ref. viaduct
Grondwater (m -mv)	297	410	590	75
pH	6,8	6,6	6,6	7,0
E.C. (μ S/cm)	830	485	255	930
Eh (mV)	373	290	251	428
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	630	1.600	430	66
S-totaal (mg S/l)	240	650	190	29
Sulfide-tot. (mg S/l)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloride (mg/l)	2.700	490	425	180
Fluoride (mg/l)	0,69	0,59	0,79	0,88
DOC (mg C/l)	36	43	15	9,8
Fe tot. (mg/l)	35	16	<0,02	1,3
Fe (II) (mg/l)	43	20	<0,1	2,0
Ca (mg/l)	600	700	380	90
Na (mg/l)	1.500	400	340	160
Arseen (μ g/l)	60	28	3,0	11
Cadmium (μ g/l)	<1	<0,4	0,2	<0,1
Chroom (μ g/l)	<5	<5	<5	18
Koper (μ g/l)	<10	<10	<10	<10
Kwik (μ g/l)	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Lood (μ g/l)	<10	<10	<10	<10
Nikkel (μ g/l)	11	23	7	<5
Zink (μ g/l)	8	19	42	85

6.2.5 Grondwatermonitoring

Omdat de referentiepeilbuis qua grondwaterstand (en mogelijk ook door de ligging) een afwijkend beeld te zien gaf zijn op 11 juli 2002 twee nieuwe referentiepeilbuizen, genummerd 100 en 101, geplaatst op vergelijkbare locaties als de peilbuizen 1 en 2, echter circa 50 m buiten de grenzen van het proefvak (ZW- respectievelijk NO-zijde van het proefvak). Deze peilbuizen zijn op 6 september 2002 bemonsterd. De bestaande peilbuizen 1 en 2 zijn bemonsterd op 8 augustus 2002. De resultaten zijn vermeld in tabel 20.

Voor de twee nieuwe referentiepeilbuizen geldt eveneens dat het grondwater een (licht) brak karakter heeft. De kwaliteit van het grondwater in deze referenties, met name in peilbuis 101, is in het algemeen goed vergelijkbaar met het grondwater onder het proefvak met baggerspecie. Onderlinge verschillen en ook verschillen met de vorige bemonsteringsronde lijken eerder het gevolg van natuurlijke fluctuaties dan van systematische effecten. Voor chloride geldt bijvoorbeeld dat de concentratie in peilbuis 1 is gehalveerd, maar in peilbuis 2 is verdubbeld. Sulfaat is in peilbuis 1 sterk gestegen, maar in peilbuis 2 afgenomen.

Indien er sprake is van beïnvloeding door uitloging, wordt in alle peilbuizen onder de ophoging een toename verwacht. Fluoride vertoont eveneens een fluctuerend beeld, in peilbuis 1 een lichte afname, in peilbuis 2 een toename (terwijl sulfaat daar juist is afgenomen). Ten opzichte van de referenties is fluoride vergelijkbaar, de gemiddelde concentratie is onder de toepassing met baggerspecie iets lager.

Tabel 20. Resultaten grondwateronderzoek ophoging A5 2002.

Parameter	Peilbuis 1 Talud O (Z)	Peilbuis 2 Talud O (N)	Peilbuis 100 Ref. talud O (Z)	Peilbuis 101 Ref. talud O (N)
Grondwater (m -mv)	362	370	125	200
pH	7,2	7,3	6,9	7,11
E.C. (μ S/cm)	648	617	779	1.296
Eh (mV)	29	47	124	137
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	1.400	1.400	250	1.200
S-totaal (mg S/l)	550	650	100	410
Sulfide-tot. (mg S/l)	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
Chloride (mg/l)	1.250	970	750	1.100
Fluoride (mg/l)	0,63	0,75	0,65	1,4
DOC (mg/l)	28	52	17	11
Fe tot. (mg/l)	42	110	6,5	49
Fe (II) (mg/l)	15	120	5,4	42
Ca (mg/l)	750	950	380	500
Na (mg/l)	850	460	420	700
Arseen (μ g/l)	<45	<45	<45	500
Chroom (μ g/l)	<2	<2	<2	<2
Koper (μ g/l)	<2	2,0	3,5	6
Nikkel (μ g/l)	<5	9	<5	<5
Zink (μ g/l)	<2	<2	2,5	27

Mogelijk is de aanzienlijke afname van de redoxpotentiaal in de peilbuizen 1 en 2 wel een systematisch effect. Dit is verklaarbaar uit de forse ophoging van het oorspronkelijke maaiveld. Hierdoor is het contact met de atmosfeer verminderd en kan een zuurstofloos milieu ontstaan. Dit effect is niet specifiek voor baggerspecie, hoewel het wel versterkt zal worden door de slechte doorlatendheid van de baggerspecie. Een (meer) zuurstofloos milieu resulteert in een verandering van de macrochemische condities in het grondwater, hetgeen de oplosbaarheid van stoffen beïnvloedt. Een sterkere ijzerreductie, zoals mogelijk al is opgetreden in peilbuis 2, kan resulteren in mobilisatie van arseen. Hiervoor zijn overigens nu geen aanwijzingen. Bij verdere afname van de redoxpotentiaal kunnen zware metalen als sulfides precipiteren.

In 2003 bleken alle geplaatste peilbuizen door werkzaamheden en/of vandalisme te zijn verdwenen. Er zijn nieuwe peilbuizen geplaatst op punten die bij benadering gelijk zijn aan de oude locaties. Deze peilbuizen zijn op 13 oktober 2003 bemonsterd.

De concentraties in 2003 wijken in meerdere opzichten sterk af van de waarden in 2002, hetgeen (mede) kan zijn veroorzaakt door de herplaatsing van de peilbuizen. Het beeld van sterke fluctuaties op relatief korte afstanden wordt bevestigd. Het is gezien de herplaatsing van de peilbuizen het meest zinvol om de referenties (100 en 101) te vergelijken met de peilbuizen in het talud met baggerspecie (1 en 2). Hieruit blijkt dat er geen systematische verschillen zijn tussen de grondwaterkwaliteit binnen en buiten het proefvak met baggerspecie. Buiten het proefvak zijn de concentraties van sulfaat en fluoride nog iets hoger dan binnen het proefvak.

Er zijn geen duidelijke verschillen in pH, wel is de geleidbaarheid binnen het proefvak hoger dan er buiten. Dit was bij eerdere metingen niet het geval.

Geconcludeerd wordt dat er ruim twee jaar na het aanbrengen van de baggerspecie geen negatieve effecten op het grondwater waarneembaar zijn. Het is echter niet uitgesloten dat het percolaat dat vanuit de baggerspecie in de bodem dringt, het grondwater nog niet heeft bereikt. Een meer langdurige monitoring is vereist om uitsluitsel te krijgen over de effecten van baggerspecie op het grondwater.

Tabel 21. Resultaten grondwateronderzoek ophoging A5 2003.

Parameter	Peilbuis 1* Talud O (Z)	Peilbuis 2* Talud O (N)	Peilbuis 100* Ref. talud O (Z)	Peilbuis 101* Ref. talud O (N)
Grondwater (m -mv)	172	178	140	232
pH	6,9	6,9	7,1	7,0
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	4310	5020	3440	3520
Eh (mV) #	-	-	89	-
Sulfaat (mg SO_4/l)	220	120	200	720
S-totaal (mg S/l)	80	36	60	230
Sulfide-tot. (mg S/l)	0,7	0,4	0,5	0,7
Chloride (mg/l)	405	740	430	560
Fluoride (mg/l)	0,87	0,90	1,4	0,83
DOC (mg/l)	49	57	38	17
Fe tot. (mg/l)	8	65	14	15
Ca (mg/l)	700	700	350	600
Na (mg/l)	380	450	500	170
Arseen ($\mu\text{g}/\text{l}$)	10	49	60	47
Koper ($\mu\text{g}/\text{l}$)	<2	<2,0	<2	<2
Nikkel ($\mu\text{g}/\text{l}$)	<5	<5	25	13
Zink ($\mu\text{g}/\text{l}$)	5	5	18	340

* peilbuizen opnieuw geplaatst in 2003, locatie bij benadering hetzelfde als in 2002

meetwaarden ontbreken door onvoldoende toestroming van grondwater

6.2.6 Resultaten nulonderzoek baggerspecie

De aangebrachte baggerspecie is op 9 augustus 2001 laagsgewijs bemonsterd. Zowel in de kern als in het talud zijn op vijf plaatsen boringen gezet. De overeenkomstige lagen van 0,5 m zijn samengevoegd tot mengmonsters (dus vijf deelmonsters per mengmonster). De afzonderlijke meetwaarden zijn opgenomen in bijlage B. In tabel 22 worden gemiddelden en variatiecoëfficiënten gegeven.

Tabel 22. Nulsituatie ophoging A5: kwaliteit baggerspecie. Gemiddelde en relatieve variatie-coëfficiënt 2).

Parameter	volledige kern (n=7) 1)		talud 0-2 meter (n=4)	
	Gemid.	Variatiec. (%)	Gemid.	Variatiec. (%)
Droge stof (%)	69,6	2,9	73,4	1,4
Gloeiverlies (% van ds)	9,6	10,2	8,5	6,8
Org. stof IB (% van ds)	7,9	9,7	7,1	4,4
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	8.100	10,4	7.100	6,8
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	2.700	-	2.370	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	9.900	11,4	8.000	15,3
<i>Zwaveloxidatie (%) 3)</i>	27,2	7,6	30,4	21,1
Chloride (mg/kg ds)	103	13,2	90	12,4

1) het monster 3,5-4 meter is buiten beschouwing gelaten omdat dit sterk afwijkt. Dit bevat drainzand of iets dergelijks

2) variatie-coëfficiënt = steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

3) % sulfaat-S van totaal-S

Uit tabel 22 blijkt dat de kwaliteit van de specie sinds de AP04 keuring in 2000 weinig is veranderd. De sulfaatuitloging was 6.700 mg/kg ds en die van chloride 118 mg/kg ds. Op basis van deze cijfers is 13% van het chloride uitgelooft en is sulfaat met 20% toegenomen (dit geldt voor de kern van de ophoging). Er moet echter rekening worden gehouden met een verschil in bepalingsmethoden en met de normale spreiding, waardoor het de vraag is of de verschillen significant zijn.

Hoewel de specie in grote lijnen overeenkomt met die op Nauerna zijn er ook verschillen, zie tabel 23. Deze verschillen zijn in de eerste plaats een gevolg van variaties in het uitgangsmateriaal. Daarnaast zal de voorgeschiedenis een rol spelen. Omdat de specie van Nauerna al 1,5 jaar in een dunne laag is toegepast, kan deze verder zijn ontwaterd (droge stof is hoger), meer zijn uitgelooft (chloride en sulfaat zijn lager) en verder zijn geoxideerd (zwaveloxidatie iets hoger) dan de A5 specie, die in de tussentijd op ruggen in een depot heeft gelegen.

Bepaalde verschillen in uitgangskwaliteit blijken niet alleen uit de vergelijking tussen Nauerna en de A5 maar ook binnen de ophoging zijn verschillen, zie tabel 22. De specie in het talud is gemiddeld wat droger en bevat minder organische stof, sulfaat en totaal-zwavel dan de specie in de kern. Ook binnen het hoogteproufien zijn er verschillen: in de kern nemen met de diepte vrijwel alle waarden toe (zie bijlage B). Een toename van vocht en chloride kan verklaard worden uit verdichting van de specie, waardoor vocht is uitgetreden en neerwaarts is gepercoleerd. De andere verschillen wijzen echter op inhomogeniteit binnen de partij specie. Het is daarom zinvol dat de beginsituatie in de ophoging in-situ per laag is vastgesteld en dat niet is uitgegaan van een depotkeuring, die alleen een gemiddelde van de kwaliteit oplevert.

Tabel 23. Vergelijking kwaliteit baggerspecie ophoging A5 en Nauerna. Gemiddelden kern en afdeklag.

Parameter	Ophoging A5	Nauerna
Droge stof (%)	69,6	73,3
Gloeiverlies (% van ds)	9,6	8,3
Org. stof IB (% van ds)	7,9	6,9
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	8.100	6.300
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	9.900	7.500
<i>Zwaveloxidatie (%)</i>	27,2	28,0
Chloride (mg/kg ds)	103	70

6.2.7 Monitoring kwaliteit baggerspecie

De aangebrachte baggerspecie is op 28 oktober en 5 november 2002 laagsgewijs bemonsterd. De monsterneming en analyse zijn op dezelfde wijze als bij het nulonderzoek uitgevoerd, alleen is nu de laag 0-10 cm apart geanalyseerd. De afzonderlijke meetwaarden zijn opgenomen in bijlage B. In tabel 24 worden gemiddelden en variatiecoëfficiënten gegeven. Op identieke wijze als de eerste keer is de baggerspecie op 7 en 8 oktober 2003 opnieuw bemonsterd. De resultaten van deze ronde staan in tabel 25.

Tabel 24. Kwaliteit baggerspecie ophoging A5 na één jaar toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1).

Parameter	Kern (n=8)		talud 0-2 meter (n=4)	
	Gemid.	Variatiec. (%)	Gemid.	Variatiec. (%)
Droge stof (%)	73,8	1,6	72,7	1,7
Gloeiverlies (% van ds)	8,4	9,1	9,2	14,4
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	7.140	7,3	7.300	11,1
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	2.380	-	2.370	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	8.100	11,5	8.450	24,0
Zwaveloxidatie (%) 2)	29,7	9,7	29,5	16,2
Chloride (mg/kg ds)	101	21,0	166	29,1

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

Tabel 25. Kwaliteit baggerspecie ophoging A5 na twee jaar toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1).

Parameter	Kern (n=8)		talud 0-2 meter (n=4)	
	Gemid.	Variatiec. (%)	Gemid.	Variatiec. (%)
Droge stof (%)	74,2	3,4	73,7	4,0
Gloeiverlies (% van ds)	7,2	11,4	9,1	11,4
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	5.470	12,0	6.380	18,3
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.820	-	2.120	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	6.650	6,6	8.250	18,2
Zwaveloxidatie (%) (2)	27,6	17,2	25,8	9,2
Chloride (mg/kg ds)	100	26,9	153	17,0

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

Per parameter volgt een bespreking van het verloop in de tijd. Hierbij wordt primair de specie-kwaliteit na twee jaar toepassing vergeleken met de nulsituatie, indien relevant wordt het verloop per jaar besproken.

- Droge stof: is in de kern ruim 4% (m/m) gestegen, in het talud vrijwel constant (na twee jaar 0,3% hoger). Een toename van de droge stof is mogelijk aangezien de specie nog verder kan draineren en de infiltratie door de verdichting niet erg groot zal zijn. Aan het eind van de meetperiode is de droge stof in kern en talud vrijwel gelijk, de waarde in de kern is 0,5% hoger.
- Gloeiverlies: in de kern ruim 2% (m/m) lager, in het talud 0,6% hoger. Het is niet aannemelijk dat organische stof onder de huidige condities snel afbreekt en de tegengestelde trends van kern en talud onderschrijven dat de oorzaak van de verschillen waarschijnlijk spreiding is.
- Sulfaat: het gehalte in de kern is circa 2500 mg/kg ds gedaald, maar in het talud is het gehalte vrijwel constant (afname 600 mg/kg ds). Gezien het constante chloridegehalte in de kern en het constante sulfaatgehalte in het talud (waar uitloging eerder zal optreden), is er in de kern waarschijnlijk geen sulfaatuitloging opgetreden, althans zeker niet in die mate dat het gemeten verschil hierdoor kan worden verklaard. Gezien de afname van totaal-zwavel en de

zwaveloxidatie die globaal constant blijft, kan het grote verschil evenmin verklaard worden uit vastlegging. Daarom geldt voor de kern evenals voor het talud dat er waarschijnlijk in werkelijkheid geen grote veranderingen hebben plaatsgevonden. Spreiding is waarschijnlijk de belangrijkste oorzaak voor de 'veranderingen' in de kern.

- Totaal-zwavel: dit is in de kern aanzienlijk gedaald en in het talud vrijwel constant gebleven. Gezien het voorgaande, is de afname in de kern een gevolg van spreiding en niet van uitlozing.
- Zwaveloxidatie: in de kern is het percentage oxidatie vrijwel constant, maar in het talud is de waarde afgenomen. Bij een constant gehalte aan totaal-zwavel kan dit duiden op sulfaat-reductie, maar de verschillen kunnen ook verklaard worden uit de relatief grote spreiding.
- Chloride: het chloridegehalte in de kern is constant gebleven, er is dus weinig infiltratie opgetreden. In het talud is chloride een factor 1,7 toegenomen als gevolg van inspoeling vanuit bovenliggende lagen. De mate van infiltratie wordt verder besproken aan de hand van het verloop van de gehalten per laag.

In figuur 16 zijn de chloridegehalten per laag weergegeven. Het meest opvallend is in 2002 de toename van chloride in het talud, met name in de eerste 0,5 meter is het gehalte ruim verdubbeld. De oorzaak hiervan is waarschijnlijk 'inlozing' van chloride, afkomstig vanuit de bovenliggende grond. Uit het verloop is duidelijk dat dit percolaat in elk geval in de bovenste 0,5 meter van de baggerspecie is doorgedrongen en wellicht nog wat dieper (eerste meter). De hoeveelheid percolaat kan niet direct worden afgeleid uit de toename van chloride. Gezien de zeer goede wateroplosbaarheid van chloride en de absoluut gezien geringe toename hoeft het volume percolaat niet groot te zijn. De 'inlozing' in de kern wordt pas in 2003 waargenomen. Deze vertraging ten opzichte van het talud kan het gevolg zijn van een dikkere laag bovenliggend materiaal (op de kern heeft een laag zand als overhoogte gelegen) en/of een betere verdichting.

In zowel het talud als in de kern is het chloridegehalte in de onderste 0,5 meter verhoogd. Dit is geen gevolg van infiltratie, maar van drainage van poriewater van de baggerspecie zelf. Uit de droge stof bepalingen volgt dat het vochtgehalte bij aanvang onderin 3% (m/m) hoger is dan in de toplaag. Het chloride is waarschijnlijk volledig in opgeloste vorm aanwezig in het poriewater. In 2003 is het vochtgehalte onderin de kern niet meer verhoogd, in het talud nog wel. Dit weer spiegelt zich in verhoogde chloridegehalten onderin het talud, terwijl het chloridegehalte in de kern een vlakker verloop heeft.

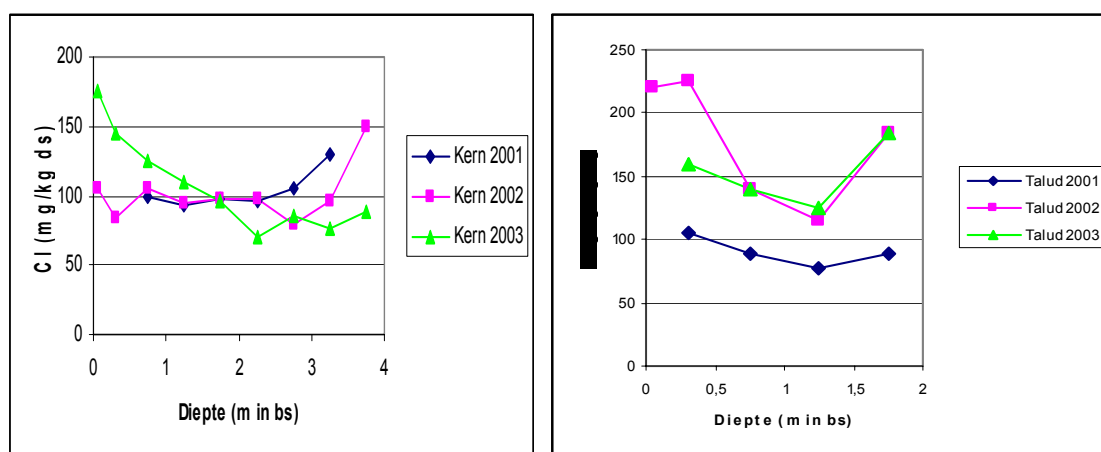


Fig. 16. Verloop chloridegehalte in de kern (links) en in het talud (rechts) van de ophoging in de A5 bij Badhoevedorp. Gehalte (mg/kg ds) per laag van 0,5 m (in 2002 ook bovenste 0,1 m), ten opzichte van de bovenzijde van de ophoging met baggerspecie (excl. bovenliggend zand).

Het verloop van sulfaat in het talud is uitgezet in figuur 17. In 2002 is meteen na aanleg bemonsterd, zodat er geen sprake kan zijn van beïnvloeding door uitloging of omzettingen. Na verloop van tijd is er een effect van infiltratie zichtbaar, het sulfaatgehalte in de bovenste 0,5 m is ruim 1000 -3000 mg/kg lager dan in de volgende lagen. Volgens verwachting is het beeld in 2003 dat het uitgespoelde sulfaat zich ophoopt in de onderliggende laag. Het kan niet doorstromen omdat de oplosbaarheid beperkend is. Voorlopig slaat het dus neer als gips, op langere termijn kan het opnieuw in oplossing gaan. De afname onderin (in 2003) kan wijzen op uitloging maar ook op vastlegging. Daarnaast zal spreiding een rol spelen.

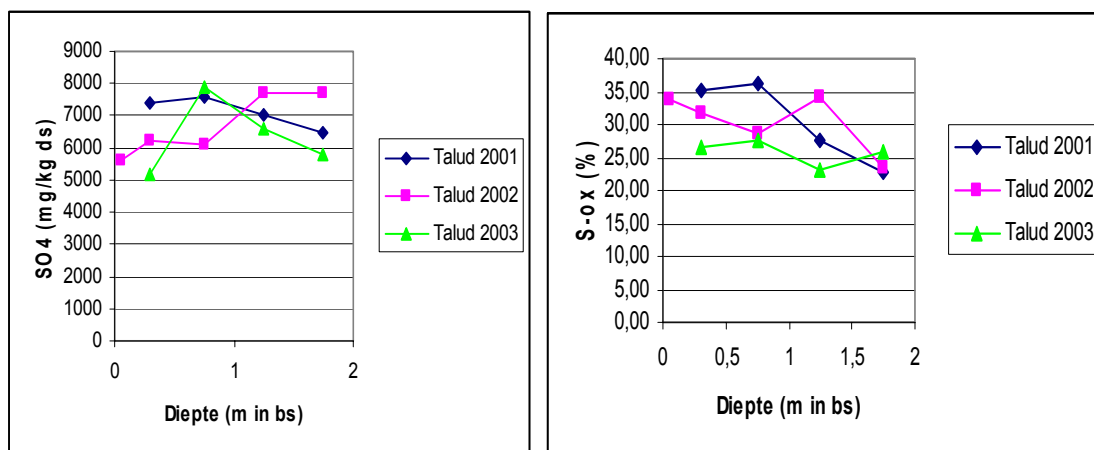


Fig. 17. Verloop sulfaatgehalte (links) en zwaveloxidatie (rechts) in het talud van de ophoging in de A5 bij Badhoevedorp. Gehalte (mg/kg ds) per laag van 0,5 m (in 2002 ook bovenste 0,1 m), ten opzichte van de bovenzijde van de ophoging met baggerspecie (excl. bovenliggend zand). Zwaveloxidatie is sulfaat-S als percentage van totaal-S.

De zwaveloxidatie (zie figuur 17) tendeert onderin de ophoging naar lagere waarden dan bovenin, hetgeen wijst op vastlegging. De afname van de zwaveloxidatie bovenin de ophoging, in combinatie met de afname van sulfaat en totaal-zwavel, betekent dat de eventuele nieuwvorming van sulfaat in elk geval trager verloopt dan de uitspoeling.

6.2.8 Oppervlaktewater

In 2002 is voor de eerste keer ook een analyse uitgevoerd van het water uit de sloot die het dichtst bij de ophoging is gelegen. Er zijn drie deelmonsters genomen, die zijn samengesteld tot een mengmonster. Deze monsterneming is herhaald in 2003. De analyseresultaten zijn vermeld in tabel 26. Hieruit blijkt dat, evenals in het grondwater, de zoutconcentraties relatief hoog zijn. De brakke/zoute oorsprong van de bodem zal hiervoor verantwoordelijk zijn. De MTR voor sulfaat wordt overschreden, maar dit is inherent aan water met een licht brak karakter. De concentraties zijn in 2003 lager dan in 2002, zodat er geen aanwijzingen zijn dat emissies vanuit de baggerspecie in een verslechtering van de kwaliteit resulteren.

Tabel 26. Kwaliteit oppervlaktewater (sloot) nabij ophoging.

Parameter	28 okt. 2002	8 okt. 2003	MTR oppervlaktewater
Sulfaat (mg/l)	390	290	100
Fluoride (mg/l)	0,47	0,51	1,5
Calcium (mg/l)	200	130	-
Natrium (mg/l)	190	60	-
Zwavel (mg/l)	140	95	-

6.2.9 Conclusies

De nulsituatie van het drainzand, de toplaag van de bodem, het grondwater en de baggerspecie in de ophoging is vastgesteld. De bodem bevat normale tot licht verhoogde gehalten aan sulfaat, het grondwater bevat verhoogde sulfaatconcentraties en is (licht) brak van karakter. Voor fluoride geldt ook dat de achtergrondconcentratie licht verhoogd is ten opzichte van de streefwaarde.

De specie die in Nauerna is toegepast als afdeklaag komt in grote lijnen overeen met de specie die in de A5 is gebruikt. Dit betekent dat er een vergelijking mogelijk is tussen de ontwikkeling van de kwaliteit in een open, dunne afdeklaag en een afgeschermd toepassing in een dikke ophooglaag.

Uit de monitoring van de baggerspecie blijkt dat er in het talud vanaf 2002 infiltratie waarneembaar is, in de kern is dit eerst in 2003 waargenomen. Er zijn aanwijzingen voor sulfaatreductie, maar dit proces verloopt langzaam. De interpretatie wordt bemoeilijkt, omdat de spreiding in totaal-S en sulfaatgehalten aanzienlijk is. Op basis van een toename van chloride en een afname van sulfaat is percolaat doorgedrongen tot een diepte van minimaal 0,5 m. Uit het grondwateronderzoek komt naar voren dat de condities onder de ophoging meer gereduceerd raken, maar er is geen sprake van systematische verschillen tussen het grondwater onder en buiten het proefvak. Het is echter niet uitgesloten dat het percolaat dat vanuit de baggerspecie in de bodem dringt, het grondwater nog niet heeft bereikt. Een meer langdurige monitoring is vereist om uitsluitel te krijgen over de effecten van baggerspecie op het grondwater.

6.3 Ophoging A50 Veghel

6.3.1 Herkomst en toepassing

Bij de aanleg van een ophoging voor een nieuwe op- en afrit in de A50 bij Veghel is in een deeltraject van 65 meter als proef gerijpte baggerspecie toegepast. De specie is afkomstig uit de rivier de Donge nabij Geertruidenberg. Het materiaal is in een depot grenzend aan het industrieterrein Dombosch gerijpt. Omdat de specie nog te nat bleek, is de partij in een weiland naast de ophoging verder ontwaterd. Dit heeft circa één jaar geduurd. In 2000 en augustus 2001 zijn AP04 keuringen uitgevoerd. In september 2001 is circa 5.000 ton materiaal aangebracht als een ophooglaag van maximaal 3 meter dik (droge dichtheid in-situ gemiddeld 1130 kg/m³). In bijlage C zijn tekeningen opgenomen van de ophoging.

6.3.2 Historische gegevens

De resultaten van de AP04 keuringen zijn opgenomen in tabel 27. Er is een discrepantie tussen de lutumbepalingen van DWW en Iwaco, vermoedelijk is de laatste waarde een uitschieter. De specie overschrijdt de categorie 1 waarde voor sulfaat in lichte mate. De sulfaatuitloging lijkt in de loop van de tijd af te nemen als gevolg van uitloging in het depot.

Tabel 27. Samenstelling en uitloging baggerspecie ophoging A50. Uitloging is vracht kolomproef L/S 10 [23].

Parameter	Samenstelling 02/2001 DWW 1)	Uitloging 2000 Alcontrol	Samenstelling aug. 2001 Iwaco	Uitloging aug. 2001 Iwaco
Droge stof (% w/w)	-	-	51,5 2)	-
Gloeiverlies (% w/w)	12,3	-	11,8 3)	-
Lutum (% w/w)	14,0	-	29,0	-
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	-	1850	-	1.210
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	-	-	-	-
Fluoride (mg/kg ds)	-	-	-	2,2
Chloride (mg/kg ds)	-	-	-	26

1) gemiddelde van 43-45 bepalingen in 13 boringen

2) grote verschillen tussen de twee mengmonsters: 62,0 en 40,9 % (m/m)

3) grote verschillen tussen de twee mengmonsters: 8,5 en 15% (m/m)

6.3.3 Resultaten onderzoek bodem

De bodem onder het proefvak is bemonsterd op 20 september 2000. Verspreid over de locatie zijn op 8 punten boringen geplaatst tot 1 meter – mv. Er zijn mengmonsters samengesteld per 0,5 meter en per 4 deelmonsters. De analyseresultaten zijn vermeld in tabel 28. Hieruit blijkt dat de ondergrond van de ophoging zandig is.

De zuidzijde bevat wat meer lutum en organische stof dan de noordzijde en de tweede 0,5 meter is zandiger dan de toplaag. De grond bevat weinig sulfaat en de gehalten aan metalen voldoen aan de achtergrondwaarden.

Het percentage sulfaat-zwavel is met name in de bovenste 0,5 laag zeer laag. De aanwezige zwavel zal bijvoorbeeld in organische stof zijn gebonden.

Tabel 28. Uitgangssituatie ophoging A50 september 2000: bodemkwaliteit. A-monster is N helft proefvak, B-monster is Z helft.

Parameter	Bodem sept. 2000 laagdiepte in m – oorspronkelijk maaiveld			
	0-0,5 m A	0-0,5 m B	0,5-1 m A	0,5-1 m B
droge stof (%)	82,9	84,1	83,5	84,2
gloeiverlies (% van ds)	2,1	5,0	2,0	<1
org. stof IB (% van ds)	1,2	4,1	0,3	0,3
Lutum (% van ds)	2,1	5,0	<1	1,5
Fr. <16 µm (% van ds)	2,8	6,8	<1	1,8
Chloride (mg/kg ds)	<25	<25	<25	<25
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	15	24	14	71
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	5	8	4,7	24
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	90	320	<30	70
Zwaveloxidatie (%)	5,6	3,5	>15,6	33,8
Arseen (mg/kg ds)	<5	<5	<5	<5
Cadmium (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chroom (mg/kg ds)	4,5	8	3,5	3,0
Koper (mg/kg ds)	1,0	10	1,0	0,5
Kwik (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lood (mg/kg ds)	3,5	18	1,0	1,5
Nikkel (mg/kg ds)	1,0	1,5	2,0	1,0
Zink (mg/kg ds)	3,5	27	3,0	2,5

De monsterneming is herhaald op 1 oktober 2003. Hierbij is de grond onder de kern en het talud apart bemonsterd. De gehalten van de beide locaties verschillen weinig en zijn daarom gemiddeld weergegeven in tabel 29. De afzonderlijke waarden staan in bijlage C. Uit tabel 29 blijkt dat de sulfaatgehalten in de bodem duidelijk zijn toegenomen, er is dus uitloging vanuit de baggerspecie opgetreden. Op basis van de beschikbare gegevens kan geen zwavelreductie in de bodem worden aangetoond. Gezien de grote spreiding in totaal-zwavelgehalten in de beginsituatie is sulfaatreductie echter niet uitgesloten.

Tabel 29. Bodemkwaliteit ophoging A50: nulsituatie en na twee jaar toepassing.

Parameter	Bodem sept. 2000		Bodem okt. 2003	
	0-0,5 m 1)	0,5-1,0 m	0-0,2	0,2-1,0
droge stof (%)	83,5	83,9	84,2	84,4
gloeiverlies (% van ds)	3,6	<1,5	<1,7	<1
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	20	44	245	170
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	7	15	82	57
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	205	<50	255	100
Zwaveloxidatie (%)	3,4	>30	32,2	56,6

1) laagdiepte in m – oorspronkelijk maaiveld

6.3.4 Resultaten nulonderzoek grondwater

De eerste monsterneming van het grondwater is uitgevoerd in juni 2002. Hierbij bleek de referentiepeilbuis verdwenen te zijn. Deze is opnieuw geplaatst en bemonsterd in augustus 2002. De resultaten zijn samengevat in tabel 30.

Ten opzichte van achtergrondwaarden voor ondiep grondwater zijn chloride en fluoride in geen enkel monster verhoogd. Chroom en nikkel zijn alleen in het referentiemonster licht verhoogd. Uitgaande van een achtergrondwaarde voor sulfaat van 150 mg/l, is de concentratie in de meeste monsters licht verhoogd. De hoogste waarde wordt gemeten in de referentie (270 mg/l).

Ondanks dat het grondwater door omstandigheden pas circa een jaar na het aanbrengen van de specie is bemonsterd, is nog wel een goed beeld van de nulsituatie verkregen. Hiervoor zijn de volgende argumenten:

- Percolerend regenwater kan zich niet sneller dan circa 1 meter per jaar neerwaarts verplaatsen, het grondwater bevindt zich meestal op een diepte van >1 m – maaiveld.
- Ten opzichte van de referentie is sulfaat in geen enkele peilbuis verhoogd, terwijl sulfaat de component is die in de grootste hoeveelheden uit baggerspecie kan uitloggen.
- Gezien de uitgevoerde narijping in een dunne laag en de effecten daarvan op de sulfaatconcentratie in de specie (zie volgende) zou met name de sulfaatconcentratie in peilbuis 40 verhoogd kunnen zijn. Dit is echter niet het geval.
- Uit de grondanalyses die zijn uitgevoerd voordat de baggerspecie is aangebracht worden poriewaterconcentraties berekend van 71 – 378 mg SO₄/l. Dit poriewater zou normaliter neerwaarts percoleren en overgaan in grondwater. De concentratie-range van het poriewater is breder dan de range van het grondwater maar dit is wel een extra aanwijzing dat de gemeten grondwaterconcentraties als achtergrondwaarden beschouwd mogen worden.

Tabel 30. Nulsituatie grondwater ophoging A50.

Parameter	Peilbuis 30 (talud ophoging)	Peilbuis 40 (narijplings- veld)	Peilbuis 200 (talud ophoging)	Peilbuis 1000 (nabij sloot)	Peilbuis 5000 (referentie)
Filterdiepte (cm –mv)	100-200	50-150	80-180	80-180	90-190
Grondwater (cm –mv)	163	176	121	108	100
pH	6,8	6,9	6,8	6,9	7,0
E.C. (µS/cm)	847	633	737	876	1091
Eh (mV)	22	4	85	94	-
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	170	130	230	150	270
S-totaal (mg S/l)	65	48	80	35	120
Sulfide-tot. (mg S/l)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Chloride (mg/l)	43	48	14	35	12
Fluoride (mg/l)	0,20	0,29	0,25	0,26	0,12
DOC (mg C/l)	24	12	15	16	26
Fe tot. (mg/l)	0,75	0,65	0,25	0,26	0,8
Fe (II) (mg/l)	0,7	0,5	0,2	0,2	0,3
Ca (mg/l)	110	55	110	85	-
Na (mg/l)	42	80	35	41	17
Arseen (µg/l)	1,0	2,5	1,0	1,0	7,5
Chroom (µg/l)	<2	<2	<2	<2	5,0
Koper (µg/l)	<5	3,0	10	8	20
Nikkel (µg/l)	6	5	12	10	19
Zink (µg/l)	3,0	9	11	<2	32

6.3.5 Grondwatermonitoring

De geplaatste peilbuizen bleken in 2003 te zijn verdwenen door werkzaamheden en/of vandalisme. Ze zijn op dezelfde locaties opnieuw geplaatst en ruim één week later bemonsterd op 9 oktober 2003. De resultaten zijn weergegeven in tabel 31. Hieruit blijkt dat de concentraties in de peilbuizen die in het talud van de ophoging staan (nummers 30 en 200) weinig zijn veranderd. Sulfaat is in peilbuis 30 gedaald en in peilbuis 200 gestegen. Fluoride is in beide peilbuizen licht gedaald. In de op grotere afstanden gelegen peilbuizen 40 en 1000 zijn de sulfaatconcentraties fors gestegen, in peilbuis 40 is de chlorideconcentratie zeer sterk toegenomen. Gezien de afstand en het feit dat de baggerspecie nauwelijks chloride bevat, is een relatie met de toegepaste baggerspecie zeer onwaarschijnlijk. Bekend is dat nabij peilbuis 40 veen is gestort, mogelijk heeft dit de grondwaterkwaliteit beïnvloed. In alle peilbuizen is de sulfideconcentratie toegenomen, de maximale toename is gemeten in de referentie, zodat een relatie met de toegepaste baggerspecie ontbreekt. Gezien de resultaten van de peilbuizen in het talud van de ophoging wordt geconcludeerd dat de baggerspecie (tot nu toe) geen invloed heeft op de grondwaterkwaliteit.

Tabel 31. Monitoring grondwater ophoging A50, twee jaar na aanbrengen baggerspecie.

Parameter	Peilbuis 30* (talud ophoging)	Peilbuis 40* (narijpsveld)	Peilbuis 200* (talud ophoging)	Peilbuis 1000* (nabij sloot)	Peilbuis 5000* (referentie)
Filterdiepte (cm –mv)	150-250	90-190	80-180	80-180	120-220
Grondwater (cm –mv)	158	77	110	132	123
pH	6,6	6,3	6,4	6,5	6,5
E.C. (µS/cm)	777	3650	1599	1605	859
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	120	490	270	460	150
S-totaal (mg S/l)	47	180	95	160	55
Sulfide-tot. (mg S/l)	0,5	0,8	0,4	0,5	1,1
Chloride (mg/l)	39	700	39	59	11
Fluoride (mg/l)	0,19	0,26	0,18	0,20	0,19
DOC (mg C/l)	20	64	14	26	21
Fe tot. (mg/l)	0,48	0,70	0,24	0,03	0,17
Ca (mg/l)	90	350	150	210	160
Na (mg/l)	27	190	34	70	13
Arseen (µg/l)	2,5	2,5	1,5	2,5	4,0
Koper (µg/l)	6	12	8	10	8
Nikkel (µg/l)	11	10	10	20	13
Zink (µg/l)	7	32	10	14	16

* peilbuizen zijn opnieuw geplaatst op vrijwel identieke locaties als bij eerste onderzoek

6.3.6 Resultaten nulonderzoek baggerspecie

De aangebrachte baggerspecie is op 3 oktober 2001 laagsgewijs bemonsterd. Zowel in de kern als in het talud zijn op vijf plaatsen boringen gezet. De overeenkomstige lagen van 0,5 m zijn samengevoegd tot mengmonsters (dus 5 deelmonsters per mengmonster). De afzonderlijke meetwaarden zijn opgenomen in bijlage C. In tabel 32 worden gemiddelden en variatiecoëfficiënten gegeven.

Tabel 32. Uitgangssituatie ophoging A50: kwaliteit baggerspecie. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt.

Parameter	kern 0-3 m (n=6)		talud 0-1,5 m (n=3)	
	Gemiddelde	Variatiec. 1) %)	Gemiddelde	Variatiec. 1) %)
Droge stof (% w/w)	70,9	1,2	70,2	0,7
Gloeiverlies (% van ds)	10,5	5,2	10,3	5,6
Org. Stof IB (% van ds)	8,2	5,5	8,0	3,3
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	830	14,0	790	6,4
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	280	-	260	-
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	1.800	6,4	2.000	5,7
S-oxidatie (%) 2)	15,2	16,4	12,9	3,7
Chloride (mg/kg ds)	<26	-	<25	-

1) Variatiecoëfficiënt = steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) Percentage sulfaat-S van totaal-S

Uit tabel 32 blijkt dat er weinig verschillen zijn tussen de lagen en tussen de kern en het talud. De ophoging is daarom grosso modo als een homogeen pakket te beschouwen. Er zijn geen duidelijke trends over de hoogte van het pakket waarneembaar. Chloride is niet of nauwelijks detecteerbaar en is daarom geen geschikte parameter voor de evaluatie van de uitloging.

De resultaten laten zien dat de kwaliteit van de specie in vergelijking met eerdere keuringen is veranderd. Het gloeiverlies is in 1,5 jaar gedaald van 14% naar 10,5% en de sulfaatuitloging van 1850 mg/kg ds naar 830 mg/kg ds (kern). Tijdens de narijping op het weiland nabij de ophoging is vermoedelijk ca. 400 mg/kg ds aan sulfaat uitgespoeld. Mogelijk verklaart deze uitspoeling het lage oxidatiepercentage van de specie (16,4%). Dit betekent dan dat er wel uitspoeling optreedt, maar geen verdere oxidatie van het resterende zwavel. Als dit het geval is, was het oxidatiepercentage bij aanvang 29%. Het begingehalte aan totaal-zwavel is niet bekend, zodat het verloop van de oxidatie niet met zekerheid is te reconstrueren.

Gezien de afname van sulfaat is de baggerspecie inmiddels een categorie 1 materiaal en is toepassing binnen de vigerende regels mogelijk. Uit oogpunt van kennisontwikkeling is het echter wel nuttig om de condities en processen in de ophoging nader te onderzoeken.

6.3.7 Monitoring kwaliteit baggerspecie

De monsterneming is na een eerdere mislukte poging uitgevoerd op 27 januari 2003. De lagen zand/grond die inmiddels bovenop de baggerspecie waren aangebracht bleken bij de eerste poging dermate nat dat de boorgaten volliepen. Bij de tweede monsterneming is steeds gewerkt met mantelbuizen. Desondanks was een goede monsterneming van het talud ook bij de tweede bemonstering niet mogelijk (in het talud is de laag afdekgrond veel dikker dan in de kern en was de toestroming van water zodanig dat vermenging van materiaal onvermijdbaar was). Omdat het talud in Veghel erg steil is, bevat het relatief weinig baggerspecie en zullen de verschillen in condities tussen kern en talud beperkt zijn. Daarom is het ontbreken van taludmonsters geen belangrijke omissie. De ophoping van water bovenop de baggerspecie illustreert de slechte doorlatendheid van dit materiaal.

Tabel 33. Kwaliteit baggerspecie A50 Veghel één jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1).

Parameter	kern 0-3 m (n=6)	
	Gemiddelde	Variatiec. 1) (%)
Droge stof (% w/w)	70,5	2,0
Gloeiverlies (% van ds)	10,5	8,6
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	510	19,0
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	170	-
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	1730	6,6
S-oxidatie (%) 2)	10,0	21,1
Chloride (mg/kg ds)	<25,4	-

1) Variatiecoëfficiënt = steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) Percentage sulfaat-S van totaal-S

Ten opzichte van de nulsituatie zijn het droge stofgehalte, gloeiverlies en chloridegehalte niet of nauwelijks veranderd. Het sulfaatgehalte is met bijna 40% gedaald en de zwaveloxidatie is gedaald van ruim 15% naar 10%. Het totaal-zwavelgehalte is gemiddeld gezien licht afgenomen, maar minder sterk dan sulfaat. Op basis van het interval gemiddelde +/- standaardafwijking zijn de verschillen in sulfaatgehalte significant, maar die in totaal-zwavel niet.

Het vochtgehalte onderin de specie is licht toegenomen (1-2%), middenin is het constant en bovenin is het ook licht toegenomen ten opzichte van 2001.

Op 30 september en 1 oktober 2003 is de baggerspecie opnieuw bemonsterd. De resultaten van deze ronde zijn samengevat in tabel 34. Monsterneming op het talud bleek praktisch gezien niet mogelijk, wel zijn monsters genomen op het punt waar het talud juist begint.

Tabel 34. Kwaliteit baggerspecie A50 Veghel twee jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1).

Parameter	Kern 0-3,4 m (n=8)		Rand talud 0-3 (n=6)	
	Gemiddelde	Variatiec. 1) (%)	Gemiddelde	Variatiec. 1) (%)
Droge stof (% w/w)	71,3	4,5	71,5	2,7
Gloeiverlies (% van ds)	10,3	20,4	9,9	10,4
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	630	12,3	530	31,1
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	280	-	177	-
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	1.500	17,3	1.400	12,0
S-oxidatie (%) 2)	14,2	14,2	12,5	16,1

1) Variatiecoëfficiënt = steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) Percentage sulfaat-S van totaal-S

In vergelijking met 2002 is het gemiddelde vochtgehalte in de kern met bijna 1% gedaald. Het gloeiverlies is vrijwel gelijk gebleven, het sulfaatgehalte is met 24% gestegen en het totaal-S gehalte met 13% gedaald. De verschillen in sulfaat en totaal-S zijn op basis van het interval +/- standaardafwijking niet significant. Een toename van sulfaat is in theorie mogelijk als (her)oxidatie optreedt. Dit zou kunnen samenhangen met de zeer droge, warme zomer.

Voor het talud geldt dat ten opzichte van 2001 het sulfaatgehalte met 33% is gedaald. De monsterlocaties zijn, zoals eerder opgemerkt, niet gelijk.

Het verloop van sulfaat en de zwaveloxidatie (zie figuur 18) ondersteunt de indruk dat in 2002 sulfaatreductie is opgetreden. Overall in de ophoging zijn zowel sulfaat als de waarde van de zwaveloxidatie duidelijk afgenomen. Zeker als de waarde nabij 1,5 m van het jaar 2001 als een uitschieter wordt beschouwd, is de sulfaatreductie in het midden van de ophoging het grootst. Onderin zal dit proces niet langzamer gaan, maar zal er ook een effect zijn van een extra toevoer van sulfaat als gevolg van drainage van de specie.

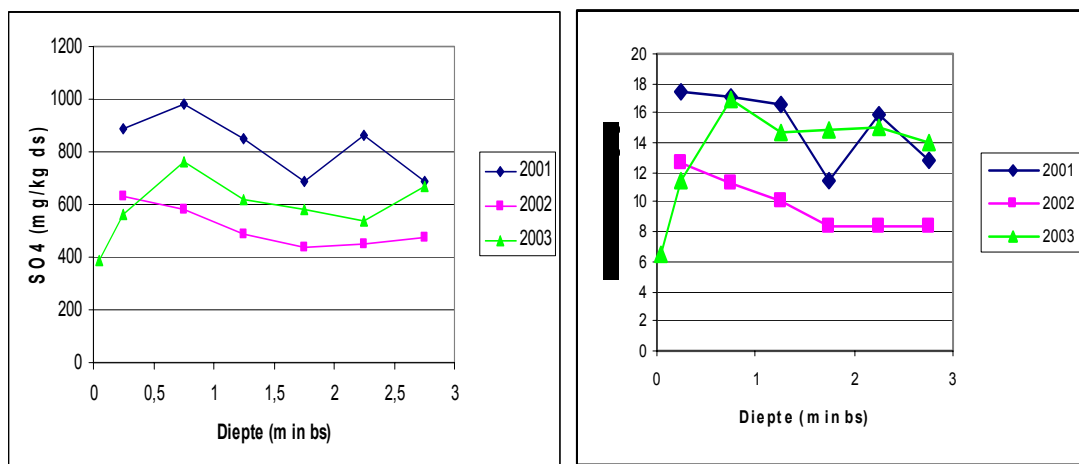


Fig. 18. Verloop sulfaatgehalte (links) en zwaveloxidatie (% SO₄-S van totaal-S, rechts) in de kern van de ophoging te Veghel als functie van de diepte (t.o.v. de bovenzijde van de specielaag).

Uit de resultaten van 2003 blijkt dat bovenin de ophoging uitloging van sulfaat is opgetreden. Het gehalte in de bovenste 10 cm is duidelijk verlaagd. Omdat deze afname gepaard gaat met een sterke daling van de zwaveloxidatie, treedt er weinig of geen nieuwvorming van sulfaat op.

Figuur 18 suggereert dat de zwaveloxidatie in 2003 op het beginniveau is teruggekeerd. Dit beeld is een gevolg van relatief lage waarden van totaal-S in 2003. Als wordt uitgegaan van de waarden in 2002, wordt de gemiddelde zwaveloxidatie 12% en is daarmee lager dan de uitgangswaarde. Het is op basis van het sulfaatgehalte onmogelijk dat het totaal-zwavelgehalte in één jaar zo sterk is gedaald, immers sulfaat is de enige mobiele verbinding en die is in vergelijking met 2002 niet afgenomen. Daarom zijn de verschillen in totaal-S primair het gevolg van spreiding.

6.3.8 Conclusies en discussie

De nulsituatie van de onderliggende bodem, het grondwater en de baggerspecie is vastgesteld. De bodem is zandig en bevat weinig sulfaat, er is geen sprake van een verhoogde achtergrondconcentratie. De baggerspecie bevat ook in verhouding tot de gemiddelde specie-kwaliteit weinig sulfaat (ruim 800 mg/kg ds). Door langdurige narijping in een dunne laag is waarschijnlijk sulfaat uitgespoeld. Deze uitspoeling heeft deels plaatsgevonden op het terrein naast de ophoging. Uit het nulonderzoek blijkt echter nog geen effect op de sulfaatconcentratie in het grondwater. Wellicht bevindt het uitgeloopte sulfaat zich nog in de onverzadigde zone van de bodem. De achtergrondconcentratie van sulfaat op de onderzoekslocatie ligt in de range van 130-270 mg/l (de hoogste waarde is gemeten in de referentiepeilbuis).

Door de uitspoeling tijdens de narijping voldoet de specie wellicht al aan de categorie 1 eis (Dit volgt uit de samenstellingsanalyse. Formeel moet een kolomproef worden uitgevoerd). Uit oogpunt van kennisontwikkeling is het echter nuttig om de condities en processen in de ophoging nader te onderzoeken.

Bij de tweede monsterneming bleek de slechte doorlatendheid van de baggerspecie in de praktijk uit de aanwezigheid van waterverzadigd zand bovenop de specie.

In een jaar tijd is het sulfaatgehalte met bijna 40% gedaald en de zwaveloxidatie is gedaald van ruim 15% naar 10% van totaal-S. Gezien de gemiddeld gezien geringere afname van totaal-S (in een aantal lagen is totaal-S zelfs constant gebleven bij een afname van sulfaat), is de afname van sulfaat voor het grootste deel een gevolg van sulfaatreductie. Dit relatief grote effect moet afgezet worden tegen het relatief lage sulfaatgehalte van de baggerspecie, met andere woorden, de verhouding van reducerend vermogen (in de vorm van organische stof) tot sulfaat is hoog. Bij

de derde monsterneming lijkt het effect van sulfaatreductie weer deels ongedaan gemaakt. Het verschil valt echter binnen het spreidingsinterval. Bovenin de ophoging is uitspoeling van sulfaat opgetreden, nieuwvorming van sulfaat is niet of nauwelijks opgetreden. Uit analyse van de bodem onder de ophoging blijkt ook dat uitspoeling van sulfaat aantoonbaar is. De grondwaterkwaliteit in het talud van de ophoging is (nog) niet beïnvloed. Monitoring op langere termijn moet uitwijzen of dit zo blijft.

6.4 Ophoging Enkhuizen

6.4.1 *Herkomst en toepassing*

In het recreatiegebied Buurtbos is baggerspecie gebruikt voor de aanleg van een ophoging. De specie is afkomstig uit wateren in de gemeente Enkhuizen. De specie is gerijpt en daarna op een hoop gezet. In 2000 is een AP04 keuring uitgevoerd. Eind oktober/begin november 2001 is circa 4000 m³ specie verwerkt in de ophoging. Hierbij is de ophoging in de lengterichting verdeeld in vier proefvakken van ongeveer gelijke afmetingen (zie bijlage D voor details):

- Referentie: baggerspecie als zodanig.
- Baggerspecie gemengd met 5% (ds) compost.
- Onderste laag baggerspecie van 1 meter dik gemengd met 10% (ds) compost. Daarboven baggerspecie als zodanig.
- Onderste laag baggerspecie van 1 meter dik gemengd met 5% (ds) bermmaaisel. Daarboven baggerspecie als zodanig.

De additie van organische stof zal de sulfaatreductie bevorderen. De onderhavige specie bevat relatief weinig organische stof. Sulfaat dat in de bovenlaag uitloopt kan in de onderste lagen, die zijn verrijkt met organische stof, worden ingevangen.

6.4.2 *Historische gegevens*

De partij bestaat uit twee deelpartijen met verschillende karakteristieken. Eén deelpartij van 2.500 m³ is zandig, één deelpartij van 1.500 m³ bestaat uit matig zandige tot siltige specie.

De resultaten van de AP04 keuringen zijn opgenomen in tabel 35. Beide partijen specie overschrijden de categorie 1 eis voor sulfaat in sterke mate. De fluoride-emissie van partij 1 is zodanig dat categorie 1 toepassing is beperkt tot een hoogte van 1 meter. De fluoride-emissie van partij 2 is niet bepaald.

Tabel 35. Samenstelling en uitloging baggerspecie Enkhuizen. Uitloging is vracht kolomproef L/S 10 [24, 25].

Parameter	Zandige specie (proefvak 1,2). Keuring mei 2000		Matig zandige specie (proefvak 3,4). Keuring oktober 2001	
	Samenstelling	Uitloging	Samenstelling	Uitloging
Droge stof (%)	-	-	50,8	-
Gloeiverlies (% van ds)	3,0	-	11,4	-
Lutum (% van ds)	7,0	-	18	-
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	-	4850	-	3.700
Totaal-zwavel (mg S/kg ds)	-	-	-	-
Fluoride (mg/kg ds)	-	6,8	-	-
Chloride (mg/kg ds)	-	<100	-	-

6.4.3 *Resultaten onderzoek bodem*

De bodem onder het proefvak is bemonsterd op 19/20 november 2001. Verspreid over de locatie zijn op 8 punten boringen geplaatst tot 1 meter –mv. Er zijn mengmonsters samengesteld per 0,5 meter en per 4 deelmonsters. De analyseresultaten zijn vermeld in tabel 36. De ondergrond van de ophoging bestaat uit klei. Het sulfaatgehalte is relatief hoog, maar dit geldt voor de oostelijke

helpt in mindere mate. Ook op deze locatie bestaat het grootste deel van de zwavel niet uit sulfaat, dit is minder dan 20%. De gehalten aan metalen voldoen aan de achtergrondwaarden.

Tabel 36. Uitgangssituatie ophoging Enkhuizen november 2001: bodemkwaliteit. A-monster is proefvak 1+2, B-monster is proefvak 3+4.

Parameter	bodem nov. 2001 laagdiepte in m – oorspronkelijk maaiveld			
	0-0,5 m A	0-0,5 m B	0,5-1 m A	0,5-1 m B
droge stof (%)	77,5	73,3	75,6	74,4
gloeiverlies (% van ds)	6	9	3	3
org. stof IB (% van ds)	3,1	4,7	1,4	0,9
Lutum (% van ds)	36	34	16	24
Fr. <16 µm (% van ds)	49	46	22	33
Chloride (mg/kg ds)	36	44	34	<25
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	620	330	550	220
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	210	110	180	73
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	1.100	1.700	1.400	1.100
Zwaveloxidatie (%)	18,8	6,5	13,1	6,7
Arseen (mg/kg ds)	<5	8	<5	<5
Cadmium (mg/kg ds)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chroom (mg/kg ds)	16	25	14	17
Koper (mg/kg ds)	11	18	5	5,0
Kwik (mg/kg ds)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lood (mg/kg ds)	26	42	9	9
Nikkel (mg/kg ds)	14	20	10	14
Zink (mg/kg ds)	45	75	30	35

Op 15 en 20 oktober 2003 is de bodem opnieuw bemonsterd door de boringen in de baggerspecie voort te zetten in de ondergrond. Hierbij zijn de lagen 0-20 en 20-80 cm onderscheiden, evenals het talud en de kern van ieder proefvak. De resultaten van dit onderzoek staan in tabel 37. De gehalten zijn hierbij teruggerekend naar de laag van 1 meter dik. De afzonderlijke meetwaarden staan in bijlage D.

Tabel 37. Resultaten bodemonderzoek Enkhuizen oktober 2003. Laag 0-1 meter.

Parameter	Bodem onder kern proefvak			
	1	2	3	4
droge stof (%)	76,5	77,4	57,3	74,8
gloeiverlies (% van ds)	2,7	3,9	27,8*	3,2
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	370	280	240	354
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	123	93	80	118
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	430	320	1900	540
Zwaveloxidatie (%)	28,8	29,0	4,2	21,8
Parameter	Bodem onder talud proefvak			
	1	2	3	4
droge stof (%)	78,7	78,7	72,2	70,3
gloeiverlies (% van ds)	3,4	3,3	6,2	6,4
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	520	650	140	280
<i>Sulfaat-S (mg S/kg ds)</i>	176	216	47	93
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	400	480	390	410
Zwaveloxidatie (%)	42,7	45,3	12,0	22,7

* Het gehalte aan organische stof is een uitbijter en verklaart de lage waarden van droge stof en zwaveloxidatie (stimulatie van sulfaatreductie).

Zelfs als wordt uitgegaan van de laagste beginwaarde van gemiddeld 275 mg sulfaat/kg ds, zijn de gehalten na twee jaar toepassing onder de meeste proefvakken *lager* dan bij aanvang. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat met name in de organisch stofrijke toplaag (humus 6-9%) van de bodem sulfaatreductie optreedt, waardoor het uitgespoelde sulfaat wordt vastgelegd.

Bij inspectie van de monsters is vrijwel altijd een sulfidegeur waargenomen, zwartkleuring (van ijzersulfide) is echter slechts in beperkte mate waargenomen. Als wordt uitgegaan van de verschillende beginwaarden (585 mg/kg ds voor proefvak 1+2 en 275 mg/kg ds voor 3+4) is er alleen onder het talud van proefvak 2 en onder de kern van proefvak 4 een geringe toename opgetreden. Gezien de rol van sulfaatreductie, weerspiegelen de verschillen tussen de proefvakken wellicht eerder de verschillen in sulfaatreductiecapaciteit van de bodem (door variaties in organische stofgehalte, zie tabel 37) dan de verschillen in emissie vanuit de baggerspecie.

6.4.4 Resultaten nulonderzoek grondwater

De peilbuizen zijn geplaatst op 19/20 november 2001. De situering is weergegeven op een schets in bijlage D. Alle peilbuizen staan in de ophoging aan de noordzijde, ongeveer in het midden van elk proefvak, in het talud (hoogte talud 1 meter). De monsterneming is uitgevoerd op 30 november 2001 en 10 januari 2002 (peilbuis 4, metalen in peilbuis 2, redoxmetingen in alle peilbuizen).

Uit de resultaten in tabel 38 blijkt dat het grondwater een vrijwel neutrale pH heeft en een ijzerreducerend karakter. In de peilbuizen 1 en 4 is ook sulfide aangetoond. De sulfaatconcentraties zijn in alle peilbuizen verhoogd, maar variëren aanzienlijk. Wel kan worden geconcludeerd dat de natuurlijke achtergrond van sulfaat in dit gebied verhoogd is (conform de gehalten in de grond).

Tabel 38. Nulsituatie grondwater ophoging Enkhuzen.

Parameter	Peilbuis 1(ref.)	Peilbuis 2 (compost)	Peilbuis 3 (laag compost)	Peilbuis 4 (laag maaisel)
Grondwaterstand (cm –mv)		130		120
Filter (m tov. oorspr. mv)	3-4	3-4	3-4	3-4
pH	6,7	6,9	7,0	6,5
E.C. (μ S/cm)	893	880	417	1069
Eh (mV)	114	115	129	88
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	910	1.700	240	850
S-totaal (mg S/l)	310	220	90	410
Sulfide-tot. (mg S/l)	0,8	<0,1	<0,1	0,6
Chloride (mg/l)	480	320	165	355
Fluoride (mg/l)	0,33	0,26	0,23	0,33
DOC (mg C/l)	39	32	14	58
Fe tot. (mg/l)	14	9,5	7,5	11
Fe (II) (mg/l)	8,7	5,7	0,5	24
Ca (mg/l)	490	220	210	-
Na (mg/l)	290	330	130	-
Arseen (μ g/l)	16	27	4,0	7,5
Cadmium (μ g/l)	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Chroom (μ g/l)	<5	<2	<5	<2
Koper (μ g/l)	<10	<2	<10	<2
Kwik (μ g/l)	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Lood (μ g/l)	<10	<5	<10	<5
Nikkel (μ g/l)	17	<5	<5	<7
Zink (μ g/l)	9	8	7	8

Ten opzichte van de toetsingstabel Wbb zijn er in alle peilbuizen overschrijdingen van de streefwaarde voor chloride (100 mg/l), terwijl fluoride voldoet (0,5 mg/l). In de peilbuizen 1 en 2 wordt de streefwaarde voor arseen overschreden, in peilbuis 1 geldt dit in lichte mate ook voor nikkel. Het is aannemelijk dat het arseen van natuurlijke herkomst is en vrijkomt door ijzerreductie.

6.4.5 Monitoring kwaliteit grondwater

De peilbuizen zijn voor de tweede maal bemonsterd op 7 en 11 november 2002. De peilbuizen 1 en 3 bleken te zijn verdwenen en zijn opnieuw geplaatst. De resultaten zijn vermeld in de navolgende tabel. Ten opzichte van 2001 zijn de pH en redoxstatus nauwelijks veranderd. De arseenconcentratie is gemiddeld gezien iets gedaald. De zoutconcentraties vertonen een wisselend beeld:

- chloride is verlaagd of op een vergelijkbaar niveau;
- sulfaat is in twee peilbuizen verlaagd en in twee peilbuizen verhoogd;
- fluoride is in één peilbuis verlaagd, in één peilbuis globaal constant en in twee peilbuizen verhoogd.

Tabel 39. Kwaliteit grondwater ophoging Enkhuizen één jaar na toepassing.

Parameter	Peilbuis 1(ref.)	Peilbuis 2 (compost)	Peilbuis 3 (laag compost)	Peilbuis 4 (laag maaisel)
Grondwaterstand (cm -mv)	135	150	150	90
pH	7,1	7,1	7,0	6,9
E.C. (μ S/cm)	1.880	1.885	3.970	5.040
Eh (mV)	128	102	- 1)	69
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	320	980	2.000	1.200
S-totaal (mg S/l)	75	300	750	420
Chloride (mg/l)	300	135	180	310
Fluoride (mg/l)	0,23	0,30	0,42	0,49
DOC (mg C/l)	21	31	38	80
Fe tot. (mg/l)	4	10	28	18
Ca (mg/l)	160	450	800	1.000
Na (mg/l)	220	85	230	150
Arseen (μ g/l)	3	8	19	10

1) niet te bepalen door slechte toestroming

Wat sulfaat betreft is vooral de concentratie in peilbuis 3 zeer sterk gestegen. In deze peilbuis was sprake van een slechte toestroming van grondwater. Mogelijk is hangwater uit de ophoging bemonsterd. Als peilbuis 3 buiten beschouwing wordt gelaten, is de gemiddelde sulfaatconcentratie wat lager dan in 2001 en is fluoride op een vergelijkbaar niveau.

De peilbuizen zijn opnieuw bemonsterd op 20 oktober 2003. Hierbij bleken de peilbuizen 2 en 4 te zijn verdwenen. De nog beschikbare peilbuizen zijn bemonsterd, zie tabel 40. Meestal is er ten opzichte van 2002 weinig veranderd. De sulfaatconcentratie in peilbuis 3 is aanzienlijk gedaald.

Ten opzichte van de nulsituatie zijn de concentraties in peilbuis 1 overwegend gedaald (sulfaat, fluoride, ijzer, arseen). In peilbuis 3 zijn de concentraties van sulfaat, calcium en natrium aanzienlijk toegenomen, de concentraties van ijzer en arseen zijn gedaald. De toename van concentraties valt binnen de range van achtergrondwaarden op de locatie.

Op basis van deze waarnemingen wordt geconcludeerd dat er geen aanwijzingen zijn voor een systematische beïnvloeding van het grondwater onder de ophoging. Dit geldt temeer omdat onder het referentieproefvak met zandige specie en zonder toevoeging van organische stof een afname in plaats van een toename van sulfaat is gevonden.

Hoewel deze verandering binnen de range van achtergrondconcentraties valt is het optreden van sulfaatreductie niet uit te sluiten. Gezien de beperkte onderzoeksduur is het denkbaar dat op langere termijn wel een beïnvloeding optreedt. Anderzijds is de achtergrondconcentratie van sulfaat op deze locatie dermate hoog dat overschrijding van deze range niet snel zal optreden.

Tabel 40. Kwaliteit grondwater ophoging Enkhuizen twee jaar na toepassing.

Parameter	Peilbuis 1(ref.)	Peilbuis 3 (laag compost)
Grondwaterstand (cm -mv)	172	220
pH	7,1	7,0
E.C. (μ S/cm)	3.470	4.020
Eh (mV)	- 1)	- 1)
Sulfaat (mg SO ₄ /l)	340	1.400
S-totaal (mg S/l)	120	470
Tot. Sulfide (mg S/l)	0,8	<0,1
Chloride (mg/l)	410	175
Fluoride (mg/l)	0,24	0,36
DOC (mg C/l)	19	38
Fe tot. (mg/l)	4	0,42
Ca (mg/l)	250	700
Na (mg/l)	350	240
Arseen (μ g/l)	3	9,5
Koper (μ g/l)	<2	<2
Nikkel (μ g/l)	<5	7
Zink (μ g/l)	5	4,5

1) niet te bepalen door slechte toestroming

6.4.6 Resultaten nulonderzoek baggerspecie

De aangebrachte baggerspecie is op 19/20 november 2001 laagsgewijs bemonsterd. In ieder proefvak zijn zowel in de kern als in het talud op twee plaatsen boringen gezet. De overeenkomstige lagen van 0,5 m zijn samengevoegd tot mengmonsters van de kern en van het talud (dus twee deelmonsters per mengmonster). De afzonderlijke meetwaarden zijn opgenomen in bijlage D. In tabel 41 en 42 worden gemiddelden en variatiecoëfficiënten gegeven.

Tabel 41. Uitgangssituatie ophoging Enkhuizen: kwaliteit baggerspecie. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in de kern van de proefvakken. N=6-8 per vak.

Parameter	kern referentie 3)		kern compostvak 4)		kern laag compost 5)		kern laag maaisel	
	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	79,1	3,2	74,3	4,9	52,6	4,7	62,1	9
Gloeiverlies (% van ds)	2,9	28	13,4	59	11,6	12	9,1	14
Org. stof IB (% van ds)	1,9	17	5,4	41	10,2	13	7,3	26
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	4.900	17	6.300	28	7.600	13	6.650	36
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.630	-	2.100	-	2.530	-	2.220	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	4.500	21	5.000	21	17.700	33	11.600	38
Zwaveloxidatie (%) 2)	37,0	12	44,8	40	14	103	19,6	18
Chloride (mg/kg ds)	<25	0	79	112	206	6,2	133	84

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3 m. De gehalten in de laag 3-4 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

4) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3,5m. De gehalten in de laag 3,5-4 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

5) het monster 2,5-3 m is wat totaal-S betreft en daarmee ook de S-oxidatie wellicht een uitbijter. Dit monster is voor de betreffende componenten niet meegenomen in de berekening van het gemiddelde

Tabel 42. Uitgangssituatie ophoging Enkhuizen: kwaliteit baggerspecie. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in het talud van de proefvakken. N=2-3 per vak.

Parameter	talud referentie		talud compostvak		talud laag compost 3)		talud laag maaisel	
	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	79,2	2,7	71,9	3,0	55,4	15	59,2	7,3
Gloeiverlies (% van ds)	3,7	16	7,3	21	13,5	22	10	10
Org. stof IB (% van ds)	2,3	9,2	4,7	18	12,0	44	8,5	26
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	3.700	31	7.600	10	8.300	88	7.500	32
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.230	-	2.530	-	2.700	-	2.500	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	3.200	14	4.700	7,5	12.800	64	11.300	49
Zwaveloxidatie (%) 2)	39	41	55	16	22	9	24	29
Chloride (mg/kg ds)	<25	-	<92	98	290	95	197	59

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) de waarden hebben betrekking op de laag 0-1 m. De gehalten in de laag 1-1,5 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

Uit de tabellen blijkt dat er verschillen zijn in de speciekwaliteit per vak. De verschillen binnen de vakken zijn tamelijk beperkt, afgezien van enkele uitschieters en een afwijkende samenstelling van de onderste lagen in de vakken 1 en 2. Deze lagen zijn ook visueel afwijkend, mogelijk is in de onderste laag grond verwerkt of is baggerspecie vermengd met grond. Bij de berekeningen van gemiddelden zijn de sterk afwijkende waarden buiten beschouwing gelaten.

De verschillen tussen de vakken zijn terug te voeren op de twee verschillende partijen specie die zijn verwerkt. In grote lijnen geldt dat de specie in de vakken 1 en 2 zandig van karakter is en de specie in de vakken 3 en 4 kleilig. De doelstelling om effecten van organische stof op de sulfaatreductie vast te stellen kan wel worden bereikt aangezien het organische stof gehalte in de referentie duidelijk minimaal is en in de andere vakken is verhoogd. De verschillen in organische stof zijn echter niet alleen het gevolg van additie van compost of maaisel, maar ook van verschillen tussen de beide partijen specie. De kleilige specie bevat meer organische stof en ook duidelijk meer zwavel dan de zandige specie.

6.4.7 Monitoring kwaliteit baggerspecie

De specie is 7 en 11 november 2002 opnieuw bemonsterd. De monsters zijn organoleptisch beoordeeld. Per vak is het volgende waargenomen:

Vak 1: de specie is overal overwegend zandig, rul en bevat her en der kluiten van klei. Van 0-50 cm vrijwel volledig aëroob, van 50-250 cm zijn de kluiten binnenin deels zwartgekleurd. De laag 250-300 cm bevat veel meer klei, maar is ook slechts in beperkte mate zwartgekleurd. De indruk is dat in dit proefvak weinig sulfaatreductie plaatsvindt.

Vak 2: textuur als vak 1. In de bovenste meter geen enkel teken van reductie. Van 100-250 cm zijn de kluiten binnenin donker tot zwart gekleurd en het zand wordt geleidelijk grijs. Op een diepte >250 cm lijkt het materiaal overwegend anaëroob (zand is grijs, kluiten van binnen zwart).

Vak 3: uiterlijk materiaal is kleilig. De bovenste 50 cm heeft een aëroob uiterlijk (grondachtig). De laag 50-250 cm lijkt een overgangszone met kluiten die binnenin zwart zijn gekleurd (niet alle). Het materiaal is relatief vochtig. De laag 100-150 cm ruikt licht zilt. Op een diepte >250 cm lijkt het materiaal overwegend zuurstofloos, veel zwartkleuring, ondermeer rond stukken organische stof en in kluiten. De laag 300-350 cm ruikt iets ziltig.

Vak 4: textuur als vak 3. De bovenste 100 cm is relatief droog en er zijn weinig tekenen van sulfaatreductie. De laag 100-250 cm lijkt een overgangszone, de kluiten zijn binnenin deels zwart,

het materiaal is vochtiger. Op een diepte >250 cm lijkt het milieu overwegend zuurstofloos, het materiaal is binnenin zwart gekleurd.

Op basis van deze waarnemingen is de bovenlaag van 50 – 100 cm altijd aëroob en de zandige specie zonder toevoeging is dit over vrijwel de gehele laag. De redoxstatus wordt beïnvloed door de vochtthuishouding. Naarmate de specie vochtiger is, zal de overgang van aëroob naar zuurstofloos dichter aan het oppervlak liggen. Een eerste indruk is dat open, niet constructieve ophogingen een hoogte van minimaal 3-4 meter moeten hebben om ervoor te zorgen dat onderin een zuurstofloze laag ontstaat. Benadrukt wordt dat de visuele waarnemingen geen informatie geven over de omvang en snelheid van de sulfaatreductie. Daarvoor moeten de analyses uitsluitend geven, zie de volgende tabellen.

Tabel 43. Kwaliteit baggerspecie Enkhuizen één jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in de kern van de proefvakken. N=6-9 per vak.

Parameter	kern referentie 3)		kern compostvak4)		kern laag compost 4)		kern laag maaisel4)	
	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	79,0	3	77,0	4,7	55,3	4,3	66,4	8,0
Gloeiverlies (% van ds)	4,2	21	5,7	27	12,1	8,4	8,3	28
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	3.600	40	5.000	14	7.100	16	6.100	63
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.200	-	1.670	-	2.360	-	2.030	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	3.400	9,6	4.600	20	14.800	16	8.300	52
Zwaveloxidatie (%) 2)	34	33	37	12	16	19	23	26
Chloride (mg/kg ds)	37	33	<126	122	172	37	121	115

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3 m. De gehalten in de laag 3-4 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

4) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3,5 m. De gehalten in de laag 3,5-4 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

Tabel 44. Kwaliteit baggerspecie Enkhuizen één jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in het talud van de proefvakken. N=3-4 per vak.

Parameter	talud referentie		talud compostvak		talud laag compost 3)		talud laag maaisel	
	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	79,0	1,6	72,4	4,8	61,0	8,6	64,6	6,9
Gloeiverlies (% van ds)	4,1	20	6,1	12	10,1	15	9,4	17
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	3.800	39	6.900	10	9.500	29	6.800	25
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.270	-	2.300	-	3.160	-	2.260	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	3.300	17	5.200	9,8	12.000	35	8.600	37
Zwaveloxidatie (%) 2)	38	21	44	1	27	6,7	28	26
Chloride (mg/kg ds)	<26	8,4	49	9,7	78	23	76	32

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) de waarden hebben betrekking op de laag 0-1 m. De gehalten in de laag 1-1,5 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond of een ander type specie

In vergelijking met 2001 wordt het volgende waargenomen:

- Het droge stofgehalte is meestal enigszins toegenomen. Het vochtgehalte van de kleiige specie is nog altijd hoog (ds is 55 en 66% in de kern).
- Het gloeiverlies laat een wisselend beeld zien van toe- en afname. Dit wordt veroorzaakt door spreiding, de specie bevat grove stukken organisch materiaal (hout, plantenstengels) die een analyse gemakkelijk kunnen verstoren. De afname in de kern van het vak met compost van 13,4 naar 5,7% is waarschijnlijk volledig te wijten aan spreiding. De waarde van 2002 is veel realistischer, gezien de overeenkomst met de specie van vak 1 en de beperkte additie van compost.

- De gehalten aan sulfaat en zwavel zijn meestal wat lager, maar gezien de hoge spreiding zijn hier geen conclusies aan te verbinden. Het gedrag van sulfaat wordt nader besproken aan de hand van het verloop per laag (zie verder).
- Chloride is in de kern meestal wat lager, maar in het talud is de afname soms aanzienlijk. Effecten van uitspoeling zullen door de dunnere laag ook eerder zichtbaar worden in het talud.
- De zwaveloxidatie vertoont een wisselend beeld van enige afname of toename. Omdat zowel totaalzwavel als sulfaat zijn veranderd en de spreiding aanzienlijk is, is het beeld niet meteen duidelijk. Wel kan geconcludeerd worden dat de omvang van de reductie in elk geval nog beperkt is, met andere woorden, het proces verloopt langzaam.
- De tendens die geldt voor de kern geldt in de regel ook voor het talud.

In 2003 is het materiaal opnieuw bemonsterd op 15 en 20 oktober 2003. De baggerspecie was droger dan in 2002. Op basis van kleur en geur is de ophoging binnenin zuurstofloos. De waarnemingen zijn samengevat in de navolgende tabel. Hieruit blijkt dat in de zandige bagger-specie van de proefvakken 1 en 2 vanaf 2 meter diepte zuurstofloze condities heersen, in de kleiige specie van de proefvakken 3 en 4 is dit vanaf 1-1,5 m. De onderste helft van het talud (hoogte 1,5 m) is op basis van geur en kleur volledig aëroob, behalve het vak met een onderlaag van maaisel. Echter, de onderliggende bodem was vrijwel steeds anaëroob. Als beeld komt dus naar voren dat de buitenste schil van de gehele ophoging aëroob is. Anaërobie is gerelateerd aan het vochtgehalte van de specie. De buitenste laag van de baggerspecie droogt eerder uit dan de binnenste laag en zandige specie houdt minder vocht vast dan kleiige. Overigens betekent de beoordeling van anaërobie vooral dat (zichtbaar en ruikbaar) sulfaatreductie optreedt. Het ontbreken van tekenen van sulfaatreductie betekent niet automatisch dat er zwaveloxidatie optreedt.

Tabel 45. Diepte van anaërobe condities op basis van geur en kleur.

Proefvak	Kern 0-3,5/4 m		Talud 0-1,5 m	
	diepte	opmerkingen	diepte	opmerkingen
1. Referentie	≥2 m	Eerst m.n. binnenin klei	-	Geen tekenen anaërobie
2. Compost	≥2 m	Als boven	-	Als boven
3. Compost 3-4 m	≥1 m	Vochtiger dan vak 1, 2	-	Vnl. als boven 1)
4. Maaisel 3-4 m	≥1,5 m	Als vak 3	≥1 m	Licht anaëroob

1) enige tekenen van (eerdere) anaërobie zoals roestvorming, donkere kleur in enkele kluiten

De analyseresultaten van de monsterneming in 2003 zijn samengevat in de tabellen 46 en 47.

Tabel 46. Kwaliteit baggerspecie Enkhuizen twee jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in de kern van de proefvakken. N=6-9 per vak.

Parameter	kern referentie 3)		kern compostvak 4)		kern laag compost 4)		kern laag maaisel 4)	
	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	85,1	3,4	77,2	7,4	60,7	6,3	74,4	9,4
Gloeiverlies (% van ds)	3,9	23,7	6,5	33,4	11,4	12,8	7,0	28,0
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	5.130	40,1	5.900	26,9	7.630	22,5	5.300	58,7
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.710	-	1.870	-	2.540	-	1.770	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	3.710	19,3	4.960	20,7	14.900	12,3	7.190	60,8
Zwaveloxidatie (%) 2)	45,3	35,7	40,9	27,9	17,3	23	24,8	22,1

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3 m. De gehalten in de laag 3-3,5 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond of baggerspecie met een afwijkende kwaliteit

4) de waarden hebben betrekking op de laag 0-3,5 m. De gehalten in de laag 3,5-4 m zijn sterk afwijkend, mogelijk bevat deze laag (deels) grond

Tabel 47. Kwaliteit baggerspecie Enkhuizen twee jaar na toepassing. Gemiddelde en relatieve variatiecoëfficiënt 1) in het talud van de proefvakken. N=3-4 per vak.

Parameter	talud referentie		talud compostvak		talud laag compost 3)		talud laag maaisel	
	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)	Gemid.	V.C (%)	Gemid.	V.C. (%)
Droge stof (%)	88,2	1,9	76,9	1,1	68,4	12,0	75,2	5,0
Gloeiverlies (% van ds)	2,7	6,2	6,2	12,1	9,0	6,3	6,3	26,7
Sulfaat (mg SO ₄ /kg ds)	4.900	28,3	6.210	30,2	8.510	23,1	2.040	102,7
Sulfaat-S (mg S/kg ds)	1.630	-	2.070	-	2.830	-	680	-
Zwavel tot. (mg S/kg ds)	2.900	21,4	3.800	27,7	11.100	24,2	2.850	85,9
Zwaveloxidatie (%) 2)	55,4	13,3	54	9	25,5	2,8	20	61,7

1) steekproefstandaardafwijking/gemiddelde*100%

2) % sulfaat-S van totaal-S

3) exclusief laag 0,5-1 m. De gehalten in deze laag zijn sterk afwijkend

In vergelijking met 2002 is het vochtgehalte in 2003 in de meeste proefvakken aanzienlijk gedaald. Het gloeiverlies is min of meer constant gebleven. Het sulfaatgehalte is in de kern van de proefvakken in lichte of sterkere mate gestegen, echter in de taluds afgenomen (behalve in het referentieproefvak). In de bovenste lagen is het sulfaatgehalte vrijwel overal gedaald, hetgeen wijst op uitspoeling. Uitgezonderd de taluds van de proefvakken met een onderlaag van compost en maaisel, is de zwaveloxidatie in zowel de kern als het talud gestegen. Tegelijkertijd is de zwaveloxidatie in een aantal diepere lagen in alle proefvakken gedaald. Dit wijst er op dat bovenin de ophoging nieuwvorming van sulfaat optreedt en onderin sulfaatreductie. De nieuwvorming is blijkbaar omvangrijker dan de reductie. De zwaveloxidatie is in het talud altijd hoger dan in de kern, hetgeen overeenstemt met het meer aërobe karakter.

Door een beschouwing per laag wordt nader ingegaan op de uitloging en/of reductie van sulfaat. In de figuren 19 en 20 staat het verloop van het sulfaatgehalte in vak 1 (referentievak) en vak 4 (onderlaag maaisel), in figuur 21 staat het verloop van de zwaveloxidatie in vak 1.

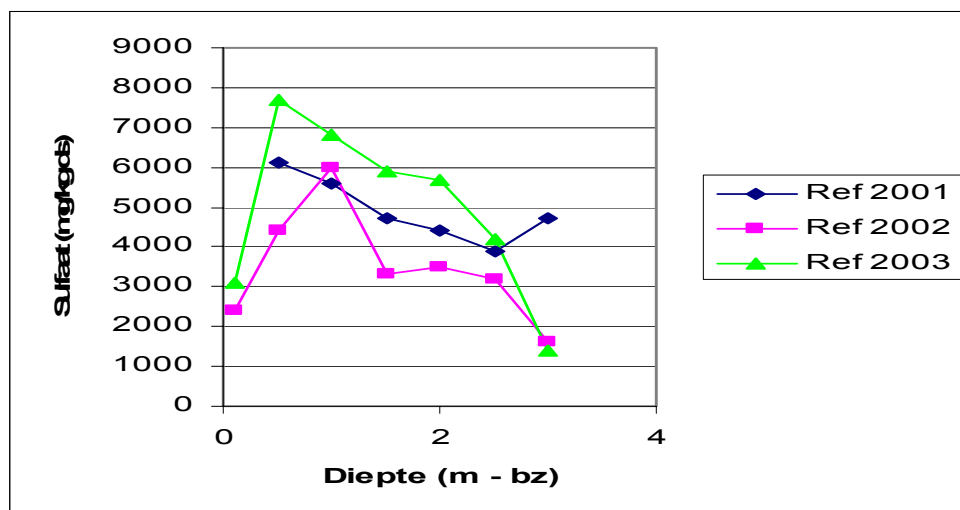


Fig. 19. Verloop sulfaatgehalte (mg/kg ds) als functie van de diepte van de ophoging in Enkhuizen, proefvak 1(referentie).

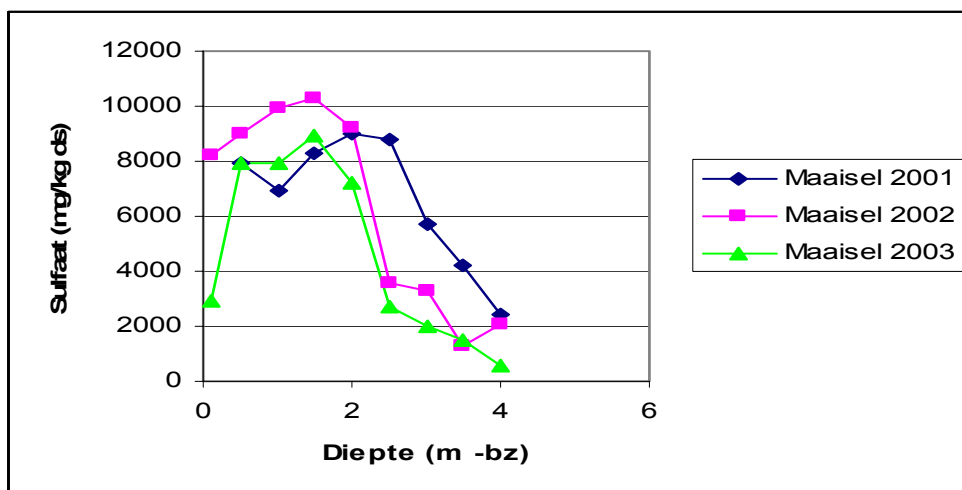


Fig. 20. Verloop sulfaatgehalte (mg/kg ds) als functie van de diepte van de ophoging in Enkhuizen, proefvak 4 (onderlaag maaisel).

Het verloop is in beide vakken overeenkomstig in die zin dat sulfaat uit de toplaag uitspoelt en zich ophoopt in onderliggende lagen. Hierdoor ontstaat een piek in het gehalte. Afgezien hiervan stijgt het sulfaatgehalte in de bovenste 2 meter van met name proefvak 1, wellicht als gevolg van nieuwvorming van sulfaat. Beneden 2-3 meter daalt het sulfaatgehalte, wellicht als gevolg van sulfaatreductie. Dit effect is in proefvak 4 sterker en stabielere dan in proefvak 1.

Naast de toevoeging van maaisel onderin dit proefvak, zal het meer kleiige karakter van de specie resulteren in een minder snelle oxidatie bovenin en een sterkere reductie onderin de ophoging. In de kleiige specie zal luchtzuurstof minder gemakkelijk doordringen dan in de zandige specie uit proefvak 1.

Het effect op de zwaveloxidatie is voor proefvak 1 weergegeven in figuur 21. Hieruit blijkt dat de zwaveloxidatie bovenin afneemt, de uitspoeling is blijkbaar sneller dan de nieuwvorming door oxidatie. Met name in 2003 is de oxidatie aanzienlijk gestegen door nieuwvorming van sulfaat. Onderin daalt de zwaveloxidatie door sulfaatreductie.

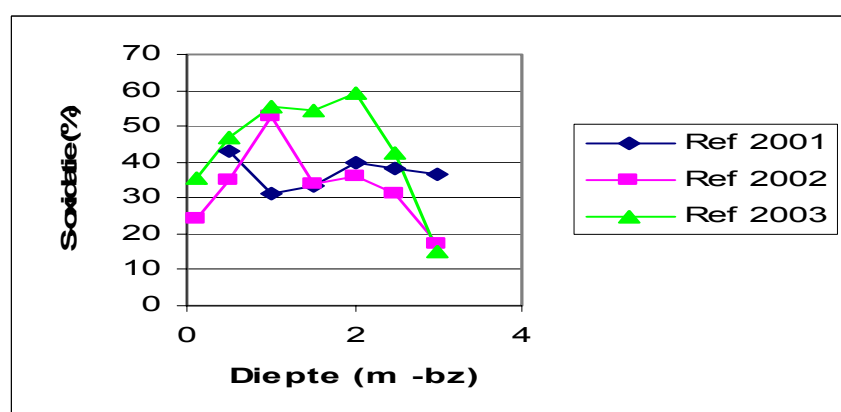


Fig. 21. Verloop zwaveloxidatie (% sulfaat-S van totaal-S) als functie van de diepte van de ophoging in Enkhuizen, proefvak 1 (referentie).

Het geschetste beeld is min of meer hetzelfde voor alle proefvakken. Bovenin treedt een meetbare uitspoeling op, onderin reductie. In het vak met maaisel is het gemiddelde sulfaatgehalte in de laag met maaisel (3-4 meter vanaf de bovenzijde) van 2001 naar 2002 gedaald van 3300 naar

1700 mg/kg ds, in 2003 is het gehalte verder afgenomen naar 1.000 mg/kg ds en voldoet daarmee aan de categorie 1 eis. Omdat ook het totaal-zwavelgehalte sterk is veranderd, is de interpretatie van de gegevens niet eenduidig. Herhaald onderzoek in de tijd moet meer onderscheid geven tussen de effecten van processen en de spreiding.

6.4.8 *Kwaliteit slootwater*

Een mengmonster van water uit de sloot nabij de ophoging is driemaal onderzocht, de resultaten zijn vermeld in onderstaande tabel. De resultaten zijn niet vergelijkbaar, omdat medio 2002 een nieuwe sloot is gegraven die tegen de ophoging aanligt. De sloot die begin 2002 is bemonsterd ligt op grotere afstand. De verandering in de Na-concentratie illustreert dat de kwaliteit van het water anders is. Mogelijk is er een relatie tussen de relatieve hoge sulfaat-concentratie en de toegepaste baggerspecie. Echter de achtergrondgehalten van sulfaat in de grond waren ook relatief hoog (275-585 mg/kg ds in de bovenste meter), zodat ook uitspoeling vanuit de grond een rol kan spelen. Sulfaat uit de baggerspecie kan door afspoeling in de sloot terechtkomen. In 2003 is op dezelfde locatie bemonsterd als in januari 2002, omdat de sloot tegen de ophoging droogstond. Uit de chlorideconcentratie blijkt het licht brakke karakter van het water. Dit is waarschijnlijk ook de oorzaak van de iets verhoogde sulfaatconcentratie.

Tabel 48. Kwaliteit oppervlaktewater (sloot) nabij ophoging.

Parameter	14 jan. 2002	7 nov. 2002	20 okt. 2003	MTR oppervlaktewater
Sulfaat (mg/l)	97	450	150	100
Fluoride (mg/l)	0,23	0,33	0,26	1,5
Calcium (mg/l)	210	190	170	-
Natrium (mg/l)	440	38	430	-
Zwavel (mg/l)	44	150	50	-
Chloride (mg/l)	-	-	660	200

6.4.9 *Conclusies*

De beginkwaliteit van de baggerspecie, de onderliggende bodem en het grondwater is vastgesteld. Het grondwater bevat verhoogde sulfaatgehalten.

Na één jaar is in de bovenlaag een meetbare uitspoeling opgetreden die zich in het tweede jaar voortzet. Er zijn diverse aanwijzingen dat in de onderste lagen sulfaatreductie optreedt. Wel is het duidelijk dat de sulfaatreductie relatief traag verloopt en dat het meerdere jaren duurt voordat een categorie 1 waarde is bereikt. In de meetperiode is geen duidelijke beïnvloeding van het grondwater waarneembaar. Mogelijk heeft het percolaat het grondwater nog niet bereikt. Verder is geconstateerd dat in de bovenste meter van de bodem zuurstofloze, sulfaatreducerende condities heersen. Daarom zou sulfaat dat uit de ophoging emitteert ook nog in de toplaag van de bodem kunnen worden vastgelegd. Het is niet bekend hoe groot de sulfaatreductiecapaciteit van de bodem is.

6.5 **Aanvullende metingen**

6.5.1 *Bepaling van de doorlatendheid*

Tijdens de tweede monitoringsronde zijn door Fugro monsters gestoken en met deze boorkernen zijn door Fugro Materiaalkundig Laboratorium doorlatendheidsbepalingen ingezet. Verder zijn het volume-gewicht (nat en droog), het watergehalte, het poriënvolume en de verzadigingsgraad bepaald. De volledige resultaten van deze bepalingen staan in bijlage H. In tabel 49 staan de resultaten van de doorlatendheidsmetingen. In grote lijnen blijkt uit deze resultaten dat de doorlatendheid onderin groter is dan bovenin. Dit ligt voor de hand, aangezien het onderste materiaal door de belasting van het bovenliggende materiaal sterker kan zijn verdicht.

Verwacht werd dat het talud minder verdicht en daarom beter doorlatend is dan de kern. Dit blijkt niet uit de metingen. Evenals bij de chemische analyses moet rekening worden gehouden met een sterke inhomogeniteit van de baggerspecie. Lokaal bevatten laagjes aanzienlijk meer zand of klei dan gemiddeld, terwijl Fugro ook constateerde dat puindeeltjes, die in veel monsters aanwezig zijn, de metingen sterk kunnen verstoren. Een zeer lage waarde, zoals gemeten in de kern van Badhoevedorp op 2,5 m, is het gevolg van de aanwezigheid van puin of zand. Een ander aspect dat bij de ondiepe monsters uit open constructies (Nauerna en bovenste monsters van Enkhuizen) tot verstoring kan leiden is de aanwezigheid van droogte-scheuren. Door de zeer droge zomer van 2003 kunnen er door uitdroging van toplagen droogte-scheuren zijn ontstaan, waardoor de doorlatendheid tijdelijk sterk kan toenemen. Als het vochtgehalte in de laag is hersteld zullen de scheuren door zwelling van de klei weer sluiten. Het is niet uitgesloten dat de doorlatendheid van de genoemde monsters door uitdroging groter is dan gemiddeld.

Tabel 49. Resultaten doorlatendheidsmetingen in m/s.

Kern				Talud			
Diepte (m in baggerspecie)		Waterdoorlatendheid (m/s)		Diepte (m in baggerspecie)		Waterdoorlatendheid (m/s)	
Nauerna 1)							
0,20		6,8*10 ⁻⁶		0,30		3,0*10 ⁻⁶	
0,50		1,3*10 ⁻⁶		0,70		1,3*10 ⁻⁹	
Badhoevedorp							
0,10		1,3*10 ⁻⁷		0,30		3,8*10 ⁻⁷	
2,50		1,4*10 ⁻⁵		1,05		1,6*10 ⁻⁶	
				1,45		2,2*10 ⁻⁹	
Veghel							
0,20		2,2*10 ⁻⁶		0,40		4,6*10 ⁻⁸	
1,20		1,8*10 ⁻⁷		1,40		3,0*10 ⁻⁸	
2,20		3,9*10 ⁻⁷					
Enkhuizen							
<i>Kern vak 1 (referentie)</i>		<i>Kern vak 2 (compost)</i>		<i>Kern vak 3 (laag compost)</i>		<i>Kern vak 4 (laag maaisel)</i>	
0,40	1,5*10 ⁻⁶	0,40	1,5*10 ⁻⁶	0,50	1,9*10 ⁻⁶	0,40	1,1*10 ⁻⁶
2,25	1,3*10 ⁻⁶	2,20	5,9*10 ⁻⁸	2,20	2,6*10 ⁻⁷	2,40	4,6*10 ⁻⁹

1) geen kern of talud, wel verschillende locaties in de afdeklaag

Bij een lage berging van 1 mm (de hoeveelheid water die op een constructie kan blijven staan voordat afstroming optreedt) kan het volledige neerslagoverschot nog infiltreren als de doorlatendheid $\geq 1,0 \cdot 10^{-7}$ m/s bedraagt [9]. Dit houdt in dat in de toplagen van alle constructies het neerslagoverschot volledig kan infiltreren. Verder zou het volledige neerslagoverschot door de afdeklaag van Nauerna (1 monster), de kern van de ophoging in Veghel en de proefvakken 1 en 3 in Enkhuizen kunnen infiltreren. Op basis van visuele waarnemingen en de classificatie van de baggerspecie wordt ingeschat dat het materiaal van Nauerna en de proefvakken referentie en compost in Enkhuizen relatief goed doorlatend is. De aanwezigheid van monsters met een lage doorlatendheid (Nauerna 1 van de 4, proefvak 2 Enkhuizen 1 van 2) wordt verklaard uit de lokaal verhoogde kleigehalten, zoals ook visueel is waargenomen. Het resultaat van de kern in Veghel wordt als onwaarschijnlijk beoordeeld, de doorlatendheid is wellicht aanzienlijk lager. De meeste waarden van Badhoevedorp lijken eveneens onwaarschijnlijk hoog. Uit [35] blijkt een gemiddelde doorlatendheid van $3,0 \cdot 10^{-10}$ m/s (range 1,4 tot $8,3 \cdot 10^{-10}$ m/s; 20 bepalingen). Deze bepalingen zijn verricht op materiaal dat in het laboratorium is verdicht. De verdichtingsgraad in het laboratorium is gelijk aan of iets lager dan de verdichting in het veld. Daarom mag verwacht worden dat de situ-doorlatendheid overeenkomt met de laboratorium-waarden of zelfs nog iets lager is. Van de huidige resultaten komt er maar één in de buurt van een waarde van $3,0 \cdot 10^{-10}$ m/s. Het lijkt er daarom op dat het werken met in het veld gestoken monsters, hoewel principieel beter dan het inzetten van monsters die in het laboratorium zijn verdicht, in het geval van baggerspecie die puindeeltjes bevat met enige scepsis moet worden gezien.

In hoeverre de gemeten doorlatendheid een goed beeld geeft van de werkelijkheid zal in paragraaf 8.2 verder worden nagegaan door metingen van de doorlatendheid te vergelijken met de berekende infiltratie op basis van de sulfaatuitspoeling respectievelijk de gemeten sulfaatgehalten in de onderliggende bodem.

6.5.2 Sulfide-bepalingen

In mengmonsters van het uitgangsmateriaal en materiaal dat na twee jaar toepassing is bemonsterd, zijn zuurhydrolyseerbare sulfides bepaald. Dit zijn 'labiele' sulfides die in een zuur milieu worden omgezet in zwavelwaterstof en in deze vorm uit het monster worden vervluchtigd.

De zuurhydrolyseerbare sulfides vormen meestal slechts een kleine fractie van totaal-sulfide. Wel is het zo dat bij sulfaatreductie eerst dergelijke sulfides gevormd worden, die vervolgens kunnen worden omgezet in stabielere vormen. Bij een sterke sulfaatreductie wordt verwacht dat het gehalte aan zuurhydrolyseerbare sulfides zal toenemen. In een aëroob milieu zal het gehalte door oxidatie dalen.

De resultaten van de bepalingen zijn samengevat in tabel 50. Mede door hoge bepalingsgrenzen bij aanvang kan de verandering in het gehalte vaak niet goed worden beoordeeld. Wel is duidelijk dat er nergens sprake is van omvangrijke nieuwvorming van deze sulfides. Dat wil zeggen dat de sulfaatreductie ofwel gering is, ofwel dat nieuwgevormde sulfides snel in meer stabiele vormen worden omgezet. Opgemerkt wordt dat de onderste lagen, waarin een maximale sulfaatreductie wordt verwacht, niet apart zijn onderzocht.

Tabel 50. Gehalte zuurhydrolyseerbare sulfides in mg S/kg ds bij aanvang en na twee jaartoe-passing.

Locatie	Gehalte bij aanvang	Gehalte na twee jaar toepassing	
		kern	talud
Nauerna	38	15 (0-50 cm)	19 (50-100 cm)
A50 Veghel	<30	8,5	9,0
A5 Badhoevedorp	50	18	21
Enkhuizen referentie	<30	13	12
Enkhuizen compost	<30	25	15
Enkhuizen laag compost	360	200	24
Enkhuizen laag maaisel	<30	55	7

Het sulfidegehalte in Nauerna is gedaald, zoals verwacht mag worden in een aërobe laag. Onderin deze laag is het gehalte iets hoger dan bovenin.

Ook in de A5 en Enkhuizen laag compost is het sulfidegehalte afgenomen. Zeker in de A5 is dit onverwacht, mogelijk is het gehalte bij aanvang een uitschieter. In het monster Enkhuizen laag maaisel is het sulfidegehalte toegenomen. Dit is in overeenstemming met visuele waarnemingen (zwartkleuring, sulfidegeur) in de onderste laag van dit proefvak. Echter in het proefvak met de laag compost zijn vergelijkbare waarnemingen gedaan en dit geldt in mindere mate ook voor de overige proefvakken. Het is daarom wel aannemelijk dat nieuwvorming van sulfiden optreedt, althans in de onderste lagen van de ophoging.

De verschillen tussen kern en talud zijn gering in de constructieve ophogingen, maar in de open constructies van Enkhuizen meestal wel volgens verwachting (talud lager dan kern, het talud zal gemiddeld gezien meer aëroob zijn).

Samenvattend wordt geconcludeerd dat bepaling van het gehalte aan zuurhydrolyseerbare sulfides geen duidelijke informatie geeft over de omvang van de sulfaatreductie. De verhouding tussen sulfaat en totaal-zwavel, zoals standaard toegepast in dit onderzoek, is hiervoor een betere maat.

6.5.3 Reducerend vermogen

Na twee jaar is opnieuw het reducerend vermogen bepaald op een aantal monsters uit de ophogingen. Het reducerend vermogen, dat voornamelijk uit organische stof bestaat, zou af kunnen nemen door oxidatiereacties. Het is daarom van belang om een controle uit te voeren op de stabiliteit van dit vermogen. Op basis van de in het laboratoriumonderzoek afgeleide relatie tussen reducerend vermogen en sulfaatreductiecapaciteit kan worden beoordeeld of het reducerend vermogen nog voldoende groot is. Hiervoor wordt verwezen naar 7.3.

De resultaten van de bepalingen bij aanvang en na twee jaar zijn vermeld in tabel 51.

Tabel 51. Reducerend vermogen in mmol O₂/kg ds bij aanvang en na twee jaar toepassing.

Locatie	Gehalte bij aanvang	Gehalte na twee jaar toepassing 1)	
		kern	talud
Nauerna	206	261 (0-0,5)	220 (0,5-1,0)
A50 Veghel	336	288 (0-1); 284 (1-2); 298 (2-4)	238 (0-1); 282 (1-2); 248 (2-3)
A5 Badhoevedorp	245	266 (0-1); 280 (1-2); 286 (2-4)	303 (0-1); 291 (1-2)
Enkhuizen referentie	91	124 (0-3,5)	85 (0-1,5)
Enkhuizen compost	98	185 (0-4)	139 (0-1,5)
Enkhuizen laag compost	456	245 (0-4)	283 (0-1,5)
Enkhuizen laag maaisel	222	203 (0-4)	194 (0-1,5)

1) tussen haakjes staat de laagdiepte in m t.o.v. de bovenzijde van de laag baggerspecie

Uit de vergelijking met de uitgangswaarden blijkt dat het reducerend vermogen in de meeste gevallen licht is gestegen en op twee locaties is gedaald (Veghel licht, Enkhuizen met laag compost sterke afname). Gezien de algemene trend van toename zijn de laatste waarden wellicht toevalige uitschieters. Er worden bij deze bepaling relatief kleine monsters ingezet (2 gram) en het is visueel duidelijk dat organische stof soms zeer inhomogeen is verdeeld.

De verschillen over het diepte-profiel en tussen de kern en het talud zijn in de regel beperkt en mogelijk niet significant. Uitgezonderd Enkhuizen referentie en Enkhuizen compost, is het reducerend vermogen van het talud niet lager dan van de kern.

Geconcludeerd wordt dat het reducerend vermogen en daarmee de sulfaatreductiecapaciteit over een periode van twee jaar niet wezenlijk zijn veranderd. Hoewel de tijdsduur beperkt is, is dit wel een indicatie dat het reducerend vermogen redelijk stabiel is.

6.5.4 Zuurbuffercapaciteit

De zuurbuffercapaciteit is van belang omdat bij zwaveloxidatie zuur wordt gevormd. Afhankelijk van de buffercapaciteit van de specie kan het gevormde zuur worden geneutraliseerd en blijft de pH van de specie al dan niet constant. Calciumcarbonaat is verreweg de belangrijkste bufferende component in de gerijpte baggerspecie. De gehalten zijn bepaald in mengmonsters en weergegeven in tabel 52. Hieruit blijkt dat het kalkgehalte varieert tussen 5 en 12%. Dit gehalte is zodanig hoog dat er geen kans is op verzuring. In hoofdstuk 7 wordt dit onderbouwd.

Tabel 52. Gehalte CaCO₃ in g/kg ds na twee jaar toepassing.

Locatie	Gehalte na twee jaar toepassing	
	kern	talud
Nauerna	52 (0-50 cm)	49 (50-100 cm)
A50 Veghel	53	69
A5 Badhoevedorp	86	100
Enkhuizen referentie	110	98
Enkhuizen compost	95	110
Enkhuizen laag compost	120	110
Enkhuizen laag maaisel	-	110

HOOFDSTUK 7

MODELBEREKENINGEN

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van modelberekeningen besproken. In de eerste plaats is via transportmodellering met het model Ecosat nagegaan hoe snel sulfaat kan uitspoelen. Doelstelling hiervan was informatie te krijgen over het verloop van de uitspoeling in de tijd, op basis waarvan kan worden beoordeeld welke laagdikten bij de monsterneming van praktijklocaties onderscheiden moeten worden. Verder geven de berekeningen inzicht in de mechanismen die bepalend zijn voor de oplosbaarheid van sulfaat. De opzet en de resultaten van de modelberekeningen zijn uitgebreid gerapporteerd in [26]. In paragraaf 7.2 wordt een samenvatting gegeven van de opzet en de belangrijkste resultaten. Verder is gerekend aan de zuurbuffercapaciteit van de specie (7.3), de kans op oxidatie (7.4) en de sulfaatreductiecapaciteit (7.5).

7.2 Transportmodellering

7.2.1 Opzet

Voor de modellering is gebruik gemaakt van het aan de LUW ontwikkelde model Ecosat. Met dit model kunnen chemische reacties (oplossen, precipitatie, sorptie, enz.) en eendimensionaal transport gelijktijdig worden beschouwd.

Voor de samenstelling van de specie is uitgegaan van materiaal uit de ophoging te Enkhuizen. Het sulfaatgehalte in dit monster was 4 gram/kg ds. Hier was ook onderzoek gedaan naar de concentraties van macro-componenten in het poriewater met behulp van suctioncups [27]. De concentraties van de macro-componenten (Ca, Mg, K, Na, Fe) zijn van groot belang, omdat deze de oplosbaarheid van sulfaat bepalen. In het poriewater te Enkhuizen is ook sulfaat bepaald. De chlorideconcentratie is berekend uit de samenstelling, de (bi)carbonaatconcentratie is berekend uit het kalkevenwicht bij de gemeten pH (de baggerspecie bevat een overmaat aan kalk, waardoor verzuring niet zal optreden). De pH is uit praktische overwegingen gefixeerd op 7. Dit is de waarde die om en nabij in het poriewater in Enkhuizen wordt gemeten. Qua mineralen is gerekend met de aanwezigheid van calciet (kalk), gips en jarosiet. Het Ecosat model gaat uit van chemisch evenwicht. Er is geen rekening gehouden met omzettingen zoals reductie of oxidatie. Er is momenteel nog te weinig informatie over met name reductiesnelheden om hiermee te kunnen rekenen.

Voor het transport geldt dat fysische data (porositeit, gas- en watervolume) zijn gebaseerd op in-situ metingen van de ophoging in de A5. De infiltratie van regenwater is gevarieerd tussen 300, 60, 30 en 6 mm/j. De tijdsduur van de berekeningen is 100 jaar of korter als sulfaat eerder is uitgeput. Er wordt alleen gerekend met convectief, verticaal transport, diffusie is niet beschouwd (bij zeer lage infiltraties van bijvoorbeeld 6 mm/j is dit niet juist, dan kan de bijdrage van diffusie groter worden dan de bijdrage van percolatie).

7.2.2 Chemie

De sulfaatconcentraties die in poriewater zijn gemeten komen goed overeen met de gemodelleerde waarden op basis van evenwicht met gips. Als wordt uitgegaan van het eerste percolaat van kolomproeven zijn de modelwaarden te laag. De verklaring hiervoor is wellicht dat bij de doorspoeling van de kolom, door de snelle verzadiging met water, aanvankelijk een oververzadiging optreedt. In het eerste percolaat is dan geen sprake van een evenwicht. In de praktijk stelt zich, door de veel langere contacttijd, wel een evenwicht in. De verwachting is dat de uitspoeling van sulfaat gedurende lange tijd zal worden bepaald door het oplossen van gips. Daarna gaan andere, minder goed oplosbare mineralen zoals jarosiet in oplossing. Omdat de meeste species

niet verzuren en de beschikbaarheid van ijzer daarom beperkt is, zal de hoeveelheid sulfaat in de vorm van dergelijke mineralen naar verwachting ook beperkt zijn.

7.2.3 Transport van sulfaat

De diepteprofielen na één en na twee jaar van sulfaatgehalten en –concentraties zijn uitgerekend voor alle fluxen. Deze zijn weergegeven in figuur 22. Dieptes beneden de 2 meter zijn niet weergegeven: hierin treden nog geen veranderingen op in de eerste twee jaar. In tabel 53 staan de gemiddelde waarden per halve meter voor dezelfde gehalten, tijden en fluxen. Bij flux 6 mm/j kunnen door modelbeperkingen bij deze zeer lage stroomsnelheid geen berekeningen voor het eerste jaar uitgevoerd worden. Veranderingen in de vaste fase treden vooral op in de bovenste 50 cm (na één en twee jaar): gips lost op en de hoeveelheid sulfaat in het systeem daalt. Veranderingen in vloeistof zijn al dieper te zien bij de hoogste flux, met name na twee jaar. De eerste verlaging van concentraties is het gevolg van het instellen van een nieuw gipsevenwicht na het passeren van het vloeistoffront. De tweede verlaging volgt op het volledig oplossen van gips. Na twee jaar is overal nog jarosiet aanwezig. Dit resulteert na het volledig oplossen van gips in zeer lage sulfaatconcentraties (1,93 mg/l; niet te zien in de grafiek) en lage vaste fasegehalten (wel zichtbaar).

Metingen van mengmonsters over een halve meter zullen waarschijnlijk geen verschil aan kunnen tonen tussen jaren of diepten als de flux 6 mm/j is (verschil is te klein). Als een monster van de bovenste 10 cm wordt genomen, is daarin waarschijnlijk wel een verlaging te meten, zelfs als de flux maar 6 mm/j is.

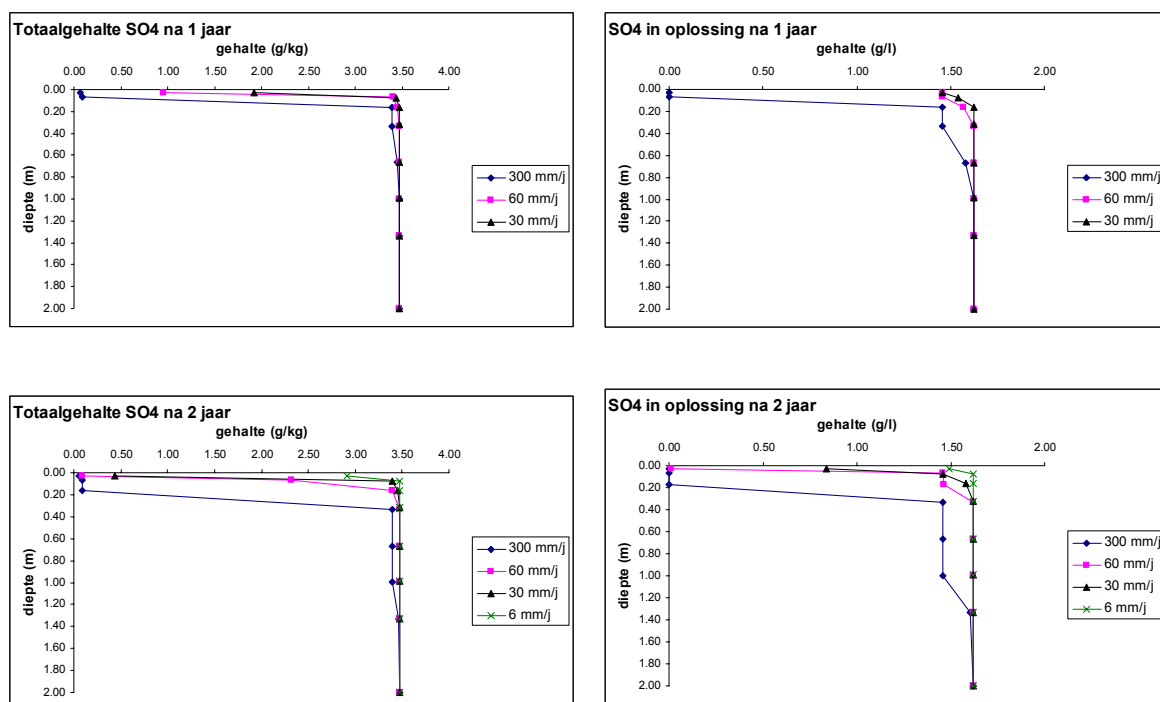


Fig. 22. Diepteprofielen van sulfaat in de bovenste 2 meter van de ophoging, na één en na twee jaar.

Diepteprofielen van sulfaatgehalten zijn ook berekend per flux voor de tijdstippen 0, 5, 10, 15, 20, 25 en 100 jaar. Deze zijn uitgezet in de grafieken in figuur 23. Ook hierin is te zien dat het gips van bovenaf langzaam oplost. Er zijn wederom grote verschillen tussen de fluxen. Na honderd jaar is in de hele ophoging geen gips meer aanwezig als de flux 300 mm/j is.

Vrijwel al het sulfaat is dan dus uitgespoeld. Bij 60 mm/j is na honderd jaar het gips uitgespoeld uit de eerste 2 meter. Bij 30 mm/j is het gips iets verder uitgespoeld dan 1 m. Bij 6 mm/j is alleen in de bovenste plaatsstap (3 cm) geen gips meer aanwezig na honderd jaar. Blijkbaar is zelfs na honderd jaar nog weinig veranderd in de ophoging als er maar zo langzaam water doorheen stroomt. In alle gevallen is jarosiet nog wel aanwezig, behalve in de bovenste plaatsstap bij flux 60 en 30 mm/j en in de bovenste paar decimeters bij 300 mm/j. In de bovenste plaatsstap is nog wel jarosiet aanwezig bij een flux van 6 mm/j.

Tabel 53. Gemiddelde sulfaatgehalten en –concentraties per halve meter, na één en na twee jaar.

	Diepte (m)	SO4-totaal (g/kg)				SO4-opgelost (g/l)			
		300 mm/j	60 mm/j	30 mm/j	6 mm/j	300 mm/j	60 mm/j	30 mm/j	6 mm/j
na 1 jaar	0 - 0,5	2,65	3,29	3,38	-	1,17	1,58	1,60	-
	0,5 - 1	3,45	3,47	3,47	-	1,59	1,62	1,62	-
	1 - 1,5	3,47	3,47	3,47	-	1,62	1,62	1,62	-
	1,5 - 2	3,47	3,47	3,47	-	1,62	1,62	1,62	-
	2 - 3	3,47	3,47	3,47	-	1,62	1,62	1,62	-
	3 - 4	3,47	3,47	3,47	-	1,62	1,62	1,62	-
na 2 jaar	0 - 0,5	1,90	3,14	3,29	3,44	0,88	1,45	1,55	1,62
	0,5 - 1	3,40	3,47	3,47	3,47	1,46	1,62	1,62	1,62
	1 - 1,5	3,44	3,47	3,47	3,47	1,55	1,62	1,62	1,62
	1,5 - 2	3,47	3,47	3,47	3,47	1,62	1,62	1,62	1,62
	2 - 3	3,47	3,47	3,47	3,47	1,62	1,62	1,62	1,62
	3 - 4	3,47	3,47	3,47	3,47	1,62	1,62	1,62	1,62

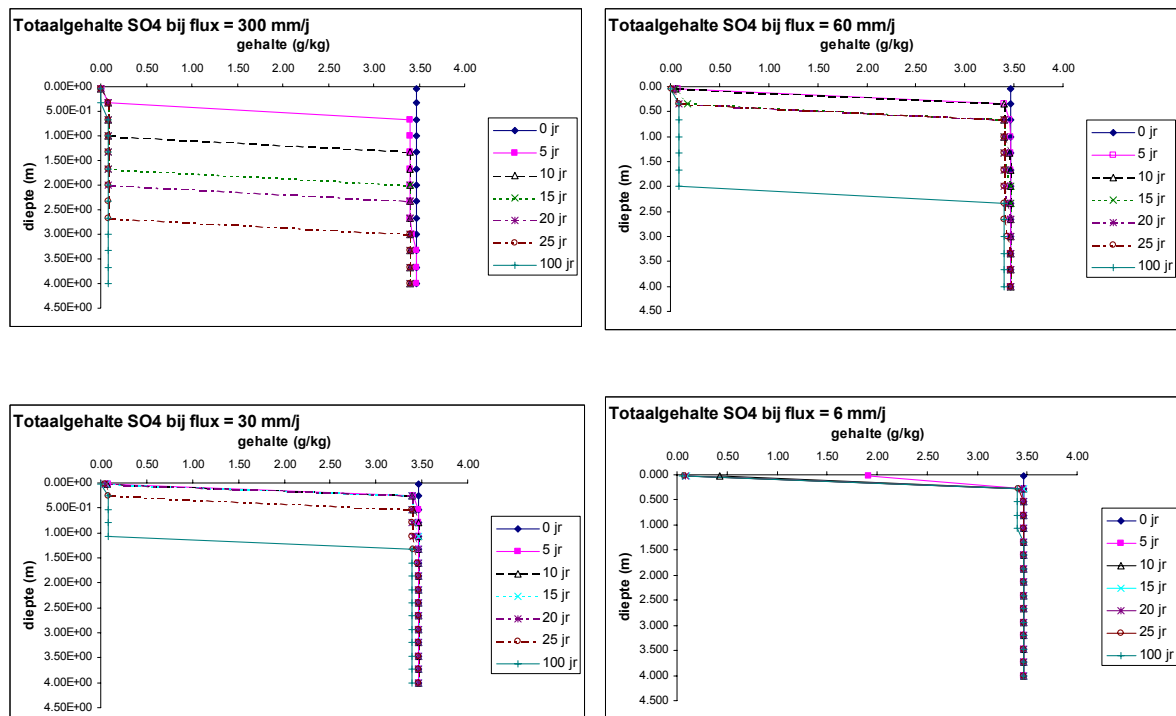


Fig. 23. Diepteprofielen van het sulfaatgehalte per flux.

De cumulatieve uitspoeling van sulfaat uit de ophoging na honderd jaar is uitgerekend als het verschil tussen wat er na honderd jaar nog aanwezig is en wat er aanvankelijk aanwezig was. Het verschil tussen 300 mm/j (16000 g/m²) en 6 mm/j (86 g/m²) is aanzienlijk. Bij een flux van 60 en 30 mm/j spoelt er in honderd jaar respectievelijk ruim 8000 en 4400 g/m² uit.

7.2.4 Discussie en conclusies

Wanneer er geen sulfaatreductie optreedt, wordt de uitspoeling van sulfaat in hoofdzaak bepaald door de oplosbaarheid van gips en de mate waarin regenwater infiltreert.

Het eerste percolaat van kolomproeven is oververzadigd ten opzichte van de oplosbaarheid van gips. Mogelijk is er sprake van een niet-evenwichtssituatie en wordt de emissie bij lage L/S-waarden overschat.

In tabel 54 worden de met Ecosat gemodelleerde waarden voor de sulfaatimmissie vergeleken met de waarden die volgens de formule met het Bouwstoffenbesluit worden berekend, bij verschillende waarden voor de infiltratie. Deze resultaten gelden voor de eerste jaren van de toepassing in Enkhuizen (hoogte 4 meter, sulfaatgehalte 4 g/kg ds). Het blijkt dat resultaten van de Ecosat-modellering en de rekenmethode van het Bouwstoffenbesluit vrijwel gelijk zijn. Dit betekent dat de kappa-waarde uit de formule van het Bouwstoffenbesluit de snelheid van uitloging van dit materiaal goed voorspelt.

Tabel 54. Immissie van sulfaat uit de ophoging in Enkhuizen (sulfaat 4 g/kg ds) bij verschillende fluxen. Waarden zoals ze worden berekend volgens het Bouwstoffenbesluit (categorie 1 = 300 mm/j, de rest is aangepast) en waarden berekend met ECOSAT. De immissie-eis geldt voor categorie 1 constructies. Alle waarden in mg/(m²*j).

infiltratie (mm/j)	Ecosat	Bouwstoffenbesluit	immissie-eis
300	490.000	480.000	100.000
60	100.000	95.000	
30	50.000	48.000	
6	10.000	9.500	

De Ecosat berekeningen bevestigen dat de immissie in de eerste jaren de eis van het Bouwstoffenbesluit met een factor 5 zal overschrijden, althans bij de standaardinfiltratie van 300 mm/j. Bij een infiltratie van 60 mm/j voldoet de immissie juist aan de eis. Een goede beoordeling van de infiltratie is dus van groot belang. Uiteraard zal de maximaal acceptabele infiltratie afhangen van het gehalte aan uitloogbaar sulfaat. Omdat de sulfaatconcentratie in alle situaties wordt bepaald door het gipsevenwicht zal, ook als voldaan wordt aan de immissie-eis, niet worden voldaan aan het uitgangspunt dat de achtergrondconcentratie in het grondwater met maximaal 100% mag toenemen. De sulfaatconcentratie in evenwicht met gips is namelijk circa 1.700 mg/l, terwijl de achtergrondwaarde op 150 mg/l is gesteld. Het is echter wel zo dat bij een geringere infiltratie de verdunning in het grondwater steeds sterker wordt, zodat de percolaatconcentraties snel zullen dalen.

Bij een infiltratie van 6 mm/j zal de werkelijke immissie groter zijn, omdat diffusie dan ook een rol van betekenis speelt, maar de immissie zal desondanks ruimschoots voldoen aan de eis.

Uit de berekeningen blijkt dat het onderscheid in lagen van 0,5 meter, waar bij de eerste opzet van het praktijkonderzoek vanuit is gegaan, voor de meeste situaties voldoet. Echter, bij een geringe infiltratie en een korte onderzoeksperiode van 1-2 jaar is het onderscheid in lagen van 0,5 m te grof om effecten te kunnen onderscheiden. Daarom is bij de uitvoering van het praktijkonderzoek vanaf het eerste monitoringsjaar de bovenste laag van 0,5 m gesplitst in een toplaag van 10 cm en een laag van 40 cm. In de laag van 10 cm zijn bij de meeste waarden van de infil-

tratie effecten meetbaar. Indien er geen afname optreedt kan geconcludeerd worden dat de infiltratie zeer laag is.

7.3 Kans op verzuring van de specie

Indien de pH in baggerspecie daalt tot waarden van circa 4 of lager, neemt de (snelheid van de) zwaveloxidatie sterk toe, omdat ijzeroxiden, die een beschermend laagje vormen rond de pyrietkristallen, in oplossing gaan (zie 2.2). Daarom wordt nagegaan of er een kans is dat de onderzochte speciemonsters als gevolg van omzettingen of depositie verzuren.

Bij de oxidatie van sulfides wordt zuur geproduceerd. Indien ijzer neerslaat, ontstaat 4 mol H⁺ per mol pyriet. Bij andere reacties, zoals nitrificatie, ontstaat eveneens zuur. Het gehalte aan ammonium in baggerspecie is echter veel lager dan het gehalte aan sulfide [17]. Als vuistregel wordt gehanteerd dat er geen verzuring van de baggerspecie optreedt als het gehalte aan calciumcarbonaat meer dan 4,5 maal zo groot is als het gehalte aan sulfide-zwavel. Voor de neutralisatie van het door sulfide-oxidatie geproduceerde zuur is 3,75 gram CaCO₃ per gram zwavel nodig, er wordt dus rekening gehouden met zuurverbruik door andere reacties. De verhouding tussen kalkgehalten en sulfidegehalten (totaal-zwavel min sulfaat-zwavel) is weergegeven in tabel 55. Hierbij is uitgegaan van de waarden die in 2003 in de kern zijn gemeten (de waarden in het talud zijn overeenkomstig). Uit tabel 55 blijkt dat alle onderzochte monsters zoveel kalk bevatten dat de kans op verzuring nihil is.

Tabel 55. Gehalten aan calciumcarbonaat, sulfide-zwavel (totaal-S min sulfaat-S) en verhouding tussen CaCO₃/Sulfide-S in de kern van de proeflocaties, na twee jaar toepassing.

Locatie	CaCO ₃ (g/kg ds)	Sulfide-S (g/kg ds)	CaCO ₃ /Sulfide-S
Nauerna	51	3,5	14
A50 Veghel	53	1,3	41
A5 Badhoevedorp	86	4,8	18
Enkhuizen referentie	110	2,0	55
Enkhuizen compost	95	2,9	33
Enkhuizen laag compost	120	12,3	11
Enkhuizen laag maaisel	110 1)	4,4	25

1) gehalte in talud, geen waarde kern beschikbaar. Verschillen tussen talud en kern zijn op alle locaties zeer beperkt

Behalve door omzettingen in het materiaal kan verzuring optreden door zure depositie. Het is bekend dat de gemiddelde zuurdepositie in Nederland 0,31 mol H⁺/m², j bedraagt, ofwel 31 mol H⁺/m² over 100 jaar [36]. Een laag specie van 1 meter dik heeft bij een kalkgehalte van 5% (het minimum van de onderzochte monsters) en een droge dichtheid van 1000 kg/m³ een zuurbuffercapaciteit van 600 mol/m³ (hierbij wordt gerekend met 1,2 mol H⁺/mol CaCO₃, de totale buffercapaciteit is 2 mol H⁺/mol CaCO₃, maar als deze geheel wordt verbruikt kan er verzuring optreden). Als het zuur in het regenwater als een blokfront reageert, is na 100 jaar 6 cm van de specie verzuurd.

Geconcludeerd wordt dat er door omzettingen in de baggerspecie of depositie geen verzuring zal optreden. Daarom is er geen kans op een versnelling van de zwaveloxidatie in de toekomst. Tevens kan worden geconcludeerd dat verzuring evenmin een risico vormt voor mobilisatie van zware metalen.

7.4 Kans op verdere oxidatie van de baggerspecie

Het sulfaatgehalte in de baggerspecie kan toenemen door verdere oxidatie van de nog aanwezige sulfiden. Hierbij is het de vraag welk deel van de nog aanwezige sulfiden geoxideerd kan worden en in welk deel van de ophoging aërobe condities ontstaan. Uit intern onderzoek van

Tauw blijkt dat als een mengmonster van baggerspecie uit Enkhuizen (proefvak 3, met onderlaag compost) gedurende 60 dagen intensief wordt geroerd, de zwaveloxidatie toeneemt van ruim 18% naar 28%. In een pH-range van 6 tot 8 zijn de resultaten min of meer vergelijkbaar, maar bij pH 4 wordt de oxidatiegraad 48% en bij pH 3 65% [37]. Zoals in de voorgaande paragraaf is aangetoond, is er geen kans op verzuring. De nieuwvorming van sulfaat is op basis van de uitgevoerde proef dus beperkt. Het is echter niet zeker of het resultaat algemeen geldig is, verschillen per specie-type zijn niet uitgesloten.

Oxidatie kan optreden door indringing van zuurstofhoudend regenwater en door diffusie van zuurstof uit de lucht in de ophoging. Het effect van regenwater is eenvoudig uit te rekenen. Regenwater bevat circa 10 mg O₂/liter, bij infiltratie van het neerslagoverschot zal 300*10 = 3000 mg O₂ per m² in de ophoging terecht komen. In 100 jaar zal dan 300.000 mg = 300 gram zuurstof per m² infiltreren. Dit is een worst case benadering, met name in constructieve ophogingen zal de infiltratie al snel een factor 10 lager zijn. Het reducerend vermogen van de specie ligt in de range van 100-300 mmol O₂/kg ds, 1 m³ specie (droge dichtheid 1000 kg/m³) bevat dan minimaal 3200 gram reducerend vermogen uitgedrukt als zuurstof. Dit betekent dat de bovenste 0,1 meter van de specielaag na 100 jaar is geoxideerd. Voor constructieve ophogingen is de situatie nog aanzienlijk gunstiger, omdat de infiltratie veel lager is en de bovenliggende materialen ook zuurstof zullen verbruiken. Het effect van infiltrerend regenwater is daarom te verwaarlozen.

Het effect van diffusie van zuurstof vanuit de atmosfeer is potentieel veel groter. Dit effect is niet eenvoudig te kwantificeren en het zuurstoftransport via de gasfase is niet gemodelleerd⁸. Op basis van visuele waarnemingen is het aannemelijk dat zeker de bovenste 1 – 2 meter van open constructies een aëroob karakter krijgt en dat daarin dus additionele zwaveloxidatie kan optreden. De impact hiervan zal met name afhankelijk zijn van de 'beschikbaarheid' voor oxidatie van de nog aanwezige sulfiden. In constructieve ophogingen zal het effect van oxidatie door indringing van zuurstof uit de lucht in elk geval kleiner zijn, omdat de bovenliggende materialen (laagdikte 1-2 meter) een afscherpende werking hebben en de diffusie van lucht door de sterkere verdichting van de baggerspecie ook langzamer zal verlopen. Echter, ook in constructieve ophogingen is enige nieuwvorming van sulfaat in de toplagen van de constructie niet uit te sluiten, zeker niet als het bovenliggende materiaal uit zand of een ander goed permeabel materiaal bestaat.

7.5 Sulfaatreductiecapaciteit van de specie

De sulfaatreductiecapaciteit van de specie kan op basis van de resultaten van het laboratoriumonderzoek worden afgeleid uit het reducerend vermogen. Dit geldt alleen als de condities in de ophoging zuurstofloos zijn. Op basis van veldwaarnemingen geldt dit in elk geval voor de onderste helft van de constructie. In tabel 56 zijn de sulfaatgehalten en het reducerend vermogen na twee jaar geresumeerd en vervolgens is de minimale sulfaatreductiecapaciteit berekend met behulp van de formule (1) uit tabel 9. De maximale waarde is berekend door het resultaat met een factor 2,5 te vermenigvuldigen. Deze factor is gebaseerd op extrapolatie van het verloop van de sulfaatreductie, die aan het eind van de laboratoriumproeven vaak nog niet was gestabiliseerd (zie 5.3.2).

Uit tabel 56 blijkt dat de minimale sulfaatreductiecapaciteit in de meeste gevallen niet voldoende is om een categorie 1 niveau (circa 1.100 mg sulfaat/kg ds) te bereiken. De vereiste reductie ligt meestal wel fors onder de maximale waarde. Daarom wordt geconcludeerd dat de sulfaatreductiecapaciteit in het algemeen voldoende groot is om een categorie 1 niveau te bereiken. Dit geldt niet als de constructie voor een groot deel aëroob is. De afdeklaag op Nauerna en globaal 50%

⁸ In het projectvoorstel was dit wel voorzien maar dit onderdeel is in overleg met de begeleidingscommissie geschrapt omdat aandacht voor een aantal andere aspecten meer relevant werd geacht.

van de ophogingen in Enkhuizen zijn waarschijnlijk aëroob. In deze zones treedt geen sulfaatreductie op, maar nieuwvorming van sulfaat. In dat geval moet de sulfaatreductiecapaciteit in de onderste helft minstens tweemaal zo groot zijn om de instroom van de bovenste helft te compenseren. Deze capaciteit is niet op alle locaties beschikbaar.

Wel geldt dat de sulfaatreductiecapaciteit van de onderste helft van de proefvakken Enkhuizen met een laag compost en Enkhuizen met een laag maaisel groter is dan de waarde in de tabel. Deze waarde is een gemiddelde voor het hele proefvak. Ingeschat wordt dat de waarde van de onderste laag van 1 meter dik globaal tweemaal zo groot is als het gemiddelde. Als hier rekening mee wordt gehouden en verondersteld wordt dat de helft van open constructies aëroob wordt, blijft de reductiecapaciteit van de proefvakken Enkhuizen compost en laag compost onvoldoende. In het proefvak met maaisel en de referentie is de reductiecapaciteit wel voldoende. Voor de referentie heeft dit als oorzaak dat het sulfaatgehalte in dit compartiment aanzienlijk lager is dan in de andere vakken.

Een en ander wil niet zeggen dat de immissie-eis van het Bouwstoffenbesluit op sommige locaties zeker zal worden overschreden. Dat is namelijk sterk afhankelijk van de werkelijke infiltratie, die vaak lager zal zijn dan het neerslagoverschot. Dit aspect wordt op basis van de praktijkwaarnemingen verder besproken in 8.2 en 8.3. Verder is het van groot belang hoe snel het reductieproces verloopt. Uit praktijkwaarnemingen blijkt dat de reductie langzaam plaatsvindt, de maximale reductie is zeker niet in twee jaar bereikt. Afhankelijk van de infiltratie, kan in de eerste jaren na aanleg een overschrijding van de immissie-eis plaatsvinden, ook als de reductiecapaciteit voldoende is. De gemeten immissies worden besproken in 8.3.

Tabel 56. Voorspelling van de sulfaatreductie op basis gemiddelde waarden sulfaat en reducerend vermogen in de kern van de proeflocaties, na twee jaar toepassing. NB Voorspelling geldt alleen onder zuurstofloze condities, zie tekst.

Locatie	Sulfaat (mg/kg ds)	Red. vermogen (mmol O ₂ /kg ds)	Sulfaatreductiecapaciteit (mg/kg ds)		
			minimum	maximum	Vereist 1)
Nauerna	6.750	241	2.020	7.300	4.600
A50 Veghel	630	290	3.590	9.000	0
A5 Badhoevedorp	5.470	277	3.410	8.500	4.370
Enkhuizen referentie	2.060	124	1.300	3.300	960
Enkhuizen compost	5.910	185	2.150	5.400	4.810
Enkhuizen laag compost	7.630	245	2.970	7.400	6.530
Enkhuizen laag maaisel	4.980	203	2.400	6.000	3.880

1) voor berekenen categorie 1 niveau van 1.100 mg SO₄/kg ds

7.6 Samenvatting en conclusies

Uit berekeningen met het model Ecosat blijkt dat berekende immissies overeenkomen met de voorspelling volgens het Bouwstoffenbesluit, mits van een gelijke infiltratie wordt uitgegaan. Bij een gehalte aan uitloogbaar sulfaat van 4000 mg/kg ds voldoet de immissie aan de eis van het Bouwstoffenbesluit als de infiltratie niet meer is dan 60 mm/j.

Uit de berekeningen blijkt dat het onderscheid in lagen van 0,5 meter, waar bij de opzet van het praktijkonderzoek vanuit is gegaan, voor de meeste situaties voldoet. Echter bij een geringe infiltratie en een korte onderzoeksperiode van 1-2 jaar is het onderscheid in lagen van 0,5 m te grof om effecten te kunnen onderscheiden. Daarom is bij de uitvoering van het praktijk-onderzoek vanaf het eerste monitoringsjaar de bovenste laag van 0,5 m gesplitst in een toplaag van 10 cm en een laag van 40 cm. In de laag van 10 cm is ook bij geringe infiltratie een effect meetbaar. Indien er geen afname optreedt kan geconcludeerd worden dat de infiltratie zeer laag is.

Door omzettingen in de baggerspecie of depositie kan er geen verzuring optreden. Daarom is er geen kans op een versnelling van de zwaveloxidatie in de toekomst. Tevens kan worden geconcludeerd dat verzuring evenmin een risico vormt voor mobilisatie van zware metalen.

Er moet rekening mee worden gehouden dat zeker bij open constructies de bovenste 1-2 meter een aëroob karakter krijgt. Hier zou additionele sulfide-oxidatie kunnen optreden. Uit een proef met materiaal uit Enkhuizen blijkt dat ook onder extreme omstandigheden de zwaveloxidatie slechts in beperkte mate stijgt (van 18 naar 28% van totaal-zwavel). Blijkbaar is een groot deel van de aanwezige sulfiden dermate ingekapseld dat ze niet beschikbaar zijn voor oxidatie. Wel zou deze mate van 'afscherming' per specie-type kunnen variëren. Oxidatie van baggerspecie door infiltrerend regenwater is te verwaarlozen, maar dit geldt niet voor diffusie van zuurstof vanuit de lucht. Dit proces is niet gekwantificeerd.

Onder zuurstofloze omstandigheden is de reductiecapaciteit van de baggerspecie voldoende om een categorie 1 niveau te bereiken. Wanneer dit niveau wordt bereikt is afhankelijk van de kinetiek van het proces, die uit de praktijkwaarnemingen wordt afgeleid (zie 8.4). Als de helft van de ophoging aëroob wordt is de reductiecapaciteit van enkele proefvakken in Enkhuizen onvoldoende. In hoeverre dit tot overschrijding van de immissie-eis leidt is afhankelijk van de werkelijke infiltratie. Deze wordt in 8.2 besproken.

HOOFDSTUK 8

INTERPRETATIE EN DISCUSSIE PRAKTIJKMETINGEN

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van met name het praktijkonderzoek geïnterpreteerd en wordt nagegaan wat de consequenties zijn voor de sulfaat-immissie. Verder worden de resultaten van de laboratoriumproeven met de praktijkgegevens vergeleken. Benadrukt wordt dat de tijdsperiode van de praktijkmonitoring (twee jaar) nog zo kort is dat geen volledig beeld kan worden gegeven. De volgende aspecten worden besproken:

- omvang van de infiltratie van regenwater;
- omzettingen: zwaveloxidatie en sulfaatreductie;
- vergelijking sulfaatreductie in het veld en in het laboratorium;
- achtergrondwaarden sulfaat en invloed van de toepassing van baggerspecie op de grondwaterkwaliteit;
- samenvattende beoordeling van het gebruik van baggerspecie als bouwstof;
- onderzoeksmethoden;
- beleidsmatige aspecten;
- vervolgonderzoek.

8.2 Infiltratie

Voordat nader wordt ingegaan op de infiltratie wordt een overzicht gegeven van neerslag en verdamping in de onderzoeksjaren, zie tabel 57. Hieruit blijkt dat het jaar 2001/2002 wat natter is dan gemiddeld en het jaar 2002/2003 droger. Dit geldt ook als de vergelijking wordt beperkt tot de winterperiode, waarin het neerslagoverschot ontstaat en de meeste infiltratie zal plaatsvinden. Het neerslagoverschot in de *winterperiode* (neerslag min verdamping) is in 2001/2002 340 mm en in 2002/2003 255 mm, gemiddeld is dit 298 mm tegen 322 mm als langjarige referentiewaarde. Het neerslagoverschot is in de onderzoeksperiode dus wat lager, maar het verschil is niet groot. In de zomerperiode van 2003 is het neerslagdeficit (208 mm) wel aanzienlijk groter dan normaal (66 mm). Door extra verdamping kan sulfaat dat eerder is uitgespoeld door capillaire opstijging gedeeltelijk weer naar boven worden verplaatst. De omvang van dit verschijnsel is onbekend. Wel moet er rekening mee worden gehouden dat de infiltratie die uit de meetgegevens wordt afgeleid wat lager kan zijn dan het gemiddelde op langere termijn.

Tabel 57. Neerslag en verdamping in de onderzoeksperiode, in mm.

Periode	Neerslag		Gewasverdamping	
	gemeten	Referentie 1)	gemeten	Referentie 2)
1 oktober 2001 – 30 september 2002				
oktober – maart	459	420	119	98
april – september	399	379	458	445
Totaal	858	799	577	543
1 oktober 2002 – 30 september 2003				
oktober – maart	376	420	121	98
april – september	303	379	511	445
Totaal	679	799	632	543

1) langjarig gemiddelde Nederland (meetwaarde is ook gemiddelde Nederland)

2) langjarig gemiddelde De Bilt (meetwaarde is ook De Bilt)

In welke mate er infiltratie optreedt in de constructies kan kwalitatief worden afgeleid uit het concentratie-profiel van sulfaat en/of chloride. Chloride spoelt gemakkelijk uit en zal uit de bovenste lagen verdwijnen. Uit de resultaten blijkt echter dat de chloridegehalten dermate laag zijn dat deze parameter niet goed bruikbaar is. Wel bevestigt het verloop van chloride (voor zover meetbaar) dat er infiltratie optreedt.

Sulfaat spoelt langzamer uit en hoopt zich eerst op in de onderliggende lagen, omdat de oplosbaarheid beperkend is. Uit deze piek kan worden afgeleid tot welke diepte het infiltrerende regenwater is gekomen. Een kwantitatieve benadering is mogelijk op basis van de uitloging van sulfaat. Uit poriewateronderzoek in Enkhuizen blijkt een gemiddelde sulfaatconcentratie van 1750 mg/l [27]. Deze waarde komt goed overeen met de theoretische oplosbaarheid op basis van het gips-evenwicht. De infiltratie in mm kan nu worden berekend als $((SO4_{begin} - SO4_{eind}) * \text{droge dichtheid}) / 1750 * t$, waarbij t = de tijd in jaren, SO4 is bepaald als gehalte in mg/kg ds. De droge dichtheid is op basis van een aantal metingen aan de ophoging in de A5 en de A50 op 1000 kg/m³ gesteld, voor de A5 en de A50 zelf zijn de exacte meetwaarden van de bovenste laag gebruikt. De infiltratie is standaard berekend door de uitspoeling van sulfaat in de bovenste laag van 10 cm te berekenen. Hierbij wordt verondersteld dat alleen in deze laag uitspoeling is opgetreden en dat het uitgeloopte sulfaat is verplaatst naar de onderliggende laag van 10-50 cm. Daarnaast is ook gerekend met het verschil tussen de bovenste en de tweede laag van 0,5 m. Meestal resulteren beide berekeningen globaal in overeenkomstige waarden. Complicerende factoren zijn:

- de spreiding in de sulfaatmetingen kan aanzienlijk zijn;
- sulfaat kan door oxidatie nieuw worden gevormd, hierdoor worden de uitspoeling en daarmee de infiltratie onderschat. Deze fout zal met name in open constructies (Nauerna, Enkhuizen) tot een onderschatting van de infiltratie leiden.

De resultaten worden vergeleken met de infiltratie die op basis van de doorlatendheidsmetingen (tabel 49) en modelberekeningen [9] is afgeleid. Hierbij wordt uitgegaan van de laagste meetwaarde van de doorlatendheid, omdat er aanwijzingen zijn dat sommige metingen zijn verstoord door de aanwezigheid van puindeeltjes. Er wordt een range opgegeven die is gebaseerd op een berging van 0 tot 5 mm (er blijft geen respectievelijk 5 mm neerslag op de constructie staan alvorens afstroming optreedt).

De resultaten zijn samengevat in tabel 58. Hierbij worden kern en talud onderscheiden. De kern is het hoogste deel van de ophoging, het talud de schuine zijde. De verwachting is dat de infiltratie in de kern kleiner is dan in het talud, omdat de verdichting van de kern optimaal is, er soms een dikkere laag bovenliggende materialen is aangebracht (A5, A50) en het wegdek de infiltratie zal beperken. Dit laatste speelt geen grote rol omdat het asfalt pas laat in de onderzoeksperiode is aangebracht.

Tabel 58. Berekende infiltratie op basis van afname sulfaatgehalte in de bovenste laag na twee jaar en op basis van de relatie doorlatendheid – infiltratie, in mm/j.

Locatie, laag	Infiltratie kern (mm/j)		Infiltratie talud (mm/j)	
	Uitspoeling SO4	Doorlatendheid	Uitspoeling SO4	Doorlatendheid
Nauerna, 1 m	157	300-400	n.v.t.	n.v.t.
A5, Badhoevedorp	9	7-46	57 (2002)	7-46
A50, Veghel	6 (27 in 0,4 m)	300-400	45 in 0,5 m	300-400
Enkhuizen, referentie	105	300-400	57 (170 in 0,5 m)	300-400
Enkhuizen, compost	150	150-300	98 (270 in 0,5 m)	150-300
Enkhuizen, laag compost	180	300-400	240	300-400
Enkhuizen, laag maaisel	143	14-90	11	14-90

Voor het talud geldt dat niet alleen de bovenste laag minder goed is verdicht, ook kan er meer water overheen of doorheen stromen als het regenwater dat op de kern valt daar niet infiltreert.

Hoewel rekening moet worden gehouden met een mogelijk aanzienlijke spreiding als gevolg van het inhomogene karakter van de baggerspecie, zijn enkele tendensen wel duidelijk:

- in de open constructies is de infiltratie in elk geval qua orde van grootte vergelijkbaar met het gemiddelde neerslagoverschot;
- in de wegophogingen is de infiltratie in de kern circa 10 mm, in de taluds is de waarde met enkele tientallen millimeters wat hoger.

Meestal is de infiltratie op basis van de afname van sulfaat lager dan de infiltratie op basis van de doorlatendheid. Waarschijnlijk is dit het gevolg van de eerder genoemde problemen door de aanwezigheid van puindeeltjes, die leiden tot een overschatting van de doorlatendheid⁹. Verder kan op enkele locaties vorming van droogtescheurtjes mogelijk een rol spelen (dit is een tijdelijk effect). De berekeningen op basis van de sulfaatafname zijn gebaseerd op meer waarnemingen en de resultaten voor de periode 2001-2002 zijn globaal hetzelfde als voor de periode 2001-2003. Tevens doen de resultaten veel meer recht aan de evidente verschillen in opbouw van de constructie en verdichting van de specie. Daarom wordt geconcludeerd dat de infiltratie op basis van sulfauitspoeling een beter beeld geeft van de werkelijke infiltratie dan de waarde op basis van de doorlatendheid.

Naast problemen bij de uitvoering van de bepaling zal ook een rol spelen dat de relatie infiltratie - doorlatendheid is gebaseerd op een gemiddeld neerslagjaar. Aangezien de zomer van 2003 extreem droog en warm was is het neerslagoverschot kleiner dan gemiddeld. Dit zal bijdragen aan een overschatting van de infiltratie op basis van de doorlatendheid. Dit betekent ook dat de infiltratie die op basis van de sulfaatafname is berekend in een gemiddeld jaar hoger zal zijn.

Een andere oorzaak voor een lagere infiltratie kan zijn dat de baggerspecie weliswaar een zekere doorlatendheid bezit, maar dat het regenwater preferent afstroomt over of door bovenliggende lagen afdekgrond of zand, met andere woorden, (een deel van) het regenwater bereikt de baggerspecie niet.

Uit de resultaten blijkt dat in constructieve ophogingen het talud een wat hogere infiltratie te zien geeft dan de kern. Dit is volgens verwachting, omdat de buitenste laag van het talud minder goed is verdicht dan de bovenste laag van de kern. Voor de niet-constructieve ophogingen in Enkhuizen is dit effect alleen waarneembaar als wordt uitgegaan van een grotere laagdikte van 0,5 m. Naarmate de specie beter doorlatend is en er geen bovenliggende lagen aanwezig zijn, zal het verschil tussen kern en talud afnemen. Een omgekeerde situatie (infiltratie kern groter dan talud) is denkbaar als er bovenop de ophoging water blijft staan, terwijl water dat op het talud valt snel afstroomt.

Samengevat geldt dat er qua infiltratie een duidelijk onderscheid is tussen constructieve en niet-constructieve toepassingen van baggerspecie. Daarnaast zal ook het specie-type een rol spelen. Voor een deel van de toepassingen is het uitgangspunt van het Bouwstoffenbesluit (infiltratie 300 mm/j) redelijk, voor constructieve toepassingen is de infiltratie een of twee ordes van grootte lager.

⁹ In het veld zijn deze puindeeltjes uiteraard ook aanwezig, maar de impact daarvan is veel minder dan in de relatief smalle laboratoriumkolom.

8.3 Immissie

De sulfaat-immissie kan op verschillende manieren worden berekend:

- a. standaard volgens het Bouwstoffenbesluit. Er wordt uitgegaan van de sulfaatgehalten die bij aanvang zijn bepaald. Deze zullen iets afwijken van de gangbare bepaling via de kolomproef;
- b. op basis van de afname van sulfaat in de bovenste laag (zie 8.2);
- c. op basis van de toename van sulfaat in de bodem onder de ophoging. Deze kan berekend worden uit het verschil tussen het sulfaatgehalte bij de aanleg van de ophoging en het sulfaatgehalte na twee jaar.

Methode c is de ultieme werkwijze, omdat de immissie direct wordt bepaald. Echter, een mogelijk probleem hierbij is dat sulfaat ook in de bodem kan worden omgezet tot sulfide, waardoor de (oorspronkelijke) immissie onderschat wordt.

Methode b is alleen juist indien het geïnfiltreerde regenwater niet in de ophoging wordt 'gebor-gen'. Op de meeste locaties wordt een afname van het vochtgehalte gemeten, zodat ophoping van vocht niet optreedt. Verder is denkbaar dat het regenwater niet neerwaarts percoleert, maar bijvoorbeeld door de oppervlakkige laag afstroomt. Dit is mogelijk als de specie slecht doorlatend is en de doorlatendheid dieper in de ophoging afneemt. In hoeverre dit een rol speelt kan niet worden beoordeeld.

In het ideale geval kan uit het verschil tussen b en c worden afgeleid welk deel van de potentiële emissie door sulfaatreductie wordt geëlimineerd.

De resultaten zijn samengevat in tabel 59. Hieruit blijkt dat de voorspelling van het Bouwstoffenbesluit redelijk tot goed overeenkomt met de gemeten uitspoeling op de locaties Nauerna en Enkhuizen. In Enkhuizen is de uitloging weliswaar lager dan voorspeld, maar dit kan deels worden verklaard door de droge zomer van 2003. In elk geval liggen zowel de voorspelling als de meting ruim boven de immissie-eis. In de constructieve ophogingen ligt de uitspoeling zeer ruim onder de voorspelling door de geringe infiltratie.

De tabel illustreert heel goed dat uitspoeling niet hetzelfde is als immissie. In de ophoging of in de bodem kan het (uit de toplaag) uitgespoelde sulfaat worden omgezet en vastgelegd als sulfide. Het blijkt dat in of onder de ophoging van Enkhuizen inderdaad op grote schaal sulfaatreductie plaatsvindt, waardoor op basis van de bodemgehalten alle proefvakken voldoen aan de immissie-eis. Onder de meeste proefvakken is het sulfaatgehalte na twee jaar zelfs lager dan de beginwaarde, vandaar de negatieve waarden. Dit is te verklaren omdat in de bodem zuurstofloze condities ontstaan en bovendien de toplaag van de bodem rijk is aan organische stof (gloeiverlies 6-9%). De verschillen per proefvak weerspiegelen wellicht eerder de verschillen in sulfaatreductiecapaciteit van de bodem (door variaties in organische stofgehalte) dan de verschillen in emissie vanuit de baggerspecie. Het is niet bekend hoe groot de sulfaatreductiecapaciteit van de bodem is, met andere woorden, hoe lang de bodem het uitgelogde sulfaat kan omzetten in sulfide.

Opmerkelijk is dat de immissie onder de constructieve ophogingen juist hoger is dan de uitspoeling. Van de ophoging in de A5 is bekend dat de drainzandlaag is volgestroomd met percolaat dat waarschijnlijk hoofdzakelijk via deklagen is toegestroomd (zie 6.2.3; [35]). De sulfaatgehalten van het afdek materiaal zijn niet onderzocht, maar het is zeker mogelijk dat dit materiaal sulfaat bevat. Aangezien het regenwater preferent door de bovenliggende lagen zal stromen, kan er in deze lagen in korte tijd relatief veel uitloging optreden, ook al voldoen de sulfaatgehalten aan de eis van het Bouwstoffenbesluit. Dit betekent dat de immissie vanuit de baggerspecie via de meting in de bodem onder de A5 wordt overschat.

Daarnaast zou emissie door diffusie een rol kunnen spelen. Op basis van [28] wordt echter geconcludeerd dat de emissie door diffusie globaal 10.000 mg/m², j bedraagt, zodat het verschil tussen uitspoeling en immissie hierdoor niet wordt verklaard.

Ten slotte moeten de gemeten immissies op de locaties Badhoevedorp en Veghel in samenhang met de aanlegperiode worden gezien. De constructies hebben geruime tijd (circa twee jaar) open gelegen (zonder asfalt), in Veghel heeft het materiaal ook circa 0,5 jaar zonder afdekgrond of zand gelegen. De infiltratie zal in deze periode in elk geval hoger zijn dan in de normale situatie. Daarom wordt geconcludeerd dat de immissies in de gebruiksfase zullen voldoen aan de eis van het Bouwstoffenbesluit.

Tabel 59. Sulfaat-immissie op basis van (1) berekening bouwstoffenbesluit; (2) gemeten afname in bovenste laag ophoging; (3) gemeten toename in de bodem (laag 1 meter dik). Immissie in mg SO₄/m², j. Norm is 100.000 mg SO₄/m², j.

Locatie, laag	Kern			Talud		
	Bst.besl.	Infiltratie	bodem	Bst.besl.	Infiltratie	bodem
Nauerna, 1 m	638.000	625.000	n.b.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
A5, Badhoevedorp	722.000	15.000	137.000 2)	738.000	99.200	137.000 2)
A50, Veghel	73.000	10.100 1)	109.000	69.000	79.000	109.000
Enkhuizen, referentie	492.000	184.000	-161.000	368.000	100.000	-52.000
Enkhuizen, compost	635.000	264.000	-229.000	769.000	172.000	55.000
Enkhuizen, laag compost	769.000	315.000	-25.000	841.000	420.000	-101.000
Enkhuizen, laag maaisel	671.000	250.000	59.000	759.000	19.000	4.000

1) 38.000 op basis van laag van 0,4 m

2) waarde te hoog door toestroming 'extern' percolaat in drainagelaag

Samenvattend wordt het volgende geconcludeerd betreffende de emissie en immissie van sulfaat:

- de uitspoeling vanuit een dunne laag of open constructies met baggerspecie kan de immissie-eis in sterke mate overschrijden;
- de uitspoeling vanuit constructieve ophogingen voldoet zeker in de gebruiksfase aan de immissie-eis;
- sulfaat dat uit de toplaag uitspoelt kan dieper in de ophoging of in de bodem gereduceerd worden. De sulfaatreductiecapaciteit van de bodem is echter niet op iedere willekeurige locatie voldoende groot om het uitgespoelde sulfaat in voldoende mate te reduceren.

8.4 Omzettingen

8.4.1 Zwaveloxidatie

In de praktijk kan nieuwvorming van sulfaat optreden door additionele zwaveloxidatie. Uit onderzoek in Zuidelijk Flevoland blijkt bijvoorbeeld dat de zwaveloxidatie in de loop van 19 jaar langzaam stijgt tot maximaal 60% (sulfaat-zwavel van totaal-zwavel). Zwavel in baggerspecie die in depot is gerijpt is gemiddeld voor circa 30% geoxideerd.

In tabel 60 worden de oxidatiepercentages in 2001 en 2003 met elkaar vergeleken. Daaruit volgt dat in de bovenste 1-2 meter van de open toepassingen additionele oxidatie optreedt, in constructieve ophogingen is dat niet het geval. Het grootste effect is opgetreden in 2003, waarbij de warme en droge zomer een rol zal spelen. De snelheid van de zwaveloxidatie die uit de onderzoeksperiode wordt afgeleid is daarom gemiddeld gezien waarschijnlijk te hoog.

Wel wordt geconcludeerd dat rekening moet worden gehouden met additionele oxidatie in de toepassingsperiode, met name in open toepassingen. Een langzame toename in de bovenste 1-2 meter van circa 30% (waarde uit depot) tot circa 60% is niet ondenkbaar. De gevonden oxida-

tiesnelheden zijn voor de verschillende onderzochte locaties globaal gezien gelijk. Voor een gemiddeld weerbeeld en de bovenste 1-2 meter van open constructies lijkt een toename van de zwaveloxidatie met circa 3% per jaar reëel.

Door een soms aanzienlijke spreiding in totaal-zwavelgehalten zijn sommige waarden wellicht minder betrouwbaar, wel wordt de gevonden trend bevestigd door het verloop van sulfaat.

Tabel 60. Zwavel-oxidatie in 2001 en 2003 en toename in procent per jaar. Effect uitspoeling verwaarloosd.

Locatie	2001	2003	Toename in %/jaar
Nauerna, 0-1 m	28,0	38,9	5,5
Enkhuizen, referentie 0-1 m	37,1	50,3	6,5
Enkhuizen, 5% compost	59,3	52	-3,7 1)
Enkhuizen, laag compost, 0-1 m	12,6	20,0	3,5
Enkhuizen, laag compost, 0-1 m	16,6	27,5	5,5
A5, 0-1 m	27,8	27,7	0,0
A50, 0-1 m	17,3	14,2	-1,6

1) beginwaarde wellicht te hoog, op basis van waarden 2002/2003 toename van 10,5%

Voor alle locaties is op basis van het verloop met de diepte aangetoond dat de uitspoeling sneller verloopt dan de eventuele nieuwvorming van sulfaat. Zwaveloxidatie leidt niet tot een toename van de immissie per jaar, omdat het percolaat al verzadigd is met sulfaat. Wel zal over een langere tijdsduur sulfaat uitspoelen, zodat de totale immissie wel toeneemt.

8.4.2 Sulfaatreductie

De sulfaatreductie is berekend op basis van veranderingen in het gemiddelde sulfaatgehalte in de constructies of delen daarvan, zie tabel 61. Er is geen rekening gehouden met uitspoeling of nieuwvorming. Dit leidt tot beperkte fouten, voor situaties met een dunne laag en een aanzienlijke infiltratie (Nauerna, taluds Enkhuizen) is het effect van uitspoeling maximaal circa 10%. Omdat nieuwvorming de uitspoeling deels compenseert zal de fout kleiner zijn dan 10%. De spreiding als gevolg van de fout in monsterneming en analyse is minstens 10%. Verschillen van 10% zijn daarom niet significant. De waarden zijn samengevat in tabel 61.

Tabel 61. Berekende sulfaatreductie op basis van afname sulfaatgehalte in twee jaar, in %. Negatieve waarde = toename.

Locatie, laag	Kern	Talud
Nauerna, 1 m	-7	n.v.t.
A5, Badhoevedorp	33	10
A50, Veghel	24 (39 in 2002)	33 1)
Enkhuizen, referentie	-22	-32
Enkhuizen, compost	5	18
Enkhuizen, laag compost	8	-3
Enkhuizen, laag compost, onderste meter	38	18 (2002/2003)
Enkhuizen, laag maaisel	29	9 (2002)
Enkhuizen, laag maaisel, onderste meter	69	18 (2002)

1) Monsterlocaties niet gelijk

In de constructieve ophogingen en de lagen van de proefvakken waaraan compost en maaisel zijn toegevoegd, is sulfaat aanzienlijk afgenomen. Op de overige (deel)locaties is na twee jaar nog weinig of geen sulfaat omgezet. Dit geldt voor de afdeklaag en de meeste proefvakken in Enkhuizen. Algemeen geldt dat sulfaatreductie een proces is dat langzaam verloopt, zoals ook blijkt uit de laboratoriumproeven. Verder speelt een rol dat delen van open constructies aëroob zijn, zodat daar eerder oxidatie dan reductie optreedt. Echter, het feit dat in een ophoging als ge-

heel weinig sulfaatreductie optreedt, sluit niet uit dat reductie in de onderste laag wel een belangrijke rol speelt en zodoende de uitloging kan beperken. Uit zowel visuele waarnemingen als de analyseresultaten blijkt dat de onderste laag van de ophogingen altijd een reducerend karakter heeft. Aangezien het percolaat de onderste laag moet passeren, zou deze bij een sterke sulfaatreductie de emissie kunnen beperken tot een categorie 1 niveau. Vooralsnog is alleen het sulfaatgehalte in de laag met maaisel gedaald tot dit niveau.

Wat het gebruik van additieven betreft heeft compost duidelijk minder effect dan maaisel. Dit verschil komt overeen met de resultaten van laboratoriumonderzoek.

Uit de gegevens blijkt verder dat de reductie in het talud meestal minder is dan in de kern. Dit zal het gevolg zijn van een meer geoxideerd karakter van het talud. Uit diverse waarnemingen blijkt dat in elk geval de bovenste meter een aëroob karakter heeft, de onderzochte taluds zijn 1,5 – 2 m hoog en zullen dus in verhouding meer aëroob zijn dan de kern. Dit kan nog versterkt worden door een geringere verdichting.

Uit de resultaten wordt geconcludeerd dat het op korte termijn (twee jaar) voldoen aan de immissie-eis voor sulfaat alleen mogelijk is als

- de infiltratie (zeer) laag is;
- maaisel of andere reactieve organische stof wordt toegevoegd aan de specie;
- het materiaal bij aanvang al weinig sulfaat bevat, zodat een geringe omzetting voldoende is (A50).

Meestal lukt het niet om een kloppende massa-balans te verkrijgen op basis van totaal-zwavel. Het is momenteel niet duidelijk of dit vooral het gevolg is van problemen bij de bepaling van totaal-zwavel (veranderingen in gehalten in de loop van de tijd zijn soms aantoonbaar onjuist) of van spreiding als gevolg van inhomogeniteit van het materiaal. Als dit laatste de hoofdrol speelt, is het beeld dat tabel 61 geeft mogelijk onjuist. Overigens is dit beeld wel volgens verwachting.

Uit tabel 61 blijken aanzienlijke verschillen in procentuele omzetting. Als echter gekeken wordt naar de absolute omzetting, is de situatie anders, zie tabel 62. De relatief hoge omzetting in de A50 is een gevolg van het absoluut gezien lage sulfaatgehalte. De absolute omzetting is in de meeste situaties vergelijkbaar en bedraagt 100-1000 mg sulfaat/kg, jaar. De toevoeging van maaisel en compost leidt tot waarden van 1000-1600 mg sulfaat/kg, jaar (maximale waarde in laag maaisel).

Tabel 62. Absolute sulfaatreductie (mg SO₄/kg, jr) en extrapolatie naar categorie 1 eis, op basis van praktijkmetingen gedurende twee jaar 1).

Locatie, laag	Sulfaatreductie kern (mg SO ₄ /kg ds, j)	Bereiken categorie 1 eis (j)
A5, Badhoevedorp	1300	5
A50, Veghel	100; 300 (2002)	Is al bereikt
Enkhuizen, referentie	0	n.v.t.
Enkhuizen, compost	150; 900 (2002)	43; 7
Enkhuizen, laag compost	300	21
Enkhuizen, laag maaisel	1000	6
Enkhuizen, laag compost, onderste meter	1350	5
Enkhuizen, laag maaisel, onderste meter	1100; 1600 (2002)	Is al bereikt

1) Gemiddelde per jaar, als er grote verschillen zijn per jaar is de waarde 2001/2002 apart vermeld.

Op basis van de extrapolatie van deze omzetting kan worden uitgerekend hoe lang het duurt voordat een categorie 1 eis is bereikt. Meestal duurt dit circa vijf jaar, in proefvakken te Enkhuizen kan dit oplopen tot meer dan 20 jaar, het referentievak bereikt nooit een gereduceerde sta-

tus. De tijdsperioden zijn mogelijk geflatteerd door de droge zomer van 2003, die ongunstig was voor reductie en gunstig voor oxidatie. Ook geldt dat in de onderste lagen eerder een categorie 1 niveau kan worden bereikt, terwijl de bovenste 1-2 meter aëroob zullen blijven. Echter, duidelijk is dat sulfaatreductie pas na een aantal jaren een zodanig effect kan hebben dat dit proces de emissie bepaalt. In de eerste vijf jaar na aanleg kan de immissie-eis voor sulfaat daarom overschreden worden, tenzij de infiltratie voldoende laag is of de sulfaatreductie gestimuleerd wordt.

8.5 Vergelijking laboratorium en praktijk

In tabel 63 worden de resultaten van de laboratorium- en de praktijkproeven met elkaar vergeleken. Voor de meeste monsters geldt dat de omzetting in het laboratorium na ruim 0,5 jaar globaal overeenkomt met de praktijkwaarde na twee jaar.

Tabel 63. Vergelijking sulfaatreductie op basis van afname sulfaatgehalte in één jaar, in %.

Locatie, laag	Praktijk na 2 jaar	Laboratorium na 224 d 1)
Nauerna, 1 m	0 (is aëroob)	11
A5, Badhoevedorp	11/33 2)	16
A50, Veghel	39/24 2)	51
Enkhuizen, referentie	0	0
Enkhuizen, compost	5	0
Enkhuizen, laag compost, onderste meter	38	60 3)
Enkhuizen, laag maaisel, onderste meter	69	55

- 1) beoordeling ten opzichte van meting op t=1, niet ten opzichte van het maximale sulfaatgehalte dat veelal op een later tijdstip wordt gemeten. Dit in verband met de analysemethode van de praktijkmonsters.
- 2) waarde na één resp. twee jaar.
- 3) deze waarde is waarschijnlijk geflatteerd door een te hoog organische stofgehalte in het laboratoriummonster.

Geconcludeerd wordt dat de laboratoriumproef een goede voorspelling geeft van de praktijk, waarbij de snelheid in het laboratorium twee tot viermaal zo groot is als de snelheid in de praktijk. De laboratoriumproef is bruikbaar om de sulfaatreductie te voorspellen, gesteld dat de condities in de praktijkophoging tenminste voor een deel zuurstofloos zijn.

8.6 Grondwaterkwaliteit

8.6.1 Achtergrondconcentratie

Uit het nulonderzoek op de locaties kan een achtergrondwaarde voor sulfaat worden afgeleid. Vervolgens kan, op basis van het principe van marginale grondwaterbelasting, een locatie-specifieke immissie-eis worden berekend. De resultaten zijn samengevat in tabel 64. Deze tabel laat zien dat de grondwaterkwaliteit van de locatie in Brabant globaal overeenkomt met de streefwaarde voor grondwater, terwijl de sulfaatconcentratie op de locatie in Noord-Holland, als gevolg van mariene invloed, ver boven deze streefwaarde ligt. Als de afleiding van het Bouwstoffenbesluit locatie-specifiek wordt toegepast, is een overschrijding van de formele norm met een factor 5-6 toegestaan. Op basis hiervan leiden verhoogde immissies in de eerste jaren na de aanleg van de constructies in Noord-Holland niet tot een ontoelaatbare beïnvloeding van het grondwater.

Tabel 64. Gemiddelde achtergrondconcentraties van sulfaat en daarvan afgeleide immissie-eis #.

Locatie	Achtergrond sulfaat (mg SO ₄ /l)	Immissie-eis categorie 1 (mg SO ₄ /m ² , j)
Nederland	150	100.000
A5 Badhoevedorp	820	547.000
A50 Veghel	190	127.000
Enkhuizen	930	620.000

de locatie-specifieke immissie-eis is evenredig ten opzichte van 150 mg/l opgehoogd

8.6.2 *Invloed op grondwaterkwaliteit*

Er zijn geen duidelijke aanwijzingen dat de grondwaterkwaliteit negatief wordt beïnvloed door emissies vanuit de baggerspecie. Hierbij speelt een rol dat de meetperiode van twee jaar wellicht nog te kort is om duidelijke effecten te kunnen constateren.

Er zijn diverse aanwijzingen dat de aanleg van constructies met baggerspecie resulteert in meer gereduceerde condities in de bodem en het grondwater onder de ophogingen. Deze verandering kan consequenties hebben voor de grondwaterkwaliteit, zoals een toename van ijzer- of sulfideconcentraties. Tot nu toe zijn hiervoor geen duidelijke aanwijzingen.

Hoewel op langere termijn niet kan worden uitgesloten dat de sulfaatconcentratie in het grondwater op locaties zoals Enkhuizen zal toenemen, blijft deze toename wel binnen de toegestane marge van het Bouwstoffenbesluit indien wordt uitgegaan van een locatie-specifieke benadering. Het verloop van de sulfaatconcentratie zal mede afhankelijk zijn van de mate waarin sulfaat in de onverzadigde zone van de bodem wordt gereduceerd. Dit proces speelt in Enkhuizen een belangrijke rol, waardoor de gemeten toename van sulfaat in de bodem tot nu toe ruimschoots voldoet aan de immissie-eis.

8.7 **Beoordeling gebruik gerijpte baggerspecie als bouwstof**

Niet constructieve ophogingen (geluidswallen, landschapsbouw e.d.)

Bij matig zandige specie infiltreert het neerslagoverschot en blijft de bovenste laag aëroob. In diepere lagen kan sulfaatreductie optreden, mits de specie voldoende organische stof bevat. Dit zal echter niet altijd het geval zijn. Mede gezien de traagheid van de sulfaatreductie, kan in de eerste vijf jaar de immissie-eis van sulfaat overschreden worden. In dunne lagen (1 meter) treedt geen sulfaatreductie op, maar eerder zwaveloxidatie (nieuwvorming van sulfaat), zodat de totale hoeveelheid sulfaat die uitspoelt een factor 2 hoger kan zijn dan het gehalte bij aanvang.

Tijdelijke afdeklagen op stortplaatsen.

Afdeklagen op stortplaatsen hebben door hun beperkte laagdikte een aëroob karakter, zodat sulfaatreductie niet optreedt. Afhankelijk van de doorlatendheid zal het volledige neerslagoverschot of een deel ervan infiltreren. De immissie-eis van het Bouwstoffenbesluit kan hierbij overschreden worden. Door omzetting in het stortlichaam kan sulfaat nog worden gereduceerd. Indien het percolaat wordt opgevangen en behandeld, levert overschrijding van de immissie-eis feitelijk geen probleem op, omdat het percolaat niet in de bodem komt.

Constructieve ophogingen

Door verdichting en de aanwezigheid van bovenliggende materialen is de infiltratie in de kern gering. Hierdoor voldoet de immissie waarschijnlijk aan de eis, ook als de sulfaatreductie langzaam verloopt. De infiltratie in het talud is hoger, maar voldoet nog wel aan de eis.

Noodzaak en aard corrigerende maatregelen

Open (niet constructieve) toepassingen van baggerspecie zullen zeker in de eerste jaren na aanleg niet aan de immissie-eis voldoen. Voor het deel van de baggerspecies met weinig organische stof geldt dat de sulfaatreductiecapaciteit onvoldoende kan zijn. Voor dunne lagen (circa 1 meter) geldt dat ze een aëroob karakter houden, waardoor reductie niet optreedt. Voor althans een deel van de mogelijke toepassingen geldt daarom dat ze langdurig de immissie-eis zullen overschrijden, voor een ander deel zal dit alleen in de eerste jaren na aanleg zijn (globaal 5 jaar). Voor taluds van constructieve ophogingen is overschrijding denkbaar indien sterk zandige specie wordt verwerkt.

Wanneer deze overschrijdingen door het bevoegd gezag niet acceptabel worden geacht, zijn de volgende maatregelen denkbaar:

- taluds in constructieve ophogingen zo steil mogelijk afwerken, aanvullen met ander materiaal;
- organische stof in de vorm van maaisel toevoegen aan de onderste 2 meter van de ophoging.

Omdat de specie in de eerste jaren in de regel niet zal voldoen aan de categorie 1 eis, is het te overwegen om de droogleggingseis voor categorie 2 materialen (0,5 m boven de GHG) voor gereijpte baggerspecie te handhaven. Als dit niet wordt gedaan kan grondwater direct in contact komen met de specie, waardoor de uitloging tijdelijk sterk kan toenemen. Op langere termijn is een verzadigd milieu gunstig voor de sulfaatreductie.

8.8 Onderzoeksmethoden

Het onderscheid van een extra laag van 0,1 m bij het onderzoek van praktijkophogingen is zeer zinvol gebleken. Hierdoor is meer inzicht verkregen in de infiltratie.

Gezien de lage concentraties levert analyse van chloride in het algemeen geen nuttige informatie. Deze analyse is daarom gestaakt.

De analyseresultaten van totaal-zwavel en in mindere mate sulfaat vertonen sterke fluctuaties. De vergelijking van zwaveloxidatie percentages in de tijd is daarom voor een aantal locaties onvoldoende betrouwbaar. Naast een inhomogene verdeling van totaal-zwavel spelen mogelijk analyseproblemen een rol. Het is daarom aan te bevelen om de methode voor de bepaling van totaal-zwavel nader te onderzoeken. Problemen als gevolg van de spreiding zijn voor locaties als geheel van beperkte omvang door het uitmiddelen. De vergelijking per laag wordt soms wel bemoeilijkt door onverklaarbare verschillen.

Bepaling van de doorlatendheid op gestoken monsters blijkt tot onwaarschijnlijk hoge waarden te leiden. De aanwezigheid van puindeeltjes is hiervoor waarschijnlijk primair verantwoordelijk. Het lijkt daarom beter om uit te gaan van monsters die in het laboratorium zijn verdicht, waarbij de storende puindeeltjes verwijderd kunnen worden.

8.9 Beleidsmatige aspecten

Gezien de resultaten van dit onderzoek kan niet geconcludeerd worden dat de immissie van sulfaat uit baggerspecie altijd zal voldoen aan de (huidige) eis van het Bouwstoffenbesluit van 100.000 mg SO₄/m², jaar. Door een grote range in de baggerspeciekwiteit, zowel als de wijze van toepassing van de specie, zijn er aanzienlijke variaties in de werkelijke immissie.

Aangezien in het percolaat van de baggerspecietoepassing relatief hoge sulfaatconcentraties ontstaan van circa 1.800 mg/l, kunnen diverse normen of richtwaarden in de onmiddellijke omgeving van een toepassing van baggerspecie overschreden worden. De kans is klein dat bij constructieve toepassingen dergelijke problemen ontstaan.

De volgende opties zijn denkbaar om zodanig met de baggerspecie om te gaan dat enerzijds recht wordt gedaan aan mogelijke risico's, anderzijds de toepassing van dit materiaal als bouwstof niet onnodig wordt belemmerd:

- Gebiedsgericht beleid. Aangezien sulfaat een stof is die van nature in de baggerspecie voorkomt, kan men stellen dat bij toepassing van gebiedseigen specie het aanwezige sulfaat weer in de lokale zwavelkringloop wordt opgenomen en dat er op langere termijn bezien geen extra bodembelasting ontstaat. Deze optie is niet bruikbaar in het geval dat baggerspecie buiten het gebied van herkomst wordt toegepast.
- Toepassings specifieke eisen. Voor toepassingen in constructieve ophogingen zou de sulfaateis kunnen vervallen. Eventueel dient dit geborgd te worden door eisen te stellen aan de maximale doorlatendheid en de minimale laaghoogte van bovenliggende materialen. Voor niet-constructieve (open) toepassingen zouden extra eisen gesteld moeten worden in de vorm van een voldoende hoog reducerend vermogen in de onderste laag. Dit is zonnodig te bereiken door de additie van maaisel.

8.10 Vervolgonderzoek

Gezien het trage verloop van de processen is er na twee jaar monitoring nog geen volledige zekerheid over de mate waarin reacties zoals sulfaatreductie en sulfide-oxidatie op de lange termijn zullen verlopen. Ook de beoordeling van de invloed op het grondwater is nu nog niet volledig. Het is daarom zinvol om met een meefrequentie van eenmaal per twee jaar de praktijkmonitoring voort te zetten. Hierbij zou meer aandacht moeten worden gegeven aan hydrologische aspecten, zoals de doorlatendheid van de constructie.

HAALBAARHEID TOEVOEGEN MAAISEL AAN BAGGERSPECIE TER STIMULATIE SULFAATREDUCTIE

9.1 Inleiding

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat de immissie van sulfaat onder bepaalde omstandigheden groter kan zijn dan de eis van het Bouwstoffenbesluit. Als deze eis wordt gehandhaafd moet ofwel een afdichting worden toegepast of er moet een organisch substraat worden toegevoegd, waarmee de sulfaatreductie in de onderste lagen van de constructie wordt gestimuleerd.

Uit zowel laboratorium- als praktijkonderzoek blijkt dat het toevoegen van maaisel het meest effectief is uit oogpunt van sulfaatreductie. Daarom wordt deze optie verder uitgewerkt. Hierbij wordt ingegaan op de volgende aspecten:

- juridisch kader en huidige verwerkingspraktijk;
- vereiste dosering;
- logistiek: beschikbaarheid maaisel qua massa en tijdstip;
- mengen maaisel en baggerspecie;
- effect op civieltechnische eigenschappen;
- kosten.

Na evaluatie van de genoemde aspecten kan de haalbaarheid worden beoordeeld.

9.2 Juridisch kader en huidige verwerkingspraktijk

Wanneer bijvoorbeeld een waterschap berm- of slootmaaisel wil afvoeren, wordt dit materiaal als afvalstof beschouwd. Tot voor kort kon in diverse provincies het materiaal onder bepaalde randvoorwaarden als bodemverbeteraar worden toegepast. Dit houdt in dat de groenresten zonder bewerking werden ondergeploegd op bouwland. In verband met Europese regelgeving is dit momenteel niet meer toegestaan, maar het is de bedoeling dat deze route in de toekomst weer mogelijk wordt. De belangrijkste verwerkingsroute voor de groenresten die worden afgevoerd is echter compostering. Uit resultaten van een enquête in [29]¹⁰ blijkt dat ruim 60% van de respondenten aangeeft dat compostering de enige of de belangrijkste verwerkings-techniek is.

Het mengen van groenresten met baggerspecie kan worden beschouwd als een bewerking, gericht op nuttige toepassing. De doelstelling is immers om een secundaire grondstof te produceren die qua milieuhygiënische eigenschappen beter presteert dan de oorspronkelijke baggerspecie. Deze werkwijze is te vergelijken met immobilisatie, waarbij aan een afvalstof primaire grondstoffen en soms ook andere afvalstoffen worden toegevoegd. Uit diverse praktijkvoorbeelden blijkt dat dit een geaccepteerde handelswijze is, zodat het verkrijgen van een vergunning niet op problemen zal stuiten.

In het Landelijk afvalbeheersplan (LAP), sectorplan 9, wordt gesteld dat de minimumstandaard voor gescheiden ingezameld groenafval nuttige toepassing in de vorm van materiaalhergebruik is. De beoogde toepassing stemt hiermee overeen.

¹⁰ Stowa rapport Groenresten in het waterbeheer. Stowa-rapport 2000-09.

9.3 Vereiste dosering

Uit laboratoriumproeven blijkt dat de additie van 2% (ds) maaisel voldoende is om in korte tijd 12.000 mg sulfaat/kg ds te reduceren (zie tabel 10). Dit houdt in dat per gram omgezet sulfaat maximaal 1,7 gram maaisel nodig is. Theoretisch is 1 gram maaisel met een asgehalte van 20% voldoende, maar dan moet vrijwel alle organische stof bruikbaar zijn voor de sulfaatreducerende bacteriën. Omdat dit niet zeker is, wordt de laboratoriumwaarde van 1,7 gram aangehouden. In het algemeen geldt dat een veiligheidsmarge moet worden aangehouden, omdat organische stof ook door andere reacties dan sulfaatreductie kan worden omgezet.

Als wordt uitgegaan van een droge dichtheid van baggerspecie-ophogingen van 1000 kg/m^3 , een laagdikte van 4 meter en een gemiddeld sulfaatgehalte in Nederlands specie van 5.000 g/m^3 ds, dan moet per m^2 ophoging circa 16.000 gram sulfaat worden gereduceerd om te kunnen voldoen aan de categorie 1 eis. Deze waarde wordt berekend door de hoeveelheid bij aanvang ($4 \text{ m}^3 \cdot 5000 \text{ g SO}_4/\text{m}^3 = 20.000 \text{ gram}$) te corrigeren voor het gehalte dat voldoet aan de categorie 1 eis ($4 \text{ m}^3 \cdot 1.000 \text{ g SO}_4/\text{m}^3 = 4.000 \text{ gram}$). Dit laatste gehalte hoeft niet te worden omgezet. Hiervoor is 27.200 gram maaisel vereist, ofwel 27,2 kg. Als dit door de gehele ophoging wordt verspreid, is de vereiste dosering 6,8 kg per m^3 ofwel 0,68% ten opzichte van de droge massa. Maaisel bevat veel vocht, als wordt uitgegaan van 70% vocht dan is 22,7 kg per ton droge stof nodig ofwel 15,9 kg per ton natte baggerspecie (stel droge stof gerijpte baggerspecie = 70%).

Als de dosering in de onderste laag van 1 meter wordt geconcentreerd dan moet 2,72% droog maaisel ten opzichte van de droge massa worden gedoseerd ofwel 6,4% natte biomassa ten opzichte van natte baggerspecie. Met name bij open toepassingen is het aanbrengen van het maaisel in de onderste 1 – 2 meter aan te bevelen aangezien de bovenlaag aëroob zal worden.

Bij het praktijkonderzoek in Enkhuizen is 5% (ds) maaisel gedoseerd aan de onderste laag van 1 meter dik. Deze dosering is op basis van het laboratoriumonderzoek voldoende om het aanwezige sulfaat te reduceren.

9.4 Beschikbaarheid maaisel

Volgens [29] komen in heel Nederland jaarlijks 800.000 ton groenresten vrij. Deze groenresten bestaan voor het grootste deel uit slootmaaisel en voor een kleiner deel uit maaisel van wegbermen, maaipaden, dijken en andere taluds. Verreweg het grootste deel van het maaisel blijft liggen of wordt ter plaatse ondergewerkt. Slechts circa 4% (32.000 ton) wordt afgevoerd. Inmiddels is het percentage dat wordt afgevoerd wellicht hoger, omdat onderwerken op aanliggende percelen niet meer is toegestaan.

Als ervan wordt uitgegaan dat landelijk 10% van de groenresten op eenvoudige wijze kan worden verzameld, dan kan daarmee $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ baggerspecie worden behandeld. De beschikbaarheid van maaisel vormt dus geen enkele belemmering.

Dit wordt verder uitgewerkt voor de praktijk van het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier. In het beheersgebied wordt jaarlijks gemiddeld 15.000 gerijpte specie geproduceerd en er wordt 1320 ton maaisel afgevoerd naar een composteringsinrichting. Er is dus in de huidige situatie 8,8% (m/m) maaisel beschikbaar ten opzichte van de natte massa aan baggerspecie. Dit is ruim voldoende uit oogpunt van de vereiste dosering.

Verder is van belang wanneer het maaisel beschikbaar komt. Volgens opgave van het Hoogheemraadschap vindt de aanvoer plaats in juni (30%), september (30%) en verspreid over de periode oktober – maart (40%). Deze spreiding geeft een redelijke mate van flexibiliteit wat de realisatie van een werk betreft. Overigens is het ook mogelijk dat maaisel gedurende enkele maanden in een tussenopslag wordt bewaard of dat het in een tussendepot tevoren wordt ge-

mengd met de gerijpte baggerspecie. Bij een lange periode van tussenopslag zal afbraak van de organische stof een steeds grotere rol gaan spelen en moet de dosering wellicht worden verhoogd. Dit kan door laboratoriumonderzoek gecontroleerd worden.

9.5 Mengen maaisel en baggerspecie

Bij de aanleg van het proefvak in Enkhuizen zijn maaisel en baggerspecie gemengd met behulp van een kraan. Dit was uitvoerbaar, alleen is geconstateerd dat het lastig was om het maaisel homogeen met de baggerspecie te vermengen. De gerealiseerde menging werd als matig beoordeeld. Een alternatief is om het maaisel met behulp van landbouwmachines, zoals mestverspreiders, laagsgewijs aan te brengen en hier vervolgens een laag baggerspecie op aan te brengen. Deze bewerking moet dan een aantal malen herhaald worden. Deze werkwijze is bij constructieve ophogingen, waarbij intensieve verdichting plaatsvindt, waarschijnlijk niet haalbaar. Een alternatief is dan om het maaisel bij het ontgraven van het rijpings- of tussendepot met de gerijpte specie te mengen. Mengen in combinatie met rijpen wordt ontraden, omdat dit tot vertraging van de rijping zal leiden en de organische stof tijdens de rijping al deels zal worden afgebroken.

9.6 Toetsing van het product

Zeker indien het mengen van organische stof en baggerspecie wordt gecombineerd met het ontgraven van depots en (vrijwel) directe toepassing van het mengsel in een werk, is toetsing van de kwaliteit van het mengsel achteraf niet goed mogelijk. De volgende procedure wordt voorgesteld:

- Mengverhouding baggerspecie/maaisel afleiden uit vooronderzoek in het laboratorium en de aard van de constructie.
- Kwaliteit toe te passen maaisel (gehalten aan zware metalen e.d.) vooraf controleren.
- Mengverhouding baggerspecie/maaisel in de praktijk controleren door registratie van verwerkte hoeveelheden en door laboratoriumanalyses organische stof.

9.7 Effect op civieltechnische eigenschappen

Vanuit constructief oogpunt is de aanwezigheid van organische stof ongewenst, omdat dit tot inklinking van de constructie kan leiden. Materiaal dat in constructieve ophogingen en aanvullingen wordt verwerkt mag maximaal 5% organische stof bevatten. Deze eis moet niet als een absolute grens worden opgevat. In de gerealiseerde ophogingen in de A5 en de A50 is gerijpte baggerspecie verwerkt met organische stofgehalten van circa 10% (gloeiverlies). Uit de tot nu toe uitgevoerde monitoring is geconcludeerd dat de constructies civieltechnisch voldoen. Een relatief geringe additie van organische stof (gemiddeld 0,7%) lijkt daarom niet op voorhand onmogelijk. Wel is het zo dat vers maaisel reactiever is dan de al aanwezige organische stof en daarom tot een relatief grotere klink zal leiden. Verder wordt met het maaisel gemiddeld ook 1% vocht toegevoegd. Als de dosering in de onderste lagen wordt geconcentreerd, worden de gehalten in deze lagen hoger. Met name bij toepassing in constructieve ophogingen is een homogene menging van groot belang. Een goede menging in combinatie met een periode dat de ophoging consolideert (zoals ook zonder additie van organische stof gebruikelijk), is wellicht afdoende om ontoelaatbare zetting in de gebruiksfase te voorkomen.

Voor niet-constructieve ophogingen, zoals geluidswallen en landschapselementen, geldt dat de toevoeging van maaisel geen probleem vormt.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat het gebruik van maaisel in constructieve ophogingen niet op voorhand onmogelijk is, maar dat dit wel nader onderzoek vereist. Het kan gevolgen hebben voor de inklinking van de constructie en bijvoorbeeld impliceren dat voor de consolidatie van de ophoging meer tijd nodig is. In niet-constructieve ophogingen zijn er geen beletsels.

9.8 Kosten

De kosten voor het toepassen van maaisel als additief in baggerspecie worden vergeleken met de meest gebruikelijke verwerkingstechniek, te weten compostering. In [29] wordt voor compostering een *gemiddelde* prijs van EUR 35/ton groenafval opgegeven. Hierbij moeten de kosten voor transport naar de composteringsinstallatie opgeteld worden, inclusief transport wordt de gemiddelde prijs EUR 47/ton groenafval. Dit is het prijspeil in 1999 en uit de enquête onder de waterschappen blijkt dat de prijs aanzienlijk kan variëren.

Voor het mengen van groenresten en baggerspecie wordt uitgegaan van de kosten voor het onderwerken van maaisel op bouwland. Deze kosten waren in 1999 gemiddeld EUR 14 per ton groenresten [29]. Hierbij is geen rekening gehouden met eventuele extra transportkosten (extra ten opzichte van de normale verwerking). Bij de normale transportafstand zijn de totale kosten EUR 26 per ton, dit is dus EUR 21 per ton goedkoper dan composteren. Hieruit blijkt dat het mengen van maaisel door gerijpte baggerspecie financieel haalbaar is. Dit geldt ook nog als de transportkosten door een grotere afstand hoger zijn dan de gemiddelde kosten die in tabel 65 zijn vermeld. Als de transportafstand naar het werk een factor 2,8 maal zo groot is als de afstand naar de composteringsinstallatie, zijn de kosten voor verwerking in de baggerspecie gelijk aan de kosten voor compostering. De kosten worden in tabel 65 geresumeerd.

Tabel 65. Vergelijking kosten voor composteren maaisel en toevoegen aan baggerspecie, in Euro's per ton maaisel. Gemiddelde prijzen 1999 [29].

	Composteren	Additief in baggerspecie
Transport	12	12
Behandeling	35	14
Totaal	47	26

Bij het proefproject in Enkhuizen is geen onderscheid gemaakt tussen de kosten voor de additie van maaisel en compost. De totale kosten voor zowel transport als mengen zijn geraamd op EUR 24/ton organisch materiaal (realisatie in 2001). Dit is EUR 23 minder dan de gemiddelde kosten voor compostering en transport. De toepassing van te composteren maaisel in baggerspecie leidt dus tot kostenbesparing, zodat deze toepassing economisch haalbaar is.

9.9 Praktijkresultaten Enkhuizen

In Enkhuizen is in één van de proefvakken 5% (ds) maaisel gemengd door de onderste meter van het proefvak. Zoals beschreven in 9.5 bleek het mengen van het materiaal door de baggerspecie met een kraan lastig. Dit komt tot uiting in de organische stof analyses, die van jaar tot jaar fluctueren. De volledige resultaten van het onderzoek zijn besproken in 6.4. In tabel 66 worden de resultaten van de betreffende laag over de onderzochte jaren geresumeerd. Hieruit blijkt dat het gehalte aan organische stof lager is dan verwacht (5% toevoeging en oorspronkelijk gehalte van minimaal 3% = 8%). Dit en de fluctuaties per jaar zijn waarschijnlijk primair het gevolg van inhomogeniteit van het toegevoegde maaisel.

Wel blijkt dat het sulfaatgehalte daalt tot het categorie 1 niveau en dat het percentage geoxideerd zwavel in de laag met maaisel steeds lager is dan in de gehele ophoging. Voor de afname van het relatief lage begingehalte aan sulfaat (3300 mg/kg ds) tot het categorie 1 niveau is twee jaar nodig. Ook bij toevoeging van maaisel wordt dus niet in korte tijd een volledige sulfaatreductie bereikt. Dit terwijl de dosering van maaisel in de betreffende laag relatief hoog is ten opzichte van het sulfaatgehalte. Volgens laboratoriumonderzoek is een gehalte van circa 3% voldoende. De oorzaak hiervoor is dat het maaisel in een onverzadigd systeem als de ophoging minder effectief is dan in het verzadigde systeem van een laboratoriumproef. Verder moet rekening worden gehouden met extra sulfaatvorming in de bovenste laag. Het lijkt daarom noodzakelijk om meer maaisel te doseren, waarbij het hanteren van een dikkere laag beter is dan het opvoeren

van de dosering. Vooral nog wordt aanbevolen om uit te gaan van 5% (ds) additie in de onderste 2 meter.

Tabel 66. Verloop organische stof, sulfaat en zwaveloxidatie in laag met maaisel, proefvak Enkhuizen.

Parameter	2001	2002	2003
Organische stof (% van ds)	7,5	6,5	4,0
Sulfaat (mg/kg ds)	3300	1700	1030
S-oxidatie onderste laag (%)*	19	16	21
S-oxidatie in volledige laag (%)*	20	23	24

* % sulfaat-S van totaal-S

9.10 Discussie en conclusies

De additie van maaisel in baggerspecie kan, in combinatie met zuurstofloze condities in tenminste het onderste deel van de constructie, leiden tot een beheersing van sulfaatimmissies op het categorie 1 niveau. Tevens kunnen metalen als sulfides worden geprecipiteerd. Er is meer dan voldoende maaisel beschikbaar en het mengen van maaisel met baggerspecie is technisch uitvoerbaar. Voor constructieve ophogingen geldt dat additie van maaisel uit civieltechnisch oogpunt ongewenst is, maar niet op voorhand onmogelijk. Wel zal extra aandacht moeten worden besteed aan een homogene menging. Voor niet-constructieve ophogingen zijn er geen belemmeringen. De optimale dosering is nog niet volledig duidelijk, voornamelijk wordt aanbevolen om uit te gaan van 5% (ds) in de onderste 2 meter. Het mengen van maaisel en baggerspecie is economisch haalbaar, omdat dit in de meeste gevallen goedkoper is dan compostering (de meest gebruikelijke verwerkingsroute).

Er is nader onderzoek vereist naar de randvoorwaarden bij toepassing in constructieve ophogingen. De wijze van menging kan geoptimaliseerd worden door de inzet van geschikt materieel, zoals landbouwmachines of speciale mengapparatuur.

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Beleid

Mede op basis van de resultaten van onderhavig onderzoek is recent een tijdelijke vrijstellingsregeling gepubliceerd, die ondermeer inhoudt dat de immissie van sulfaat en fluoride uit baggerspecie voor een periode van vijf jaar niet getoetst hoeft te worden [34]. Tegelijk wordt geconstateerd dat er nog weinig bekend is over het emissie-gedrag van baggerspecie in-situ en zijn diverse actiepunten geformuleerd (TCB-advies, [20]). Het onderhavige onderzoek sluit goed aan bij de door de TCB geformuleerde actiepunten.

Uit onderhavig onderzoek blijkt dat bij toepassing van gerijpte baggerspecie als bouwstof overschrijding van normen voor sulfaat in grond- of oppervlaktewater niet zijn uit te sluiten.

De volgende opties zijn denkbaar om zodanig met de baggerspecie om te gaan dat enerzijds recht wordt gedaan aan mogelijke risico's, anderzijds de toepassing van dit materiaal als bouwstof niet onnodig wordt belemmerd:

- Gebiedsgericht beleid. Aangezien sulfaat een stof is die van nature in de baggerspecie voorkomt, kan men stellen dat bij toepassing van *gebiedseigen* specie het aanwezige sulfaat weer in de lokale zwavelkringloop wordt opgenomen en dat er op langere termijn gezien geen extra bodembelasting ontstaat.
- Toepassings specifieke eisen. Voor toepassingen in constructieve ophogingen zou de sulfaateis kunnen vervallen. Eventueel dient dit geborgd te worden door eisen te stellen aan de maximale doorlatendheid en de minimale laaghoogte van bovenliggende materialen. Voor niet-constructieve (open) toepassingen zouden extra eisen gesteld moeten worden in de vorm van een voldoende hoog reducerend vermogen in de onderste laag. Dit is zonnodig te bereiken door de additie van maaisel.

RMK-beoordeling

Uit de RMK-beoordeling volgt dat kwaliteitsverbetering van de specie door wassen geen haalbaar alternatief is voor categorie 2 toepassingen. Dit geldt zowel voor de milieuverdienste als de kosten. De uitkomsten van de varianten categorie 2 toepassing (met afdichting) en categorie 1 toepassing ontlopen elkaar op milieuverdienste niet veel. De categorie 1 toepassing scoort uiteraard negatiever op grondwaterverontreiniging, de categorie 2 toepassing op verlies van grond (als gevolg van toepassing van zandbentoniet). Hoewel de onderlinge weging van verschillende aspecten altijd discussie zal oproepen, illustreert dit wel dat het aanbrengen van een afdichting ook negatieve milieu-aspecten heeft (verbruik van grondstoffen, daarnaast ook energieverbruik). Qua kosten scoort de categorie 1 toepassing het beste, omdat geen afdichting wordt aangebracht. Bij deze toepassing zijn risico's als gevolg van een te hoge sulfaatuitloging echter niet uitgesloten. De geformuleerde grenswaarde van 250 mg/l kan overschreden worden. Risico's lijken met name aanwezig in relatie tot veedrenking en aantasting van kwetsbare, voedselarme natuurgebieden. Het laatste risico is te vermijden door toepassing van sulfaatrijke baggerspecie in dergelijke gebieden te verbieden. Bij de afweging van risico's dient de natuurlijke achtergrondconcentratie van sulfaat betrokken te worden. Wanneer de achtergrondconcentratie al verhoogd is, is het de vraag of de uitloging van sulfaat uit baggerspecie tot een toename van risico's leidt.

Voor de uitvoering van het praktijkonderzoek leidt de RMK-beoordeling tot de conclusie dat het onderzoek vooral gericht moet zijn op het risico-deel. Sulfaatemissies kunnen namelijk in theorie tot risico's leiden. Daarom is het gewenst om emissies en concentraties die in de praktijk optre-

den, te bepalen. De praktijkemissies kunnen lager zijn dan berekend indien in-situ vastlegging optreedt. Ook is het van belang om de werkelijke infiltratie te verifiëren.

Een ander aspect is dat risico's moeten worden afgewogen tegen de al aanwezige natuurlijke achtergrond van sulfaat. Op basis van de milieuverdienste is er geen duidelijk omslagpunt tussen de categorie 1 en de categorie 2 toepassing. Het is niet zo dat de grondwaterverontreiniging vanaf een bepaalde omvang tot een negatievere beoordeling leidt van de categorie 1 variant. Uit het praktijkonderzoek blijkt dat in de eerste twee jaar van de toepassing geen negatieve effecten op het grondwater aantoonbaar zijn.

Evaluatie onderzoeksopzet

De combinatie van praktijkonderzoek en laboratoriumonderzoek met een aantal sterk verschillende typen baggerspecie is uitermate zinvol. Het blijkt dat de specie-eigenschappen die relevant zijn voor de sulfaatimmissie aanzienlijk variëren. Verder zijn ook praktijkcondities, zoals verdichting van de specie en de aanwezigheid van bovenliggende materialen van grote invloed op de werkelijke immissie. Er zijn vier proefprojecten gerealiseerd en de nulsituatie is uitvoerig onderzocht. Hieruit blijkt dat er duidelijke verschillen zijn in toepassingscondities, lutumgehalte, sulfaat/zwavelgehalte en organische stofgehalte. De wijze van toepassing resulteert in verschillen in infiltratie en redoxcondities en daarom is onderzoek op verschillende locaties noodzakelijk om een goed beeld te krijgen. Uit de monitoring van de verschillende objecten is veel informatie verkregen over de praktijkimmissies bij toepassing van baggerspecie. Van belang is ook dat op de locaties A5 en Enkhuizen sprake is van een verhoogde achtergrondconcentratie van sulfaat (A5 tevens fluoride), hetgeen een rol kan spelen in de beoordeling van de immissies. Uit het nulonderzoek blijkt dat het baggerspeciepakket in Enkhuizen en in mindere mate in de A5 inhomogeen is. De gehanteerde aanpak van een laagsgewijze karakterisering van de nulsituatie (in-situ) is voor onderzoek naar de emissies in de praktijk beter dan uitgaan van een depotkeuring, die alleen een gemiddeld beeld oplevert.

Laboratoriumonderzoek

De anaërobe schudproef is geschikt om de potentiële sulfaatreductie te bepalen, de herhaalbaarheid van de proef is goed. Een nadeel van deze methode is de lange tijdsduur. De sulfaatreductie komt langzaam op gang en is na 224 dagen in veel gevallen nog niet compleet. Praktisch gezien is een snellere proef of een criterium op basis van de samenstelling noodzakelijk. Criteria op basis van de samenstelling blijken bruikbaar, zie volgende.

Uit lineaire regressieberekeningen blijkt dat de correlatie tussen sulfaatreductie toeneemt in de volgorde gloeiverlies, mobiliseerbaar koolstof, totaal koolhydraat en reducerend vermogen. De correlatie met gloeiverlies is onvoldoende voor een goede beoordeling. De correlaties met mobiliseerbaar koolstof en totaal koolhydraat zijn redelijk tot goed, die met het reducerend vermogen is zeer goed. Daarom wordt aanbevolen om de bepaling van het reducerend vermogen te gebruiken als karakteriseringsmethode. De potentiële sulfaatreductie kan vervolgens berekend worden met de regressievergelijking $y = 13,7x - 386$, waarbij y = verwachte sulfaatreductie in mg sulfaat/kg ds en x = reducerend vermogen in mmol O₂/kg ds. De sulfaatreductie was gedurende de tijdsduur van de laboratoriumproeven nog niet compleet. Uit extrapolatie blijkt dat de totale reductiecapaciteit een factor 2-3 groter kan zijn dan de waarde die met de bovenstaande formule wordt berekend.

De correlatie tussen organische stof fracties en sulfaatreductie verschilt wellicht per specie-type. Voor een betrouwbare correlatie is een groepering per specie-type wenselijk, maar op grond van de beschikbare gegevens is toch een generiek criterium vastgesteld, waar echter de venige monsters buitenvallen. Venige monsters bevatten echter zoveel organische stof dat er vanuit mag worden gegaan dat de sulfaatreductiecapaciteit van dit specie-type a priori voldoende is.

In verreweg de meeste monsters komt de sulfaatreductie wel op gang, maar er zijn aanzienlijke verschillen per monster. In enkele monsters gebeurt vrijwel niets. Uit aanvullende proeven met deze monsters blijkt dat de sulfaatreductie eenvoudig is te stimuleren door de additie van organische substraten als lactaat en maaisel. Compost is veel minder reactief. In de monsters zijn voldoende sulfaatreducerende bacteriën aanwezig, enting heeft geen positief effect. De trage of geringe sulfaatreductie is te wijten aan het ontbreken van substraten die bruikbaar zijn voor sulfaatreducerende bacteriën. Hierbij is niet het totale gehalte aan organische stof van belang, maar specifieke fracties zoals koolhydraten.

Samenvattend wordt geconcludeerd dat onder optimale condities de sulfaatreductie in het laboratorium spontaan optreedt en dat het bereiken van een categorie 1 kwaliteit in veel monsters potentieel haalbaar is. Met behulp van het afgeleide criterium kan in algemene zin een voorspelling worden gedaan over de potentiële sulfaatreductiecapaciteit van een specie. Gezien de verschillen per monster is een karakterisering per partij noodzakelijk, er is a priori geen zekerheid dat de reductiecapaciteit voldoende is.

Het materiaal baggerspecie

Baggerspecie is inherent inhomogeen door ondermeer de aanwezigheid van grovere stukken organisch materiaal (b.v. plantenwortels), puin en dergelijke. Dit heeft grote consequenties voor de analyseresultaten, die vaak een grote spreiding te zien geven. Dit geldt zowel voor analyses als organische stof en totaal-zwavel, als voor de k-waarde. Het is aan te bevelen om alle bepalingen aan baggerspecie in duplo uit te voeren.

Daarnaast moet er rekening mee worden gehouden dat vrijwel alle eigenschappen van baggerspecie een brede range te zien geven. Dit geldt zowel voor de bodemkundige eigenschappen (aandeel klei, zand, organische stof), de chemische macrosamenstelling als voor de doorlatendheid. Het is daarom in de regel niet mogelijk om te spreken over 'de' eigenschappen van baggerspecie, een onderscheid qua typen als zandige, kleiige en venige baggerspecie is onvermijdelijk. Dit geldt ook voor een eigenschap als de sulfaatreductiecapaciteit. Afwijkend van het voorgaande is dat uit het onderzoek naar voren komt dat de organische stof in alle onderzochte zandige, siltige en kleiige baggerspecies in hoofdzaak stabiel is. Er treedt geen snelle afbraak op. Dit is gunstig uit oogpunt van de klink van civieltechnische constructies.

Omzettingen en uitspoeling van sulfaat in de praktijk

Uit de monitoring na twee jaar toepassing blijken aanzienlijke verschillen per locatie. Globaal wordt het volgende geconstateerd betreffende het gedrag van sulfaat:

- Nauerna: aanzienlijke uitspoeling, additionele vorming, weinig of geen reductie.
- Enkhuizen: aanzienlijke uitspoeling treedt op in de bovenste lagen, reductie in de onderste lagen. Toevoeging maaisel en in mindere mate compost stimuleren sulfaatreductie.
- A5: weinig uitspoeling, geringe reductie in het eerste jaar, aanzienlijke reductie in het tweede jaar.
- A50: weinig uitspoeling, relatief sterke reductie (sulfaatgehalte is laag).

De resultaten van praktijkmetingen gedurende twee jaar zijn samengevat in tabel 67. Hieruit blijken duidelijke verschillen tussen constructieve en niet-constructieve, open ophogingen. Hoewel de absolute waarden door variaties in de speciekwaliteit kunnen variëren geldt algemeen dat de infiltratie in constructieve ophogingen gering is door de verdichting van de specie, het aanbrengen van afschot, de aanwezigheid van bovenliggende lagen beter doorlatend materiaal en het aanbrengen van een asfaltverharding. De genoemde maatregelen resulteren er ook in dat de blootstelling aan zuurstof uit de lucht gering is, zodat geen additionele zwaveloxidatie (nieuwvorming van sulfaat) optreedt.

Deze nieuwvorming treedt in de toplagen van open constructies wel op, waardoor het sulfaatgehalte op termijn zou kunnen verdubbelen. Het is momenteel niet zeker welk deel van de ophogingen op termijn aëroob wordt, maar 50% van een ophoging van 4 meter hoog lijkt reëel. Bij een verdubbeling van het oxidatiepercentage in de toplaag van 2 meter zal de totale sulfaatvracht in de ophoging met 50% toenemen. De waarde zal variëren met het specietype. De sulfaatreductie wordt gestimuleerd door het toevoegen van maaisel aan de onderste laag van de ophoging. Hierbij is een afname van circa 30% per jaar mogelijk.

Tabel 67. Samenvatting resultaten monitoring praktijklocaties gedurende twee jaar.

Locatie	Infiltratie (mm/j)		Reductie (%SO ₄ /jaar)	Oxidatie toplaag 2) (% totaal-S/j)
	kern	talud		
Constructieve ophoging	ca. 10	ca. 50	10-40 1)	0
Niet-constructieve ophoging	150-300	150-300	0-10 3)	3-4 4)

1) 40% alleen bij lage sulfaatgehalten van <2000 mg/kg ds

2) toplaag van 1-2 meter

3) 0% geldt voor lagen tot 1 meter en zeer zandige specie

4) in warm, droog jaar kan dit hoger zijn

Sulfaatimmissie

De sulfaatimmissie wordt bepaald door de infiltratie van regenwater en de (eventuele) reductie dieper in de ophoging. Vervolgens kan het uitgespoelde sulfaat ook in de bodem nog gereduceerd worden tot sulfide. Zolang het sulfaatgehalte onderin de ophoging nog meer is dan circa 500 mg/kg ds, kan sulfaat in het poriewater oplossen tot de oplosbaarheid van gips (1750 mg/l). Hieruit volgt dat de infiltratie de immissie bepaalt totdat het sulfaatgehalte vergaand is gedaald. Dergelijke lage waarden zijn alleen in de A50 bereikt (hier was het begingehalte al laag) en in de onderste 0,5 meter van het vak Enkhuizen met maaisel. Bij een oplosbaarheid van sulfaat volgens het gipsevenwicht mag niet meer dan 57 mm/j infiltreren om te voldoen aan de immissie-eis van 100.000 mg SO₄/m², j. Aan deze infiltratie-eis voldoen de constructieve ophogingen, in de niet-constructieve ophogingen wordt de eis aanzienlijk overschreden.

Geconcludeerd wordt dat overschrijding van de immissie-eis van het Bouwstoffenbesluit een reëel risico is voor open, dunne lagen (1 meter) en voor open toepassingen van dikkere lagen van (matig) zandige tot siltige specie. Het risico van uitspoeling geldt zeker voor de eerste vijf jaar van toepassing, omdat de sulfaatreductie langzaam verloopt.

Hoewel op basis van de infiltratie een overschrijding van de immissie-eis op de locatie Enkhuizen wordt berekend, blijkt dit niet uit sulfaatmetingen in de onderliggende bodem. Het oorspronkelijke sulfaatgehalte is op veel plaatsen zelfs gedaald als gevolg van de reducerende condities, die zijn ontstaan door de aanleg van de ophoging. Verder zijn de condities voor sulfaatreductie gunstig door het relatief hoge gehalte aan organische stof in de toplaag van de bodem. Het is niet bekend of de sulfaatreductiecapaciteit op langere termijn voldoende is om het geëmitteerde sulfaat te reduceren. Op locaties met een zandige ondergrond, zoals de A50 in Veghel, lijkt sulfaatreductie hooguit een beperkt effect te hebben.

Grondwater

Er zijn tot nu toe geen duidelijke aanwijzingen dat de grondwaterkwaliteit negatief wordt beïnvloed door emissies vanuit de baggerspecie. Hierbij speelt een rol dat de meetperiode van twee jaar wellicht nog te kort is om duidelijke effecten te kunnen constateren. Wel zijn er aanwijzingen dat het freatische grondwater een meer gereduceerd karakter krijgt.

Hoewel op langere termijn niet kan worden uitgesloten dat de sulfaatconcentratie in het grondwater op locaties zoals Enkhuizen zal toenemen, blijft deze toename wel binnen de toegestane marge van het Bouwstoffenbesluit indien wordt uitgegaan van een locatie-specifieke benadering.

Op de locaties Enkhuizen en A5 is de achtergrondconcentratie van sulfaat namelijk sterk verhoogd als gevolg van mariene invloeden.

Modellering

Door modellering van het sulfaattransport met het model Ecosat is meer inzicht verkregen in de snelheid van uitloging. Op basis hiervan is het onderscheid in lagen bij de monsterneming verfijnd. Uit modelberekeningen blijkt verder dat de specie niet kan verzuren. Het reducerend vermogen is voldoende om het aanwezige sulfaat te reduceren, tenzij een belangrijk deel (bijvoorbeeld 50%) van een constructie aëroob wordt. Aërobe condities ontstaan bij toepassingen in dunne lagen (1 meter) en in het bovenste deel van grotere constructies, zeker indien geen afdekmaterialen worden toegepast.

Toepassing van baggerspecie als bouw materiaal

De infiltratie van neerslag in constructieve ophogingen is dermate laag dat de immissies voldoen aan de eis van het Bouwstoffenbesluit. Dan moet wel zijn verzekerd dat in de verdichte specie minder dan 57 mm/j aan regenwater infiltreert, hetgeen in veel situaties overeenkomt met een doorlatendheid van kleiner dan $2 \text{ tot } 4 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$, en dat het materiaal boven grondwatervlucht is toegepast. Bij toepassing in dunne lagen zal niet worden voldaan aan de eis van het Bouwstoffenbesluit, overigens geldt dit ook als baggerspecie op het land wordt verspreid. Bij toepassing in open constructies, zoals geluidswallen, wordt in het geval van zandige tot siltige specie waarschijnlijk niet voldaan aan de eis van het Bouwstoffenbesluit, zeker niet in de eerste vijf jaar na aanleg. Oorzaken hiervoor zijn een combinatie van de volgende aspecten:

- Dergelijke specie-typen zijn relatief goed doorlatend.
- Een belangrijk deel van dergelijke constructies (circa 50%) wordt aëroob.
- Sulfaatreductie treedt weliswaar op in het onderste deel van de constructie, maar dit proces verloopt relatief langzaam en de reductiecapaciteit is niet van iedere partij baggerspecie voldoende groot om het aanwezige sulfaat te reduceren.

Indien wordt vastgehouden aan de immissie-eis van het Bouwstoffenbesluit is additie van organische stof in de vorm van maaisel aan de onderste 2 meter van open constructies met voldoende laagdikte (circa 4 m) een geschikte methode om de sulfaatreductie te stimuleren en daarmee de immissie te verlagen tot het categorie 1 niveau.

Een andere optie is om baggerspecie zonder additionele maatregelen toe te passen in gebieden met van nature verhoogde sulfaat/zwavelgehalten.

Vooronderzoek baggerspecie en ontwerp van de constructie

Aanbevolen wordt om in een vooronderzoek de doorlatendheid van de baggerspecie en de sulfaatreductiecapaciteit te bepalen. Zonodig dient te worden vastgesteld hoeveel maaisel moet worden toegevoegd om de sulfaatreductiecapaciteit te vergroten.

Voor het ontwerp van de constructie is het belangrijk om voldoende afschot aan te brengen, zodat bovenop geen regenwater blijft staan. Verder is het te overwegen om de droogleggingseis voor categorie 2 materialen (0,5 m boven de GHG) voor gerijpte baggerspecie te handhaven, omdat anders in de eerste jaren veel sulfaat kan emitteren. Op langere termijn zijn waterverzadigde condities gunstig voor de sulfaatreductie.

Verder onderzoek

Het is gezien de waarnemingen tot nu toe en het trage verloop van processen zinvol om de monitoring van de praktijkconstructies voort te zetten. Hierbij moet ook aandacht worden gegeven aan de hydrologie.

LITERATUUR

1. Gem. Orgaan Baggerspecie Zuid Holland (1998): Baggerspecie rijp voor rijping.
2. DWW/Tauw (2000): Sulfaatemissie en sulfaatreductie in gerijpte baggerspecie proefopvang de Slufter. Rapportnr. 3819671, Tauw, Deventer.
3. Tauw (2000): Opties voor beheersing sulfaatemissie bij toepassing baggerspecie Enkhuizen. I.o.v. gemeente Enkhuizen en waterschap Westfriesland. Rapportnr. 3822753, Tauw, Deventer.
4. DWW/Tauw (2002): Evaluatie-onderzoek van de ophoging met AVI-bodemas in Rijksweg A15. Samenvattend eindrapport. Publicatiereeks grondstoffen, 2002/05, DWW, Delft.
5. DWW/Iwaco (1997): Klei uit baggerspecie deel 6. (On)mogelijkheden hergebruik van gerijpte baggerspecie onder het Bouwstoffenbesluit. Rapport W-DWW-97-081, DWW, Delft.
6. Hovenkamp-Obbema, I.R.M. e.a. (1998): Quick-scan om geschiktheid van slootwater als drinkwater voor weidevee te bepalen. H2O, 1998-21, p.15-18.
7. van der Aa, M. (2001): Mineraalwater voldoet niet altijd aan drinkwaternormen. H2O, 2001-20, p.15-18.
8. DWW/Tauw (2001): Kwantitatieve en kwalitatieve verkenning van rijpingsvelden voor baggerspecie. Rapport R001-3881563JGC-D02-D, Tauw, Deventer (uit te geven door
9. DWW/Tauw (2000): Infiltratie van neerslag in constructies met gerijpte baggerspecie. Rapportnr. R3876799, Tauw, Deventer.
10. Lucassen, E.C.H.E.T. e.a. (2001): Effecten van verhoogde sulfaatgehalten in het grondwater op door grondwater gevoede ecosystemen. www.pyriet.org.
11. Tauw (2003): Koude immobilisatie baggerspecie. SKB, Gouda.
12. Akwa (2001): Basisdocument tienjarensceenario waterbodems. Samenvatting. Rapport 01.014, RWS Akwa, Utrecht.
13. Tweede Kamer der Staten-Generaal (1999): Motie Herrebrugh cs (23 nov. 1999).
14. Tweede Kamer der Staten-Generaal (2001): Motie Depla cs (8 nov. 2001).
15. AKWA (2000): Verwerking van baggerspecie. Basisdocument voor besluitvorming. Rapportnr. 00.006, AKWA, Utrecht.
16. ECN/TNO-MEP (2001): Mogelijkheden tot verbetering van de voorspellende waarde van laboratorium-uitloogproeven voor de praktijk. ANVMproject 228. Rapportnr. ECN-C-01-027. Opdrachtgever: NEN, Delft.
17. DWW/Tauw (2000): Model chemische rijping baggerspecie. Processen en rendementen. Rapportnr. 3768295, Tauw, Deventer.
18. Startnotitie bagger en bsb, Ministerie van VROM/V&W.
19. Suurland, J.A. (2001): Visie VROM m.b.t. beleid baggerspecie. Lezing op congres Van Baggerspecie naar Bouwstof II, 1/11/01, Amersfoort.
20. TCB (2000): Advies Hoge gehalten aan van nature voorkomende stoffen. Code S52.
21. Analysecertificaten Omegam. Referentienr. 4970163, monstercode Bagger Nauerna, ontvangen op 1/12/97 en Referentienr. 3880255-258, monstercode 10.1 vak Zuidwest, 10.2 vak Zuid, 10.3 Vak Zuidoost, 10.4 Vak Noordoost, ontvangen op 15/09/98.
22. Analysecertificaten Iwaco. Projectnr. 38407 (via DWW).
23. Gegevens DWW A50: partijkeuringen MH Nederland, DWW en Iwaco.
24. Tauw (2000): Partijkeuring gerijpte baggerspecie de Kruitmolen te Enkhuizen. Projectnr. 3822753.
25. Grondslag (2001): Bouwstoffenbesluit partijkeuring baggerdepot de Kruitmolen te Enkhuizen. Project 5654-I, Grondslag Adviesbureau, Kamerik/Broek op Langedijk.
26. Tauw (2002): Sulfaatuitspoeling uit gerijpte baggerspecie onder invloed van infiltratiesnelheid en redoxcondities. Stageverslag M. Luitwieler. Rapport R001-0460095LMU-D01-D, Tauw, Deventer.
27. Tauw (2002): Onderzoek suction cups Enkhuizen (niet gepubliceerd).

28. Tauw (2003): ANVM 243: Opstellen uitloogmethode voor matig doorlatende, korrelvormige materialen. Rapport R001-3976637JJS-D01-D, Tauw, Deventer.
29. Stowa (2000): Groenresten in het waterbeheer. Stowa rapport 2000/09, Hageman, Zwijndrecht.
30. RIVM (1993): Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit. Analyseresultaten bemonstering 1992 provincie Noord-Holland. Deelrapport 714810009, RIVM, Bilthoven.
31. Marnette, E.M.L. (1993): Sulfur cycling in two Dutch moorland pools. Thesis, LU Wageningen.
32. Hartog, N (2003): Reactivity of organic matter and other reductants in aquifer sediments. Thesis, RU Utrecht.
33. Nicholson, R.V. e.a. (1990): Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 2. Rate control by oxide coatings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 54, p.395-402.
34. Ministerie van Vrom (2003): Vrijstellingen in het kader van het Bouwstoffenbesluit voor grond en baggerspecie. Brief met bijlage, kenmerk BWL/2003057322.
35. Ballast-Ham (2003): Proefophoging A5 te Badhoevedorp met klei uit baggerspecie. Publicatierreeks Grondstoffen, 2003/14, DWW, Delft.
36. Tauw, ECN e.a. (2003): Beslissingsondersteunend systeem vastlegging van zware metalen in de verzadigde zone van de bodem. Rapport SV-615, SKB, Gouda.
37. Tauw (2002): Sulfide-oxidatie en fluoridevastlegging bij verschillende pH-waarden. Rapportnr. R001-0457078LMU-D01-D (niet openbaar).
38. Van Drunen M.A. e.a. (2001): De RMK-methodiek voor het beoordelen van bodemsaneringsvarianten, Nobis-rapport 95-1-03, CUR, Gouda.

BIJLAGE A

ACHTERGRONDINFORMATIE EN UITGANGSPUNTEN RMK-BEOORDELING

Nadere informatie over de wijze van uitvoering van de RMK-beoordeling is ondermeer te vinden in M.A. van Drunen e.a. (2001) [38]. Hierna volgt een beperkte toelichting.

Algemene uitgangspunten bij beoordeling Milieuverdienste

Milieuverdienste geeft een integraal beeld van de negatieve en positieve effecten op het milieu van de verontreiniging of de saneringsoperatie. Het uitgangspunt is dat de negatieve gevolgen voor het milieu zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstofvoorraden zo veel mogelijk beschikbaar moeten zijn voor toekomstige generaties. De beoordeling van milieuverdienste gebeurt door een beschrijving van de volgende aspecten:

Tabel A1. Aspecten Milieuverdienste.

Aspecten binnen milieuverdienste	Doelen
<p><i>Positieve aspecten:</i> Schone grond door sanering</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Schoon grondwater door sanering 2. Voorkomen toekomstige grondwaterverontreiniging 	<p><i>Maximaliseren van:</i> Multifunctionaliteit Voorraad grondwater Handhaven voorraad</p>
<p><i>Negatieve aspecten:</i></p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Gebruik schone grond 2. Gebruik schoon grondwater 3. Gebruik energie 4. Oppervlaktewaterverontreiniging 5. Luchtverontreiniging 6. Finaal afval 7. Ruimtebeslag 	<p><i>Minimaliseren van:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> Uitputting Uitputting Uitputting Eutrofiëring, niet-lokale ecotoxiciteit Broeikaseffect, verzuring, smogvorming, eutrofiëring Niet-lokale aquatische en terrestische ecotoxiciteit Ruimtebeslag

Om al deze aspecten te integreren tot één eindscore worden eerst alle aspecten gekwantificeerd. Dit gebeurt bij de meeste aspecten door het gebruik van normale eenheden, bijvoorbeeld MegaJoules, voor energiegebruik. Bij andere aspecten (schone grond door sanering, schoon grondwater door sanering, voorkomen toekomstige grondwaterverontreiniging, oppervlaktewaterverontreiniging en luchtverontreiniging) wordt gekeken naar de totale vracht van de verontreinigende stoffen. Om de verschillende vrachten van verschillende stoffen bij elkaar optelbaar te maken wordt gedeeld door milieunormen, zo ontstaan genormaliseerde vrachten per aspect. Als al de aspecten gekwantificeerd zijn worden ze optelbaar gemaakt door het gebruik van gewichten, deze gewichten zijn ontwikkeld op basis van interviews met verscheidene deskundigen. Zij hebben aangegeven welk gewicht zij aan een bepaald aspect toekennen. Deze gewichten kunnen door de individuele gebruiker worden aangepast. De resultaten worden in tabellen en grafieken weergegeven.

Van de in paragraaf 4.2.1 beschreven toepassingsmogelijkheden wordt in deze bijlage ingegaan op het onderdeel Milieuverdienste. De beschrijving wordt voor de volgende varianten gegeven:

Variant 1: Categorie 2 toepassing van de baggerspecie met bovenafdichting;

Variant 2: Categorie 1 toepassing zonder afdichting;

Variant 3: Categorie 1 toepassing na bewerking van de baggerspecie;

Variant 4: De baggerspecie niet nuttig toepassen, maar storten en schone grond gebruiken voor de dijk.

Invoergegevens

M1 grondkwaliteit	De verandering van de grondkwaliteit wordt buiten beschouwing gelaten, omdat er geen grondnormen bestaan voor sulfaat.
M2 grondwaterkwaliteit	Er wordt uitgegaan van een interventiewaarde van 250 mg/l sulfaat. De achtergrondwaarde wordt als streefwaarde gebruikt: 64 mg/l. Doorgaans wordt in RMK ingevoerd in welke mate het grondwater schoner wordt. In dit geval wordt echter de toename van de verontreiniging van het grondwater ingevoerd. De beoordeling wordt dus in feite omgedraaid. In plaats van het bepalen van de meest positieve milieubijdrage, wordt de minst negatieve afgeleid.
M3 verlies grond	Bij deze beoordeling wordt hier de te gebruiken schone grond ingevoerd.
M4 verlies grondwater	Bij geen van de varianten gaat grondwater verloren.
M5 energiegebruik	Alleen energiegebruik dat onderscheidend is wordt meegenomen in de beoordeling. Wanneer het bij de vier varianten gelijk is (het transport naar het werk), dan wordt het dus buiten beschouwing gelaten. Hieruit volgt dat alleen bij variant 3 en variant 4 energiegebruik wordt ingevoerd vanwege de reiniging en het storten.
M6 luchtmissies	Zie M5. De luchtmissies zijn gerelateerd aan het energiegebruik.
M7 opp. watermissies	De norm voor oppervlaktewater is 100 mg/l. De sulfaatconcentratie van het lozingswater is gesteld op 300 mg/l (een dergelijke waarde wordt vaak vergund).
M8 afvalvorming	Hier wordt ontstaan afval ingevoerd. Dit kunnen te storten reststoffen zijn van de reiniging, maar ook te storten verontreinigde grond.
M9 ruimtebeslag	Onder ruimtebeslag wordt het oppervlak verstaan dat niet gebruikt kan worden voor iets anders gedurende de "sanering". In dit geval wordt de ruimte die nodig is voor de stort ingevoerd.

Voor een gedetailleerde uitwerking van de uitgangspunten wordt ook verwezen naar de paragrafen 4.2.1 t/m 4.2.4.

Variant 1

M1 grondkwaliteit	De grondverontreiniging wordt buiten beschouwing gelaten.
M2 grondwaterkwaliteit	De berekening is uitgevoerd voor een tijdsbestek van 29 jaar, een concentratie van 250 mg/l en een potentiële grondwaterverontreiniging van 4,6 m ³ .
M3 verlies grond	Voor de afdichting wordt 0,2 m ³ grond gebruikt.
M5 energiegebruik	Er is geen energiegebruik ingevoerd omdat de transportafstand naar het werk voor elke variant gelijk is.
M6 luchtmissies	De luchtmissies zijn gerelateerd aan het energiegebruik. Zie aldaar.
M7 opp. watermissies	Bij deze variant vinden geen oppervlaktewatermissies plaats.
M8 afvalvorming	Er ontstaat geen afval.
M9 ruimtebeslag	Er ontstaat geen extra ruimtebeslag bij deze variant.

Variant 2

M1 grondkwaliteit	De grondverontreiniging wordt buiten beschouwing gelaten.
M2 grondwaterkwaliteit	De berekening is uitgevoerd voor een tijdsbestek van 29 jaar, een concentratie van 250 mg/l en een potentiële grondwaterverontreiniging van 39,1 m ³ .
M3 verlies grond	Bij deze variant ontstaat geen grondverlies.
M5 energiegebruik	Er is geen energiegebruik ingevoerd omdat de transportafstand naar het werk voor elke variant gelijk is.
M6 luchtmissies	De luchtmissies zijn gerelateerd aan het energiegebruik. Zie aldaar.

M7 opp. wateremissies	Bij deze variant vinden geen oppervlaktewateremissies plaats.
M8 afvalvorming	Er ontstaat geen afval.
M9 ruimtebeslag	Er ontstaat geen extra ruimtebeslag bij deze variant.

Variant 3

M1 grondkwaliteit	De grondverontreiniging wordt buiten beschouwing gelaten.
M2 grondwaterkwaliteit	De berekening is uitgevoerd voor een tijdsbestek van 29 jaar, een concentratie van 250 mg/l en een potentiële grondwaterverontreiniging van 11 m ³ .
M3 verlies grond	Er treedt geen grondverlies op bij reiniging.
M5 energiegebruik	In vergelijking met variant 1 en 2 vindt extra transport van grond plaats naar de reiniger.
M6 luchtmissies	De luchtmissies zijn gerelateerd aan het energiegebruik.
M7 opp. wateremissies	Bij deze variant vinden oppervlaktewateremissies plaats door de lozing van water dat gebruikt is bij de reiniging van de baggerspecie.
M8 afvalvorming	Bij het reinigen van de baggerspecie ontstaat een hoeveelheid zuiveringslib dat beschouwd wordt als afval.
M9 ruimtebeslag	Het storten van het zuiveringslib veroorzaakt ruimtebeslag.

Variant 4

M1 grondkwaliteit	De grondverontreiniging wordt buiten beschouwing gelaten.
M2 grondwaterkwaliteit	De berekening is uitgevoerd voor een tijdsbestek van 29 jaar, een concentratie van 250 mg/l en een potentiële grondwaterverontreiniging van 1,8 m ³ .
M3 verlies grond	Dit betreft de schone grond die gebruikt wordt voor het aanleggen van het werk.
M5 energiegebruik	In vergelijking met variant 1 en 2 vindt extra transport van grond plaats naar de stortplaats.
M6 luchtmissies	De luchtmissies zijn gerelateerd aan het energiegebruik.
M7 opp. wateremissies	Bij deze variant vinden oppervlaktewateremissies plaats door de lozing van water dat onttrokken wordt bij bemaling van de stortplaats.
M8 afvalvorming	De totale te storten hoeveelheid baggerspecie is gelijk aan het verlies aan grond.
M9 ruimtebeslag	Het storten van de baggerspecie veroorzaakt ruimtebeslag.

BIJLAGE B

SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS OPHOGING A5 BADHOEVEDORP

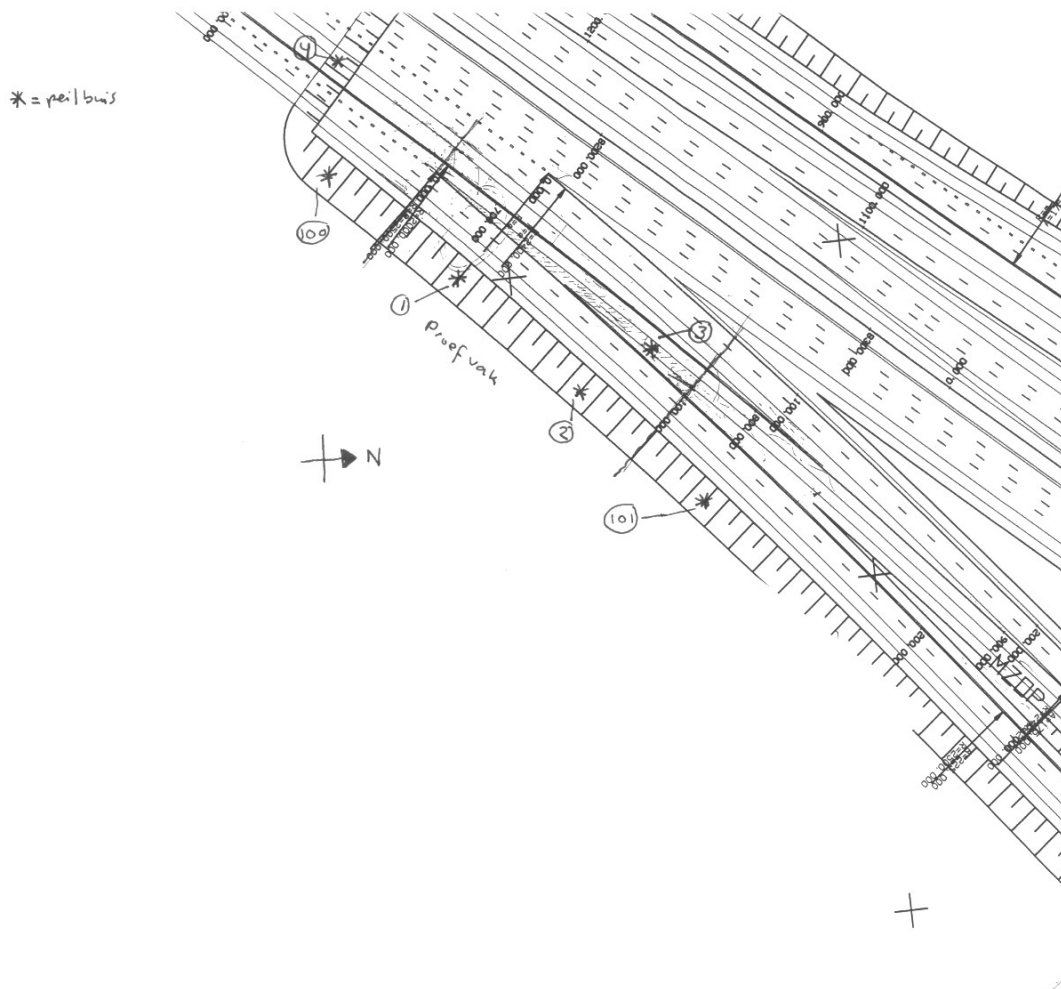


Fig. B1. Situering proefvak en peilbuizen A5, Badhoevedorp.

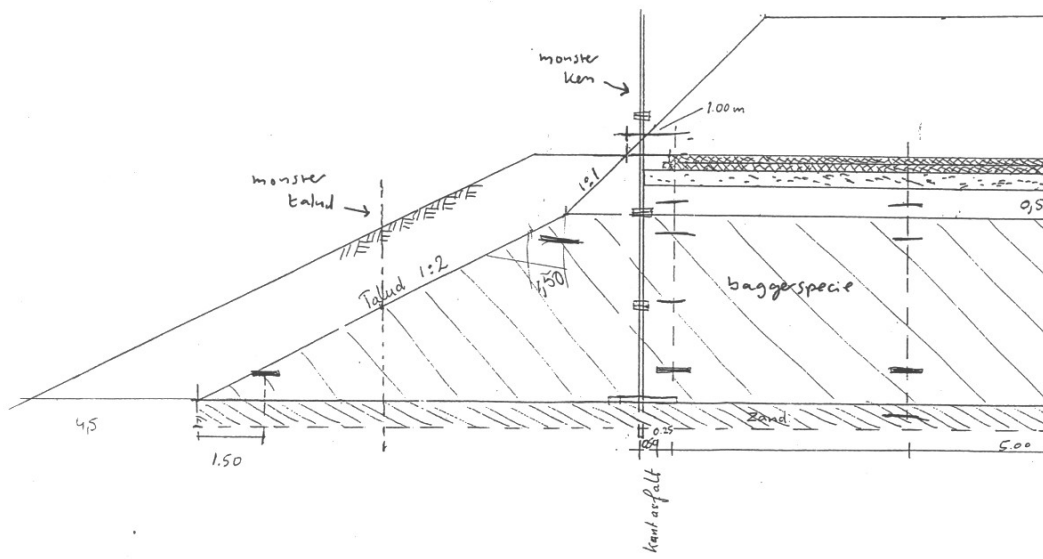


Fig. B2. Dwarsdoorsnede proefvak met monsterlocaties.

Tabel B1. Nulsituatie baggerspecie A5.

Kern							
	DS (%)	gloeiverl. (% v ds)	OS IB (% v ds)	Sulfaat (mg/kg ds)	Stot (mg/kg ds)	S-ox (%)	Chloride mg/kg ds
0-0,5	72,6	8	6,8	6800	8500	26,6	<350
0,5-1	70,8	9	7,5	7400	8500	29,0	99
1-1,5	70,6	9	7,4	8400	10000	28,0	93
1,5-2	69	10	8	8300	9500	29,1	97
2-2,5	69,6	10	7,7	8900	11000	26,9	96
2,5-3	68,3	10	8,7	9100	11000	27,5	105
3-3,5	66,3	11	9	7600	11000	23,0	130
3,5-4	85,1	3	1,6	1300	2000	21,6	100
Gem.tot	69,6	9,6	7,9	8071	9929	27,2	103,3
S tot	2,0	1,0	0,8	836	1134	2,1	13,7
Vctot	2,9	10,2	9,7	10,4	11,4	7,6	13,2
Gem.2-3,5	68,1	10,3	8,5	8533	11000	25,8	110,3
S 2-3,5	1,7	0,6	0,7	814,5	0,0	2,5	17,6
VC2-3,5	2,4	5,6	8,0	9,5	0,0	9,5	16,0
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	72,4	8	7,1	7400	7000	35,2	105
0,5-1	74,8	8	6,6	7600	7000	36,2	88
1-1,5	73,4	9	7,3	7000	8500	27,4	78
1,5-2	73,1	9	7,2	6500	9500	22,8	89
gem.tot	73,4	8,5	7,1	7125	8000	30,4	90
S tot	1,0	0,6	0,3	485,6	1224,7	6,4	11,2
Vctot	1,4	6,8	4,4	6,8	15,3	21,1	12,4

Tabel B2. Kwaliteit baggerspecie A5 één jaar na toepassing.

Kern						
	DS (%)	gloeiverl. (% v ds)	Sulfaat (mg/kg ds)	Stot (mg/kg ds)	S-ox (%)	Chloride mg/kg ds
0-0,1	73,5	8,4	7200	7500	31,97	105
0,1-0,5	75,4	7,8	7100	7000	33,78	84
0-0,5 (1)	75,02	7,92	7120	7100	33,39	88
0,5-1	73,4	8,8	7500	8500	29,38	105
1-1,5	74,5	9,1	7100	7500	31,52	95
1,5-2	74,5	7,8	6000	7000	28,54	97
2-2,5	73,7	7,8	7700	9000	28,49	98
2,5-3	75	7,2	7000	8500	27,42	79
3-3,5	72,1	9,3	7200	9500	25,24	96
3,5-4	72,1	8,9	7500	7500	33,30	150
gemid.	73,8	8,4	7140	8075	29,7	101
standafw.	1,2	0,8	520	927	2,9	21,2
V.C.(%)	1,6	9,1	7,3	11,5	9,7	21,0
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,1	72,3	7,6	5600	5500	33,91	220
0,1-0,5	74,5	7,9	6200	6500	31,76	225
0-0,5 1)	74,06	7,84	6080	6300	32,19	224
0,5-1	72,1	9,1	7700	9000	28,49	140
1-1,5	73,3	8,8	7700	7500	34,19	115
1,5-2	71,3	11	7700	11000	23,31	185
gemid.	72,7	9,2	7295	8450	29,5	166,0
standafw.	1,2	1,3	810	2027	4,8	48,3
V.C. (%)	1,7	14,4	11,1	24,0	16,2	29,1

1) gewogen gemiddelde van de analyses van 0-0,1 en 0-0,4 meter

Tabel B3. A5 2003.

Kern 2003						
	DS	gloeiv.	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,1	70,7	6	4500	5500	27,2%	175
0,1-0,5	72,9	8,1	4800	7000	22,8%	145
0-0,5	72,46	7,68	4740	6700	23,6%	151
0,5-1	71,8	7,1	6200	6500	31,8%	125
1-1,5	74,9	6,6	5200	7000	24,7%	110
1,5-2	76	7	5500	6500	28,2%	96
2-2,5	76,5	7,8	5600	6500	28,7%	70
2,5-3	69,8	8,4	5100	7500	22,6%	85
3-3,5	75,5	7,4	4800	6500	24,6%	77
3,5-4	76,5	5,7	6600	6000	36,6%	89
gemid.	74,2	7,2	5467,5	6650,0	27,6%	100,4
standafw.	2,51	0,82	657	441	4,8%	27,03
V.C.(%)	3,4	11,4	12,0	6,6	17,2%	26,9
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	73,7	10	5200	6500	26,6%	160
0,5-1	69,2	9,2	7900	9500	27,7%	140
1-1,5	67	9,5	6600	9500	23,1%	125
1,5-2	69,8	7,6	5800	7500	25,8%	185
gemid.	69,9	9,1	6375	8250	25,8%	152,5
standafw.	2,79	1,04	1167	1500	2,4%	25,98
V.C. (%)	4,0	11,4	18,3	18,2	9,2%	17,0

Tabel B4. Analyseresultaten drainzand en grond.

Drainzand kern 2003						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,2	84,4	1,7	1100	1200	30,5%	110
0,2-0,5	81,2	1,4	610	650	31,3%	170
gem.	82,48	1,52	806	870	30,96%	146
Grond kern 2003						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,5	76,7	1,5	170	340	16,7%	325
0,5-1,0	80,5	1,2	500	550	30,3%	225
gem.	78,6	1,35	335	445	23,46%	275
Drainzand talud 2003						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,2	79,8	1,8	1200	1200	33,3%	150
0,2-0,5	79,5	1	485	460	35,1%	170
gem.	79,62	1,32	771	756	34,39%	162
Grond talud 2003						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,5	82,1	1,9	460	700	21,9%	150
0,5-1,0	81	1,4	360	500	24,0%	195
gem.	81,55	1,65	410	600	22,93%	172,5

BIJLAGE C

SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS A50 VEGHEL

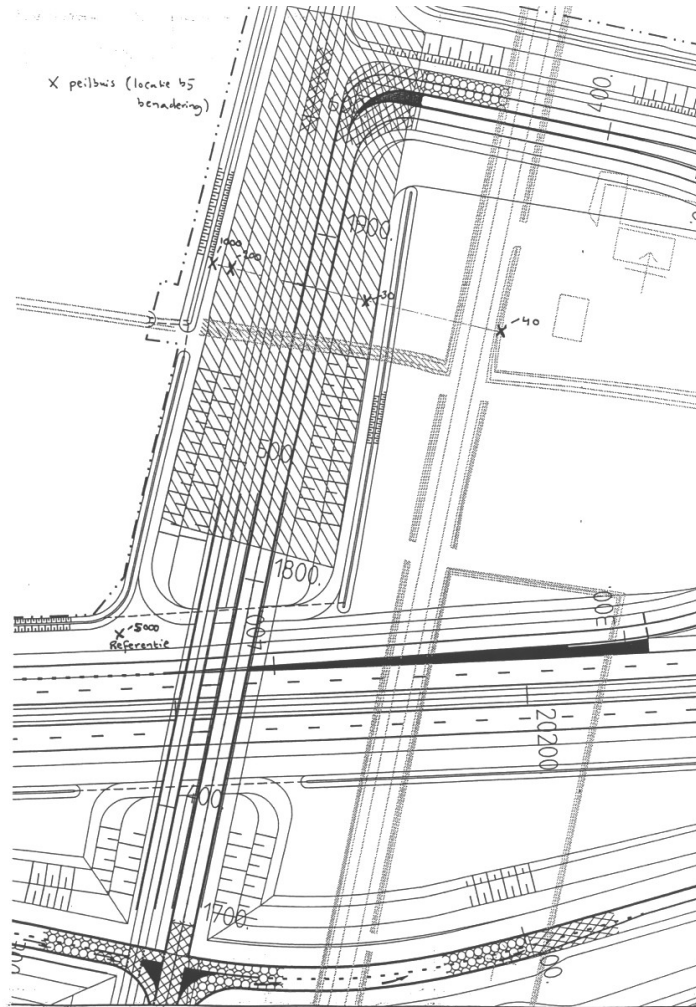


Fig. C1. Situatieschets proefvak en peilbuizen A50, Veghel.

Tabel C1. Gegevens A50 Veghel, oktober 2001.

Kern							
	DS (%)	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	70,8	11	8,8	890	1700	17,43	28
0,5-1	71,5	11	8,3	980	1900	17,18	<25
1-1,5	72,9	10	7,7	850	1700	16,65	<25
1,5-2	71,2	10	7,8	690	2000	11,49	<25
2-2,5	72,4	10	7,9	860	1800	15,91	<25
2,5-3	70,9	11	8,6	690	1800	12,77	<25
gemid.	71,6	10,5	8,2	827	1817	15,2	
standafw.	0,85	0,55	0,45	115	117	2,50	
V.C.(%)	1,19	5,22	5,54	13,95	6,44	16,39	
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	70,3	10	7,8	740	1900	12,97	<25
0,5-1	70,6	10	7,9	840	2100	13,32	<25
1-1,5	69,7	11	8,3	780	2100	12,37	<25
gemid.	70,2	10,3	8,0	787	2033	12,9	
standafw.	0,46	0,58	0,26	50	115	0,48	
V.C. (%)	0,65	5,59	3,31	6,40	5,68	3,73	

Tabel C2. Gegevens A50 Veghel januari 2003 (ca. één jaar na aanbrengen).

Laag*	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Choride
1,5-2 (1)	67,2	10,6	740	1700	14,50	<25
2-2,5 (2)	67	12	570	1900	9,99	<25
2,5-3 (5)	70,8	10,2	620	1600	12,90	<25
3-3,5 (5)	71,3	10,2	570	1700	11,17	<25
3,5-4 (5)	72,6	9,3	420	1600	8,74	<25
4-4,5 (5)	70,8	10,2	400	1800	7,40	<25
4,5-5 (3)	68,7	11,8	490	1900	8,59	29
5-5,3 (2)	69,7	11,7	500	1900	8,76	<25
Gew. gemid.	70,5	10,5	514	1732	10,0	<25,4
Laag#						
ca. 0-0,5	69,3	10,6	634	1680	12,6	<25
ca. 0,5-1	70,3	10,6	580	1720	11,3	<25
ca. 1-1,5	72,0	9,7	490	1620	10,1	<25
ca. 1,5-2	71,3	10,0	438	1740	8,4	<25
ca. 2-2,5	70,2	10,8	450	1800	8,3	<27
ca. 2,5-3	69,7	11,4	475	1875	8,4	<26
gemid.	70,5	10,5	510	1739	9,9	<25,5
Standafw.	0,99	0,59	79	90	1,81	0
V.C.(%)	1,4	5,7	15,4	5,2	18,4	3,28

* De laagdiepte is in meters ten opzichte van de bovenzijde van de ophoging. De specielaag begint op verschillende diepte, omdat de ophoging afloopt. Achter de laag staat tussen haakjes het aantal deelmonsters waaruit het mengmonster is samengesteld.

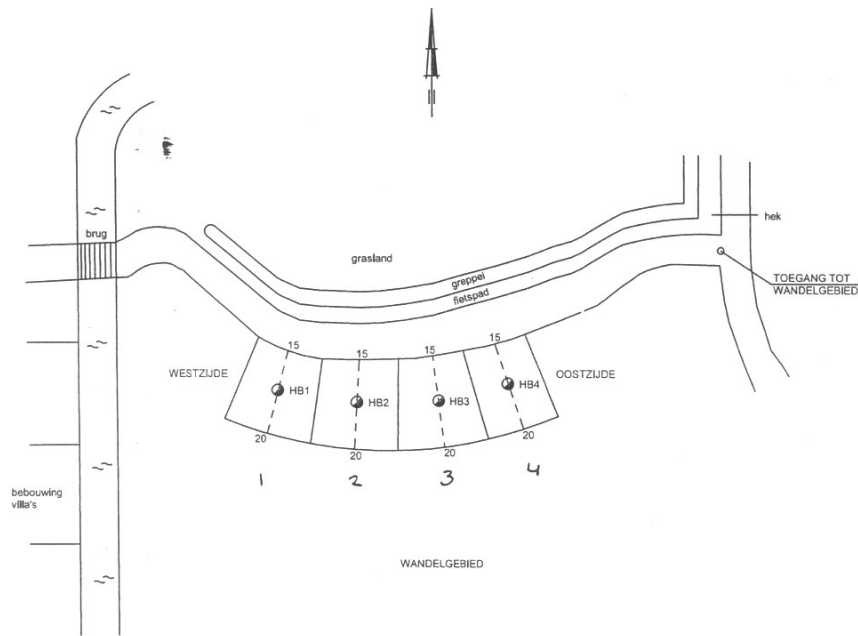
De laagdiepte is in meters ten opzichte van de bovenzijde van de ophoging met baggerspecie in de kern. Het gehalte per laag is berekend uit een gewogen bijdrage van de mengmonsters die betrekking hebben op de laag en van mengmonsters die zijn samengesteld uit verschillende lagen. Hierdoor kunnen de werkelijke gemiddelden enigszins afwijken van de berekende waarden.

Tabel C3. Gegevens A50 oktober 2003.

Kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	72,4	10,2	390	2000	6,49
0,0,4	71	11	620	1500	13,76
0-0,4	71,35	10,8	562,5	1625	11,53
0,4-0,9	71,4	11	760	1500	16,87
0,9-1,4	71,3	10,4	620	1400	14,75
1,4-1,9	73,3	9,8	580	1300	14,86
1,9-2,4	76,3	6,4	540	1200	14,99
2,4-2,9	69,7	10,1	670	1600	13,94
2,9-3,4	65,7	13,5	680	2000	11,32
gemid.	71,3	10,3	630	1518	14,0
standafw.	3,24	2,10	78	262	1,99
V.C.(%)	4,54	20,43	12,33	17,29	14,19
Talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,5	70,4	10,2	470	1400	11,18
0,5-1	74,2	9,7	510	1300	13,06
1-1,5	68,7	11,7	730	1600	15,19
1,5-2	71,2	9,1	740	1600	15,40
2-2,5	72,9	9,8	400	1200	11,10
2,5-3	71,7	8,8	350	1300	8,97
gemid.	71,5	9,9	533,3	1400,0	12,5
standafw.	1,92	1,02	166	167	2,01
V.C. (%)	2,68	10,35	31,07	11,95	16,09

BIJLAGE D

SITUATIESCHETSEN EN GEGEVENS OPHOGING ENKHUIZEN



ENKHUIZEN

Fig. D1. Situering proefvakken 1-4 ophoging Buurtbos, Enkhuizen.

Tabel D1. Nulsituatie referentievak Enkhuizen.

Kern							
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	OS IB (% v ds)	Sulfaat mg/kg ds	Stot mg/kg ds	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,5	75,2	4	3,4	6100	4700	43,2	25
0,5-1	76,9	5	3,5	5600	6000	31,1	25
1-1,5	77	2	2,7	4700	4700	33,3	25
1,5-2	80,6	3	2,6	4400	3700	39,6	25
2-2,5	81,9	4	2,2	3900	3400	38,2	25
2,5-3	79	4	3	4700	4300	36,4	25
3-3,5	82,5	3	2,3	380	1300	9,7	36
3,5-4	83,7	2	0,3	600	850	23,5	60
gemid.	79,6	3,4	2,5	3798	3619	31,9	30,8
standafw.	3,05	1,06	1,01	2153	1755	10,8	12,43
V.C.(%)	3,8	31,4	40,2	56,7	48,5	33,8	40,4
gemid.0-3	78,4	3,7	2,9	4900	4467	37,0	25,0
standafw.0-3	2,5	1,0	0,5	807	918	4,4	0,0
V.C.0-3(%)	3,2	28,2	17,2	16,5	20,6	11,9	0,0
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	77,7	4	2,5	4800	2800	57,09	25
0,5-1	81,7	4	2,1	2500	3100	26,85	25
1-1,5	78,3	3	2,2	3700	3700	33,30	25
gemid.	79,2	3,7	2,3	3667	3200	39,1	25,0
standafw.	2,16	0,58	0,21	1150	458	15,92	0,00
V.C. (%)	2,72	15,75	9,18	31,37	14,32	40,74	0,00

Tabel D2. Nulsituatie vak met 5% compost Enkhuizen.

Kern							
Laag (m)	DS (%)	gloeiverl. (% v ds)	OS IB (% v ds)	Sulfaat (mg/kg ds)	Stot (mg/kg ds)	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,5	78,3	4	3,2	7900	3800	69,2	25
0,5-1	76,4	6	4	7400	5000	49,3	25
1-1,5	75,2	23	5	8000	5000	53,3	73
1,5-2	66,7	23	10	5000	6000	27,8	275
2-2,5	73,9	17	5,8	5800	3600	53,7	65
2,5-3	74,9	13	4,5	6700	5000	44,6	67
3-3,5	74,7	8	5,3	3100	6500	8,6	25
3,5-4	86,1	4	2,8	1100	1700	21,6	47
gemid.	75,8	12,3	5,1	5.600	4.600	38,0	75
standafw.	5,4	8,00	2,2	2460	1516	15,9	83,2
V.C.(%)	7,1	65,3	44,1	43,8	33,1	41,8	111
gemid.0-3,5	74,3	13,4	5,4	6.300	5.000	44,8	79,3
Standafw.0-3,5	3,6	7,9	2,2	1779	1053	17,8	89,0
V.C 0-3,5 (%)	4,9	58,5	40,8	28,4	21,1	39,7	112,3
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	chloride
0-0,5	74,4	6	3,8	7900	4300	61,2%	25
0,5-1	70,5	7	5	8200	4700	58,1%	195
1-1,5	70,9	9	5,4	6700	5000	44,6%	57
gemid.	71,9	7,3	4,7	7.600	4.700	54,6%	92,3
standafw.	2,15	1,53	0,8	794	351	8,8%	90,3
V.C. (%)	3,0	20,8	17,6	10,4	7,5	16,1%	97,8

Tabel D3. Nulsituatie vak met onderlaag van 1 m met 10% compost Enkhuizen.

Kern							
	DS (%)	gloeiverl. (% v ds)	OS IB (% v ds)	Sulfaat (mg/kg ds)	Stot (mg/kg ds)	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,5	51,4	14	9,7	6500	20.000	10,82	210
0,5-1	52	12	13	7800	18000	14,43	230
1-1,5	52,5	12	11	7400	19000	12,97	200
1,5-2	52,5	12	10	7300	19000	12,79	190
2-2,5	52,5	12	10	8700	17000	17,04	210
2,5-3	49,7	11	9,9	8500	3600	78,63	215
3-3,5	58,2	9	8,2	6000	15000	13,32	200
3,5-4	51,6	11	10	8400	16000	17,48	195
gemid.	52,6	11,6	10,2	7575	17700*	14,1*	206,3
standafw.	2,47	1,41	1,36	971	1800*	2,4*	12,75
V.C.(%)	4,7	12,1	13,3	12,8	10,2*	17,0*	6,2
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	53,9	13	10	9900	16000	20,60	175
0,5-1	56,8	14	14	6700	9500	23,49	405
1-1,5	70,4	9	5,4	200	3600	1,85	25
gemid.	60,4	12,0	9,8	5600,0	9700,0	15,3	201,7
standafw.	8,81	2,65	4,30	4942,67	6202,42	11,75	191,40
V.C. (%)	14,59	22,05	43,91	88,26	63,94	76,72	94,91

* zonder monster 2,5-3 m, dit is waarschijnlijk een uitschieter

Tabel D4. Nulsituatie vak met onderlaag van 1 m met 10% maaisel Enkhuizen.

Kern							
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	OS IB (% v ds)	Sulfaat (mg/kg ds)	Stot (mg/kg ds)	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,5	56	10	9,2	7900	14.000	18,8	83
0,5-1	57,1	10	6,6	6900	16000	14,4	90
1-1,5	58,4	10	9,2	8300	14000	19,7	80
1,5-2	61,7	10	7,9	9000	16000	18,7	42
2-2,5	60,9	10	9,4	8800	13000	22,5	42
2,5-3	62,5	8	6	5700	7500	25,3	210
3-3,5	72,4	8	4,5	4200	8000	17,5	145
3,5-4	67,9	7	5,6	2400	4200	19,6	370
gemid.	62,1	9,1	7,3	6650	11590	19,6	132,8
standafw.	5,57	1,25	1,89	2374	4420	3,5	110,82
V.C.(%)	9,0	13,7	25,8	35,7	38,1	18,0	83,5
Talud							
	DS	gloeiverlies	OS IB	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,5	59,3	10	8	8200	15000	18,20	75
0,5-1	63,4	9	6,6	4800	5000	31,97	210
1-1,5	54,8	11	11	9400	14000	22,36	305
gemid.	59,2	10,0	8,5	7466	11333	24,2	196,7
standafw.	4,3	1,0	2,3	2386	5507	7,1	115,6
V.C. (%)	7,3	10,0	26,3	32,0	48,6	29,2	58,8

Tabel D5. Resultaten referentievak (vak 1) Enkhuizen na één jaar.

Kern						
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	Sulfaat mg/kg ds	Stot mg/kg ds	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,1	76,1	5,3	2400	3300	24,2%	33
0,1-0,5	76,4	4,8	4400	4000	36,6%	31
0-0,5	76,34	4,9	4000	3860	34,5%	31,4
0,5-1	77,6	4,2	6000	3800	52,6%	25
1-1,5	79,4	4	3300	3200	34,3%	39
1,5-2	82,7	3,2	3500	3200	36,4%	59
2-2,5	81,3	3,2	3200	3400	31,3%	31
2,5-3	76,8	5,4	1600	3100	17,2%	34
3-3,5	79,7	4,5	350	1100	10,6%	45
3,5-4						
gemid.	79,1	4,2	3135,7	3094,3	31,0%	37,8
Standafw.	2,36	0,82	1790	929	13,7%	11,32
V.C.(%)	3,0	19,6	57,1	30,0	44,2%	30,0
gemid.0-3	79,0	4,2	3600	3427	34,4%	36,6
standafw.0-3	2,57	0,89	1427	328	11,3%	11,89
V.C.0-3(%)	3,3	21,4	39,6	9,6	32,9%	32,5
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,1	79	3,8	3100	3100	33,3%	32
0,1-0,5	80,6	3,3	2800	2900	32,2%	28
0-0,5	80,28	3,4	2860	2940	32,4%	28,8
0,5-1	78,9	4	5500	3900	47,0%	25
1-1,5	77,7	5	3000	2900	34,4%	25
gemid.	79,0	4,1	3787	3247	37,9%	26,3
standafw.	1,29	0,81	1485	566	7,9%	2,19
V.C. (%)	1,6	19,6	39,2	17,4	20,8%	8,4

Tabel D6. Resultaten vak met compost Enkhuizen na één jaar.

Kern						
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	Sulfaat mg/kg ds	Stot mg/kg ds	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,1	78,8	4,2	1800	2800	21%	25
0,1-0,5	80,8	3,8	4700	3900	40%	25
0-0,5	80,4	3,88	4120	3680	37%	25
0,5-1	82,3	3,4	5500	4000	46%	25
1-1,5	78,3	6,5	4000	3400	39%	25
1,5-2	75	7,5	5200	4900	35%	125
2-2,5	76,8	5,6	5200	5000	35%	80
2,5-3	73,7	6,3	5800	6000	32%	455
3-3,5	72,2	6,8	5200	5000	35%	145
3,5-4	79,8	4,4	2700	3200	28%	48
gemid.	77,3	5,5	4715	4398	36%	116
Standafw.	3,5	1,5	1030	975	5%	145
V.C.(%)	4,5	26,9	21,8	22,2	14,5%	124,8
gemid.0-3	77,0	5,7	5002	4568	37,0%	125,7
standafw.0-3	3,6	1,5	681	913	4,5%	153,5
V.C.0-3(%)	4,7	26,8	13,6	20,0	12,0%	122,1
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,1	77,6	4,5	3000	3100	32%	46
0,1-0,5	75,8	5,6	6900	5000	46%	56
0-0,5	76,16	5,38	6120	4620	44%	54
0,5-1	71,8	6,2	7300	5500	44%	45
1-1,5	69,3	6,8	7400	5500	45%	47
gemid.	72,4	6,1	6940	5207	44%	48,7
standafw.	3,5	0,7	712	508	0%	4,7
V.C. (%)	4,8	11,6	10,3	9,8	1%	9,7

Tabel D7. Resultaten vak met onderlaag compost Enkhuizen na één jaar.

Kern						
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	Sulfaat mg/kg ds	Stot mg/kg ds	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,1	58,5	12	1700	13000	4%	175
0,1-0,5	59,4	10,6	10100	13000	26%	44
0-0,5	59,22	10,88	8420	13000	22%	70,2
0,5-1	54,4	12,3	8600	18000	16%	86
1-1,5	52,4	13,3	5600	17000	11%	165
1,5-2	54	12,8	8100	15000	18%	195
2-2,5	52,9	11,9	7400	17000	14%	220
2,5-3	55	12,2	6400	14000	15%	195
3-3,5	58	10,5	5900	12000	16%	195
3,5-4	56,2	13,2	6600	12000	18%	250
gemid.	55,3	12,1	7128	14750	16%	172
Standafw.	2,4	1,0	1165	2376	3%	63,0
V.C.(%)	4,3	8,4	16,4	16,1	19%	36,6
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,1	71	7,1	2000	5000	13%	58
0,1-0,5	63,2	9,5	8900	10000	30%	67
0-0,5	64,76	9,02	7520	9000	28%	65,2
0,5-1	57,3	11,1	11400	15000	25%	90
1-1,5	68,7	8,5	3900	3600	36%	91
gemid.	63,6	9,5	7607	9200	30%	82,1
standafw.	5,79	1,38	3751	5703	6%	14,6
V.C. (%)	9,1	14,4	49,3	62,0	18,9%	17,8

Tabel D8. Resultaten vak met onderlaag maaisel Enkhuizen na één jaar.

Kern						
	DS (%)	gloeiverlies (% v ds)	Sulfaat mg/kg ds	Stot mg/kg ds	S-ox (%)	Chloride (mg/kg ds)
0-0,1	61,2	10,1	8200	11000	25%	45
0,1-0,5	63	10	9000	13000	23%	59
0-0,5	62,64	10,02	8840	12600	23%	56,2
1	61,3	10,6	9900	12000	27%	67
1-1,5	61,8	10,7	10300	12000	29%	45
1,5-2	60,5	10,6	9200	12000	26%	60
2-2,5	71,1	6,2	3600	6500	18%	42
2,5-3	72,8	5,7	3300	3700	30%	61
3-3,5	70,5	6,4	1300	3100	14%	195
3,5-4	70,9	6,5	2100	4200	17%	445
gemid.	66,4	8,3	6068	8263	23%	121,4
Standafw.	5,29	2,31	3823	4273	6%	139,85
V.C.(%)	7,97	27,68	63,0	51,7	25,8%	115,2
Talud						
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox	Chloride
0-0,1	60,2	11	7000	11000	21%	91
0,1-0,5	61	11	9100	12000	25%	84
0-0,5	60,84	11	8680	11800	24%	85,4
0,5-1	69,5	7,9	5900	5500	36%	48
1-1,5	63,5	9,3	5700	8500	22%	94
gemid.	64,6	9,4	6760	8600	28%	75,8
standafw.	4,44	1,55	1666	3151	7%	24,46
V.C. (%)	6,9	16,5	24,6	36,6	26,1%	32,3

Tabel D9. Resultaten referentievak (vak 1) Enkhuizen na twee jaar.

Kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	80,7	5,9	3100	2900	35,6%
0,1-0,5	80,6	5,2	7700	5500	46,6%
0-0,5	80,62	5,34	6780	4980	45,3%
0,5-1	88,5	4,1	6800	4100	55,2%
1-1,5	88,1	4,1	5900	3600	54,6%
1,5-2	84,5	3,4	5700	3200	59,3%
2-2,5	84,9	2,6	4200	3300	42,4%
2,5-3	83,7	3,6	1400	3100	15,0%
3-3,5	81,6	2,6	1700	1100	51,5%
3,5-4					
gemid.	84,6	3,7	4640,0	3340,0	46,2%
standafw.	2,98	0,96	2284	1185	14,9%
V.C.(%)	3,5	26,1	49,2	35,5	32,3%
gemid.0-3 1)	85,1	3,9	5130	3713	45,3%
standafw.0-3	2,93	0,91	2059	718	16,2%
V.C.0-3(%)	3,4	23,7	40,1	19,3	35,7%
Talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat 2002	Stot	S-ox
0-0,1	86,8	2,7	1300	1700	25,5%
0,1-0,5	86,2	2,6	3800	2400	52,7%
0-0,5	86,32	2,62	3300	2260	48,6%
0,5-1	89,6	2,9	5700	3500	54,2%
1-1,5	88,7	2,6	5700	3000	63,3%
gemid.	88,2	2,7	4900	2920	55,4%
standafw.	1,69	0,17	138,6	624	7,4%
V.C. (%)	1,9	6,2	28,3	21,4	13,3%

1) waarden 0-3 meter, de laag 0-3,5 m heeft een sterk afwijkend totaal-zwavelgehalte en bevat mogelijk deels grond of een afwijkende kwaliteit baggerspecie

Grond 2003 vak 1 kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	73,1	7,7	610	1100	18,5%
0,2-1,0	77,4	1,4	310	260	39,7%
gem.	76,54	2,66	370	428	28,8%
Grond 2003 vak 1 talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	77,6	7,8	740	850	29,0%
0,2-1,0	79	2,3	400	290	52,8%
gem.	78,72	3,4	516	402	42,7%

Tabel D10. Resultaten vak met compost (vak 2) Enkhuizen na twee jaar.

Kern					
Laag	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	83,7	4,5	120	1400	3%
0,1-0,5	82,5	4,4	5400	3300	54%
0-0,5	82,74	4,42	4344	2920	50%
0,5-1	85	4,7	7400	4600	54%
1-1,5	76,5	7,8	8300	5500	50%
1,5-2	77,8	5,2	6600	5500	40%
2-2,5	77,4	5,2	5700	4700	40%
2,5-3	72,7	7,8	4900	5500	30%
3-3,5	68,2	10,2	4100	6000	23%
3,5-4	75,6	6,9	870	1700	17%
gemid.	77,0	6,5	5277	4553	38%
standafw.	5,3	2,0	2311	1494	14%
V.C.(%)	6,9	30,7	43,8	32,8	35,6%
gemid.0-3,5 1)	77,2	6,5	5910	4960	40,9%
standafw.0-3,5	5,7	2,2	1592	1026	11,4%
V.C.0-3,5(%)	7,4	33,4	26,9	20,7	27,9%
Talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	80,1	5,5	910	2000	15%
0,1-0,5	77	5,6	5200	3200	54%
0-0,5	77,62	5,58	4342	2960	49%
0,5-1	76	5,9	8100	5000	54%
1-1,5	77,1	7	6200	3500	59%
gemid.	76,9	6,2	6214	3820	54%
standafw.	0,83	0,74	1879	1057	5%
V.C. (%)	1,08	12,1	30,2	27,7	9%

1) de laag 3,5-4 m heeft een sterk afwijkende samenstelling en bevat mogelijk baggerspecie van een andere kwaliteit of grond

Grond 2003 vak 2 kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	74	9,2	360	650	18,4%
0,2-1,0	78,2	2,6	260	240	36,1%
gem.	77,36	3,92	280	322	28,95652
Grond 2003 vak 2 talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	76,9	8,3	1200	1100	36,3%
0,2-1,0	79,1	2	510	320	53,1%
gem.	78,66	3,26	648	476	45,33277

Tabel D11. Resultaten vak met onderlaag compost (vak 3) Enkhuizen na twee jaar.

Kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	67,4	12,7	2400	12000	7%
0,1-0,5	66,8	13,4	8700	15000	19%
0-0,5	66,92	13,26	7440	14400	17%
0,5-1	63	12,3	11200	16000	23%
1-1,5	60,2	12,5	8200	13000	21%
1,5-2	59,6	10,7	6300	16000	13%
2-2,5	58,1	11,2	7300	16000	15%
2,5-3	55	11,3	6300	17000	12%
3-3,5	62,3	8,8	6700	12000	19%
3,5-4	81,8	3,1	2300	2800	27%
gemid.	63,4	10,4	6970	13400	19%
standafw.	8,24	3,24	2465	4609	5%
V.C.(%)	13,01	31,19	35,4	34,4	28%
gemid.0-3,5	60,7	11,4	7634	14910	17,3
standafw.	3,81	1,46	1714	1840	4,04
V.C.0-3,5(%)	6,28	12,76	22,5	12,3	23%
Talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	85,1	3	400	2000	7%
0,1-0,5	71,5	11	8800	11000	27%
0-0,5	74,22	9,4	7120	9200	26%
0,5-1	77,1	4,9	2600	2700	32%
1-1,5	62,6	8,6	9900	13000	25%
gemid.	71,3	7,6	6540	8300	28%
standafw.	7,68	2,40	3684	5209	4%
V.C. (%)	10,8	31,5	56,3	62,8	13,6%

Grond 2003 vak 3 kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	72,3	9,2	410	1100	12,4%
0,2-1,0	53,6	32,5	200	2100	3,2%
gem.	57,34	27,84	242	1900	4,241368421
Grond 2003 vak 3 talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	73,7	8,8	100	950	3,5%
0,2-1,0	71,8	5,6	150	250	20,0%
gem.	72,18	6,24	140	390	11,95384615

Tabel D12. Resultaten vak met onderlaag maaisel (vak 4) Enkhuizen na twee jaar.

Kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	74	9,5	2900	8000	12%
0,1-0,5	75,3	8,1	7900	10000	26%
0-0,5	75,04	8,38	6900	9600	24%
0,5-1	80	7,5	7900	8500	31%
1-1,5	77,5	9	8900	9500	31%
1,5-2	59	9,1	7200	14000	17%
2-2,5	76,9	6,2	2700	3200	28%
2,5-3	77,1	4,4	2000	3000	22%
3-3,5	75,6	4,7	1500	2500	20%
3,5-4	82,4	3,2	550	850	22%
gemid.	75,4	6,6	4706	6394	24%
standafw.	7,06	2,27	3332	4627	5%
V.C.(%)	9,4	34,6	70,8	72,4	21,3%
gemid.	74,4	7,0	5300,0	7185,7	24,8
standafw.	6,99	1,97	3108,59	4372,42	5,47
V.C.(%)	9,4	28,0	58,7	60,8	22,1%
Talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,1	60,3	11,6	4000	13000	10%
0,1-0,5	74,5	6,6	4400	3800	39%
0-0,5	71,66	7,6	4320	5640	26%
0,5-1	79,1	4,4	1600	1800	30%
1-1,5	74,9	6,9	200	1100	6%
gemid.	75,2	6,3	2040	2847	20%
standafw.	3,73	1,68	2095	2444	13%
V.C. (%)	5,0	26,7	102,7	85,9	61,7%

Grond 2003 vak 4 kern					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	72,9	5,9	530	500	35,3%
0,2-1,0	75,3	2,5	310	550	18,8%
gem.	74,82	3,18	354	540	21,8%
Grond 2003 vak 4 talud					
	DS	gloeiverlies	Sulfaat	Stot	S-ox
0-0,2	71,1	10,6	240	850	9,4%
0,2-1,0	70,1	5,4	290	300	32,2%
gem.	70,3	6,44	280	410	22,7%

BIJLAGE E

RESULTATEN SCHUDPROEVEN

Tabel E1. A5 Hoofddorp, monster A.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,4	7,4	7,8	7,6	7,5	7,9
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1393	1330	1410	1554	1508	1530
E_h (mV)	383	40	-22	-7	-74	-62
SO_4 (mg/L)	710	710	780	860	630	600
tot-S (mg/L)	320	300	300	300	260	260

Tabel E2. A5 Hoofddorp, monster B.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,5	7,6	7,9	7,6	7,5	7,9
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1461	1482	1390	1517	1436	1462
E_h (mV)	380	46	-14	-20	-89	-79
SO_4 (mg/L)	710	820	750	820	620	600
tot-S (mg/L)	330	240	300	290	260	230

Tabel E3. Monster Enkhuizen referentie.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,4	8,0	7,4	7,2	7,5	7,2
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	561	709	676	862	720	705
E_h (mV)	399	264	139	35	-58	-42
SO_4 (mg/L)	280	390	240	310	290	280
tot-S (mg/L)	100	130	130	95	100	100

Tabel E4. Monster Enkhuizen + 5% compost.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,5	7,8	7,5	7,3	7,3	7,1
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	536	662	755	766	811	819
E_h (mV)	391	169	136	41	-20	-77
SO_4 (mg/L)	250	320	330	310	290	280
tot-S (mg/L)	90	120	140	110	120	100

Tabel E5. Monster Enkhuizen + 10% compost.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,4	7,5	7,3	7,2	7,3	7,3
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1308	1577	1628	1549	1591	1523
E_h (mV)	380	17	-54	-125	-128	-78
SO_4 (mg/L)	750	880	710	730	440	300
tot-S (mg/L)	250	320	310	220	160	110

Tabel E6. Monster Enkhuizen + 10% maaisel.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,4	7,4	7,3	7,2	7,3	7,3
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1102	1175	1211	1312	1293	1340
E_h (mV)	206	38	-59	-133	-160	-88
SO_4 (mg/L)	640	590	500	600	510	290
tot-S (mg/L)	210	230	230	190	160	100

Tabel E7. A50 Veghel, monster A.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,7	7,7	7,6	7,5	7,4	7,4
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	309	355	413	469	580	630
E_h (mV)	249	185	61	-45	-117	-125
SO_4 (mg/L)	95	99	82	81	120	50
tot-S (mg/L)	42	39	40	40	38	21

Tabel E8. A50 Veghel, monster B.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,8	7,6	7,5	7,5	7,5	7,4
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	315	352	402	482	584	627
E_h (mV)	260	235	52	-40	-124	-127
SO_4 (mg/L)	100	110	96	100	130	45
tot-S (mg/L)	42	38	39	38	36	19

Tabel E9. Monster Nauerna.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,5	7,3	7,3	7,3	7,3	7,2
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1128	1304	1305	1435	1424	1378
E_h (mV)	320	130	6	-47	-176	-111
SO_4 (mg/L)	650	750	620	820	760	580
tot-S (mg/L)	230	280	260	290	240	200

Tabel E10. Monster A5 Maassluis.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	6,8	6,8	7,3	6,9	7,1	7,3
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1903	1980	1960	2020	1951	2140
E _h (mV)	149	-44	-27	-37	-113	-105
SO ₄ (mg/L)	1200	1200	1200	1200	790	1100
tot-S (mg/L)	450	440	440	440	490	360

Tabel E11. Monster Schiedam.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,4	7,2	7,2	7,2	7,2	7,1
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1899	1989	2020	2190	2310	2440
E _h (mV)	119	-13	-74	-235	-133	-110
SO ₄ (mg/L)	1300	1300	1000	1300	1600	940
tot-S (mg/L)	450	470	450	490	420	430

Tabel E12. Monster Den Helder A1.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,8	-	7,4	-	7,7	7,5
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	3320	-	3320	-	3360	3280
E _h (mV)	-95	-	-115	-	-120	-120
SO ₄ (mg/L)	350	-	300	-	110	0,32
tot-S (mg/L)	120	-	-	-	46	2,5

Tabel E13. Monster Den Helder B2.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,5	-	7,2	-	7,4	7,3
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2650	-	2770	-	2850	2770
E _h (mV)	-65	-	-60	-	-75	-70
SO ₄ (mg/L)	670	-	760	-	650	620
tot-S (mg/L)	220	-	-	-	250	200

Tabel E14. Monster Den Helder C3.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,8	-	7,5	-	7,6	7,5
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	2750	-	2890	-	2740	2780
E _h (mV)	-85	-	-95	-	-95	-115
SO ₄ (mg/L)	330	-	310	-	120	0,18
tot-S (mg/L)	120	-	-	-	16	2,7

Tabel E15. Monster Afvalzorg Venig.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	7,6	-	7,7	-	7,5	-
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	725	-	985	-	985	-
Eh (mV)	90	-	-107	-	-120	-
SO ₄ (mg/L)	270	-	230	-	1	-
tot-S (mg/L)	95	-	-	-	5	-

Tabel E16. Sevenwolden, monster A.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	4,6	4,8	4,7	4,9	5,2	6,0
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1603	1560	1560	1670	1385	816
Eh (mV)	469	313	154	166	-86	-91
SO ₄ (mg/L)	970	1100	940	1200	620	310
tot-S (mg/L)	390	340	300	340	290	130

Tabel E17. Sevenwolden, monster B.

	Tijd (dag)					
	1	14	28	56	112	224
pH	4,3	4,7	4,8	4,9	5,4	5,9
E.C. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1519	1482	1740	1768	1353	918
Eh (mV)	461	296	185	155	-77	-100
SO ₄ (mg/L)	900	950	1200	1100	660	400
tot-S (mg/L)	350	330	300	380	260	140

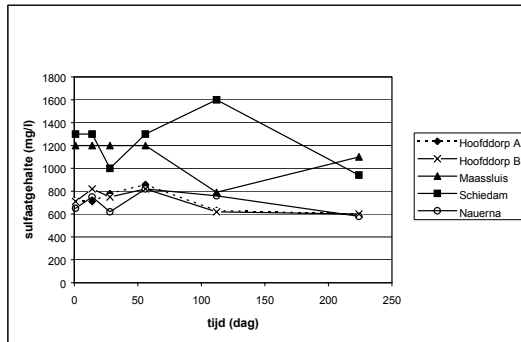


Fig. E1.

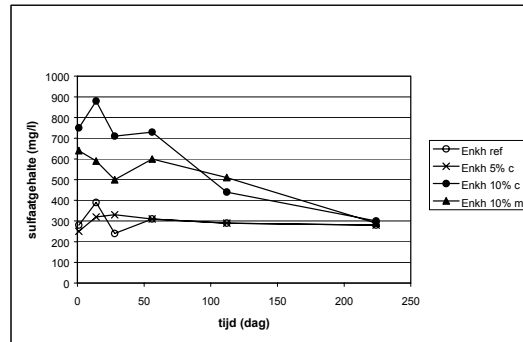


Fig. E2.

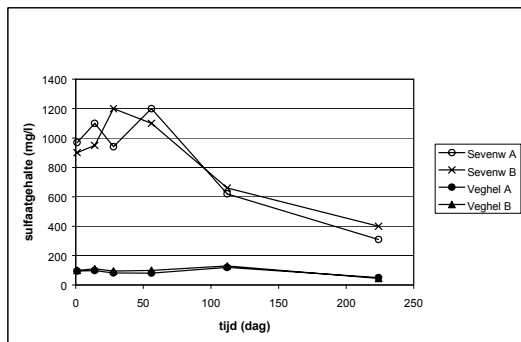


Fig. E3.

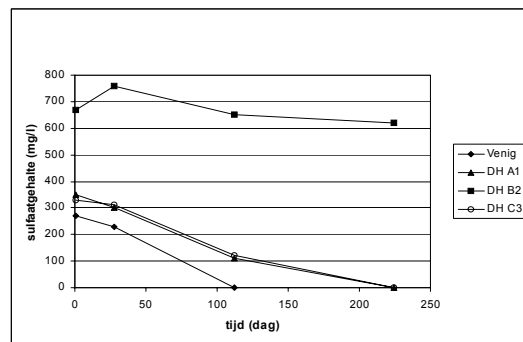


Fig. E4.

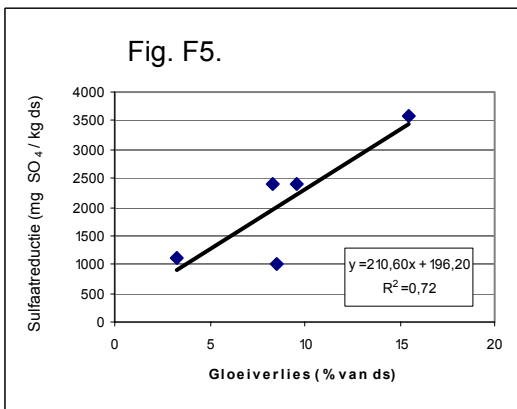
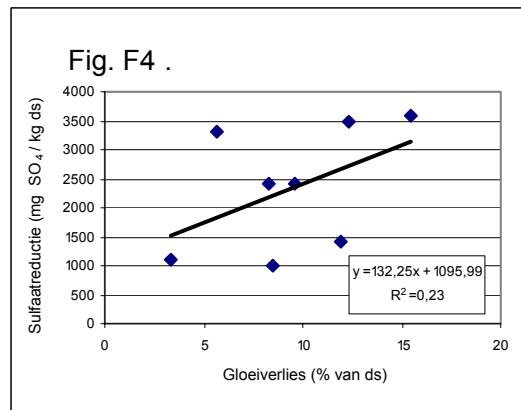
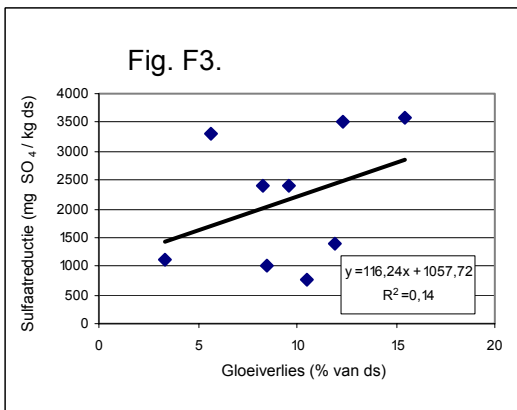
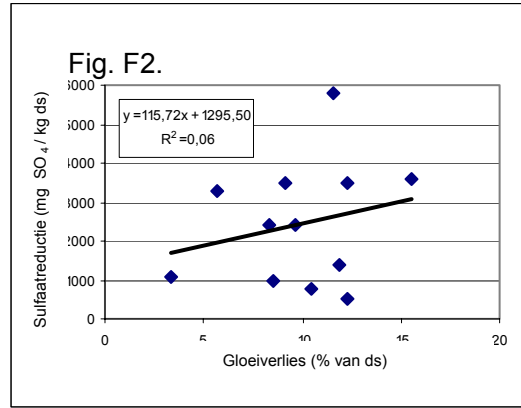
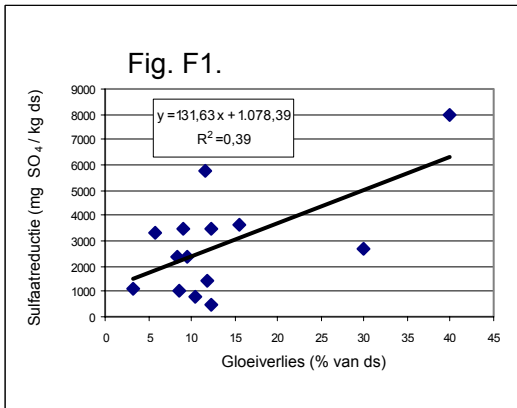
Fig. E1 t/m E4. Sulfaatgehalte van alle monsters als functie van tijd.

BIJLAGE F

RESULTATEN KARAKTERISERING ORGANISCHE STOF

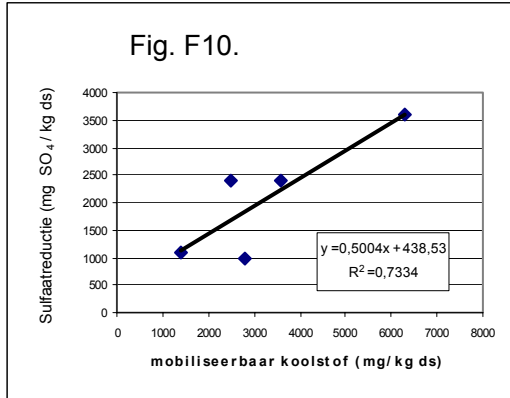
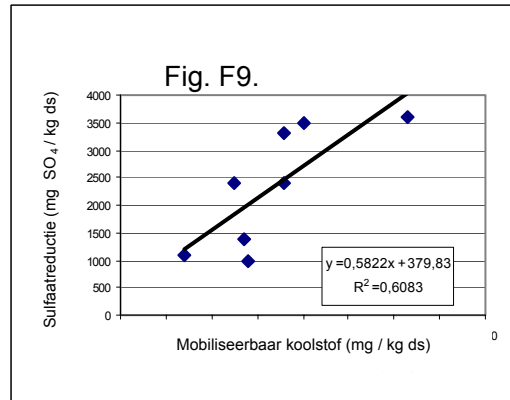
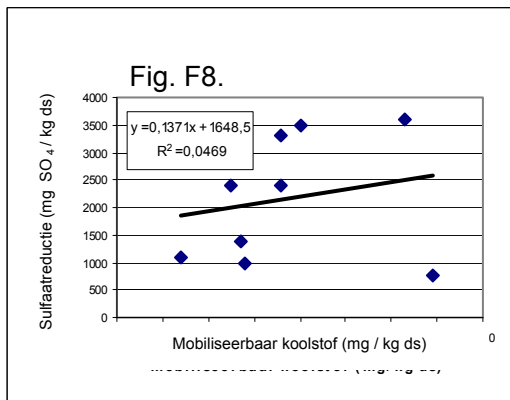
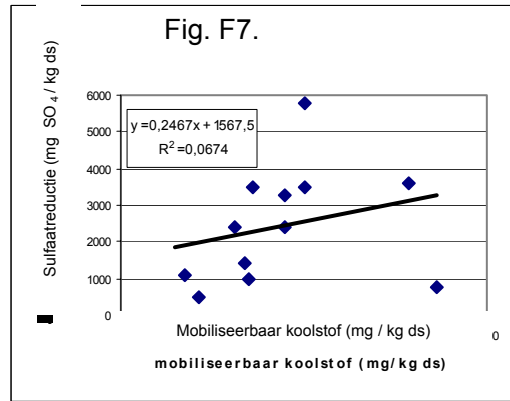
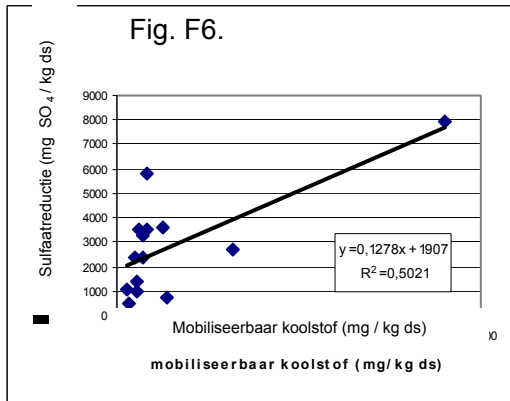
Tabel F1. Karakterisering organische stof en potentiële sulfaatreductie afgeleid uitschudproeven.

monster	organische stof			sulfaatreductie (mg SO ₄ /kg ds)	sulfaatreductie (% van hoogste sulfaatgehalte)
	gloeiverlies (% van ds)	mobiliseer- baar koolstof (mg/kg ds)	totaal-koolhydraat (mg glucose/kg ds)		
A5 Hoofddorp	9,6	3.600	3.200	2.400 (gem. van duplo)	29 (gem. van duplo)
Enkhuizen referentie	3,3	1.400	1.700	1.100	28
Enkhuizen 5% compost	12,3	1.700	1.700	500	15
Enkhuizen 10% compost	11,6	4.000	4.200	5.800	66
Enkhuizen 10% maaisel	9,1	2.900	3.000	3.500	55
A50 Veghel	10,5	6.900	3.900	770 (gem. van duplo)	62 (gem. van duplo)
Nauerna	8,3	2.500	3.400	2.400	29
Maassluis	8,5	2.800	3.000	1.000	8,3
Schiedam	15,5	6.300	5.500	3.600	28
Den Helder A1	12,3	4.000	2.700	3.500	100
Den Helder B2	11,9	2.700	3.000	1.400	18
Den Helder C3	5,7	3.600	3.400	3.300	100
Afvalzorg Venig	29,9	16.000	10.000	2.690 (na 112 dagen)	99,6 (na 112 dagen)
Sevenwolden	40,0	45.000	26.000	7.950 (gem. van duplo)	69 (gem. van duplo)



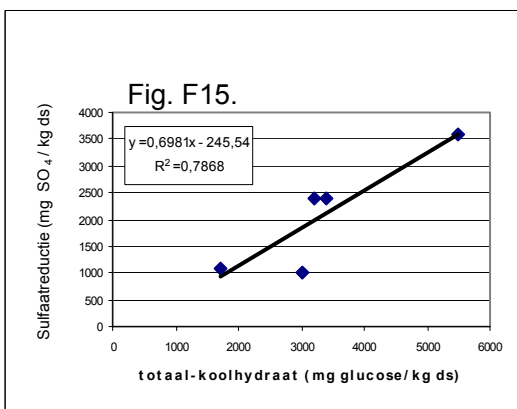
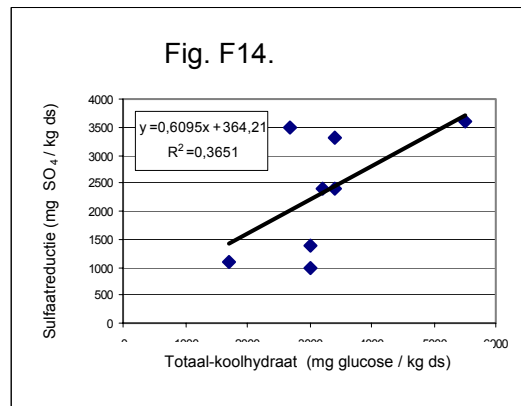
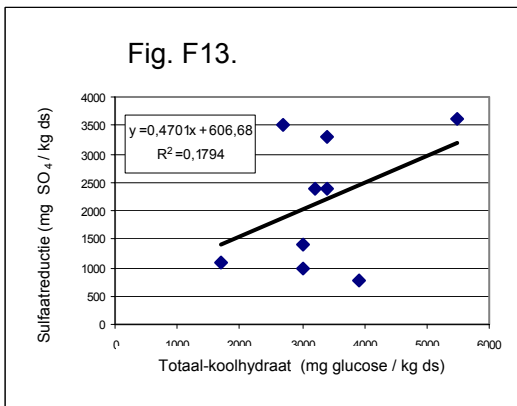
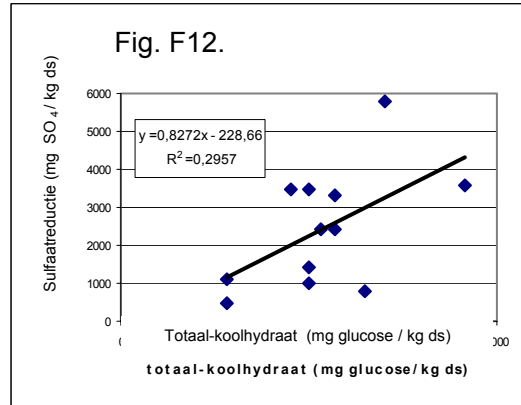
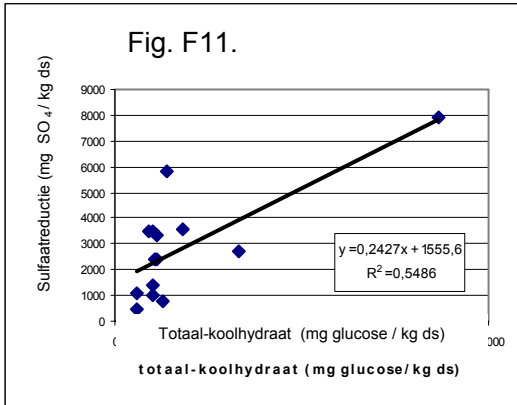
- F1. Alle monsters
- F2. Sevenwolden en Venig weggelaten
- F3. Sevenwolden, Venig en Enkhuizen toevoegingen weggelaten
- F4. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen tov. en A50 Veghel weggelaten
- F5. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen tov., A50 Veghel en Den Helder weggelaten

Fig. F1 t/m F5. Correlatie tussen potentiële sulfaatreductie en gloeiverlies.



- F6. Alle monsters
- F7. Sevenwolden en Venig weggelaten
- F8. Sevenwolden, Venig en Enkhuizen toevoegingen weggelaten
- F9. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen toev. en A50 Veghel weggelaten
- F10. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen toev., A50 Veghel en Den Helder weggelaten

Fig. F6 t/m F10. Correlatie tussen potentiële sulfaatreductie en mobiliseerbaar koolstof.



- F11. Alle monsters
- F12. Sevenwolden en Venig weggelaten
- F13. Sevenwolden, Venig en Enkhuizen toevoegingen weggelaten
- F14. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen toev. en A50 Veghel weggelaten
- F15. Sevenwolden, Venig, Enkhuizen toev., A50 Veghel en Den Helder weggelaten

Fig. F11 t/m F15. Correlatie tussen potentiële sulfaatreductie en totaal-koolhydraat.

BIJLAGE G

ZWAVELSPECIATIE BAGGERSPECIE EN OMZETTINGEN TIJDENS UITLOOGPROEVEN

Inleiding

Waterbodems zijn vrijwel altijd zuurstofloos en sulfaatreducerend. De reducerende condities zijn het gevolg van de voortdurende aanvoer van dood organisch materiaal (algen, waterplanten etcetera). De afbraak van dit materiaal leidt tot zuurstofverbruik en de zuurstofvraag is zodanig dat deze niet door diffusie kan worden aangevuld. Meestal zijn alleen de bovenste millimeters van de waterbodem nog aëroob. Louter de aanwezigheid van relatief hoge gehalten aan totaal-zwavel is hiervoor een bewijs, omdat precipitatie van sulfaat-zouten als gips in zoete wateren niet mogelijk is. De sulfaatconcentratie in zoete wateren is normaliter niet hoger dan 200 mg/l, terwijl voor precipitatie van gips een sulfaatconcentratie van >1000 mg/l is vereist. De sulfaatconcentratie van zeewater is circa 2650 mg/l, maar de calciumconcentratie is te laag voor precipitatie van gips. Wel is het zo dat zoute baggerspecie met een vochtgehalte van 50% de categorie 1 eis voor sulfaat kan benaderen of overschrijden, puur op basis van de sulfaatconcentratie in het aanhangende zeewater. Het voorgaande betekent dat in baggerspecie uit zoetwater slechts geringe gehalten aan sulfaat aanwezig zijn. Verreweg de belangrijkste vorm is sulfide, een kleinere fractie is organisch gebonden zwavel. Minder dan 10% van het zwavel in baggerspecie is organisch gebonden en hooguit circa 5% is in de vorm van sulfaat aanwezig. Het overgrote deel (85-95%) is in de vorm van sulfide aanwezig. Naarmate het totaal-zwavelgehalte stijgt, wordt het aandeel van sulfides belangrijker, omdat de overige fracties in absolute termen relatief constant zijn [17].

Nadat baggerspecie op het land is gebracht en in relatief dunne lagen wordt gerijpt, treedt ontwatering op en kan lucht in de specie doordringen. Langzamerhand verandert het karakter van de specie van anaëroob in aëroob [17]. Hierbij worden sulfiden geoxideerd tot sulfaat. De oxidatie is echter onvolledig. Hierop wordt in de volgende paragraaf nader ingegaan. Een ander aspect is in hoeverre uitloogproeven artefacten kunnen introduceren. Aangezien deze proeven worden uitgevoerd met zuurstofhoudend water, kan er tijdens de proef oxidatie van sulfides optreden, waardoor de werkelijke sulfaatuitloging overschat zou kunnen worden.

Zwavelspeciatie in gerijpte baggerspecie

In [8] zijn resultaten gepresenteerd van onderzoek naar de kwaliteit van gerijpte baggerspecie in diverse Nederlandse depots. Hierbij is een brede range van specie-typen onderzocht. Zowel de macro-samenstelling (kleiig, venig, zandig) als de herkomst van de specie waren zeer variabel. Bij dit onderzoek zijn zowel zwavel-totaal (na ontsluiting met koningswater), oplosbaar sulfaat en sulfaat dat tijdens de kolomproef vrijkomt gemeten. Voor alle drie de waarnemingen is het gehalte omgerekend naar een *zwavel*-gehalte in mg/kg. De resultaten zijn weergegeven in tabel G1 en figuur G1.

Tabel G1. Overzicht hoeveelheden zwavel uit diverse bepalingen.

Parameter	Eenheid	Partij 1	Partij 2	Partij 3	Partij 4	Partij 5	Partij 6	Partij 7	Partij 8
zwavel in oplosbaar sulfaat	mg/kg	2.400	1.900	2.600	3.516	1.987	3.539	2.398	2.667
zwavel totaal 1)	mg/kg	9.500	5.500	12.500	11.000	8.750	5.750	7.500	16.500
zwavel in eluaat kolomproef 2)	mg/kg	2.307	1.967	3.058	2.438	1.765	1.945	2.497	5.800

1) na ontsluiting met koningswater

2) zwavel is vrijwel volledig in de vorm van sulfaat aanwezig

Uit tabel G1 blijkt dat het aandeel sulfaat-zwavel, gemeten met de kolomproef, varieert tussen de 22 en de 35% van het gehalte totaal-zwavel. Gemiddeld is het gehalte 28,6%. Dit aandeel is

overeenkomstig met de waarnemingen genoemd in andere literatuurbronnen [17] en geeft aan dat de chemische rijping van de specie nog onvolledig is. In de toekomst zou in theorie nog meer sulfaat gevormd kunnen worden, mits een direct contact met de atmosfeer (zuurstof) optreedt.

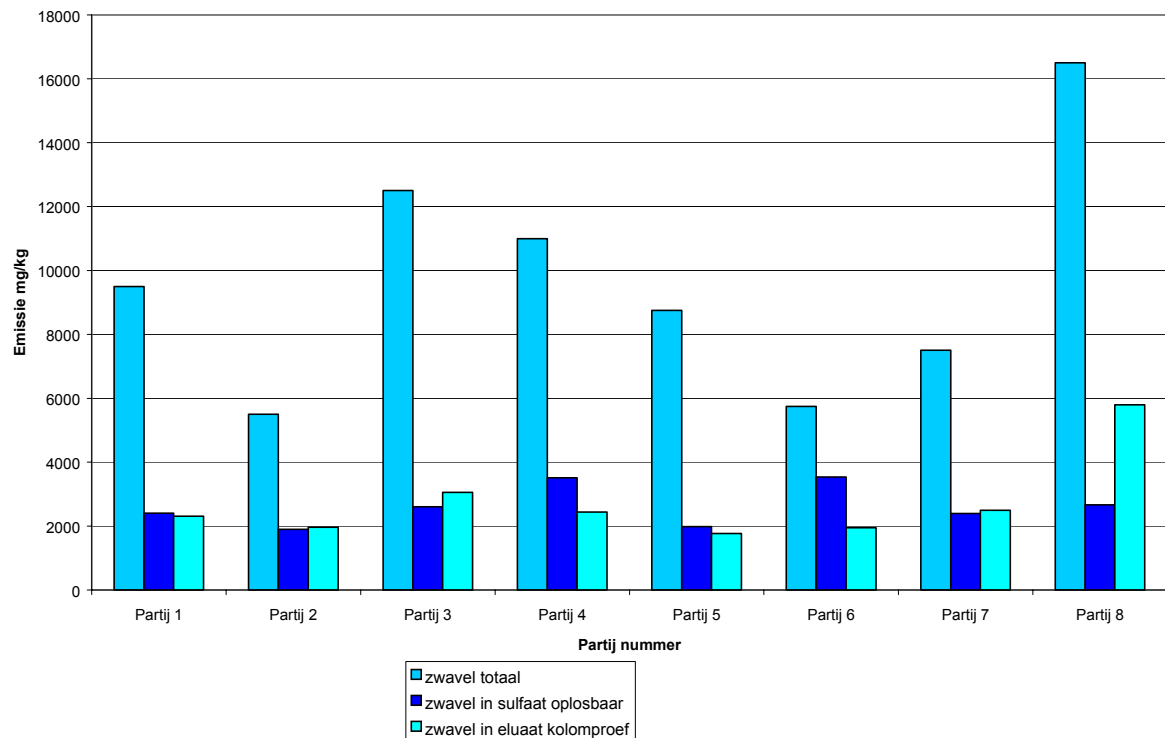


Fig. G1. Overzicht hoeveelheden zwavel uit diverse bepalingen.

Daarnaast is het met behulp van deze gegevens mogelijk een vergelijking te maken tussen de resultaten van een standaard samenstellingsbepaling van sulfaat door uitschudden bij $L/S=5$ en een kolomproef met $L/S=10$. De zwavelemissie bij de kolomproef is min of meer gelijk aan het gehalte oplosbaar sulfaat bij 5 van de 8 partijen. Bij 2 van de 8 partijen lost 30 tot 45% minder op tijdens de kolomproef. Dit zijn de twee partijen met de hoogste gehalten aan oplosbaar sulfaat. De resultaten van partij 8 wijken sterk af van de trends zoals waargenomen bij de andere partijen, omdat hier de vracht aan uitgeloozd sulfaat ruim tweemaal zo groot is als het gehalte in de vaste stof. In het algemeen kan echter geconcludeerd worden dat een bepaling van het gehalte aan oplosbaar sulfaat een goede indicatie geeft van de uitloogvracht. Met een dergelijke bepaling kan snel (1 dag) een indicatie worden verkregen van de sulfaatuitloging tijdens de langdurige kolomproef.

Een hoger gehalte uitloogbaar sulfaat ten opzichte van het gehalte aan oplosbaar sulfaat (uit de samenstellingsanalyse) wordt verklaard uit een onvoldoende of te trage oplosbaarheid tijdens de toegepaste bepalingsmethode. Dit betreft een standaardmethode voor grond, die is gebaseerd op uitschudden van het monster met water. Bij de schudproeven die in onderhavig project zijn uitgevoerd, blijkt dat in veel monsters de uitloging gedurende de eerste twee tot vier weken nog toeneemt ten opzichte van een eendaagse proef. Het is onwaarschijnlijk dat nieuwvorming van sulfaat gedurende de proef in grote verschillen resulteert, zie volgende paragraaf. Een lager gehalte tijdens de uitloogproef kan eventueel het gevolg zijn van een slechte doorstroming gedurende de kolomproef of sulfaatreductie. Uit het laboratoriumonderzoek (hoofdstuk 5) blijkt echter dat sulfaatreductie pas na vier tot acht weken op gang komt, terwijl de duur van de kolomproef drie weken bedraagt. In enkele monsters komt de sulfaatreductie sneller op gang, maar daarbij

wordt in drie weken zeker geen afname van 30-45% bereikt. Daarom is het niet aannemelijk dat sulfaatreductie de oorzaak is voor de verschillen. Zoals bij alle bepalingen moet uiteraard ook rekening worden gehouden met spreiding. Dit geldt zeker voor de bepaling van de samenstelling, waarbij veel minder monstermateriaal wordt ingezet dan bij de kolomproef.

Artefacten uitloogproeven

De standaard uitloogproeven worden uitgevoerd met zuurstofhoudend water, zodat er tijdens de proef oxidatie van sulfides optreden. Hierdoor zou de werkelijke sulfaatuitloging overschat kunnen worden. Er moet hierbij onderscheid worden gemaakt tussen kolomproeven en schudproeven. Materiaal in een kolom staat niet in contact met de atmosfeer, maar wel met zuurstofhoudend demiwater. In een schudproef is echter tevens contact met de lucht die in de headspace aanwezig is. Bij een schudproef is daarom meer oxidatie mogelijk dan bij een kolomproef. Dit wordt geïllustreerd met resultaten van het ANVM243 project [28] waarin een ongerijpte baggerspecie zowel met een schudproef als met verschillende varianten van de kolomproef is onderzocht. De resultaten zijn samengevat in tabel G2. Hieruit blijkt conform verwachting een groot verschil tussen de schudproef en de kolomproeven. De resultaten suggereren dat naarmate de doorstroming van de kolomproef beter wordt (door glasparels toe te voegen) er meer oxidatie optreedt. Dit is vooral een effect van een meer intensieve voorbehandeling (het mengen van monster en glasparels) en niet van een betere doorstroming. De emissie van het inerte natrium stijgt namelijk maar met 51% (effect doorstroming), terwijl de sulfaatemissie met 578% stijgt als 67% in plaats van 33% glasparels wordt toegevoegd. De sulfaatemissie is bij de korreldiffusieproef minimaal, hoewel daar de uitloging wellicht nog niet volledig is. Het resultaat ligt wel in de lijn der verwachting, omdat bij deze proef het contact met zuurstof minimaal is. De natriumemissie is bijna 30% lager dan bij de kolomproef met 33% glasparels, de sulfaatemissie is daarentegen ruim 90% lager. Ook in dit geval is oxidatie van groter belang dan verschillen in doorstroming. Bij de kolomproef kan oxidatie optreden door contact met zuurstofhoudend demiwater.

Tabel G2. Sulfaatemissies ongerijpte baggerspecie bij verschillende uitloogproeven.

Proef	Sulfaatemissie (mg/kg ds)	Natriumemissie (mg/kg ds)
Korreldiffusie-proef 1)	5	42
Standaardkolomproef L/S 3,5 2)	97	66
Kolomproef + 33% glasparels L/S 10	67	59
Kolomproef + 67% glasparels L/S 10	454	89
Europese schudproef (L/S 2 + L/S 8)	1.600	131

1) de uitloging is mogelijk nog onvolledig, wel neemt de concentratie in de laatste fractie af

2) door de slechte doorlatendheid van het materiaal is L/S 10 niet bereikt

De hoeveelheid sulfaat die tijdens de kolomproef kan worden gevormd uit zuurstof die in het demiwater aanwezig is kan theoretisch worden berekend. De oplosbaarheid van zuurstof bij 20 °C is circa 9 mg/l. Bij L/S 10 is 10 liter water in contact geweest met 1 kg droge stof, ofwel $10 \times 9 = 90$ mg zuurstof kan hebben gereageerd met het materiaal. Dit komt overeen met 2,82 mmol O₂, waaruit maximaal 135 mg sulfaat kan worden gevormd. Daarnaast kan in principe oxidatie optreden bij de monsterneming, het bewaren van de monsters, een eventuele monstervoorbehandeling en bij het vullen van de kolom. Afgezien van monstervoorbehandeling zal de oxidatie bij een zorgvuldige werkwijze (zeer) beperkt zijn. Een intensieve monstervoorbehandeling moet in het geval van baggerspecie beslist vermeden worden.

Geconcludeerd wordt dat bij de kolomproef en zeker bij de korreldiffusieproef het effect van oxidatie tijdens de proef op de **sulfaat-emissie** beperkt is. Oxidatie tijdens de proef zal in de regel niet leiden tot overschrijding van eisen. Dit risico is wel aanwezig bij schudproeven. Echter, oxidatie kan zowel bij schud- als bij kolomproeven een groot effect hebben op de emissie van **metalen** en andere redoxgevoelige elementen, zoals arseen. Als de sulfides die in het voorgaande

rekenvoorbeeld worden geoxideerd voor 20% zouden bestaan uit zinksulfide, zou de categorie 2 eis voor zink worden overschreden. Oxidatie van elementen als seleen, antimoon en koper kan ook leiden tot een forse toename van de uitloging. Aandacht voor de redoxcondities tijdens uitloogproeven is dus zeker op zijn plaats, maar wat sulfaat betreft is er slechts een (zeer) beperkt effect. Het is duidelijk dat een sulfaatemissie van 5.000 mg/kg ds, hetgeen voor gerijpte baggerspecie een normale waarde is, nooit kan ontstaan door oxidatie tijdens de proef.

Bij de uitvoering van uitloogproeven met materialen die uit een gereduceerd milieu afkomstig zijn, is de monstervoorbehandeling wellicht nog kritischer dan de uitvoering van de uitloogproef. Een voorbehandeling als drogen is uit den boze. Intensief mengen van monsters, waarbij het materiaal in contact staat met lucht, moet vermeden worden.

Het voorgaande heeft betrekking op ongerijpte baggerspecie. Omdat in gerijpte specie de gemakkelijk oxideerbare sulfiden al zijn omgezet, zal het effect van nieuwvorming van sulfaat tijdens de proef kleiner zijn dan bij ongerijpte specie en zal dit waarschijnlijk geen significante invloed hebben op de totale emissie. Een slechte doorstroming kan, afhankelijk van het specietype, nog steeds tot een onderschatting van de sulfaatemissie leiden. Door Tauw zijn twee proeven uitgevoerd, waarbij de emissies van een standaardkolomproef zijn vergeleken met een proef waarbij de duur werd verlengd tot circa 10 weken (bij een gelijke eind-L/S waarde van 10). De emissies van de standaardkolom bleken 15 respectievelijk 30% lager te zijn dan de emissies van de gemodificeerde proef. Hoewel vooral het verschil van de laatste proef aanzienlijk is, leidt dit niet tot een fundamenteel andere beoordeling, zoals een andere categorie-indeling. Overigens is inmiddels een aangepaste kolomproef ontwikkeld, waarbij de doorstroming sterk wordt verbeterd door het materiaal op te mengen met glaspereels [28].

Samenvattend wordt het volgende geconcludeerd voor materialen met een gereduceerd karakter, zoals *ongerijpte* baggerspecie:

- Standaard schudproeven geven een aanzienlijke overschatting van de sulfaatemissie van materialen die (veel) sulfides bevatten.
- Standaardkolomproeven en kolomproeven met een beperkte additie van glaspereels geven een beperkte overschatting van de sulfaatemissie. De toename ligt in de orde van grootte van 100 mg/kg ds.
- De korreldiffusieproef geeft geen of een zeer geringe overschatting van de sulfaatemissie.
- Het voorgaande geldt alleen als geen intensieve monstervoorbehandeling wordt toegepast.

Voor een juist beeld van de uitloging van alle componenten (metalen!) onder gereduceerde condities is het noodzakelijk om een proef onder zuurstofloze condities uit te voeren. Hierbij moet hooguit een beperkte monstervoorbehandeling plaatsvinden. Als een uitgebreide monstervoorbehandeling noodzakelijk is, moet deze ook onder zuurstofloze condities worden uitgevoerd of moet hiervoor worden gecompenseerd door het voorbehandelde materiaal opnieuw te reduceren.

Ingeschat wordt dat effecten van oxidatie voor *gerijpte* specie minder groot zullen zijn, omdat de gemakkelijk oxideerbare sulfiden al zijn omgezet. Indien een standaardkolomproef wordt toegepast is er eerder een risico van onderschatting van de sulfaatemissie met globaal 15-30%, in het geval de gerijpte specie slecht doorlatend is. In dat geval wordt aanbevolen om een gemodificeerde kolomproef uit te voeren, waarbij het materiaal wordt gemengd met glaspereels.

BIJLAGE H

RESULTATEN MATERIAALTECHNISCH ONDERZOEK FUGRO

Tabel H1. Resultaten materiaaltechnisch onderzoek Fugro.

Diepte 1) (m in bs)	Volumiek gewicht (kN/m ³)		Watergehalte (massa%)	Poriëngehalte (%)	Verzadigings- Graad (%)	K-waarde (m/s) 2)
	monster	droog				
Veghel kern						
0,20	14,7	9,9	48,8	62,1	79,0	2,2*10-6
1,15	16,4	11,7	40,4	55,0	87,6	
1,25	17,1	12,5	37,0	51,9	90,9	1,8*10-7
2,10	16,2	11,5	40,0	55,6	84,6	
2,20	15,6	10,4	49,4	59,9	87,5	3,9*10-7
Veghel talud						
-0,55 3)	18,5	15,0	23,2	42,4	83,7	4,6*10-8
ca. 0,60	16,8	12,2	38,3	53,1	89,5	3,0*10-8
ca. 0,70	15,7	11,3	38,9	56,4	79,6	
Badhoevedorp kern						
0,10	16,0	11,6	37,6	55,2	80,7	1,3*10-7
2,50	16,0	11,7	36,2	54,9	78,7	1,4*10-5
Badhoevedorp talud						
0,30	18,4	14,2	29,1	45,2	93,3	3,8*10-7
1,05	15,5	10,7	44,4	58,8	82,3	1,6*10-6
1,45	16,0	10,9	47,3	58,2	90,2	2,2*10-9
Enkhuizen kern						
Vak 1/0,4	13,4	11,2	19,4	n.b.	n.b.	1,5*10-6*
Vak 1/2,25	14,7	11,3	29,7	56,5	60,6	1,3*10-6*
Vak 2/0,40	13,8	9,1	51,1	n.b.	n.b.	1,5*10-6
Vak 2/2,20	13,8	7,9	74,7	n.b.	n.b.	5,9*10-8
Vak 3/0,50	14,9	10,8	38,4	58,5	72,2	1,9*10-6
Vak 3/2,20	16,4	12,0	36,9	53,9	83,5	2,6*10-7*
Vak 4/0,40	15,5	11,8	31,2	54,4	69,2	1,1*10-6
Vak 4/2,35	2,35	14,7	27,2	43,5	93,6	4,6*10-9
Nauerna						
B13AZ6/0,20	14,3	10,8	33,0	58,5	61,9	6,8*10-6
B13AZ6/0,50	14,9	10,4	44,0	60,1	77,4	1,3*10-6
B13Z2/0,30	17,4	14,1	23,4	45,7	73,8	3,0*10-6
B13Z2/0,70	17,9	14,0	28,4	46,2	87,5	1,3*10-9

1) meter tov. bovenzijde laag met baggerspecie

2) Falling head, behalve waarden gemerkt met *, die zijn gemeten met constant head

3) Monster bestaat geheel of gedeeltelijk uit afdekgrond

BIJLAGE I

SULFAATCONCENTRATIES IN GRONDWATER LANDELIJK MEETNET

Sulfaatconcentraties in grondwater

Naar aanleiding van de gemeten hoge achtergrondconcentraties van sulfaat in het grondwater zijn gegevens uit het landelijk meetnet grondwater van het RIVM geëvalueerd. Op de website zijn recente resultaten aanwezig, maar die zijn weergegeven als percentage overschrijding van de streefwaarde. Deze resultaten staan in tabel I1. Hieruit blijkt dat de hoogste sulfaatconcentraties gemeten worden onder landbouwgronden op klei. De onderzoekslocaties in Noord-Holland bevinden zich in klei-gebieden, in Noord-Brabant gaat het om zandgrond.

Tabel I1. Sulfaat in ondiep grondwater. Percentage van de waarden die in 2001 de streefwaarde van 150 mg/l overschrijden. Bron: website RIVM.

Bodemtype en -gebruik	Percentage overschrijding van de waarnemingen
Landbouw op zand	5
Natuur op zand	2
Landbouw op rivierklei	17
Landbouw op zeeklei	18
Landbouw op veengrond	4

In rapport [30] zijn afzonderlijke concentraties van de grondwaterkwaliteit in Noord-Holland weergegeven. De filterdieptes zijn variabel en bevinden zich maximaal op een diepte van 14-16 m – mv en minimaal op 5-7 m –mv. In de regel zijn deze dieptes groter dan de filters die in onderhavig onderzoek worden bemonsterd. Dit kan invloed hebben op de hoogte van de gemeten concentraties.

De sulfaatconcentratie blijkt sterk te variëren met minima rond 1 mg/l en een maximum van 796 mg/l. Dit maximum is gemeten in een peilbuis in Hoofddorp, hetgeen dichtbij de onderzoekslocatie in de A5 ligt. Deze waarneming bevestigt dat de achtergrondconcentratie in dit gebied hoog is. Verder blijkt uit de gegevens dat de sulfaatconcentratie ook regionaal, in een gebied met eenzelfde bodemtype, sterk fluctueert, waarbij het landgebruik wellicht een rol speelt.

Verhoogde sulfaatconcentraties zijn soms gecorreleerd met verhoogde chlorideconcentraties, hetgeen wijst op de invloed van zoute kwel. In Noord-Holland komen chlorideconcentraties tot 1000 mg/l met enige regelmaat voor, op enkele locaties zijn de concentraties nog hoger.

Indien de achtergrondconcentratie gebruikt wordt om de toelaatbare sulfaatemissie van gerijpte baggerspecie te beoordelen, is het noodzakelijk om deze concentratie per locatie te bepalen.