



P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze

Inventarisatie van de meest kosteneffectieve P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze

Alterra-rapport 2183
ISSN 1566-7197

T. van Hattum, E.M.P.M. van Boekel, H.Th.L. Massop en R. Schuiling

P-reducerende maatregelen in het stroomgebied
van de Hunze

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van *Waterschap Hunze en Aa's*.

P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze

Inventarisatie van de meest kosteneffectieve P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze

T. van Hattum, E.M.P.M. van Boekel, H.Th.L. Massop, en R. Schuiling

Alterra-rapport 2183

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2011

Referaat

Hattum, T., van, E.M.P.M. van Boekel, H.Th.L. Massop en R. Schuiling, 2011. P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze; Inventarisatie van de meest kosteneffectieve P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze.
Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2183. 84 blz.; 29 fig.; 34 tab.; 18 ref.

In opdracht van Waterschap Hunze en Aa's heeft Alterra een analyse uitgevoerd van de meest kosteneffectieve maatregelen in het stroomgebied van de Hunze om de fosforbelasting verder terug te dringen. Hiervoor is een globale analyse uitgevoerd op stroomgebiedsniveau waarvoor gebruik is gemaakt van het instrumentarium dat voor de studie 'Ex-ante evaluatie KRW en Landbouw' is ontwikkeld. Daarnaast is een analyse uitgevoerd van de belangrijkste transportroutes van fosfaat en is bekeken welke P-reducerende maatregelen op welke locatie het meest effectief zijn. Hierbij is de methodiek die Alterra heeft ontwikkeld in het kader van het onderzoek beleidskader fosfaat in Noord- en Midden-Limburg toegepast. Op basis van de resultaten van dit onderzoek is een advies gegeven over de meest kosteneffectieve (perceels)maatregelen in het landelijk gebied.

Trefwoorden: Europese Kaderrichtlijn Water, oppervlaktewaterkwaliteit, fosfaat, landbouw, uitspoeling, oppervlakkige afvoer, maatregelen, kosteneffectiviteit, stroomgebied Hunze

ISSN 1566-7197

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

© 2011 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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

Alterra-rapport 2183

Wageningen, juni 2011

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Probleemstelling	9
1.2 Doelstelling	9
1.3 Projectresultaat	10
1.4 Leeswijzer	10
2 Effectiviteit perceelsmaatregelen	11
2.1 Voorgenomen beleid	11
2.2 Aanvullende (perceels)maatregelen	12
2.3 Resultaten	16
2.3.1 Effecten varianten op fosforvracht naar het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied	16
2.3.2 Effecten aanvullende maatregelen op fosforvracht naar het oppervlaktewater in vergelijking met akkerrandenbeheer	17
2.3.3 Kosten(effectiviteit) aanvullende maatregelen op fosforvracht naar het oppervlaktewater in vergelijking met akkerrandenbeheer	19
2.3.4 Realisatie KRW-doelstellingen Zuidlaardermeer	21
3 Risico op fosfaatbelasting via hydrologische transportroutes	23
3.1 Oppervlakkige afvoer	24
3.2 Buisdrainage	28
3.3 Afvoer naar greppels/droogvallende sloten	31
3.4 Overige waterlopen	33
3.5 Kwel	34
3.6 Hotspots	35
4 Transportrisico per perceelsmaatregel	37
4.1 Akkerranden (A)	40
4.2 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)	42
4.3 Buisdrainage (CD)	43
4.4 Diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD)	44
4.5 Uitmijnen (U)	46
4.6 Moerasbufferstroken (M)	47
4.7 Meest (kosten)effectieve maatregel per perceel	48
5 Vloevelden (V)	51
5.1 Nadere uitwerking	56
5.2 Resultaten	58
5.3 Discussie	60
6 Conclusies, discussie en aanbevelingen	61
6.1 Conclusies	61

6.2	Discussie	62
6.3	Aanbevelingen	63
Literatuur		65
Bijlage 1 Berekende afvoeren in het studiegebied		67
Bijlage 2 P-concentratie oppervlakkige afvoer		73
Bijlage 3 Effectiviteit en kosteneffectiviteit per maatregel		75
Bijlage 4 Meest effectieve maatregel per perceel		79
Bijlage 5 Meest kosteneffectieve maatregel per perceel		81
Bijlage 6 Meest kosteneffectieve beheervorm voor de maatregel Vloevelden		83

Samenvatting

In het stroomgebied van de Hunze zijn aanvullende maatregelen nodig om in 2015 aan de KRW-doelstellingen te voldoen. De Hunze mondt uit in het Zuidlaardermeer, dat niet voldoet aan de gebiedsgerichte normen voor de KRW. Oorzaak ligt onder andere in de te hoge N- en P-gehalten, die worden aangevoerd door de Hunze. In de Hunze is vooral het fosforgehalte te hoog. De bijdrage van het mestbeleid en het regionale KRW-maatregelenpakket zijn onvoldoende om in 2015 aan de KRW-doelstellingen te voldoen in het stroomgebied van de Hunze. Maatregelen die in het KRW-maatregelenpakket zijn opgenomen zoals de sluiting van de rwzi (rioolwaterzuiveringsinstallatie) in Zuidlaren en nabehandeling van het effluent van de rwzi Gieten leveren een aanzienlijke reductie van de fosforvracht naar het oppervlaktewater op, maar nog onvoldoende om aan de KRW-doelstellingen te voldoen. Aanvullende maatregelen in het landelijk gebied zijn nodig om een verdergaande reductie van fosfor te realiseren.

Waterschap Hunze en Aa's heeft Alterra gevraagd een analyse uit te voeren van de meest kosteneffectieve maatregelen in het stroomgebied van de Hunze om de fosforbelasting verder terug te dringen. Hiervoor heeft Alterra een globale analyse uitgevoerd op stroomgebiedsniveau op basis van het instrumentarium dat voor de studie 'Ex-ante evaluatie KRW en Landbouw' is ontwikkeld. Daarnaast is een gedetailleerdere analyse op perceelsniveau uitgevoerd op basis van de methodiek die Alterra heeft ontwikkeld voor het Beleidskader fosfaat in Noord- en Midden-Limburg (Noij et al., 2009). Op basis van de belangrijkste transportroutes van fosfaat is bekeken welke maatregelen het meest effectief zijn om de fosfaatbelasting terug te dringen. Op basis van de resultaten van beide analyses en kosteneffectiviteitschattingen uit eerdere studies is aangegeven welke perceelsmaatregelen het meest kosteneffectief zijn in het landelijk gebied.

Voor de volgende maatregelen is de kosteneffectiviteit bepaald:

- Akkerrandenbeheer (A)
- Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)
- Aanleggen conventionele drainage (CD)
- Verdiept aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)
- Uitmijnen (U)
- Moerasbufferstroken (M)
- Vloevelden (V)

Akkerrandenbeheer (onbemeste droge bufferstroken) geeft een lichte reductie van de uit- en afspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied, maar nog steeds onvoldoende voor de realisatie van de doelstelling. De effecten van alternatieve (perceels)maatregelen op de fosforbelasting naar het oppervlaktewater (kg ha^{-1}) zijn hoger dan voor akkerrandenbeheer.

Om inzicht te krijgen waar aanvullende perceelsmaatregelen effectief zijn is een gedetailleerde analyse op perceelsniveau uitgevoerd. Op basis van een analyse van de verschillende hydrologische transportroutes is de rangorde vastgesteld waarin percelen bijdragen aan de fosfaatbelasting. Hierbij is nog geen rekening gehouden met verschillen in de fosfaattoestand van de bodem, omdat hierover geen gebiedsgegevens beschikbaar waren. De effectiviteitschattingen van perceelsmaatregelen kunnen worden verbeterd met bedrijfsgegevens van de fosfaattoestand van percelen.

Op basis van deze analyse is de meest kosteneffectieve maatregel per perceel vastgesteld en weergegeven op een kaart. Hieruit blijkt dat voor de meeste percelen de maatregel 'blokkeren maaiveldafvoer' het meest oplevert in €. Op een aantal percelen is buisdrainage of uitmijnen het meest kosteneffectief.

Naast maatregelen op perceelsniveau is ook de kosteneffectiviteit van vloeivelden bepaald op deelstroomgebiedsniveau. De maatregel vloeivelden wordt niet voor afzonderlijke percelen uitgevoerd, maar voor een cluster van percelen, het is een end-of-pipe maatregel, die wordt genomen voor een groter gebied. Hierdoor werkt de maatregel op alle transportroutes van P. Uit de berekende effectiviteit blijkt dat onbeheerde vloeivelden met 2% grondbeslag een relatief lage effectiviteit hebben (20-40%). Bij beheersvorm maaien neemt de effectiviteit toe tot 30-60%. En met baggeren wordt in bijna alle gevallen het maximale rendement behaald 72%. De hoogste kosteneffectiviteit wordt met de beheersvorm maaien bereikt.

Hoewel deze maatregelen de fosfaatbelasting reduceren, zijn ze waarschijnlijk onvoldoende om in 2015 de KRW-doelen voor de Hunze en het Zuidlaardermeer te bereiken. Toch zijn het wel de maatregelen waarmee lokaal het meest kosteneffectief de fosfaatbelasting kan worden teruggedrongen. Ook uit deze analyse op perceelsniveau blijkt dat de doelstelling alleen met combinaties van maatregelen kan worden gerealiseerd.

De resultaten van deze studie geven inzicht in de rangorde van effectiviteit van maatregelen voor het reduceren van de fosforvracht naar het oppervlaktewater. Om een afweging te maken voor het bepalen van de meest kosteneffectieve maatregelen in het stroomgebied van de Hunze moet het waterschap de volgende stappen doorlopen:

1. Door het vergelijken van de kosteneffectiviteit van de berekende maatregelen op perceelsniveau blijkt dat voor een aantal percelen er een duidelijke rangorde is waarbij één van de maatregelen overduidelijk het meest kosteneffectief is. Het wordt aanbevolen de berekende natte plekken te toetsen met behulp van veldkennis. Als de berekende situatie in grote lijnen overeenkomt met de ervaringen uit de praktijk kan voor deze percelen worden onderzocht of de voorgestelde maatregel uitvoerbaar is.
2. Voor sommige percelen ligt de kosteneffectiviteit van de maatregelen dicht bij elkaar. Door de onzekerheden van dit onderzoek is het aan te bevelen voor deze percelen verder onderzoek te doen op basis van regionale omstandigheden. Dit leidt tot een grotere betrouwbaarheid van de berekende kosteneffectiviteit. Geadviseerd wordt op die percelen een bedrijfsscan uit te voeren over de fosfaattoestand, aanwezigheid van buisdrainage, kennis over bedrijfsvoering en gebiedskennis. Aanbevolen wordt op basis van deze gegevens opnieuw het transportrisico per maatregel te bepalen. Dit kan voor deze percelen een ander beeld opleveren van de meest kosteneffectieve maatregelen.
3. Door het vergelijken van de kosteneffectiviteit van de maatregelen op perceelniveau met de kosteneffectiviteit van de maatregel vloeivelden kan een afweging worden gemaakt tussen maatregelen op perceelsniveau versus maatregelen voor een cluster van percelen. Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat er nog veel onzekerheden zijn over de effectiviteit van vloeivelden.
4. Om een doorvertaling te kunnen maken van de effectiviteit van de (perceels)maatregelen die uit deze studie als meest kosteneffectief naar voren komen naar de KRW-doelstellingen voor de Hunze en het Zuidlaardermeer moet een gedetailleerde water- en stoffenbalans worden opgesteld voor het stroomgebied.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

In het stroomgebied van de Hunze zijn aanvullende maatregelen nodig om in 2015 aan de KRW-doelstellingen te voldoen. De Hunze mondt uit in het Zuidlaardermeer, dat niet voldoet aan de gebiedsgerichte normen voor de KRW. Oorzaak ligt onder andere in de te hoge N- en P-gehalten, die worden aangevoerd door de Hunze. In de Hunze is vooral het fosforgehalte te hoog. De concentraties in de Hunze variëren van 0,1- 0,3 mg/l P met uitschieters tot 1 mg/l P. Het fosforgehalte is limitatief voor de doelstellingen die voor de KRW gehaald moeten worden. De bijdrage van het mestbeleid en het regionale KRW-maatregelenpakket zijn onvoldoende om in 2015 aan de KRW-doelstellingen te voldoen in het stroomgebied van de Hunze. Aanvullende maatregelen in het landelijk gebied zijn nodig om een verdergaande reductie van fosfor te realiseren.

Eén van de maatregelen in het landelijk gebied die Waterschap Hunze en Aa's in de KRW-beslisnota heeft opgenomen is akkerrandenbeheer. Uit pilots in het beheersgebied van het waterschap en elders in Nederland blijkt echter dat er twijfels zijn over de effectiviteit van akkerrandenbeheer voor de kwaliteit van het oppervlaktewater. Om die reden wil het waterschap weten welke andere maatregelen in het landelijk gebied mogelijk zijn om aan de gewenste doelstellingen te voldoen. Op basis daarvan kan het waterschap een afweging maken welke maatregelen op basis van kosteneffectiviteit in het stroomgebied van de Hunze ingezet kunnen worden.

Waterschap Hunze en Aa's heeft Alterra opdracht gegeven een deskstudie uit te voeren naar de effectiviteit van aanvullende maatregelen in het landelijk gebied. Deze studie moet uitwijzen in hoeverre aanvullende maatregelen (kosten)effectief zijn ten opzichte van het generiek mestbeleid. Hiervoor heeft Alterra twee analyses uitgevoerd:

1. Een globale analyse uitgevoerd op stroomgebiedsniveau waarvoor gebruik is gemaakt van het instrumentarium dat voor de studie 'Ex-ante evaluatie KRW en Landbouw' (Van der Bolt et al., 2008) is ontwikkeld.
2. Een gedetailleerde analyse op perceelsniveau op basis van de methodiek die Alterra heeft ontwikkeld in het kader van het onderzoek beleidskader fosfaat in Noord- en Midden-Limburg (Noij et al., 2009). Hierbij is een analyse uitgevoerd van de belangrijkste transportroutes van fosfaat en bekeken welke maatregelen op welke locatie het meest effectief zijn om de fosfaatbelasting terug te dringen. Op basis van de resultaten van beide analyses wordt in deze studie een advies gegeven over de meest kosteneffectieve (perceels)maatregelen in het landelijk gebied.

1.2 Doelstelling

Doel van deze studie is aan te geven welke aanvullende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze het meest (kosten)effectief zijn om de fosfaatbelasting naar het oppervlaktewater te reduceren zodat de norm in 2015 gehaald wordt. Het doel van het onderzoek is het beantwoorden van de volgende vragen:

1. Hoe dragen aanvullende (perceels)maatregelen bij aan het halen van de KRW-doelstellingen in verhouding tot het generiek mestbeleid en het KRW-maatregelenpakket?
2. Op welke percelen in het stroomgebied is het risico op fosfaatbelasting het hoogst en zijn fosfaatreducerende maatregelen het hardst nodig?
3. Welke fosfaatreducerende maatregelen zijn daar het meest (kosten)effectief?

1.3 Projectresultaat

Het project levert een rapport met daarin:

1. Een advies voor het nemen van P-reducerende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze met een indicatieve doorvertaling naar het doelbereik.
2. Een kaart met maatregelen voor percelen met een hoog risico.
3. Een kaart met de meest kosteneffectieve maatregelen in het stroomgebied van de Hunze.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft in hoofdlijnen de effectiviteit van aanvullende perceelsmaatregelen in vergelijking met het generiek mestbeleid en het KRW-maatregelenpakket op basis van indicatieve berekeningen met het instrumentarium van de studie 'Ex-ante evaluatie Landbouw en KRW'. Hoofdstuk 3 beschrijft de risico's van fosfaatbelasting op het oppervlaktewater via verschillende hydrologische transportroutes. De kaarten in hoofdstuk 3 geven de verschillen in transportrisico aan tussen de percelen. Hoofdstuk 4 beschrijft het transportrisico per maatregel op basis waarvan per perceel kan worden vastgesteld welke maatregelen het meest kosteneffectief zijn. In hoofdstuk 5 worden de conclusies van deze studie samengevat en aanbevelingen gedaan.

2 Effectiviteit perceelsmaatregelen

Met het instrumentarium dat voor de studie 'Ex-ante evaluatie KRW en Landbouw' is ontwikkeld zijn berekeningen uitgevoerd om globaal de effectiviteit van perceelsmaatregelen op de fosfaatbelasting in het stroomgebied van de Hunze te bepalen. Dit hoofdstuk beschrijft de resultaten.

Op verzoek van het waterschap zijn de effecten van de (perceels)maatregelen ook vergeleken met de effecten van het voorgenomen beleid. Het voorgenomen beleid bestaat uit het voorgenomen Mestbeleid (EMW2007) en het KRW-maatregelenpakket. Daarnaast zijn de aanvullende perceelsmaatregelen vergeleken met de effectiviteit van akkerrandenbeheer (in deze studie worden onbemeste bufferstroken bedoeld). De volgende (perceels)maatregelen zijn meegenomen in de analyse:

- Akkerrandenbeheer (A)
- Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)
- Aanleggen conventionele drainage (CD)
- Verdiept aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)
- Uitmijnen (U)
- Vloeiervelden (V)

De maatregel Moerasbufferstroken is in de analyse niet meegenomen omdat onvoldoende gegevens beschikbaar zijn over de effectiviteit. Uit een proef van Waterschap Hunze en Aa's met overstromingsmoerassen is gebleken dat deze niet tot een significante reductie van de nutriëntenvrucht heeft geleid (Mouissie et al., 2009).

In dit hoofdstuk worden verschillende maatregelen(pakketten) en uitgangspunten beschreven en de resultaten gepresenteerd, waarbij ook de doorvertaling naar de realisatie van de KRW-doelstellingen van het Zuidlaardermeer aan bod komt.

2.1 Voorgenomen beleid

Mestwetgeving

In de studie 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' is een verkenning uitgevoerd naar de bijdrage van het voorgenomen mestbeleid voor de realisatie van de KRW-doelstellingen. Voor het verkennen van de toekomstige effecten van het mestbeleid (periode 2006 - 2027) is gerekend met de varianten van aanscherping van de gebruiksnormen. De met STONE (Wolf et al., 2003) berekende fosforbelasting van het oppervlaktewater (Willems et al., 2008) zijn de resultante van de bronnen (kunst)mestgift en verandering in bodemvoorraad en kwel in zowel landbouwgebied als natuurgebied (Van der Bolt, 2007). Er vindt geen fosforbelasting via atmosferische depositie plaats.

KRW-maatregelenpakket

Eind 2007 zijn het regionale KRW-pakket voor de implementatie van de KRW door de deelstroomgebieden aan V&W geleverd. V&W heeft gevraagd in de maatregelenlijst vooral ook de in het kader van ander beleid (zoals WB21) vanaf 2000 al gerealiseerde of nog te realiseren maatregelen die de ecologische waterkwaliteit positief beïnvloeden op te nemen. De door de deelgebieden voor de implementatie van de KRW in het Stroomgebiedbeheerplan op te nemen maatregelen hebben in belangrijke mate betrekking op inrichting en beheer van hoofdwaterlopen en aanpassingen in waterketen (riolering, RWZI's, industriële lozingen). De

effecten van dit regionale KRW-pakket en de bijbehorende kosten zijn door de deelgebieden bepaald en zijn waar nodig door MNP (2008 in prep.) aangevuld. De resulterende effecten en kosten zijn zonder verdere controles of beoordelingen in deze studie gebruikt.

Akkerrandenbeheer (A)

Eén van de landbouwmaatregelen die is opgenomen in de KRW-beslisnota van Waterschap Hunze en Aa's is akkerrandenbeheer. Op basis van de resultaten uit pilot-studies in het beheergebied van Hunze en Aa's zijn echter twijfels ontstaan over de effectiviteit van akkerrandenbeheer. In deze studie wordt het effect van akkerrandenbeheer op de fosfaatbelasting naar het oppervlaktewater vergeleken met het mestbeleid enerzijds en aanvullende (landbouwkundige) maatregelen anderzijds.

De definitie van akkerrandenbeheer in deze studie is het aanleggen van een onbemeste bufferstrook van 5 m, waarbij maximaal 5% van het landbouwareaal uit productie mag worden genomen. Het aanleggen van bufferstroken is alleen zinvol op ongedraineerde landbouwpercelen.

De effectiviteit van bufferstroken kan worden ingeschat op basis van drie (mogelijke) effecten:

- bemestingseffect
- verblijftijdeffect
- onderscheppend effect

Het bemestingseffect is alleen van toepassing indien de onbemeste bufferstrook niet wordt meegeteld voor de mestwetgeving. Het verblijftijd- en onderscheppend effect worden onder andere bepaald door de geohydrologie, landgebruik (akkerbouw versus grasland) en de helling. Voor een uitgebreidere beschrijving van de (kosten)effectiviteit van bufferstroken wordt verwezen naar de studie van Noij et al. (2008) en van Boekel et al. (2010).

2.2 Aanvullende (perceels)maatregelen

In deze studie worden de effecten op de fosfaatbelasting naar het oppervlaktewater voor vijf aanvullende perceelsmaatregelen verder uitgewerkt. Voor het inschatten van de effectiviteit van deze maatregelen zijn de resultaten gebruikt uit het onderzoek van Noij et al. (2008) en Van Bakel et al. (2008). De effecten van maatregelen zijn gebaseerd op de situatie in Noord-Limburg. Het is mogelijk dat de effecten van maatregelen in het stroomgebied van de Hunze anders uitpakken. De effecten van de maatregelen op de hydrologie en nutriëntenhuishouding zijn in de verschillende onderzoeken respectievelijk met de modellen SWAP en ANIMO berekend.

Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)

Het blokkeren van de maaiveldafvoer is een potentiële maatregel voor de verlaging van de fosforvrucht naar het oppervlaktewater als de ondiepe afvoerrote een belangrijk aandeel heeft in de totale water- en nutriëntenafvoer. De ondiepe maaiveldafvoer kan eenvoudig worden gereduceerd door het aanleggen van een dammetje en/of greppel.

In tabel 1 is het relatieve en absolute effect van het blokkeren van de maaiveldafvoer op de fosfaatbelasting naar het oppervlaktewater weergegeven, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen natte en droge landbouwpercelen en tussen gedraineerde en ongedraineerde percelen. In het stroomgebied van de Hunze is de maatregel toegepast op landbouwpercelen met een Gt-klasse lager dan V (behalve Gt-klasse IV), dus een GHG < 40 cm-mv. In onderstaande tabel zijn dan ook alleen de absolute effecten van blokkeren maaiveldafvoer op de stikstof- en fosforbelasting weergegeven voor de natte, ongedraineerde percelen.

Tabel 1*Effectiviteit van blokkeren maaiveldafvoer voor verschillende hydrologische situaties.*

Hydrologische situatie	Blokkeren maaiveldafvoer							
	Stikstof				Fosfor			
	min		max		min		max	
	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
nat + ongedraineerd	13	4,3	13	4,3	9,0	0,4	27	1,2
droog + ongedraineerd	1,9	-	1,9	-	36	-	36	-
gedraineerd (nat + droog)	-	-	-	-	-	-	-	-

De effectiviteit van blokkeren maaiveld voor fosfor is niet alleen afhankelijk van de hydrologische omstandigheden, maar ook van de fosfaattoestand van het landbouwperceel. Bij een lage fosfaattoestand is het effect van de maatregel lager dan voor landbouwpercelen met een hoge fosfaattoestand (in de tabel aangegeven met min en max).

Conventionele drainage (CD)

De gangbare drainage in Nederland is de zogenoemde 'conventionele drainage'. Bij deze vorm van drainage monden de drains uit in een sloot, waarbij de slootwaterstand onder normale omstandigheden lager is dan de drainuitmonding. De draindiepte en drainafstand zijn hierbij landbouwkundig bepaald. In tabel 2 is de effectiviteit van het aanleggen van conventionele drainage voor ongedraineerde landbouwpercelen gegeven. In dit onderzoek wordt de maatregel 'conventionele drainage' alleen toegepast voor natte landbouwpercelen die in de referentiesituatie ongedraineerd zijn.

Tabel 2*Effectiviteit van het aanleggen van conventionele drainage voor verschillende hydrologische situaties.*

Hydrologische situatie	Conventionele drainage							
	Stikstof				Fosfor			
	min		max		min		max	
	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
nat + ongedraineerd	-162	-53	-162	-53	23	1,1	51	2,3
droog + ongedraineerd	-0,4	-	-0,4	-	44	-	44	-
gedraineerd (nat + droog)	-	-	-	-	-	-	-	-

Het aanleggen van conventionele drainage heeft een positief effect op de fosforvrucht naar het oppervlaktewater, waarbij de effectiviteit o.a. wordt bepaald door de fosfaattoestand van het landbouwperceel. Het aanleggen van conventionele drainage heeft echter een negatief effect op de stikstofbelasting naar het oppervlaktewater. Het aanleggen van drainage resulteert in een lagere grondwaterstand, waardoor de denitrificatie afneemt en meer stikstof beschikbaar is voor uitspoeling naar het oppervlaktewater.

Verdiept aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage (DSPD)

Bij deze vorm van drainage monden de drains uit in een verzameldrain die vervolgens weer uitmondten in een sloot of put. Met een pijpje kan de hoogte van de ontwateringsbasis worden geregeld. De mogelijk negatieve

effecten op de ontwatering van het hogere peil wordt voor een deel opgeheven door de intensivering van de drainage vergeleken met de huidige situatie (voor zandgronden is het winterstreefpeil 60 cm-mv en het zomerstreefpeil 40 cm-mv). Daarnaast worden bij deze vorm van drainage de drains dieper aangelegd. In tabel 3 is de effectiviteit voor de verschillende hydrologische situaties weergegeven.

Tabel 3

Effectiviteit van het aanleggen van diepere samengestelde peilgestuurde voor verschillende hydrologische situaties.

Hydrologische situatie	Dieper aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage							
	Stikstof				Fosfor			
	min		max		min		max	
	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
nat + ongedraineerd	-16	-5,2	-16	-5,2	6,0	0,3	6,0	0,3
droog + ongedraineerd	-	-	-	-	-	-	-	-
gedraineerd (nat + droog)	61	27	61	27	-20	-0,5	-55	-1,3

De maatregel kan worden toegepast op landbouwpercelen die in de uitgangssituatie ongedraineerd zijn, maar ook op landbouwpercelen met conventionele drainage in de uitgangssituatie. In dit onderzoek is ervoor gekozen om de maatregelen alleen op **natte landbouw**percelen toe te passen, omdat de maatregel op droge gronden tot een toename van de fosforvrucht kan leiden.

Voor de effectiviteit op natte landbouwpercelen wordt, in tegenstelling tot de andere maatregelen, geen onderscheid gemaakt tussen percelen met een hoge- en een lage fosfaattoestand.

Uitmijnen (U)

Met uitmijnen wordt in het algemeen bedoeld het verlagen van de fosfaattoestand door gewasonttrekking wanneer een perceel niet meer met fosfaat wordt bemest. In dit onderzoek wordt bij het uitmijnen de fosfaatbemesting geheel tot nul teruggebracht in combinatie met normale bemesting van andere nutriënten. Dit houdt in dat er geen dierlijke mest meer mag worden uitgereden en dat het perceel niet meer beweide mag worden. De maatregel heeft vooral effect op de fosfaattoestand van het perceel en daardoor op de fosfaatverliezen via oppervlakkige afvoer. De effectiviteit van uitmijnen is sterk afhankelijk van de hydrologische situatie (tabel 4). De maatregel wordt op **alle** landbouwpercelen in het stroomgebied van de Hunze toegepast.

Tabel 4

Effectiviteit van uitmijnen voor verschillende hydrologische situaties.

Hydrologische situatie	Uitmijnen							
	Stikstof				Fosfor			
	min		max		min		max	
	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
nat + ongedraineerd	6,0	2,0	6,0	2,0	34	1,6	41	1,9
droog + ongedraineerd	-	-	-	-	48	0,2	48	0,2
gedraineerd (nat + droog)	18	7,8	18	7,8	6,0	0,1	9,0	0,2

Vloevelden (V)

In Nederland liggen ruim 306.000 km waterlopen. Daarvan zijn 72.000 km in beheer van de waterschappen (regionale wateren) en V&W (rijkswateren). De overige waterlopen 234.000 km (76% van de totale lengte aan waterlopen) wordt beheerd door de grondeigenaren of gebruikers. Hierbij moet worden gedacht aan gemeenten in het stedelijk gebied, en aan natuurbeherende organisaties en agrariërs in het landelijk gebied. De laatste beheren het grootste deel van deze kleinere waterlopen i.e. sloten in het landelijk gebied. Deze kleinere waterlopen hebben als belangrijkste functie ontwateren. Door de grote lengte en het grote watervolume van deze ondiepe waterlopen hebben deze waterlopen ook de potentie om nutriënten af te vangen en vast te houden zodat de vrachten en concentraties naar de regionale watersystemen kunnen worden verlaagd.

De effectiviteit van vloevelden wordt bepaald door de hydraulische belasting of verblijftijd, de nutriëntenvracht- of -concentratie in de aanvoer vanuit het vanggebied naar het vloeveld, en van het beheer van het vloeveld. In tabel 5 is de relatieve en absolute effectiviteit van het aanleggen van vloevelden weergegeven, waarbij uitgegaan is van een grondbeslag van 2%. De effectiviteit van de maatregel is sterk afhankelijk van de fosforbelasting in de uitgangssituatie en wordt hierdoor niet op alle landbouwpercelen uitgevoerd. De vloevelden worden op **alle kleigronden** en op de **natte** zand- en veengronden uitgevoerd.

Tabel 5

Effectiviteit van vloevelden voor verschillende hydrologische situaties.

Hydrocluster	Vloevelden			
	Stikstof		Fosfor	
	%	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹
nat + ongedraineerd	39	12,6	57	2,6
droog + ongedraineerd	31	13,6	27	0,1
gedraineerd (nat + droog)	32	13,7	57	1,3

De effecten van de vloevelden hebben een hoge mate van onzekerheid en gaan uit van maximaal te behalen rendementen:

- De rekenregels zijn gebaseerd op buitenlandse metingen naar oppervlaktewaterzuivering van in landbouw beïnvloed oppervlaktewater en zijn niet aangelegd op en beheerd door boerenbedrijven.
- De aanvoer van stikstof en fosfor zal onregelmatiger zijn waardoor de effectiviteit van de maatregelen sterk afneemt. Stikstof zal vooral gedurende het uitspoelingseizoen uitspoelen en fosfor vooral in (extreem) natte perioden met hoge grondwaterstanden en neerslag.
- In het buitenland zijn geen experimenten uitgevoerd met intensief beheer van helofytenfilters voor fosforverwijdering. De gehanteerde rekenregels zijn afgeleid uit gegevens van niet-fosforverzadigde helofytenfilters en de afvoer van fosfor door maaien van riet. De onzekerheden in deze rekenregels zijn daardoor nu nog groot.
- Voor niet-intensief beheerde helofytenfilters is een jaarlijkse fosforverwijdering van 30 kg/ha een maximum. Vooral in de zomer kan nalevering optreden door optreden van anaërobie en/of mineralisatie van organische stof, andersom is natuurlijk de fosforopname door helofyten in het zomerseizoen erg hoog.
- Conclusies over de helofytenfilters moeten daarom voorzichtig worden geformuleerd.

2.3 Resultaten

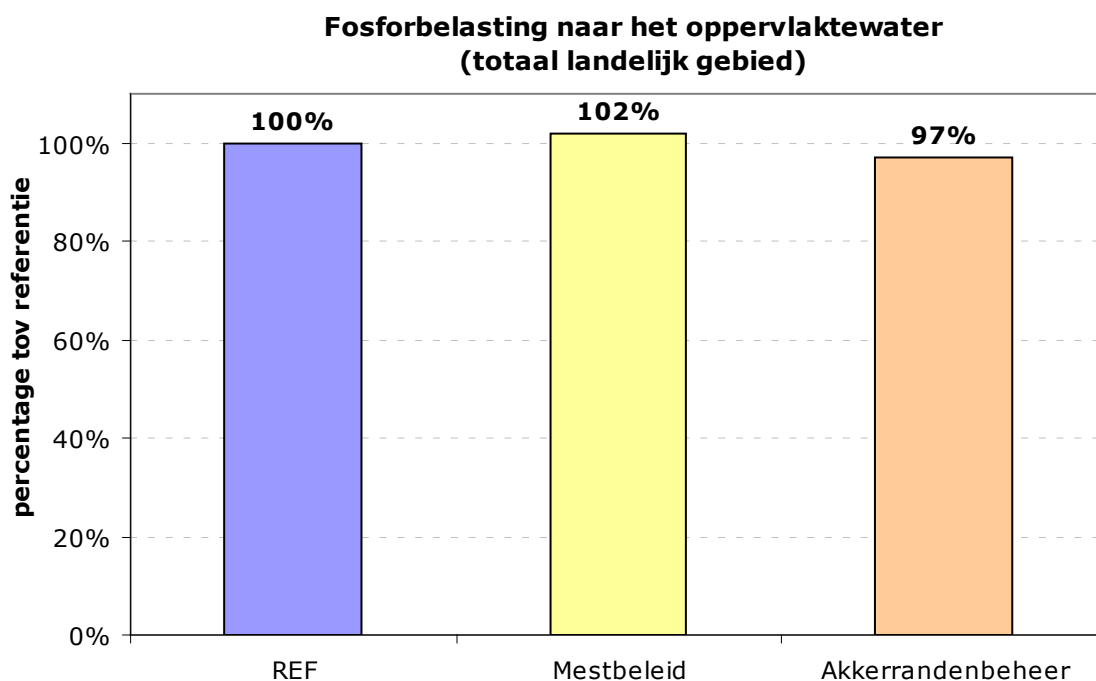
In dit onderdeel worden de effecten van de verschillende maatregelen (inclusief voorgenomen mestbeleid) op de fosforbelasting naar het oppervlaktewater bepaald. Vervolgens wordt een doorvertaling gemaakt naar de realisatie van de KRW-doelstelling in het Zuidlaardermeer, waarbij de methodiek uit de 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' (Van der Bolt et al., 2008; Van Boekel et al, 2011) is toegepast.

2.3.1 Effecten varianten op fosforvrucht naar het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied

In het vorige hoofdstuk zijn de verschillende pakketten van maatregelen doorgenomen. Het voorgenomen beleid kan worden uitgesplitst in verschillende varianten:

- Referentiesituatie in 2000
- Mestbeleid
- KRW-pakket
- Akkerrandenbeheer

In figuur 1 zijn de effecten van het voorgenomen beleid en akkerrandenbeheer op de fosforbelasting naar het oppervlaktewater weergegeven voor het stroomgebied van de Hunze waarbij **alleen** de belasting vanuit het **landelijk gebied** is meegenomen. De bijdrage van de rwzi's, industriële lozingen en andere zijn in onderstaande figuur **niet** meegenomen. De effecten van de verschillende varianten zijn **gestapeld** berekend, met andere woorden de effectiviteit akkerrandenbeheer is **inclusief** het mestbeleid.



Figuur 1

Relatieve afname van de fosforvrucht naar het oppervlaktewater van het landelijk gebied in 2015 na het doorvoeren van akkerrandenbeheer vergeleken met het mestbeleid.

Mestwetgeving

Uit de resultaten van de 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' blijkt dat het generieke mestbeleid op nationale schaal niet of nauwelijks bijdraagt aan de verlaging van de fosforstromen in het oppervlaktewater (Van der Bolt et al., 2008; Van Boekel et al., 2011). De bijdrage van het mestbeleid aan de verlaging van de fosforvrucht naar het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied voor het stroomgebied van de Hunze is in overeenstemming met het nationale beeld. Voor de Hunze wordt zelfs nog een kleine toename van de fosforvrucht naar het oppervlaktewater berekend als gevolg van de aanscherping van de gebruiksnormen. In zandgebieden kan minder mest worden geplaatst, waardoor er meer dierlijke mest wordt afgezet en getransporteerd naar de gebieden zonder mestoverschot.

Akkerrandenbeheer

De fosforbelasting naar het oppervlaktewater neemt, na het aanleggen van bufferstroken, af met ongeveer 5% vergeleken met het huidige mestbeleid. Vergeleken met de referentiesituatie in 2000 wordt de fosforbelasting met 3% verminderd.

2.3.2 Effecten aanvullende maatregelen op fosforvrucht naar het oppervlaktewater in vergelijking met akkerrandenbeheer

In paragraaf 2.2 zijn de uitgangspunten beschreven voor de aanvullende maatregelen in het landelijk gebied. In tabel 6 is per maatregel het areaal weergegeven waar de maatregelen worden toegepast.

Tabel 6

Totale landbouwareaal waarop de verschillende maatregelen worden toegepast, evenals het percentage van het landbouwareaal.

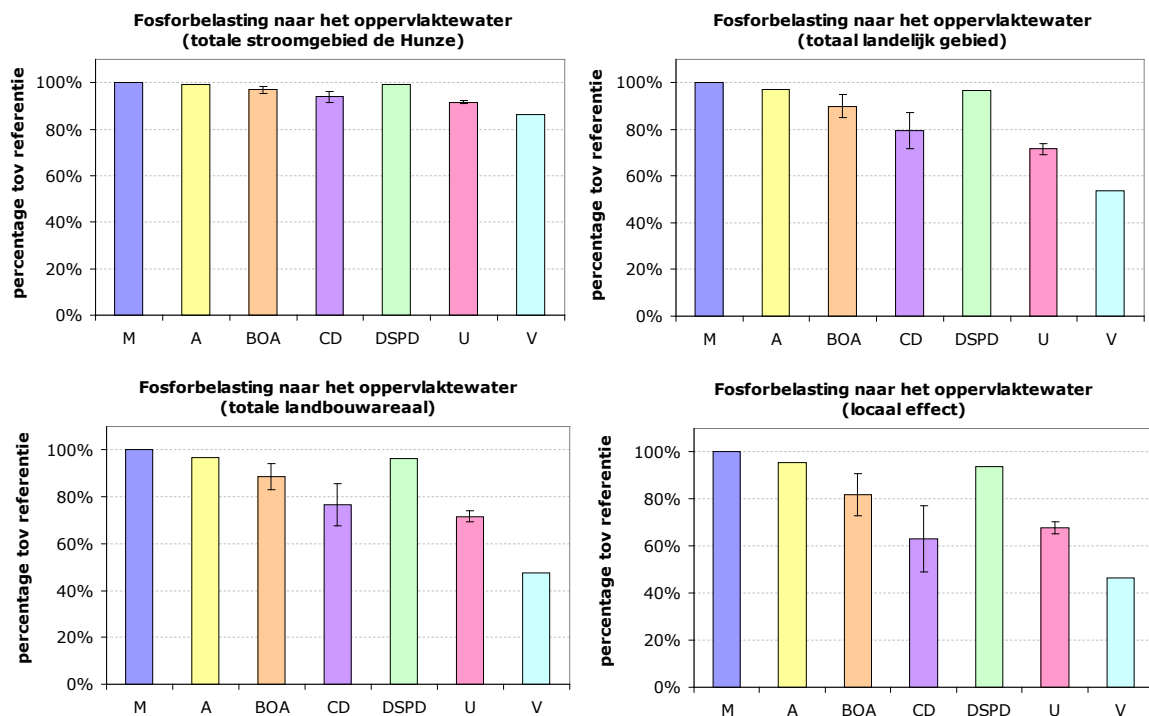
Afkorting	Maatregel	Oppervlakte	
		ha	%
A	Akkerranden	14304	82
BOA	Blokken oppervlakkige afstroming	4478	26
CD	Conventionele drainage	4478	26
DSPD	Dieper aangelegde samengestelde peilgestuurde drainage	4478	26
U	Uitmijnen	17442	100
V	Vloevelden	3488	20

Akkerranden worden alleen op ongedraineerde landbouwpercelen aangelegd en dit komt overeen met ruim 14.000 ha, 82% van het totale landbouwareaal. De maatregel uitmijnen wordt op het totale landbouwareaal in het stroomgebied van de Hunze toegepast, dit komt overeen met ruim 17.000 ha grond. De maatregelen BOA, CD en DSPD worden op 4.478 ha toegepast. De aanleg van vloevelden heeft invloed op 20% van het totale landbouwareaal.

De effecten van de maatregelen op de fosforbelasting kunnen op verschillende schaalniveaus gepresenteerd worden:

- effecten voor het totale stroomgebied van de Hunze (inclusief stedelijk gebied)
- effecten voor het landelijk gebied (landbouw- en natuurgronden)
- effecten voor alle landbouwgronden
- lokale effecten

In figuur 2 zijn voor de verschillende schaalniveaus de effecten van de verschillende maatregelen op de fosforbelasting naar het oppervlaktewater weergegeven vergeleken met het mestbeleid.



Figuur 2

Verandering van de totale fosforvrucht naar het oppervlaktewater voor de verschillende schaalniveaus voor het stroomgebied van de Hunze na het doorvoeren van de verschillende maatregelen vergeleken met het voorgenomen mestbeleid/

In tabel 7 zijn de relatieve effecten van de maatregelen op de verschillende schaalniveaus weergegeven ten opzichte van het mestbeleid.

Tabel 7

Relatieve effect van de perceelsmaatregelen ten opzichte van het mestbeleid.

Maatregel	Stroomgebied	Landelijk gebied	Landbouwgrond	Perceelsniveau
Mestbeleid	-	-	-	-
Akkerranden	1%	3%	3%	4%
Blokkeren maaiveldafvoer	3%	10%	11%	18%
Conventionele drainage	6%	21%	23%	37%
DSPD	1%	3%	4%	6%
Uitmijnen	8%	28%	28%	32%
Vloevelden	14%	46%	53%	54%

Uit figuur 2 tabel 7 blijkt dat op basis van de ingeschatte effectiviteit de maatregel vloeivelden (V) de grootste afname van de fosforbelasting geeft voor alle schaalniveaus. Het relatieve effect varieert van 14% voor het hele stroomgebied tot 54% op perceelsniveau. Na vloeivelden wordt met uitmijnen de grootste afname van de fosforbelasting gerealiseerd als gekeken wordt naar het totale stroomgebied, het landelijk gebied en de landbouwgronden. Wordt echter gekeken naar effect op perceelsniveau, dan is de maatregel 'conventionele drainage' (CD) effectiever. Bij het presenteren van de effecten van maatregelen en het trekken van conclusies moet rekening worden gehouden met het schaalniveau.

2.3.3 Kosten(effectiviteit) aanvullende maatregelen op fosforvracht naar het oppervlaktewater in vergelijking met akkerrandenbeheer

Behalve de effectiviteit in termen van vrachtreductie zijn ook de kosten van maatregelen van belang voor een goede afweging. In dit verband wordt de term kosteneffectiviteit gebruikt. Kosteneffectiviteit wordt hier berekend als kosten gedeeld door vrachtreductie, waarbij de kosten worden uitgedrukt in € ha⁻¹ jaar⁻¹ en de vrachtreductie in kg ha⁻¹ jaar⁻¹ (N of P). De eenheid van kosteneffectiviteit wordt dan € kg⁻¹. Dit leidt gemakkelijk tot verwarring omdat een hoge waarde van kosteneffectiviteit dus ongunstig is. In dit verband is het daarom beter om van een gunstige dan om van een hoge kosteneffectiviteit te spreken.

De kosten in onderstaande tabel 8 (uitmijnen) en tabel 9 (hydrologische maatregelen) zijn overgenomen uit Noij et al. (2008). De kosteneffectiviteit is vervolgens berekend door de kosten te delen door de absolute vrachtreductie. In het geval van uitmijnen ligt dit wat gecompliceerder, omdat de kosten van uitmijnen in Noij, et al. (2008) zijn berekend in bedrijfsverband, dat wil zeggen voor een heel bedrijf, terwijl de effecten bepaald zijn waarbij uitmijnen op slechts een deel van het bedrijf (15 of 30%) werd toegepast. Dit betekent dat slechts 15 of 30% van de vrachtreductie mag worden doorberekend. Hierdoor valt de kosteneffectiviteit ongunstig uit. Hierbij kan dezelfde kanttekening gemaakt worden als in Noij et al. (2008), namelijk dat uitmijnen gunstiger uitpakt naarmate het op een kleiner deel van het bedrijf wordt toegepast, en naarmate het verschil in P-toestand tussen uitmijnpercelen en de rest van het bedrijf groter is.

Tabel 8

Kosteneffectiviteit van uitmijnen. Kosten overgenomen uit Noij et al. (2008: akkerbouw variant Zuidoost-Nederland; melkvee variant Zand).

		Vrachtreductie		Aandeel uitmijnen, soort landbouw en gewas				
		kg ha ⁻¹ j ⁻¹	%	melkvee			akkerbouw	
				gras	gras	maïs	graan	rotatie
				15%	30%	30%	30%	30%
		Kosten, € ha ⁻¹						
				118	401	467	600	45
		Kosteneffectiviteit € kg ⁻¹ P						
Nat	min	1,57	34	501	851	992	1.274	96
	max	1,89	41	416	707	824	1.058	79
Droog		0,23	48	3.420	5.812	6.768	8.696	652
Gedraineerd	min	0,14	6	5.619	9.548	11.119	14.286	1.071
	max	0,21	9	3.746	6.365	7.413	9.524	714

De kosten voor perceelsmaatregelen zijn overgenomen uit Noij et al. (2008). De kosteneffectiviteit is vervolgens berekend door deze te delen door de absolute vrachtreductie uit tabel .8.

Tabel 9

Kosteneffectiviteit van hydrologische maatregelen. Kosten overgenomen uit Noij et al. (2008).

Hydrologie	P-toestand	Maatregel											
		Blokken Oppervlakkige Afvoer				Conventionele drainage				DSPD			
		Kosten		Reductie		KE	Kosten		Reductie		KE	Kosten	
		€	kg	%	€/kg	€	kg	%	€/kg	€	kg	%	kg
Nat	min	70	0,41	9,0	169	140	1,06	23	132	750 ¹⁾	0,28	6	2715
	max	70	1,24	27	56	140	2,35	51	60	750	0,28	6	2715

1 De kosten van DSPD zijn nog erg onzeker, vooral het onderhoud, en worden nu onderzocht. De experts bevelen daarom een voorzichtige, is hoge schatting aan. Gevolg is wel dat de kosten-effectiviteit ongunstig uitpakt.

De kosten(effectiviteit) van vloeivelden is onder andere afhankelijk van het beheer van het vloeiveld (tabel 10)

Tabel 10

Kosteneffectiviteit van vloeivelden. Kosten overgenomen uit Noij et al. (2008).

Beheer	Kosten				Hydrologische situatie					
	Nat + ongedraineerd				Droog + ongedraineerd			Gedraineerd		
	€ ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	%	KE	kg ha ⁻¹	%	KE	kg ha ⁻¹	%	KE
Minimaal beheer	100	0,58	18	171	0,08	14	2.028	0,44	13	4.599
Maaien in september	114	1,01	31	113	0,14	24	787	0,72	21	1.097
Elke zes jaar vernieuwen	149	2,04	32	73	0,21	35	345	1,80	52	192

De kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen wordt niet alleen bepaald door de absolute afname van de fosforvrucht naar het oppervlaktewater, maar ook het bedrijfstype (uitmijnen) en het beheer (vloeivelden) bepalen de kosteneffectiviteit.

In tabel 11 is een rangorde weergegeven van de kosteneffectiviteit van de maatregel waarbij uitgegaan wordt van de meest gunstige omstandigheden.

Tabel 11

Rangorden van kosteneffectiviteit voor de verschillende maatregelen.

Rangorde	Maatregel	Kenmerk	Effectiviteit		Kosten	Kosteneffectiviteit
			%	kg ha ⁻¹	€ ha ⁻¹	€ kg ⁻¹ P
1	BOA	Natte ongedraineerde landbouwpercelen	27,0	1,24	70	56
2	CD	Natte ongedraineerde landbouwpercelen	51,0	2,35	140	60
3	V	Elke zes jaar vernieuwen	53,7	2,04	179	73
4	U	Natte landbouwpercelen met akkerbouw in rotatie	34,8	1,89	45	79
5	A	Melkveehouderij op zand	4,4	0,08	12	155
6	DSPD	Natte ongedraineerde landbouwpercelen	6,0	0,28	750	2715

Blokkeren van de maaiveldafvoer (BOA) lijkt het meest kosteneffectief te zijn bij de geschatte effecten en kosten van de maatregelen als de maatregel wordt toegepast op natte ongedraineerde landbouwpercelen. De maatregelen conventionele drainage (CD), vloeivelden (V) en uitmijnen (U) zijn iets minder kosteneffectief. De maatregel DSPD is de minst kosteneffectieve maatregel.

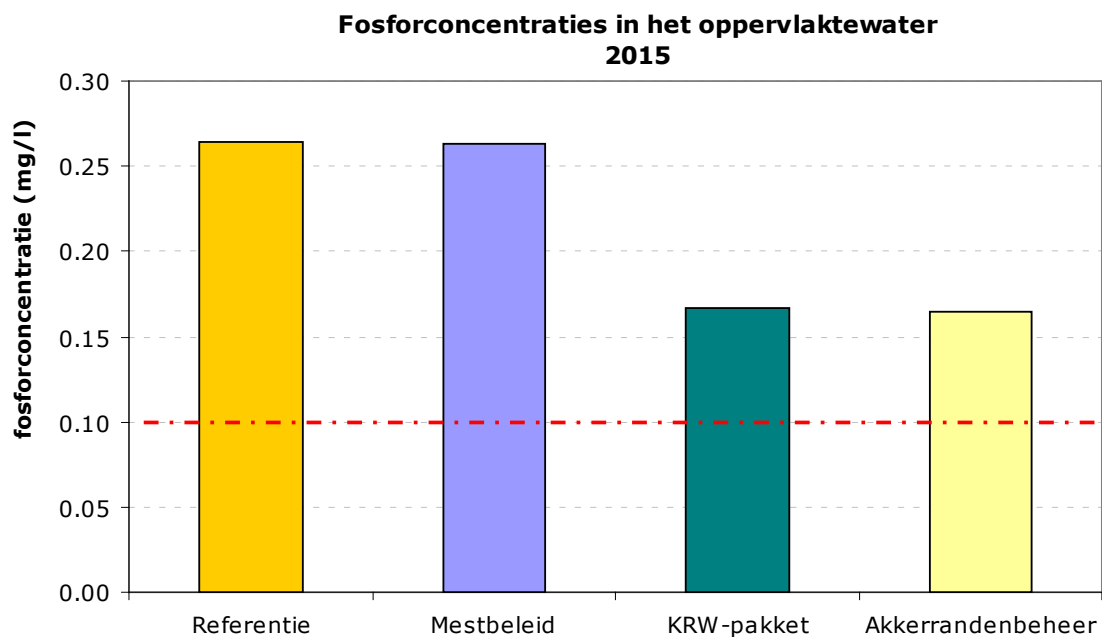
2.3.4 Realisatie KRW-doelstellingen Zuidlaardermeer

In de vorige paragraaf zijn de effecten van het voorgenomen beleid en aanvullende maatregelen op de fosforbelasting naar het oppervlaktewater besproken. De doorwerking van de verschillende maatregelen op de realisatie van de KRW-doelstelling van het Zuidlaardermeer is nog niet aan bod gekomen. In deze paragraaf wordt de doorwerking van de verschillende varianten op de nutriëntenconcentraties besproken. De doelstelling van de fosforconcentratie van het Zuidlaardermeer is 0,10 mg/l.

Voor het bepalen van het doelbereik is aangesloten bij de methodiek die binnen het project 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' is gehanteerd (Van der Bolt et al., 2008; Van Boekel et al., 2011). Bij het interpreteren van de resultaten moet dan ook rekening worden gehouden met onzekerheden in de resultaten.

Voorgenomen beleid

In figuur 3 is voor de referentiesituatie (2000), het mestbeleid, KRW-pakket en akkerrandenbeheer de doelrealisatie voor fosfor in 2015 weergegeven. De verschillende maatregelen zijn **gestapeld** gerekend, dus het KRW-pakket is **inclusief** het mestbeleid. De effectiviteit van akkerrandenbeheer is **inclusief** het mestbeleid en het KRW-pakket.



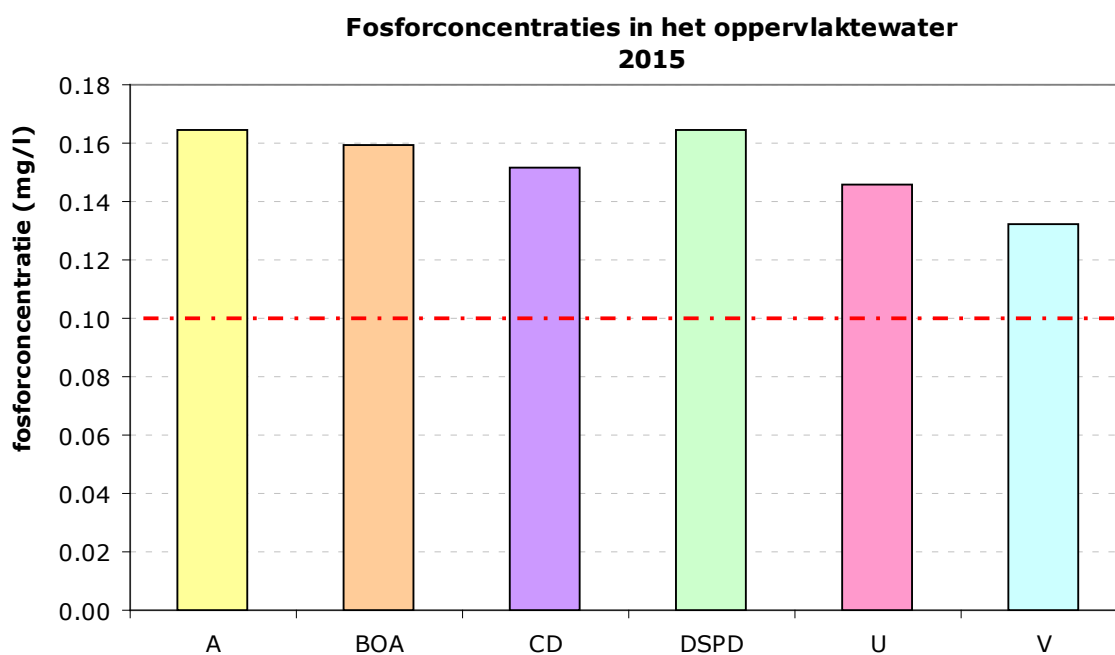
Figuur 3

Fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor het stroomgebied van de Hunze in de referentiesituatie en na het doorvoeren van het voorgenomen beleid.

In het zomerhalfjaar van 2000 (referentiesituatie) liggen de fosforconcentratie ruim boven de fosfordoelstelling van 0,10 mg/l P. De berekende fosforconcentraties in het oppervlaktewater liggen boven de 0,25 mg/l. Het mestbeleid heeft nagenoeg geen effect op de fosforconcentraties. Na het doorvoeren van het KRW-maatregelenpakket (bestaat vooral uit aanpassingen van de rwzi's) nemen de fosforconcentraties af naar ongeveer 0,18 mg/l. Dit is nog steeds ruim boven de doelstelling van 0,10 mg/l. Als niet alleen het mestbeleid en het KRW-pakket worden doorgevoerd, maar ook akkerrandenbeheer wordt uitgevoerd, neemt de fosforconcentraties in het Zuidlaardermeer nauwelijks af.

Aanvullende perceelsmaatregelen

In figuur 4 zijn de berekende fosforconcentraties in het zomerhalfjaar weergegeven in 2015 voor de verschillende maatregelen. De concentraties in de figuur zijn **inclusief** het voorgenomen beleid (Mestbeleid en KRW-pakket) en de betreffende maatregel. De maatregelen zijn **onafhankelijk** van elkaar doorgerekend.



Figuur 4

Fosforconcentraties in het oppervlaktewater voor het stroomgebied de Hunze na het doorvoeren van de verschillende maatregelen.

Na het doorvoeren van de verschillende maatregelen wordt de doelrealisatie van 0,10 mg/l in het Zuidlaardermeer niet gehaald. Dit geldt voor alle maatregelen. De laagste concentraties in het Zuidlaardermeer worden berekend na het aanleggen van vloeivelden (< 0,14 mg/l). Voor het realiseren van de KRW-doelstellingen moeten maatregelen worden gecombineerd of andere aanvullende maatregelen worden genomen.

3 **Risico op fosfaatbelasting via hydrologische transportroutes**

Dit hoofdstuk beschrijft de hydrologische transportroutes die van belang zijn voor het bepalen van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. Voor het stroomgebied van de Hunze bovenstrooms van het Zuiderlaardermeer zijn de volgende transportroutes naar het oppervlaktewatersysteem onderscheiden :

1. Oppervlakte- en oppervlakkige afvoer
2. Afvoer door drainagebuizen
3. Afvoer via greppels en droogvallende sloten
4. Afvoer via overige waterlopen
5. Kwel via greppels en droogvallende sloten
6. Hotspots (veeverzamelaars, kop- en wendakkers)

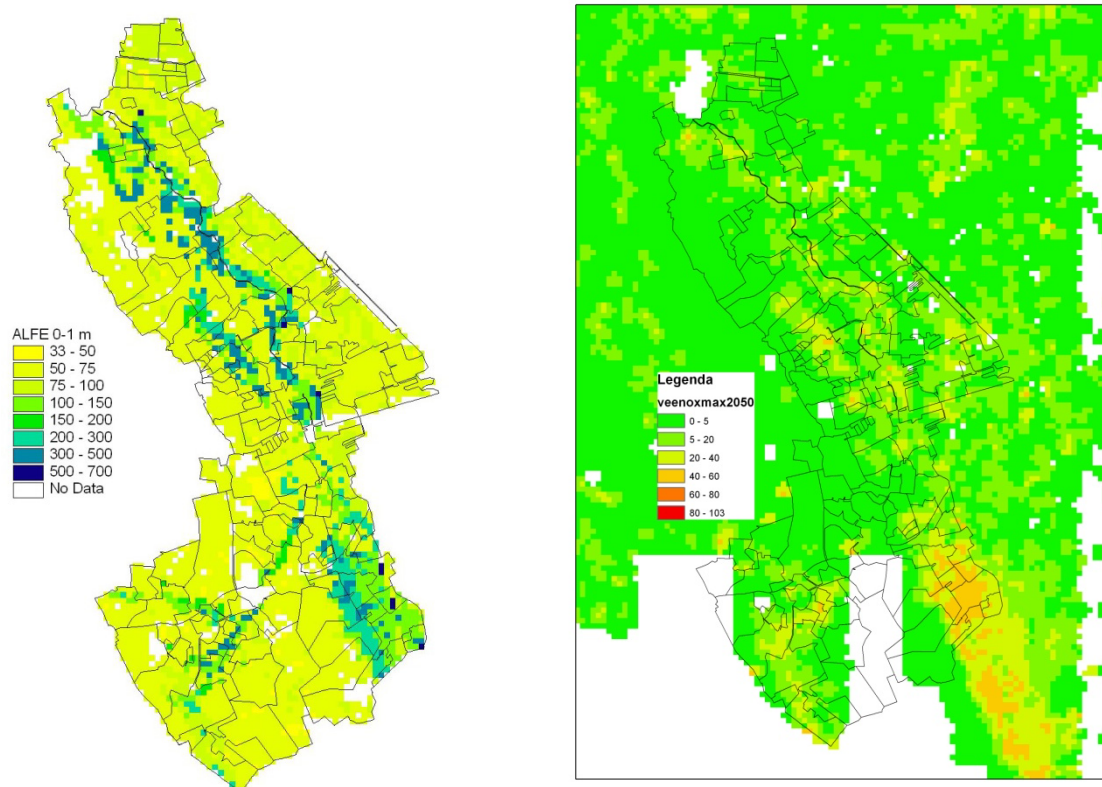
Er is een aantal maatregelen gedefinieerd die effect hebben op één of meerdere van deze transportroutes van het neerslagoverschot en daarmee ook op de uitspoeling van fosfaat (en nitraat).

Deze studie gaat specifiek over fosfaat. Fosfaat wordt vooral vastgelegd in de bovengrond. Hierbij speelt de buffercapaciteit van de bodem een belangrijke rol. Een belangrijke indicator voor de binding van fosfaat aan de bodem en de buffercapaciteit is het Al- en Fe-gehalte. In figuur 5 is het gemiddelde Al- en Fe-gehalte van de bovenste meter in mmol/kg weergegeven. Figuur 5 (links) geeft de totale buffercapaciteit. Voor de nog beschikbare buffercapaciteit moet rekening worden gehouden met de hoeveelheid fosfaat die inmiddels is geadsorbeerd door de bodem.

Door oxidatie van veen komt N en P beschikbaar. In figuur 5 (rechts) is de maaiveldaling tot 2050 weergegeven als gevolg van oxidatie van veen. Vooral in de beekdalen is de maaiveldaling en daarmee de nalevering van N en P het grootst.

De oppervlakkige afvoerroutes van het water leveren een relatief grote bijdrage aan de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater. De P-belasting is sterk afhankelijk van de vorm van de stroomlijnen, oppervlakkig of diep. Bij oppervlakkige stroomlijnen (bijvoorbeeld door een dun watervoerend pakket boven leemlagen) is de verwachte belasting groter dan bij diepe stroomlijnen. De GHG en de lengte aan waterlopen per perceel bepalen het aantal ondiepe stroomlijnen en de gemiddelde afstand tot het oppervlaktewater (connectiviteit). De totale belasting op het oppervlakte water wordt ook bepaald door het perceeloppervlak. In de volgende paragrafen worden kaarten afgeleid die het risico van fosfaatbelasting via verschillende routes weergeven (transportrisico). Naast de transportroute is de fosfaatbelasting op het oppervlaktewater ook afhankelijk van de historische bemesting van het perceel (bronrisico). Qua bronrisico kunnen verschillende typen profielen met veel en relatief weinig geadsorbeerd fosfaat worden onderscheiden. Het bronrisico per perceel is binnen het stroomgebied onbekend en kan slechts door meting van de fosfaattoestand worden bepaald

Om het effectieve belang van de verschillende transportroutes te evalueren wordt gebruik gemaakt van karteerbare kenmerken, zoals maaiveldhoogte, GHG, perceelsgrootte en slootlengte.



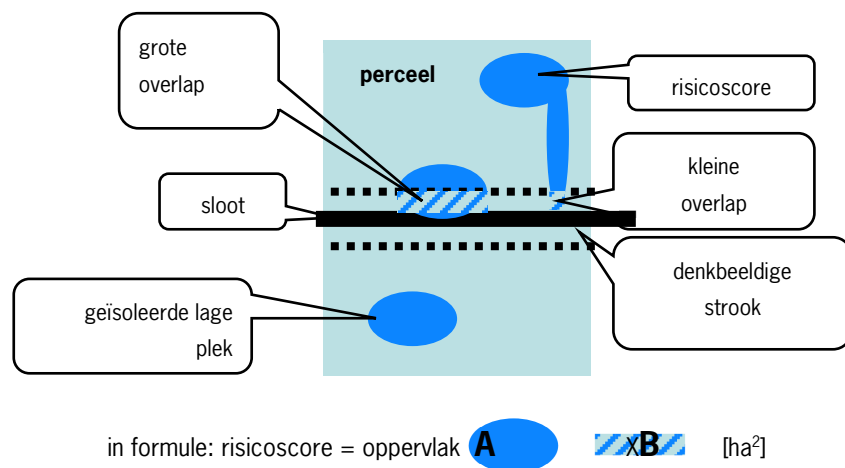
Figuur 5

Buffercapaciteit bodem (links) en maximale bodemdaling in 2050 door veenoxidatie (rechts).

3.1 Oppervlakkige afvoer

Door hydrologen wordt onderscheid gemaakt in oppervlakte- en oppervlakkige afvoer. Oppervlakkige afvoer gaat via/door de bodem naar maaiveldgreppels, terwijl oppervlakte-afvoer over het maaiveld stroomt. Hoewel het dus gaat om twee afzonderlijke transportroutes naar het oppervlaktewater, zijn deze samen genomen, omdat ze praktisch niet te scheiden zijn. Deze route wordt in beeld gebracht door lage plekken in percelen te identificeren en vervolgens na te gaan of deze plekken in contact staan met waterlopen (figuur 6).

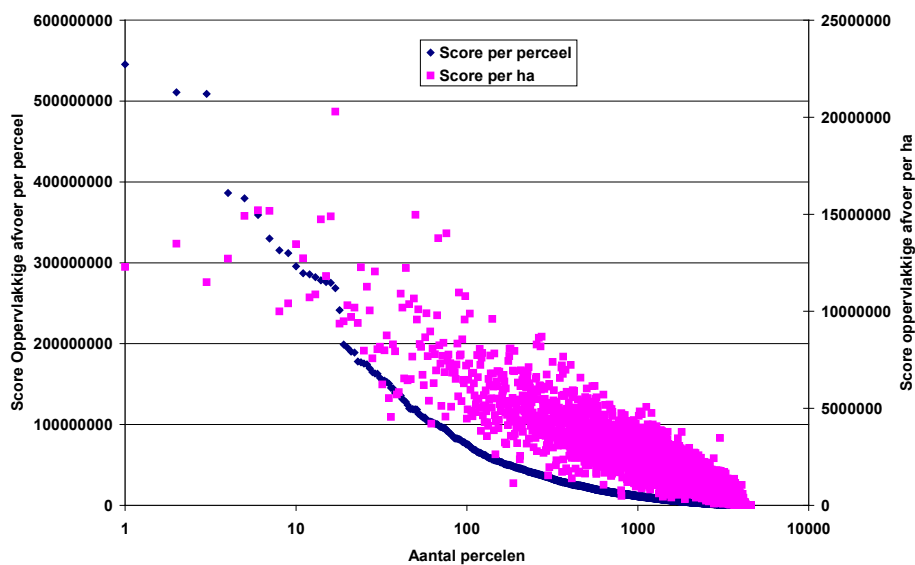
Eerst is vastgesteld of een perceel grenst aan een waterloop. Van de zo geselecteerde percelen is vervolgens met behulp van AHN (5x5 m grid) de hoogteverdeling vastgesteld. Hierbij is gebruik gemaakt van het AHN2 dat onlangs beschikbaar is gekomen. De grids die lager liggen dan het 15-percentiel niveau noemen we lage plekken. Deze grids zijn omgezet in vlakken. De keuze voor het 15-percentiel komt voort uit de ervaring dat daarmee net maaiveldgreppels zijn te onderscheiden.



Figuur 6

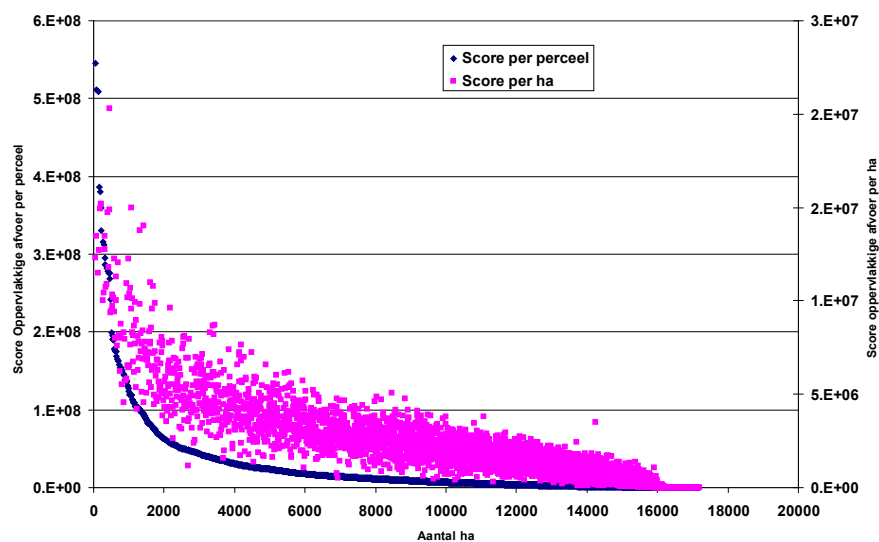
Schema berekening risico op oppervlakkige afvoer.

Daarna zijn langs de waterlopen denkbeeldige stroken (kortweg buffers) van 5 m aangebracht (figuur 6). Kleiner zou nog beter zijn maar 5 m is het minimum voor de schaal van AHN (5x5 m²). Door een overlay te maken van deze buffers met de lage plekkenkaart worden lage plekken gesplitst in lage plekken die via de buffers contact maken met de sloot en geïsoleerde lage plekken. Via de geïsoleerde lage plekken kan geen oppervlakkige afvoer van nutriënten naar het oppervlaktewater optreden. Deze plekken zijn verwijderd uit de kaart. Voor de resterende lage plekken wordt het areaal binnen de buffer en buiten de buffer berekend. Het risico op oppervlakkige afspoeling neemt toe, naarmate een natte plek groter is (figuur 6, oppervlak A). Dit risico neemt daarnaast ook toe met de mate van connectiviteit, of verbinding met de sloot (figuur 6, oppervlak B). Naarmate de verbinding met de sloot groter is neemt het risico ook toe (formule 1 en 2, hieronder). In deze formules wordt ervan uitgegaan dat het risico evenredig toeneemt met het areaal.



Figuur 7a

Frequentieverdeling van het risico op oppervlakkige afstroming in het studiegebied (score 1 (perceel) en 2 (ha)). Let op logaritmische x-as (uitgezet tegen aandeel percelen).



Figuur 7b

Frequentieverdeling van het risico op oppervlakkige afstroming in het studiegebied (score 1 (perceel) en 2 (ha)). Uitgezet tegen aandeel hectaren.

Hiervoor is nog geen hard bewijs beschikbaar, omdat onderzoek naar oppervlakkige afvoer nog in de kinderschoenen staat. Het berekende risico is daarom niet geschikt voor een kwantitatieve schatting van oppervlakkige afvoer, maar kan wel worden gebruikt voor onderlinge vergelijking van percelen of oppervlakken. Formule 1 berekent het risico per perceel, dat dus mede bepaald wordt door het oppervlak van het perceel (een groot perceel heeft een groter risico op oppervlakkige afvoer). Formule 2 berekent het risico per ha, dat onafhankelijk is van de perceelsgrootte. Het wordt echter wel per perceel berekend.

$$PerceelScore1 = Areaal_binnen_buffer * Areaal_lage_plekken \quad (ha^2) \quad (1)$$

$$PerceelScore2 = \frac{Areaal_binnen_buffer * Areaal_lage_plekken}{Perceeloppervlak_ha} \quad (ha) \quad (2)$$

Voor de berekening van de score kan onderscheid worden gemaakt in de oppervlakkige afstroming naar greppels en naar overige waterlopen. Omdat oppervlakkige afstroming vooral in de winter optreedt kan de score worden bepaald naar alle waterlopen tezamen (greppels en overig). De resulterende risicoscores staan in figuur 8.

Figuur 7a en 7b geven de frequentieverdeling van de risicoscore voor oppervlakkige afvoer, in het studiegebied, waarbij is gesorteerd naar grootte van score 1, dus per perceel (figuur 7a) en per ha (figuur 7b). Ook de tabellen 12 en 13 geven inzicht in de verdeling van de risicoscore voor oppervlakkige afvoer in het studiegebied.

Op 260 percelen (op een totaal van 4.593) is er geen risico op oppervlakkige afvoer. Er zijn twee klassenindelingen gemaakt, op basis van de score per perceel (tabel 14) en de score per ha (tabel 15). Het areaal van de overige klassen met risicoklasse 1 t/m 4 is ongeveer 16.000 ha.

Tabel 14

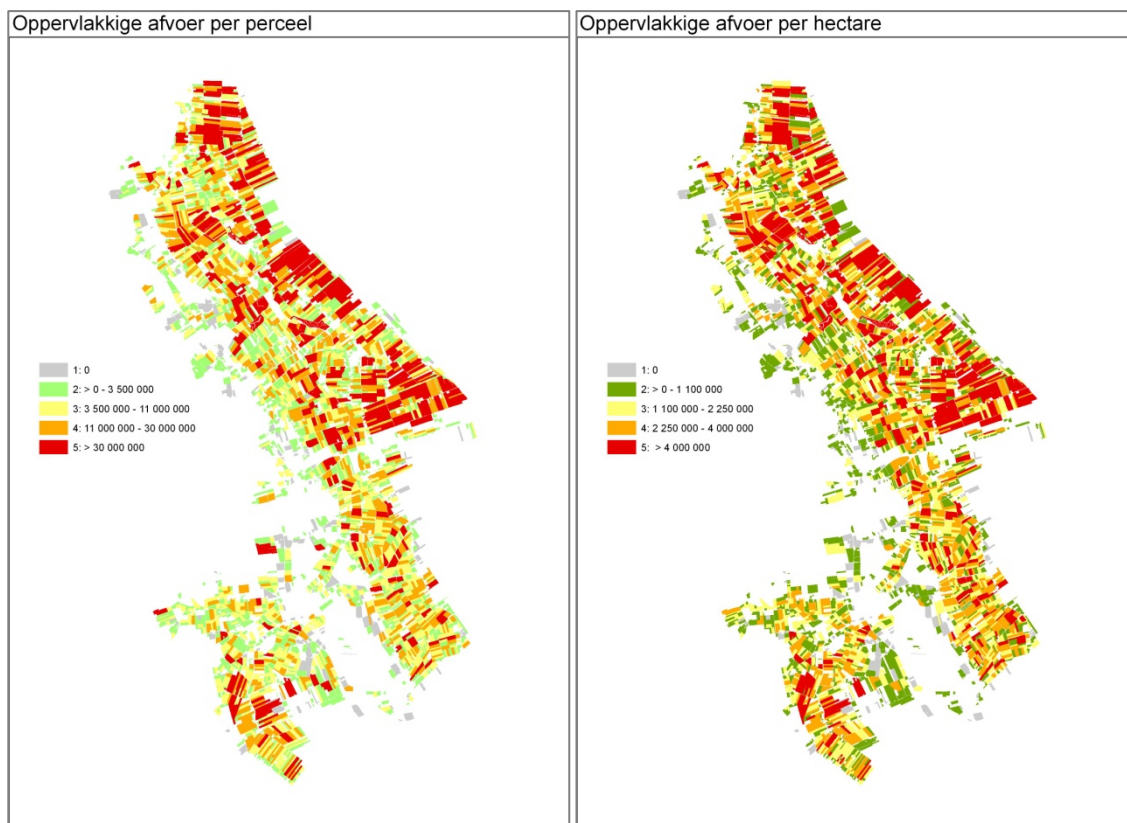
Risico op oppervlakkige afstroming per perceel.

Klasse	Score per perceel (ha ²)	Aantal percelen	Areaal per klasse (ha)
0	< 0,1	260	836.7
1	0,1 - 3.500.000	2141	4104.0
2	3.500.000 - 11.000.000	1154	4148.8
3	11.000.000 - 30.000.000	691	4030.3
4	>10.000.000	347	4060.9
Totaal		4593	17180.7

Tabel 15

Risico op oppervlakkige afstroming per ha.

Klasse	Score per ha (ha)	Aantal percelen	Ha
0	<0,1	260	836.7
1	0,1 - 1. 100.000	1757	4124.3
2	1.100.000 - 2.250.000	1242	4049.7
3	2.250.000 - 4.000.000	886	4102.5
4	> 4.000.000	448	4067.4
Totaal		4593	17180.7



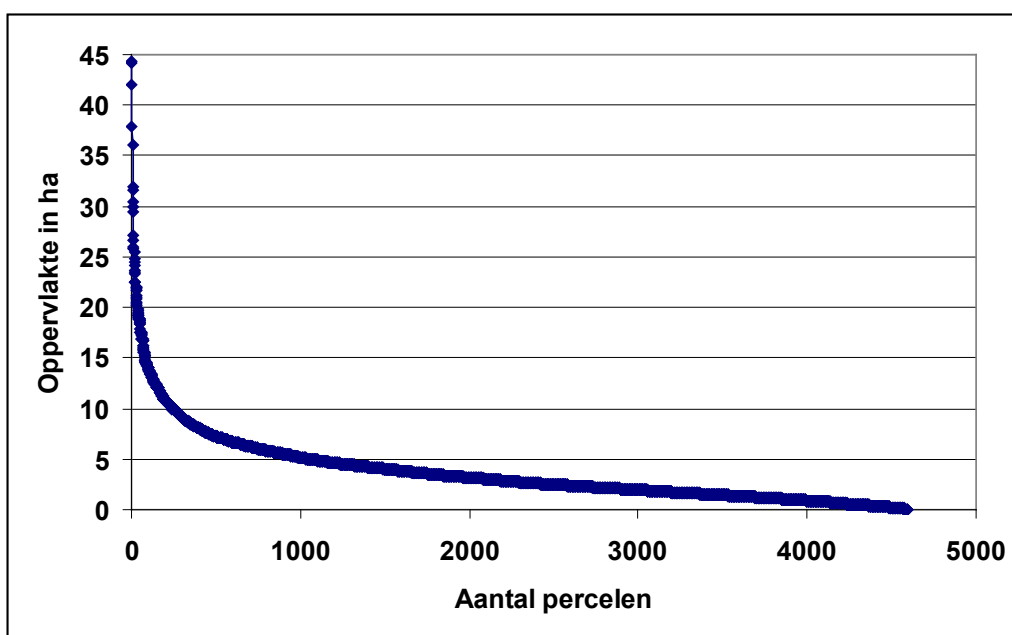
Figuur 8

Risico op oppervlakkige afstroming per perceel (links) en per ha (rechts).

3.2 Buisdrainage

De aanwezigheid van buisdrainage is niet beschikbaar in GIS bestanden, hoewel het wel mogelijk is om hiervoor waarschijnlijkheidskaarten te maken. Voor toepassing is dit echter niet nodig, omdat van de boer gevraagd kan worden of op het perceel drainagebuizen aanwezig zijn. Het gevolg van deze aanpak is dat er kaarten gemaakt moeten worden voor situaties met en zonder buisdrainage. Ieder perceel krijgt dus twee risico's, één voor het geval er drainage aanwezig is en één voor het geval dat niet zo is. De meest geschikte maatregel is dan ook afhankelijk van de al of niet aanwezigheid van buisdrainage, net zoals dat het geval is voor het al of niet voorkomen van hoge P- toestanden.

Als maat voor de belasting op het oppervlaktewater via drainbuizen wordt de perceelsgrootte gebruikt. Als drainbuizen aanwezig zijn, dan wordt het grootste deel van het neerslagoverschot via deze route afgevoerd. De grootte van de drainafvoer is dan alleen nog afhankelijk van het gedraineerde oppervlak, dat vrijwel altijd even groot is als het perceel. Voor een classificatie van het risico op belasting via de route drainbuizen is daarom een frequentieverdeling gemaakt van perceelsoppervlakten (tabel 16 en figuur 9). De gebruikte classificatie komt overeen met die uit het Beleidskader fosfaat (Noij et al., 2009). Klasse 4 heeft duidelijk het grootste areaal, klasse 1 de meeste percelen. De resulterende risicoscores staan in figuur 10.



Figuur 9

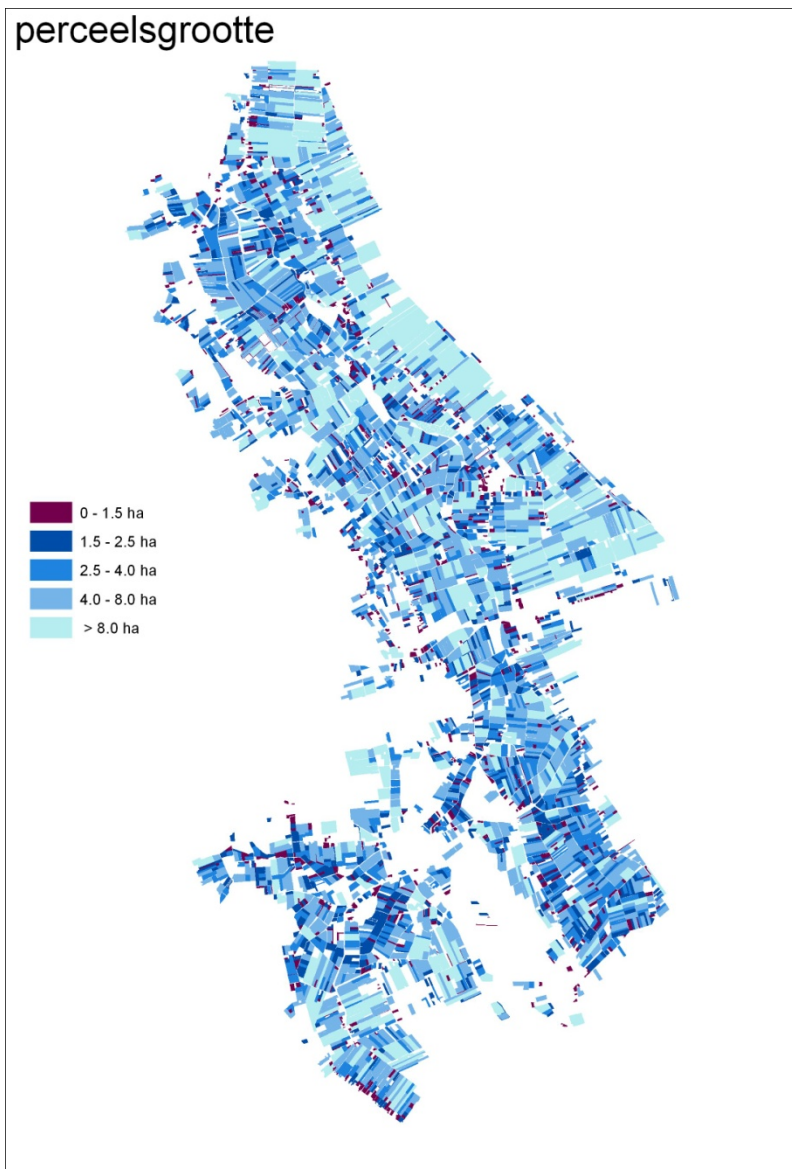
Landbouwpercelen uit het studiegebied, gesorteerd naar grootte (bron BRP¹).

Tabel 16

Risico op drainafvoer, c.q. verdeling perceelsgrootte in het studiegebied (bron BRP).

Klasse	Areaal per perceel (ha)	Areaal per klasse (ha)	Aantal percelen
1	0-1.5	974.3	1153
2	1.5-2.5	1929.2	966
3	2.5-4	3014.5	946
4	4-8	6153.6	1123
5	>8	5109.1	405
Totaal		17180.7	4593

¹ Basisregistratie percelen van EL&I-Laser



Figuur 10

Risico op afvoer via buisdrainage op basis van perceelsgrootte als alle percelen gedraineerd zijn.

3.3 Afvoer naar greppels/droogvallende sloten

Het belang van de transportroute greppels en droogvallende waterlopen voor de afvoer vanaf een perceel is afhankelijk van de karteerbare kenmerken perceelgrootte (zie paragraaf 3.2), GHG (Gaast et al., 2010) (tabel 15 en figuur 11) en lengte aan greppels en droogvallende waterlopen (figuur 12). Voor elk perceel is het aandeel bepaald met een GHG ondieper dan 40 cm -mv (tabel 17, figuur 11).

Tabel 17

Indeling percelen naar GHG.

GHG-Klasse	0	1	2	3	4	5	Totaal
Aandeel GHG < 40 cm (%)		< 1	1-25	26-50	51-75	> 75	
Areaal per klasse (ha)	6.2	3811.1	5349.2	2718.6	1978.9	3316.7	17180.7
Aantal percelen	22	1290	1010	593	533	1145	4593

De lengte aan greppels/waterlopen per perceel is niet direct te berekenen, omdat de waterloop volgens TOP10 buiten het perceel (volgens BRP) ligt. Waterlopen bestaan in de beschikbare bestanden veelal uit meerdere losse delen. Als eerste stap zijn de waterlopen daarom onderling verbonden. Om de gerepareerde waterloop is vervolgens een denkbeeldige buffer gelegd van 5 m breed, en is het overlappende gedeelte van perceel en buffer geselecteerd. De denkbeeldige bufferstrook is vervolgens opgeknijpt in stukken per perceel. Vervolgens is voor elk perceel de omtrek van het overlappende gedeelte binnen het perceel bepaald om de lengte aan waterloop per perceel te bepalen (figuur 12), in formule:

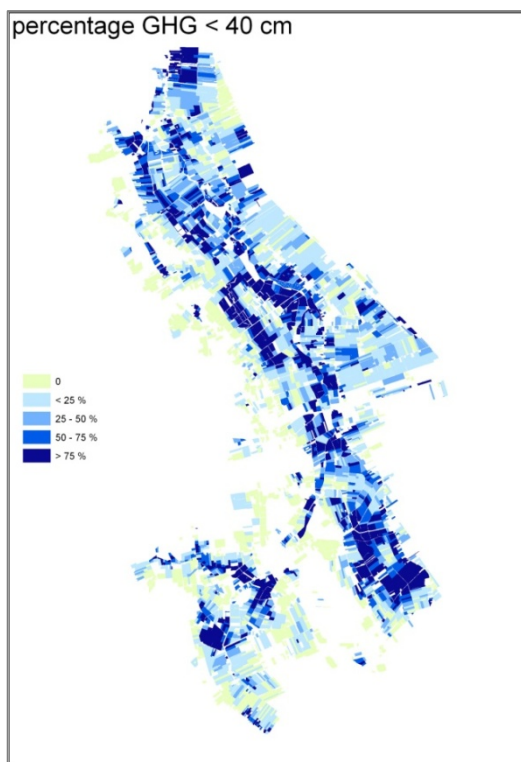
$$Lengte_waterloop = \frac{Omtrek_buffer_perceel - 10}{2}$$

Tabel 18

Risico van belasting op oppervlaktewater via greppels en droogvallende waterlopen.

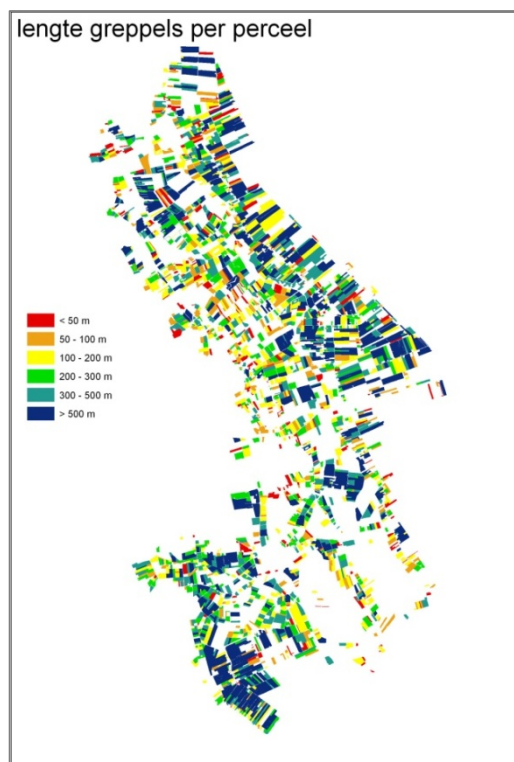
Areaal per perceel (ha)	Sloot-/greppellengte per perceel	Aandeel GHG < 40 cm -mv (%)				
		> 75	51-75	26-50	1-25	0
> 5	> 500 m	5	4	3	2	1
	200 -500 m	4	3	2	1	0
	< 200 m	3	2	1	0	0
1-5	> 300 m	4	3	2	1	0
	100-300 m	3	2	1	0	0
	< 100 m	2	1	0	0	0
< 1	>50 m	3	2	1	0	0
	< 50 m	2	1	0	0	0
Overige	0	0	0	0	0	0

Om het totale risico van deze transportroute in kaart te brengen worden de drie karteerbare kenmerken gewogen volgens tabel 18. De ruimtelijke verdeling van dit risico staat weergegeven in figuur 13. Een GHG van 40 cm-mv betekent niet dat de grondwaterstand niet boven dit niveau kan stijgen. Gemiddeld zal de grondwaterstand 20-30 dagen per jaar ondieper zijn dan 40 cm. Dit is de reden waarom in de kolom met 0% GHG < 40 cm toch een score 1 voorkomt.



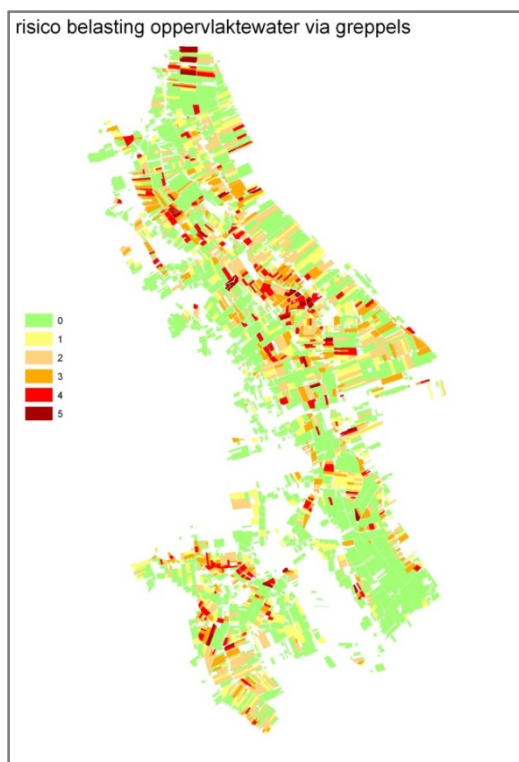
Figuur 11

Aandeel GHG < 40 cm -mv per perceel.



Figuur 12

Lengte aan greppels en droogvallende waterlopen per perceel.



Figuur 13

Risico voor belasting van het oppervlaktewater via greppels en droogvallende waterlopen.

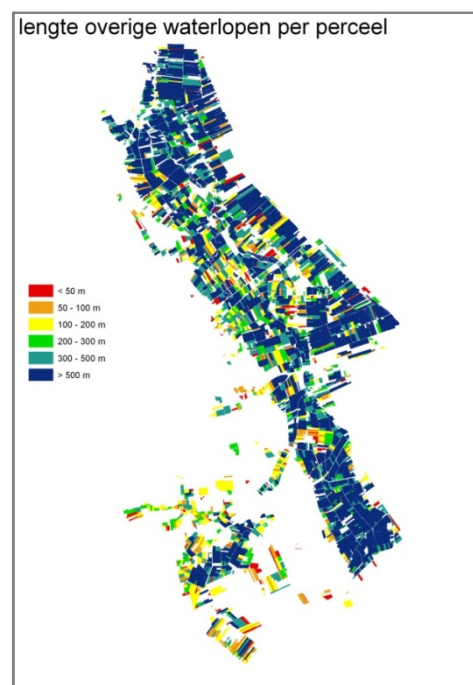
3.4 Overige waterlopen

Het risico op belasting via overige waterlopen is afhankelijk van dezelfde karteerbare kenmerken als bij greppels en droogvallende waterlopen (paragraaf 3.3: perceelgrootte, GHG, lengte waterlopen). Overige waterlopen zijn echter in tegenstelling tot de vorige categorie het gehele jaar watervoerend. De kaarten voor perceelsgrootte (figuur 10) en GHG (figuur 11) zijn identiek aan de kaarten zoals gebruikt in (paragraaf 3.3). De lengte aan overige waterlopen per perceel is op dezelfde wijze berekend als voor greppels en droogvallende waterlopen (figuur 13). Om het totale risico van deze transportroute in kaart te brengen worden de drie karteerbare kenmerken gewogen volgens tabel 19. Voor de ruimtelijke verdeling van dit risico zie figuur 15.

Tabel 19

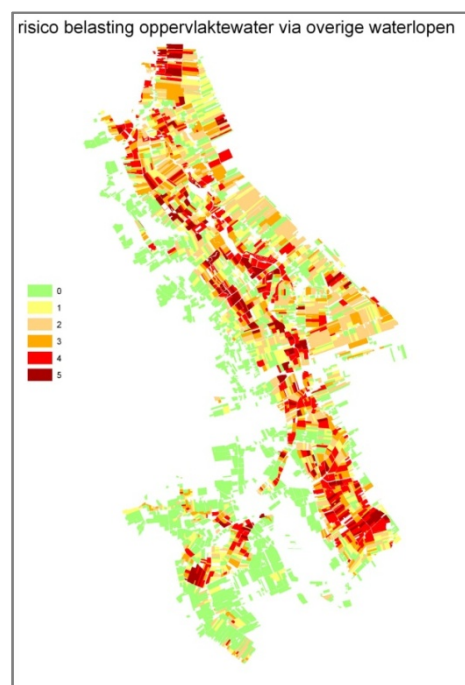
Risico (score) van belasting op het oppervlaktewater via overige waterlopen.

Areaal per perceel (ha)	Sloot/greppellengte per perceel (m)	Aandeel GHG < 40 cm -mv (%)				
		> 75	51-75	26-50	1-25	0
> 5	> 500	5	4	3	2	1
	200-500	4	3	2	1	0
	< 200	3	2	1	0	0
1-5	> 300	4	3	2	1	0
	100-300	3	2	1	0	0
	< 100	2	1	0	0	0
< 1	>50	3	2	1	0	0
	< 50	2	1	0	0	0
Overige	0	0	0	0	0	0



Figuur 14

Lengte aan overige waterlopen per perceel.



Figuur 15

Risico van belasting op het oppervlaktewater via overige waterlopen.

3.5 Kwel

Kwel wordt vaak afgeleid op basis van grondwatermodellen. Onder kwel wordt verstaan de netto-toevoer van water uit de omgeving via de ondergrond naar een modelcel. Kwel kan belangrijk zijn om te bepalen hoe effectief een maatregel maximaal kan zijn. Bij een grote kwelvracht met een groot aandeel in de totale vracht is een maatregel meestal minder effectief (relatief in %), omdat de meeste maatregelen geen invloed op de kwelvracht hebben.

Maatregelen worden uitgevoerd in het landbouwgebied, daarom is de totaalvracht op basis van modelberekeningen met STONE voor het landbouwgebied bepaald, opgesplitst naar natte plots, gedraineerde plots en droge plots. Uit tabel 20 blijkt dat bij de natte en gedraineerde plots, ca 50% van de laterale afvoer uit kwel bestaat.

Tabel 20

Gemiddelde laterale afvoer en kwel voor clusters nat, gedraineerd en droog in mm/jaar.

Cluster	Lateraal	Kwel	Wegzijging	Netto W
Nat	752.62	410.72	45.40	-365.33
Gedraineerd	807.76	517.72	82.06	-435.66
Droog	145.84	23.87	251.01	227.14
Totaal	486.72	254.16	145.48	-108.68

In tabel 21 is de vracht weergegeven berekend met het STONE-instrumentarium. Hieruit blijkt dat de netto kwelvracht in verhouding tot de laterale afvoer aanzienlijk is. Het is niet aan te geven welk deel van de laterale afvoer afkomstig is van kwel omdat er nog vastlegging van fosfaat kan plaatsvinden. Wel duiden de berekeningen op een aanzienlijk aandeel in de vracht door kwel. Door deze achtergrondbelasting zijn maatregelen mogelijk minder effectief.

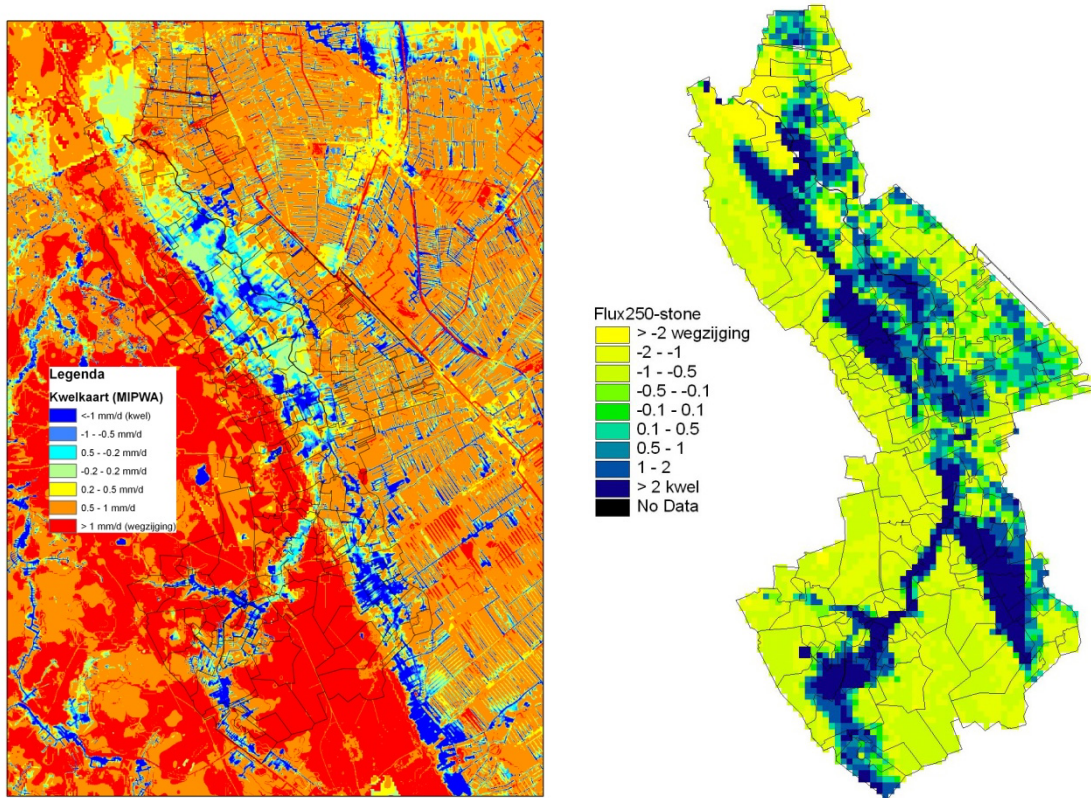
Tabel 21

Gemiddelde fosfaatvracht via laterale afvoer en kwel voor clusters nat, gedraineerd en droog in kg/ha/jaar.

Vracht	Lateraal	Kwel	Wegzijging	
Nat	2.56	1.49	0.06	1.43
Gedraineerd	2.42	1.96	0.06	1.90
Droog	0.24	0.07	0.15	-0.09
Totaal	1.48	0.93	0.10	0.83

In figuur 16 is de ruimtelijke spreiding van de kwel weergegeven. De rechter figuur geeft de kwelkaart berekend met NAGROM, die is gebruikt voor de bepaling van de onderrand van de STONE-plots en links een berekening van de kwel met het MIPWA-model voor Noord-Nederland. Beide kaarten verschillen maar laten de meeste kwel zien in het Hunzedal. Gemiddeld voor het stroomgebied geeft de NAGROM-kaart kwel namelijk 0,12/d mm, de MIPWA-kaart geeft daarentegen gemiddeld wegzijging namelijk 0,41 mm/d. Op basis van de MIPWA-kaart kunnen we concluderen dat de bijdrage via kwel lager uitvalt dat in eerste instantie is afgeleid uit STONE, ervan uitgaande dat de kwelconcentraties wel gelijk is gebleven. Voor de kwel wordt verwacht dat de

P-concentratie laag is, bovendien bevat de kwel ijzer. Hieruit volgt de verwachting dat de bijdrage van kwel aan de belasting beperkter is dan op basis van de analyse van de STONE-data is afgeleid en er eerder sprake is van een verdunnend effect (mondelijke mededeling waterschap). Wel leidt de aanwezigheid van kwel tot een vermindering van de effectiviteit van een maatregel.



Figuur 16

Kwelkaart voor stroomgebied Hunze, op basis van het MIPWA-model (links) en volgens STONE (rechts).

3.6 Hotspots

Hotspots zijn plekken waar fosfaatbronnen ((kunst)mest, bovengrond) gemakkelijk piekbelastingen naar de sloot kunnen veroorzaken. In de melkveehouderij zijn het veelal veeverzamelplaatsen, die dicht bij de sloot liggen, zoals bijvoorbeeld het 'hek van de dam', (verharde) looppaden, drenkplaatsen, melkplaatsen, etc.. Op bouwland gaat het om de kop-/wendakkers en ook de ingang tot het perceel, waar veel 'verkeer' is, en de bouwvoor die regelmatig wordt bereiden (bandensporen). Deze hotspots zijn lastig in kaart te brengen met GIS-bestanden. Daarom stellen we voor de hotspots een andere benadering voor. In alle gevallen is een voor de hand liggende maatregel het verplaatsen van de risicoplek naar een gedeelte van het perceel, dat verder van de sloot is gelegen. Waar dat niet mogelijk of haalbaar is, kunnen maatregelen worden genomen die ter plaatse oppervlakkige afspoeling tegengaan (greppel, dammetje, bezinkplek, etc.).



Figuur 17

Voorbeeld van een hotspot, een veedrenkplaats bij een waterloop.

4 Transportrisico per perceelsmaatregel

Om de effectiviteit van een maatregel te bepalen, moeten we vast stellen op welke routes een maatregel effect heeft. Hoofdstuk 4 beschrijft het transportrisico per maatregel op basis waarvan per perceel kan worden vastgesteld welke maatregelen het meest kosten-effectief zijn.

In tabel 22 is de koppeling van routes en maatregelen al gemaakt. Voor het doel van dit hoofdstuk is het echter handiger om de tabel anders te ordenen (tabel 23). De relevante risicoscores uit de vorige paragrafen (figuren 8, 10, 13, 15) zijn in tabel 23 aangeduid met de code van de betreffende transportroute. Vervolgens moet het belang van deze routes voor de werking van betreffende maatregel gewogen worden (tabel 21). Het ligt voor de hand om dat te doen op basis van het gemiddelde debiet en de gemiddelde fosforconcentratie van zo'n route (tabel 24).

Tabel 22

Effectiviteit van verschillende maatregelen bij verschillende bronnen en routes (bron Noij et al. 2006).

Transportrisico		Bronrisico, grote P-voorraad, hoge FVG	
Diepte	Route	Alleen bovengrond	Ook ondergrond
Ondiep	Runoff en maaiveld-greppels	Blokkeren oppervlakkige afvoer* Dammetje, met bezinkgreppel en/of -plek Bufferstrook aanleggen Greppels dichten Aanpakken of verplaatsen Hotspots Egaliseren maaiveld* Profielverbetering (ploegzool e.d.) * Uitmijnen en andere brongerichte maatregelen* Drainage	Verdiepte drainage
Diep	Drainage, (perceel)sloten	Uitmijnen	Verdiepte drainage
Totaal	alle routes	Vloeiend, Moerasbufferstrook, Omleiden, Brongerichte maatregelen, Bufferstrook langs waterlopen	

* Voor deze groep maatregelen is het onderscheid alleen bovengrond /ook ondergrond niet relevant

Tabel 23

Routes waarop de effectiviteit van maatregelen is gebaseerd.

Maatregel	Code	Relevante route voor beoordeling effectiviteit	Functie waarmee effectiviteit maatregel wordt berekend
Blokkeren oppervlakkige afvoer	BOA	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Drainage	CD	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Verdiepte drainage, ongedraineerde uitgangssituatie	DSPD	Runoff, incl. ondiepe greppels	$= f(MV)$
Verdiepte drainage, gedraineerde uitgangssituatie	DSPD	Diepere afvoer, vooral drainage	$= g(BD)$
Uitmijnen	U	Alle routes	$= h(MV, BD, OS, DS)$
Retentie vloeivelden	V	Alle routes	$= i(MV, BD, OS, DS)$
Retentie moerasbufferstroken	M	Alle, behalve diepe sloten*	$= j(MV, BD^+, OS)$
Bufferstroken/Akkerranden	B	Runoff, incl. ondiepe greppels, sloten en diepe sloten	$= n(MV, OS^{**})$

* Ervan uitgaande dat eventuele drainagebuizen uitkomen in de moerasbufferstrook

Tabel 24

Weging van hydrologische routes voor het bepalen van de effectiviteit van maatregelen.

		Transportroute ¹				Toelichting	
		MV	BD	OS	DS	Totaal	Verwijzing
Debiet	Debiet (mm)	49	0	187	427	753	Nat
	Debiet (mm)	14	425	165	204	808	Gedraineerd
	Debiet (mm)	11	0	33	102	146	Droog
	Transportrisico	0-4,6 ²	0-43	0-18	0-43		
Concentratie	Mg.L ⁻¹ P	0,59	0,27	0,27	0,26		
	Wegingsfactor	2	1	1	1		Bijl.2, tab.3
						Geschaald obv	Figuur
Vracht	Transportrisico	0-8, 12	0-43	0-18	0-43	Alleen P	
Theoretisch ⁵ functiebereik effectiviteit	BOA = h(MV)	0-8, 12				Alleen P	4.1
	CD = h(MV)	0-8, 12				Alleen P	4.2 en 4.3
	DSPD = h(MV)	0-8, 12				Alleen P	4.4
	DSPD = i(BD)		0-43			Alleen P	4.4
	U = j(MV, OS, DS)				0-73	Alleen P	4.4 L
	U = j(BD, OS, DS)				0-104	Alleen P	4.4 R
	V = k(MV, OS, DS)				0-73	Alleen P	4.6 LB
	V = l(BD, OS, DS)				0-104	Alleen P	4.6 RB
	V = (1-α).k + α.l ⁴				0-104	Alleen P	4.6 LO
	M = m(MV, OS)				0-30	Alleen P	4.5 L
	M = m(BD, OS)				0-61	Alleen P	4.5 R
	A = n(MV, OS)				0-72	Alleen P	4.11 R

1 Verklaring transportroutes: MV = maaiveld, BD = buisdrainage, OS = ondiepe sloten, DS = diepe sloten.

2 In principe berekend volgens (0 - maximum debiet/10), maar bij MV is de frequentieverdeling zo scheef, dat het nodig is om een extra klasse 6 te onderscheiden, zie bijschrift 1.

4 Gewogen naar het aandeel gedraineerde percelen, dus α = het aandeel gedraineerde percelen.

5 In de betreffende kaarten wordt het maximum vaak niet bereikt.

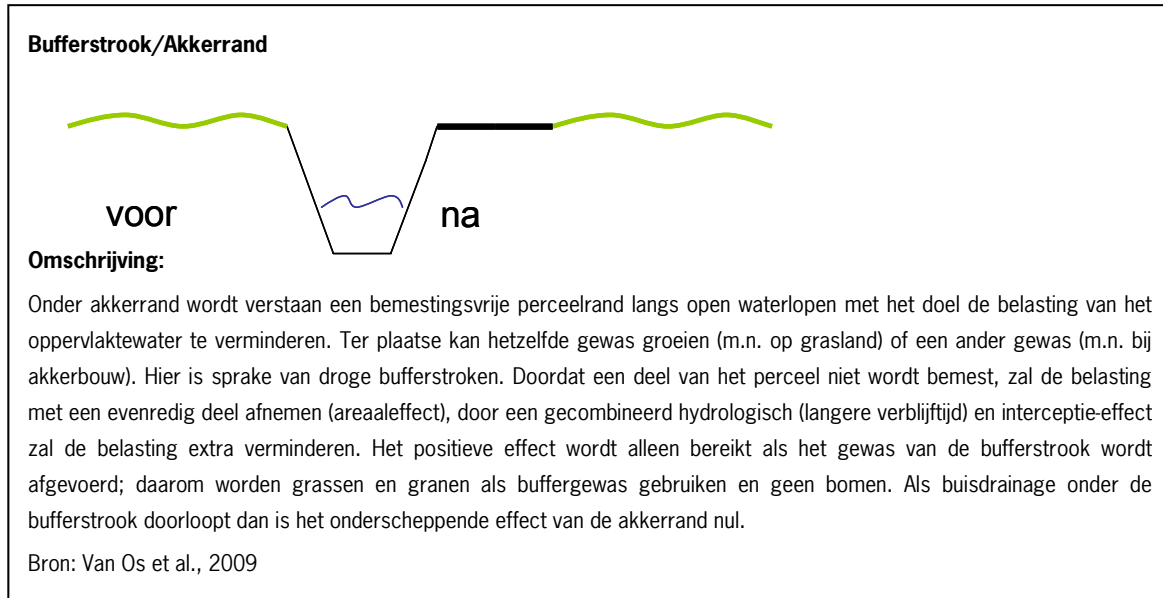
In tabel 24 is de weging van transportrisico's per maatregel nader uitgewerkt, de gedachte hierbij is dat we per maatregel het effect op de vrachten zo goed mogelijk kwantitatief proberen te benaderen. Vrachten zijn het product van debiet en concentratie. In tabel 24 zijn debieten, concentraties en vrachten geschaald tot risicoscores. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt naar N-vracht, P-vracht en P-equivalentvracht. Aangezien dit onderzoek is gericht op fosfaat, is gekozen voor de weging op basis van alleen P. Voor P-equivalent en N zijn dus geen kaarten gemaakt.

De effectiviteit van een maatregel is vervolgens uitgewerkt door na te gaan op welke transportroute de maatregel aangrijpt. Hoe hoger het vrachtrisiko via die routes, hoe effectiever de maatregel. In de volgende paragrafen is per maatregel aangegeven op welke transportroutes de maatregel ingrijpt en is het effect ruimtelijk weergegeven.

Bij de uitwerking doet zich het probleem voor dat niet exact bekend is op welke percelen buisdrainage ligt en waar niet. Op basis van de metingen is het aandeel gedraineerde percelen per bedrijf bekend, deze vraag blijkt echter niet door alle bedrijven te zijn beantwoord. Voor de MIPWA-studie is een statistische drainagekaart gemaakt op basis van karteerbare kenmerken (Snepvangers, J en W. Berendrecht, 2007). Omdat de ligging van buisdrainage niet goed bekend is zijn telkens twee kaarten gemaakt, voor de situatie met en zonder buisdrainage. Voor toepassing van een bepaalde maatregel door de agrariër kan worden vastgesteld welke kaart van toepassing is op een specifiek perceel.

4.1 Akkerranden (A)

De aanleg van onbemeste bufferstroken langs waterlopen is een maatregel om de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten te verminderen. In de bufferstrook kan onttrekking en vastlegging van nutriënten optreden.



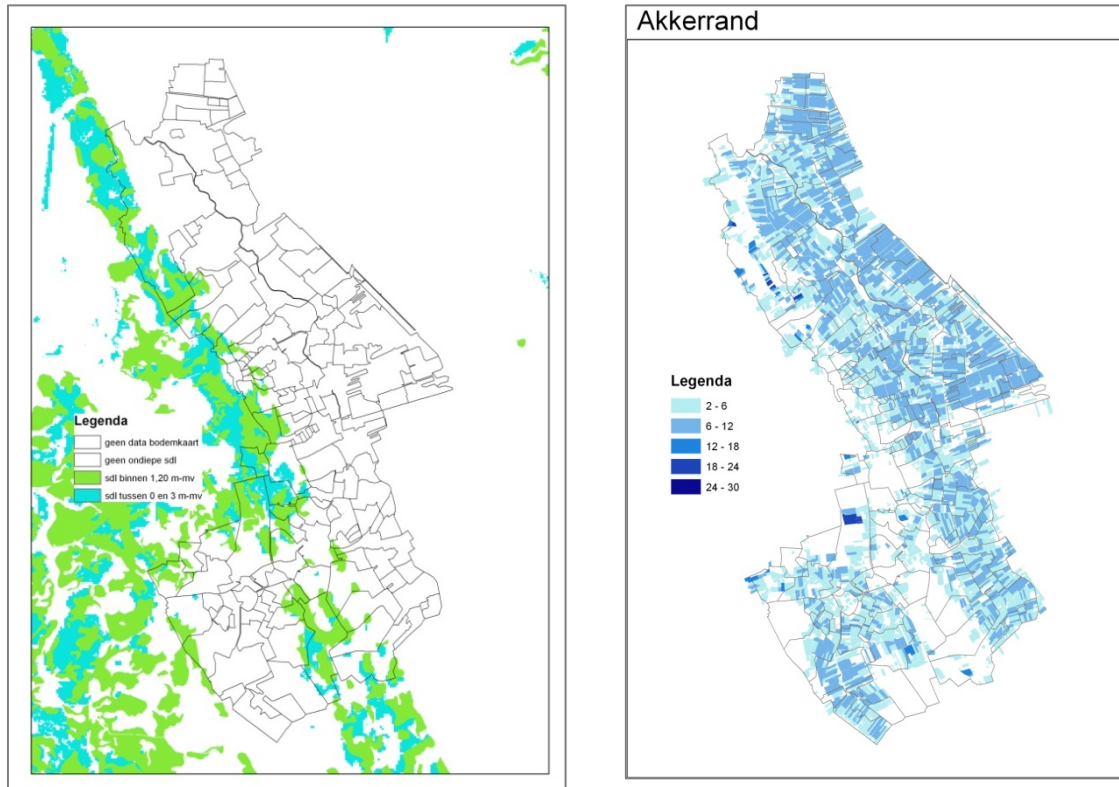
Om het effect van bufferstroken in te schatten is het belangrijk om te weten hoe het water de bufferstrook passeert, voornamelijk via stroming door de diepere ondergrond of meer oppervlakkig. Om de diepte van het doorstroomde profiel mee te nemen kan gebruik worden gemaakt van de indeling in profieltypen (Van Bakel et al., 2007). In het gebied zijn twee profieltypen belangrijk, nl. ten oosten van de Hondsrug is de doorlatendheid goed tot wat grotere diepte waardoor de stroming over grotere diepte plaats vindt (Beltrum-profiel), ten westen van de Hondsrug komt vaak keileem voor in het profiel, hierdoor zal een deel van de grondwaterstroming relatief ondiep plaats vinden (Loon op Zand profiel). Daarnaast komt een klein areaal voor met een keileem op potklei in de ondergrond, op deze locatie zal alle stroming ondiep plaats vinden (Winterswijk-profiel). De indeling in profieltypen en daarmee het al dan niet voorkomen van ondiepe slecht doorlatende lagen is bepalend voor de bepaling van de routes waarop de maatregel bufferstroken ingrijpt (tabel 25). De kaart met de indeling in profieltypen is een relatief grove kaart. Het waterschap beschikt over gedetailleerde informatie over het al dan niet voorkomen van ondiepe slecht doorlatende lagen, deze kaart is dan ook gebruik (figuur 18 links). Voor gedraineerde percelen is maatregel bufferstroken niet effectief, omdat oppervlakkige afstroming nauwelijks voorkomt en omdat het water dat naar de drains toe stroomt via drainpijpen direct naar de sloot wordt afgevoerd en daardoor niet in contact komt met de bufferstrook. Voor ongedraineerde percelen is de effectiviteitscore van bufferstroken weergegeven in figuur 18 (rechts). Voor gedraineerde bufferstroken wordt de effectiviteitscore op 0 gesteld. Op de percelen met de donkere kleuren (hoogste score) heeft de maatregel de hoogste effectiviteit.

Processen die de effectiviteit van akkerranden bepalen hebben plaats in de wortelzone en ondiepe ondergrond van de akkerrand. Afhankelijk van het profieltype zullen de stroomlijnen naar de verschillende drainage-systemen een grotere of minder grote diepte bereiken. Op basis van het geohydratype is ingeschat welke transportroutes relatief ondiep zijn (tabel 25).

Tabel 25

Weging van hydrologische routes voor het bepalen van de effectiviteit van de maatregel bufferstroken.

Geohydrologie	Drainage	Routes	Score
Beltrum-prof	Dainage	-	
	Geen drainage	MV	0-8,12
Loon op Zand-prof	Drainage	-	
	Geen drainage	MV, OS	0-30
Winterswijk-prof	Drainage	-	
	Geen drainage	MV, OS, DS	0-73



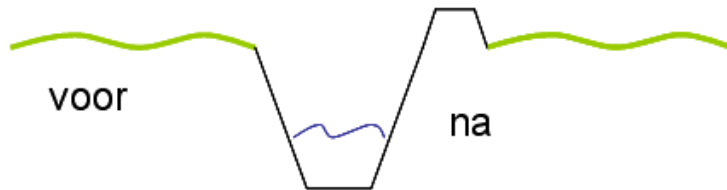
Figuur 18

Ondiepe slecht doorlatende laag (links) en verwachte effectiviteit van de maatregel bufferstroken (rechts) op basis van hydrologie, uitgedrukt in totaalscore per perceel.

4.2 Blokkeren maaiveldafvoer (BOA)

Deze maatregel wordt alleen toegepast als het perceel niet is gedraineerd, omdat op gedraineerde percelen oppervlakkige afstroming nauwelijks aan de orde is. Deze maatregel grijpt alleen aan op de oppervlakkige afstroming.

Blokkeren maaiveldafvoer met verhoging langs sloot (ca. 25cm) (BOA)

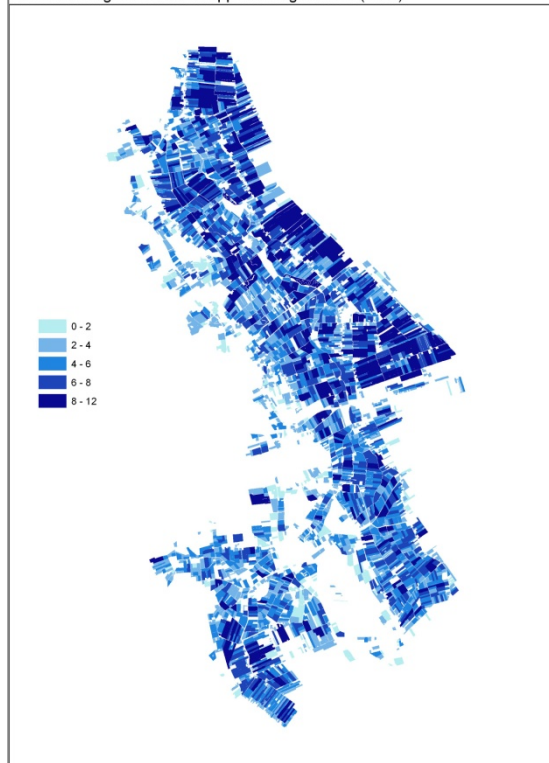


Oppervlakkige afvoer direct naar de sloot is tegen te gaan door de aanleg van een aarden dam naast het talud. De dam verhoogt de bergingscapaciteit op het perceel. Via maaiveldafvoer meegevoerde nutriënten, al dan niet gehecht aan in water zwevende bodem- of mestdeeltjes, kunnen daardoor niet meer via deze snelle route in het oppervlaktewater geraken. Risico voor oppervlakkige afstroming wordt bepaald door o.a. regenintensiteit, slempgevoeligheid, terreinmorfologie (helling, reliëf), ontwatering, bodembedekking, landgebruik en afstand tot watergang.

Bron: Van Os et al., 2009

De transportroutes zijn gewogen op perceelsniveau (en niet per ha), omdat subsidie voor deze maatregel in principe per perceel zal worden verstrekt (figuur 19). De maatregel heeft vooral effect in het gebied ten oosten van de Hondsrug (op percelen donkere kleuren is de effectiviteit (score) het grootst).

Effect maatregel: Blokkeren oppervlakkige afvoer (BOA)

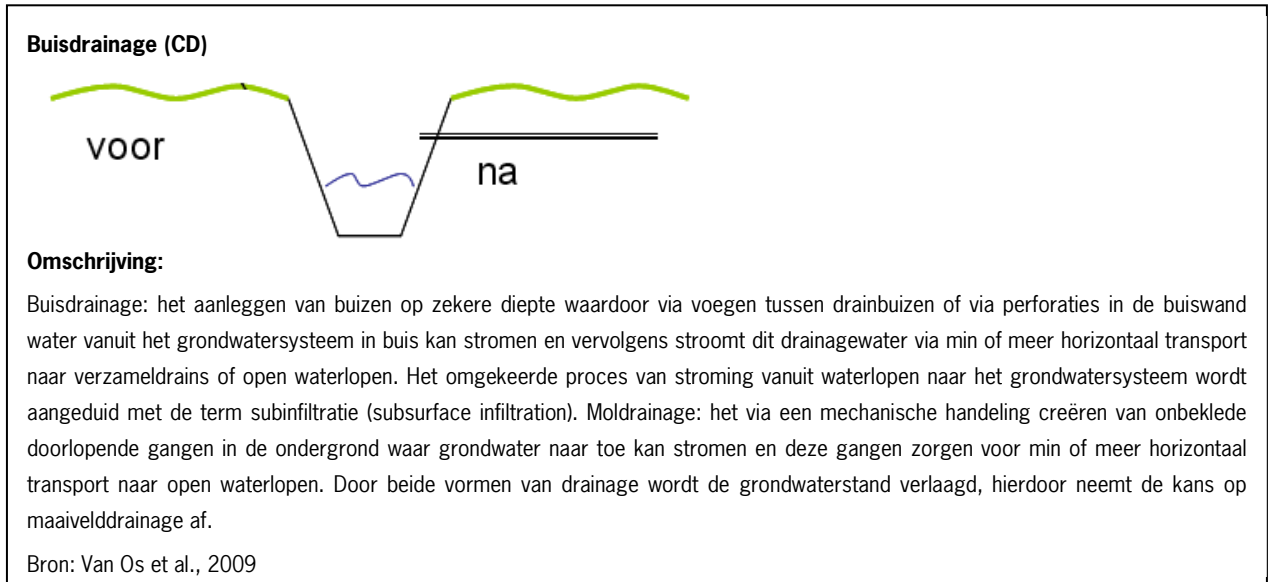


Figuur 19

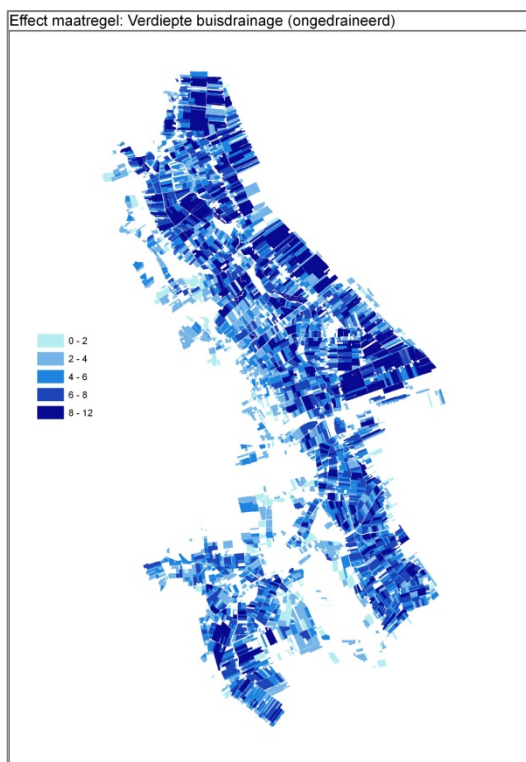
Verwacht effect van de maatregel blokkeren oppervlakkige afvoer (BOA) op basis van hydrologie.

4.3 Buisdrainage (CD)

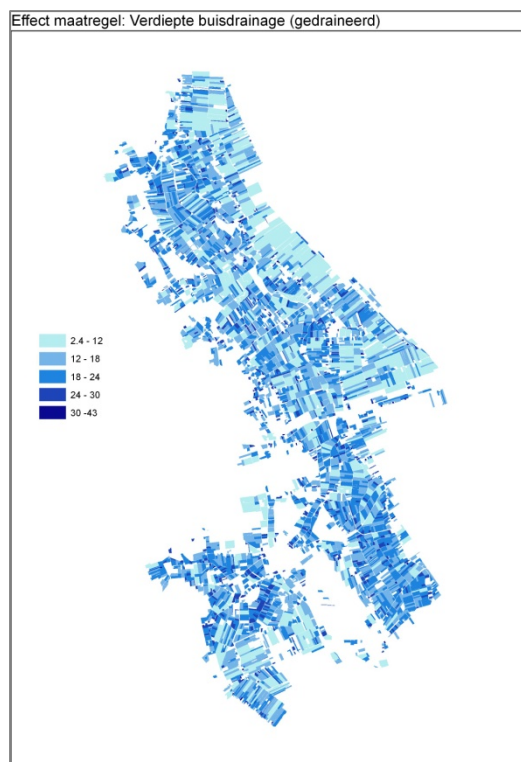
Deze maatregel is uiteraard ook alleen van toepassing op percelen die niet zijn gedraineerd.



De maatregel grijpt alleen aan op de oppervlakkige afvoer. De effectiviteit en de kosten voor de uitvoering van deze maatregel zijn afhankelijk van de perceelsgrootte, vandaar dat de transportroutes zijn gewogen per ha (en niet per perceel). Nadeel van CD is toename van de nitraatuitspoeling, ondanks de afname van de P vracht. Dat kan worden voorkomen door DSPD. Op de percelen met de donkere kleuren (hoogste score) heeft de maatregel de hoogste effectiviteit.



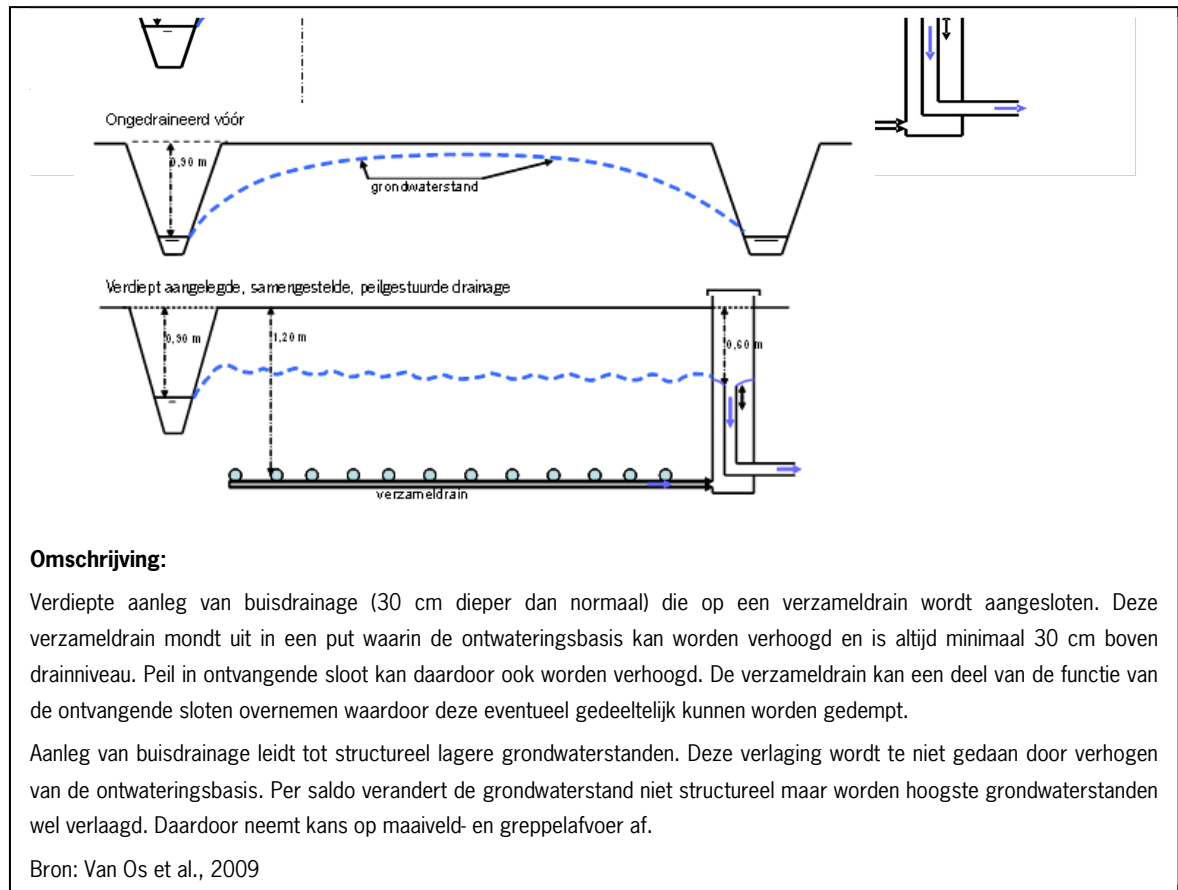
Figuur 20
Verwachte effectiviteit van conventionele (CD) of diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD) op een ongedraineerd perceel op basis van hydrologie.



Figuur 21
Verwachte effectiviteit van de maatregel diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD) op een conventioneel gedraineerd perceel op basis van hydrologie.

4.4 Diepe samengestelde peilgestuurde buisdrainage (DSPD)

Deze maatregel kan zowel worden toegepast op reeds gedraineerde (figuur 20), als op ongedraineerde percelen (figuur 19). De maatregel grijpt net als CD aan op de oppervlakkige afstroming (BOA) en ingeval er al drainage ligt, op de route buisdrainage (CD), omdat de afvoer via buisdraains wordt verdiept. Net als bij CD zijn effectiviteit en de kosten voor DSPD afhankelijk van de perceelsgrootte en worden transportroutes gewogen per ha. Met dit peilgestuurde systeem kan de grondwaterstand in het perceel beter worden beheerst dan bij CD, waar men afhankelijk is van het slootpeil.

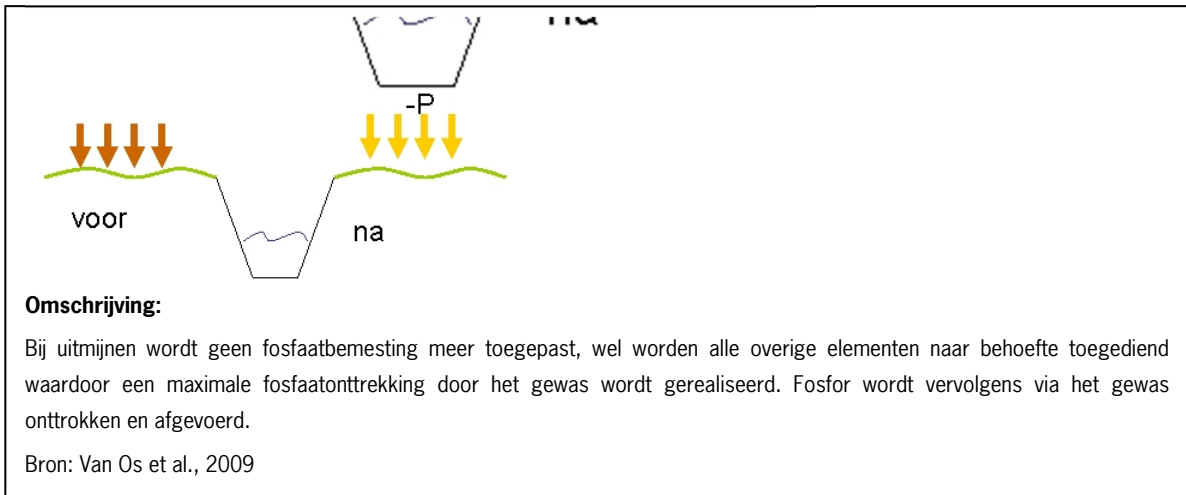


Op ongedraineerde percelen is de effectiviteit voor P in principe hetzelfde als bij CD (figuur 20), maar als het peil van DSPD hoger (bijvoorbeeld 60 cm-mv) wordt ingesteld dan bij CD (bijvoorbeeld 110 cm -mv), dan zal de fosfaatbelasting bij DSPD wat hoger zijn dan bij CD (Van Bakel et al., 2008). Naar verwachting pakt dit duurdere systeem op ongedraineerde percelen beter uit als het fosfaatfront al tot beneden de bouwvoor is doorgedrongen. In zo'n geval kan DSPD ook de fosfaatvracht via diepere routes reduceren. Belangrijkste voordeel van DSPD is dat de stikstofuitspoeling niet toeneemt in tegenstelling tot CD.

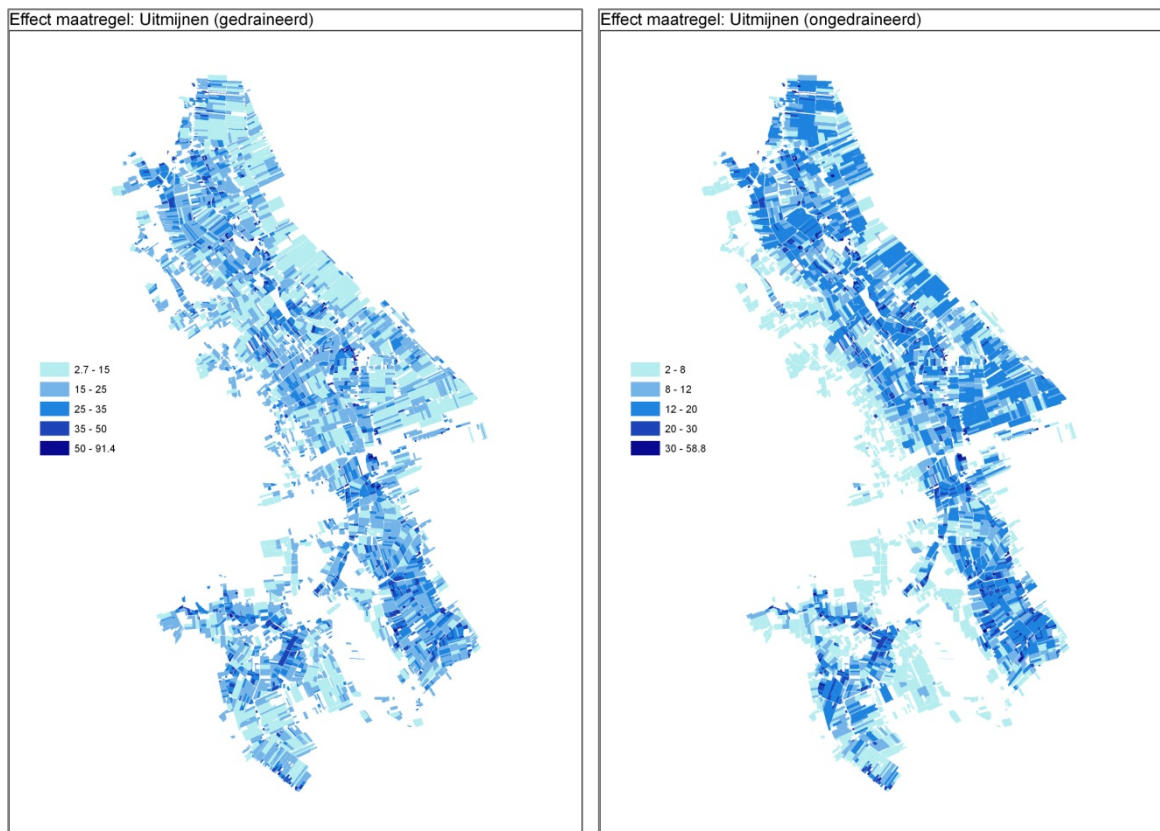
Voor gedraineerde percelen is de effectiviteitscore weergegeven in figuur 21.

4.5 Uitmijnen (U)

Bij uitmijnen wordt fosfaat aan de bouwvoor onttrokken door de fosfaatbemesting te beëindigen



De maatregel heeft effect op alle transportroutes, omdat de bouwvoor voor alle routes fosfaatbron is. Effectiviteit en kosten zijn afhankelijk van perceelsgrootte, dus beoordelen we op transportrisico per ha. Uiteraard moet onderscheid gemaakt worden tussen gedraineerde en ongedraineerde percelen met BD=0 (figuur 22). Op de percelen met de donkere kleuren (hoogste score) heeft de maatregel de hoogste effectiviteit.

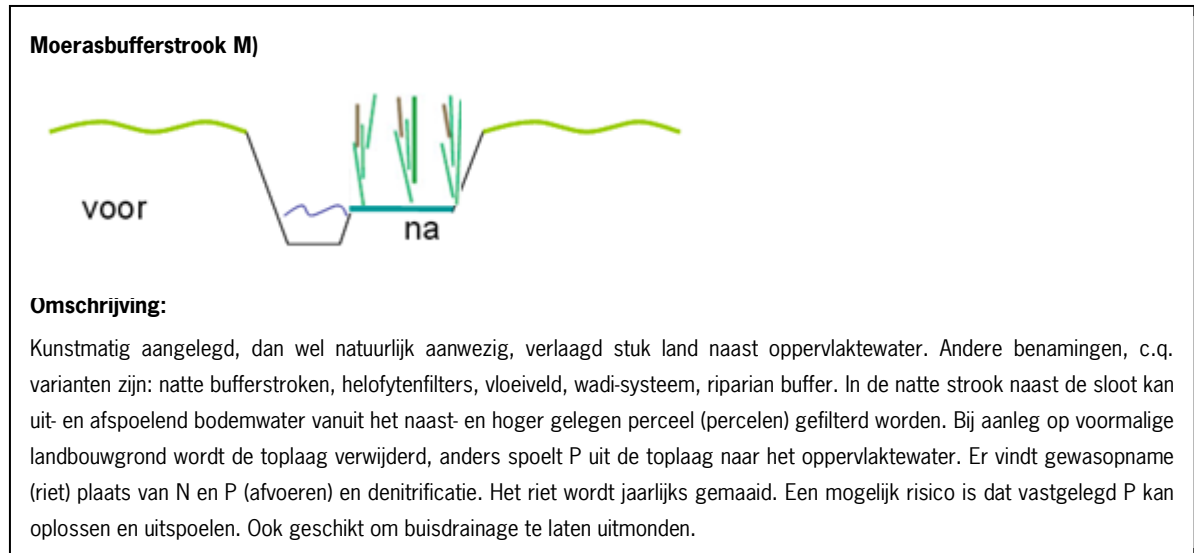


Figuur 22

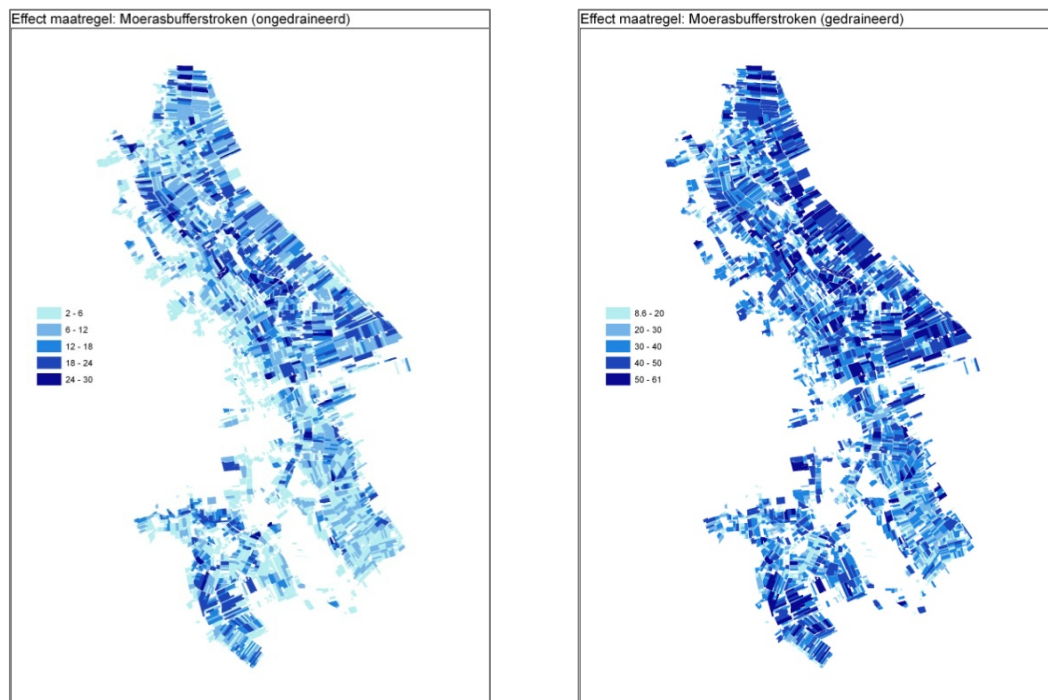
Verwachte effectiviteit van de maatregel uitmijnen bij afwezigheid (links) en aanwezigheid van buisdrainage (rechts) op basis van hydrologie

4.6 Moerasbufferstroken (M)

Moerasbufferstroken kunnen worden aangelegd langs alle waterlopen, maar wij gaan ervan uit dat deze maatregel wordt gereserveerd voor de kleinere sloten (OS), terwijl vloeivelden ook de afvoer via diepe sloten opvangen (DS).



De effectiviteit hangt af van de afvoer vanuit het belendend perceel en daarom wordt het transportrisico per perceel beoordeeld. We gaan ervan uit dat eventuele drainagebuizen uitmonden boven de moerasbufferstrook. De maatregel grijpt dan aan op de routes oppervlakkige afvoer (MV), indien aanwezig buisdrainage BD, en ondiepe sloten OS. Het effect van buisdrainage is vooral een verschuiving van afvoer naar diepe sloten (DS) naar afvoer via buisdrainage (tabel 24). Hierdoor wordt een veel groter deel van de afvoer in de moerasbufferstroken opgevangen en daarom is deze maatregel effectiever naast gedraineerde percelen.



Figuur 23

Verwachte effectiviteit van de maatregel moerasbufferstroken bij afwezigheid (links) en aanwezigheid van buisdrainage (rechts). Er is nog geen vertaling beschikbaar van de score naar effectiviteit.

Op de percelen met de donkere kleuren (hoogste score) heeft de maatregel de hoogste effectiviteit. Moerasbufferstroken zijn nog niet uitgeprobeerd in de fosfaatpilot, maar het werkingsprincipe lijkt op dat in vloeivelden. Voor het beoordelen van de werking is de verblijftijd van de afvoer van perceel in de strook van belang. Het ontwerp moet erop gericht zijn om dit zo groot mogelijk te maken voor maximale mogelijke effectiviteit.

Waterschap Hunze en Aa's heeft in 2004, even ten Zuiden van het Zuidlaardermeer, een proefgebied ingericht om de effectiviteit van moerasgebieden rond de Hunze te testen. Na drie jaar van meten en analyseren blijkt het aanleggen van overstromingsmoerassen op voormalige landbouwgronden niet automatisch leidt tot een significante verwijdering van nutriënten uit het oppervlaktewater (Mouissie et al., 2009).

4.7 Meest (kosten)effectieve maatregel per perceel

In de paragrafen 4.1 tot en met 4.6 zijn verschillende maatregelen besproken en per perceel is de effectiviteit van de maatregel gescoord. Dit roept de vraag op welke maatregel de meeste P-reductie oplevert via de uitspoeling naar het oppervlaktewater, maar ook welke maatregel is het meeste kosteneffectief is, dus welke maatregel het goedkoopst is wat betreft de reductie van 1 kg P/ha.

Voor een aantal maatregelen is de gemiddelde effectiviteit in kg/ha en de kosteneffectiviteit in € per kg bekend (tabel 26). Voor de achtergrond bij deze getallen wordt verwezen naar hoofdstuk 3. De effecten en kosteneffectiviteit voor BOA, CD, DSPD en A in onderstaande tabel gelden **alleen** voor **natte ongedraineerde** percelen, waarbij gekozen is voor de **meest gunstige** kosteneffectiviteit. Voor Uitmijnen en vloeivelden is de kosteneffectiviteit voor droge, ongedraineerde percelen en gedraineerde percelen ook bekend.

De kosteneffectiviteit voor BOA, CD, DSPD en uitmijnen is mede afhankelijk van de **fosfaattoestand** (hoog versus laag). De kosteneffectiviteit van Uitmijnen wordt daarna ook nog bepaald door het **landgebruik** en het **areaal** binnen het bedrijf waarop de maatregel wordt toegepast.

Tabel 26

Maatregelen met bijbehorende effectiviteit en kosteneffectiviteit.

Maatregel	Score			Gemiddelde effectiviteit	Gemiddelde kosten-effectiviteit
	Min	Max	Gem. score	Kg P /ha/jaar	€/kg P
Akkerrandenbeheer	2.0	30	9.54	0.08	155
Blokken runoff	2.0	12	7.22	1.24	56
Buisdrainage	2.0	12	7.7	2.35	60
DSPD	2.0	12	7.7	0.28	2715
Uitmijnen	2.0	58.75	19.82	1.89	79
Moerasbufferstroken*	-	-	-	-	-
Vloeivelden**	2.0	73	11.99	2.04	73

* De maatregel Moerasbufferstroken ontbreekt, omdat nog geen cijfers beschikbaar zijn over effectiviteit en kosteneffectiviteit

** De maatregel Vloeivelden wordt uitgewerkt in hoofdstuk 5

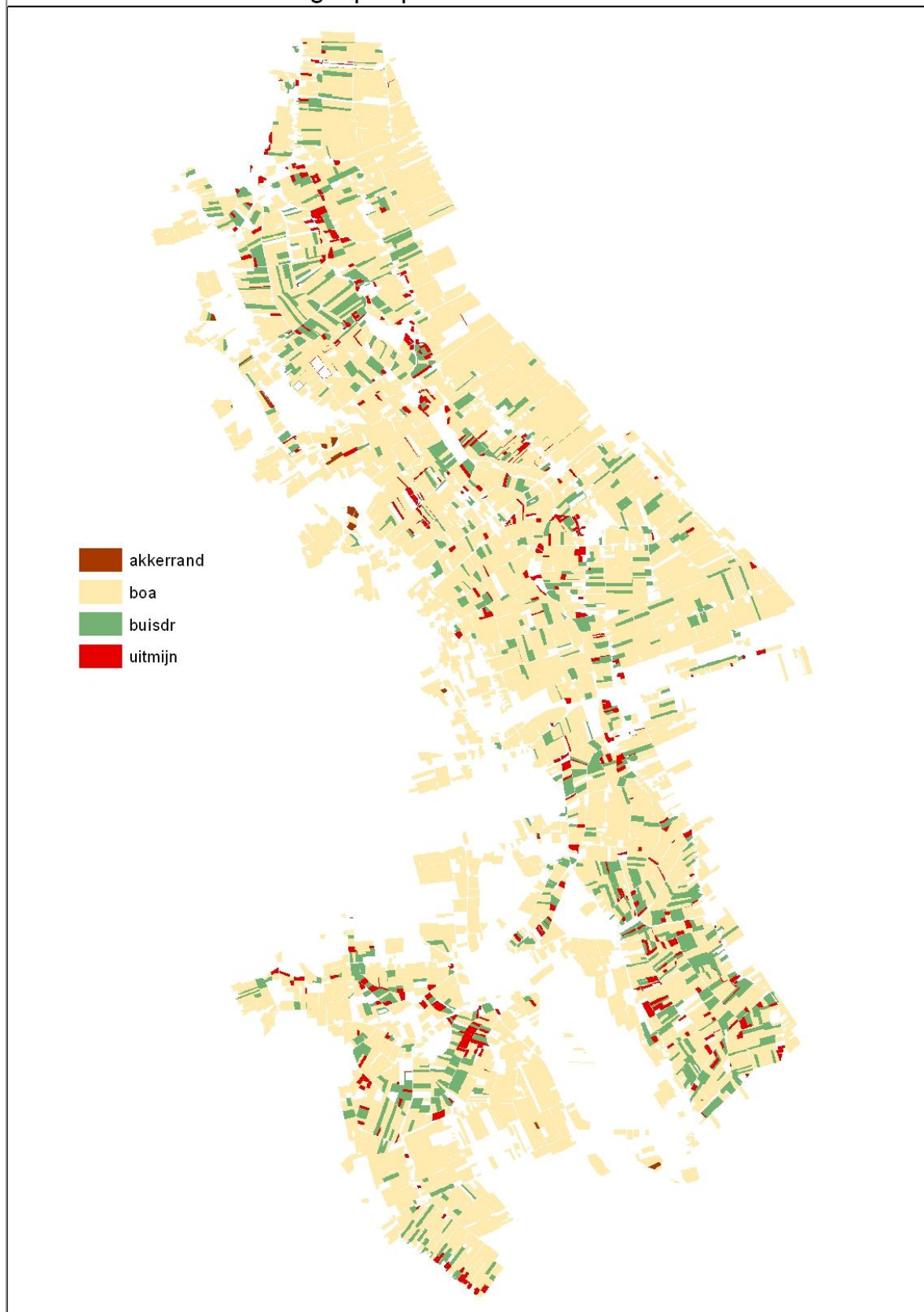
In bijlage 3 is de effectiviteit en de kosteneffectiviteit per maatregel weergegeven. In figuur 24 is de meest effectieve maatregel per perceel weergegeven. In figuur 25 is de meest kosteneffectieve maatregel per perceel weergegeven.

Uit figuur 24 blijkt dat voor de meeste percelen het aanleggen van buisdrainage de grootste reductie van de fosforbelasting oplevert. Als de kosten worden meegewogen blijken de maatregelen Blokkeren oppervlakkige afstroming en Buisdrainage het meest kosteneffectief (figuur 25)



Figuur 24
Meest effectieve maatregel per perceel.

Kosteneffectiviteit maatregel per perceel

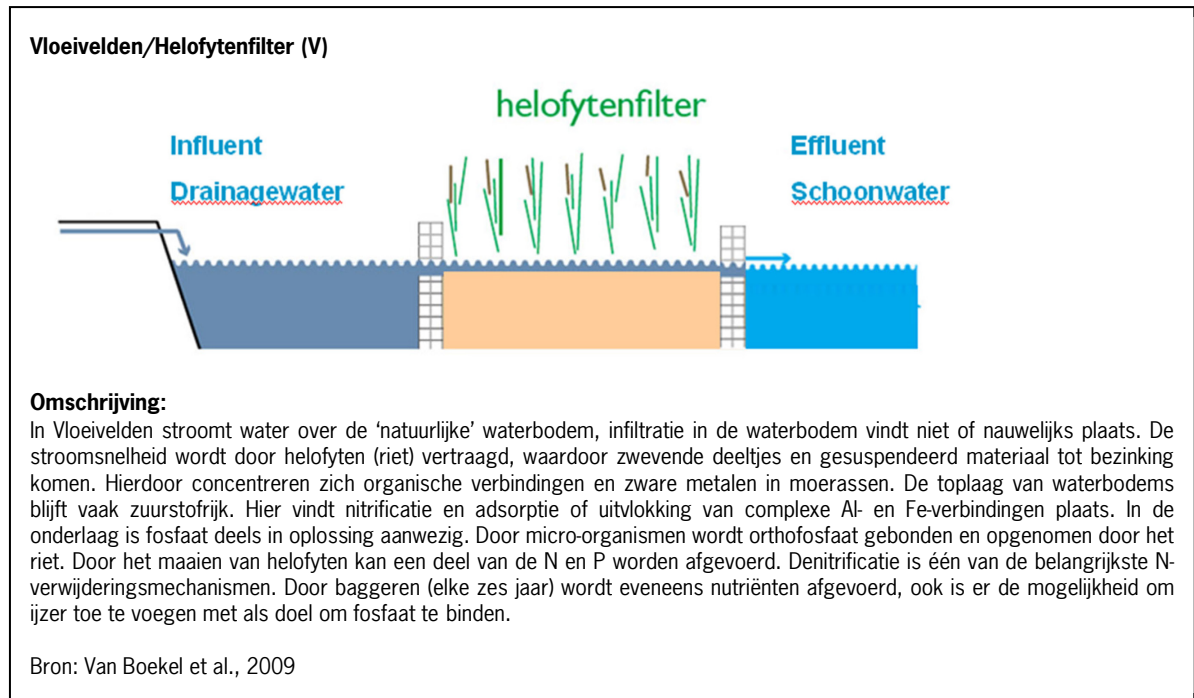


Figuur 25

Meest kosteneffectieve maatregel per perceel.

5 Vloevelden (V)

De maatregel Vloevelden wordt niet voor afzonderlijke percelen uitgevoerd, maar voor een cluster van percelen, het is een end-of-pipe maatregel, die wordt genomen voor een groter gebied. Om die reden wordt een apart hoofdstuk gewijd aan de maatregel Vloevelden. Hierdoor werkt de maatregel op alle routes, inclusief diepere afvoer (DS).

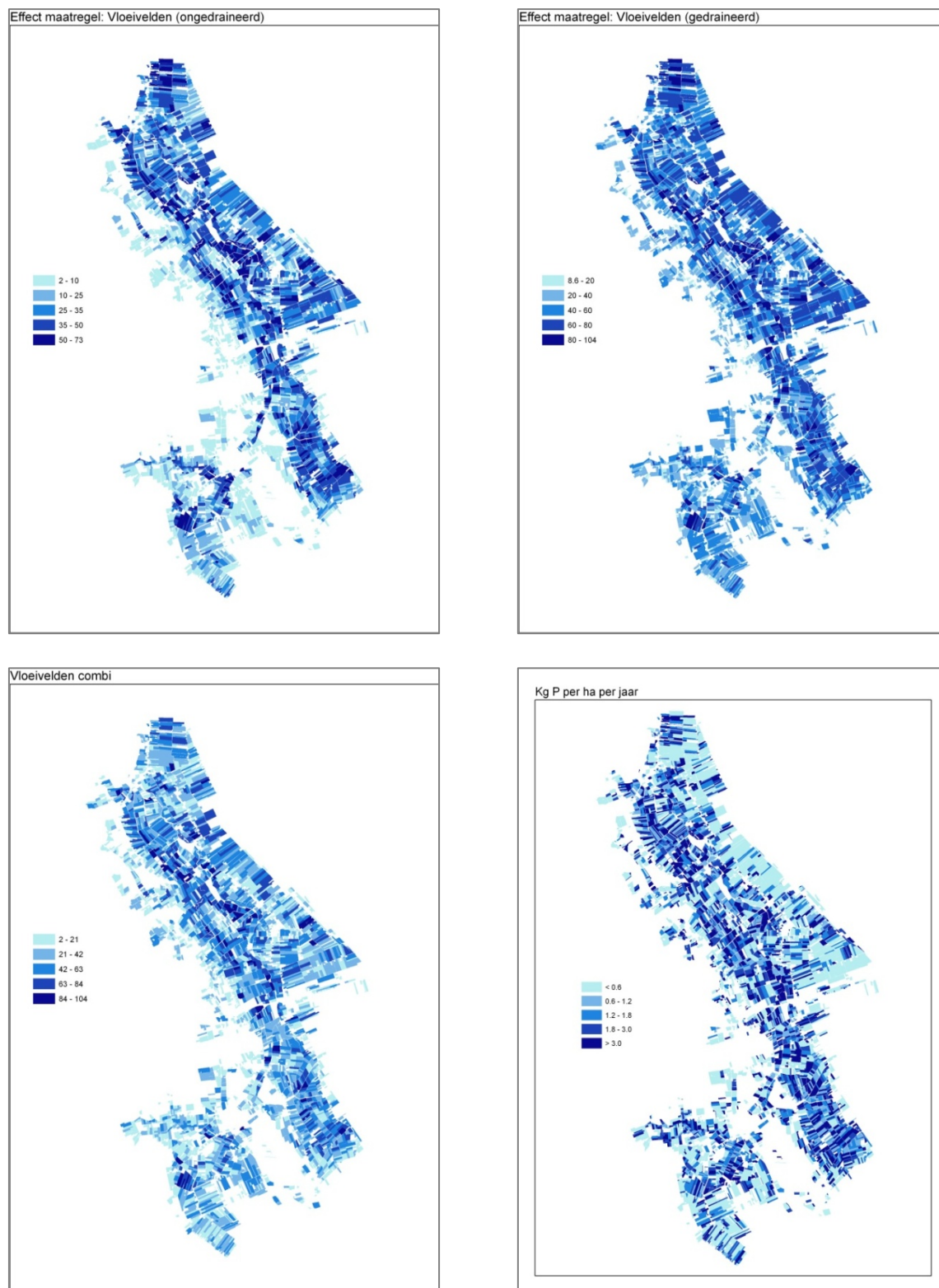


Dit betekent ook dat bij het bepalen van de effectiviteit van deze maatregel niet met twee kaarten (wel of niet gedraineerd, figuur 26 rechtsboven en linksboven) kan worden gewerkt. De aanwezigheid van buisdrainage dient zo goed mogelijk te worden verdisconteerd in de kaart. Daarom is gebruik gemaakt van de informatie over buisdrainage zoals deze is opgenomen in het MIPWA-model (Snepvangers, J. en W. Berendrecht, 2007). De buisdrainagekaart voor het MIPWA-model, een gridkaart, is over de percelenkaart gelegd. Per perceel is het percentage gedraineerd berekend. De bijdragen van de transportroutes oppervlakkige afstroming en buisdrainage zijn aangepast op basis van dit berekende percentage gedraineerd. De bijdrage van BD is vermenigvuldigd met het aandeel gedraineerd, en de bijdrage van MV is vermenigvuldigd met de factor (1 - aandeel gedraineerd).

In figuur 26 is de effectiviteit van vloevelden, gewogen per perceel weergegeven (linksonder). Deze waarde is omgezet naar een effectiviteit per ha, door de effectiviteit per perceel te delen door de perceelsgrootte in ha. Om te voorkomen dat waardering van de effectiviteit per ha te groot wordt is voor percelen kleiner dan 0,5 ha de waarde per perceel overgenomen. Het berekende bereik aan waarden varieert van 0 tot 104 (figuur 26, linksonder). Vervolgens zijn de berekende waarden geklassificeerd. Hiervoor is gebruik gemaakt van berekeningen met het STONE-instrumentarium. Voor de STONE-plots met landgebruik landbouw is de totale belasting uit het landbouwgebied op het oppervlaktewater bepaald, dit bedraagt 32128 kg P per jaar. Omdat het totale areaal aan landbouw 17.180 ha bedraagt is de gemiddelde belasting 1,87 kg P/ha/jaar. Om de

scores te vertalen naar belasting van het oppervlaktewater is als eerste schatting een lineair verband aangenomen tussen score routes vloeivelden en belasting in kg. Dit betekent dat de score van 1 punt overeenkomt met een belasting van 0.244 kg P/ha. Met deze factor zijn scores omgerekend naar belasting per ha. Hiermee is de totale berekende uitspoeling gelijk aan de berekende uitspoeling met het STONE-instrumentarium. De cumulatieve verdeling van de uitspoeling verschilt echter aanzienlijk bij vergelijking STONE en de berekende uitspoeling op perceelsniveau op basis van hydrologische transportroutes.

Ook het maximum verschilt. STONE geeft een maximale uitspoeling van 8,33 kg P/ha/jaar, terwijl voor de perceelbenadering een maximale uitspoeling 19,01 kg P/ha/jaar wordt berekend. De oorzaak van verschillen kan worden gezocht in het feit dat in STONE de historie van de bemesting is meegenomen, en in de toegepaste methodiek alleen is gescoord op hydrologische routes en geen rekening wordt gehouden met historische bemesting. Hoewel we dus niet precies weten welke percelen een hoge fosfaatuitspoeling laten zien, geven de cumulatieve verdelingen aanleiding om deze beter op elkaar af te stemmen. Om de verdelingen meer op elkaar af te stemmen is een tweede correctiefactor bepaald. Dit is gedaan door de verdeling van de landbouwkundig in gebruik zijnde percelen op te spitsen in vijf klassen. Per klasse van ca. 3500 ha is de berekende uitspoeling volgens STONE vergeleken met de eerste schatting van de berekende uitspoeling op basis van de hydrologische route (tabel 27). Dit verhoudingsgetal is vervolgens gebruikt om de belasting per perceel in kg P/ha/jaar te corrigeren (figuur 26 rechtsonder). In figuur 27 zijn de cumulatieve verdelingen volgens STONE en volgens de perceelsbenadering weergegeven.



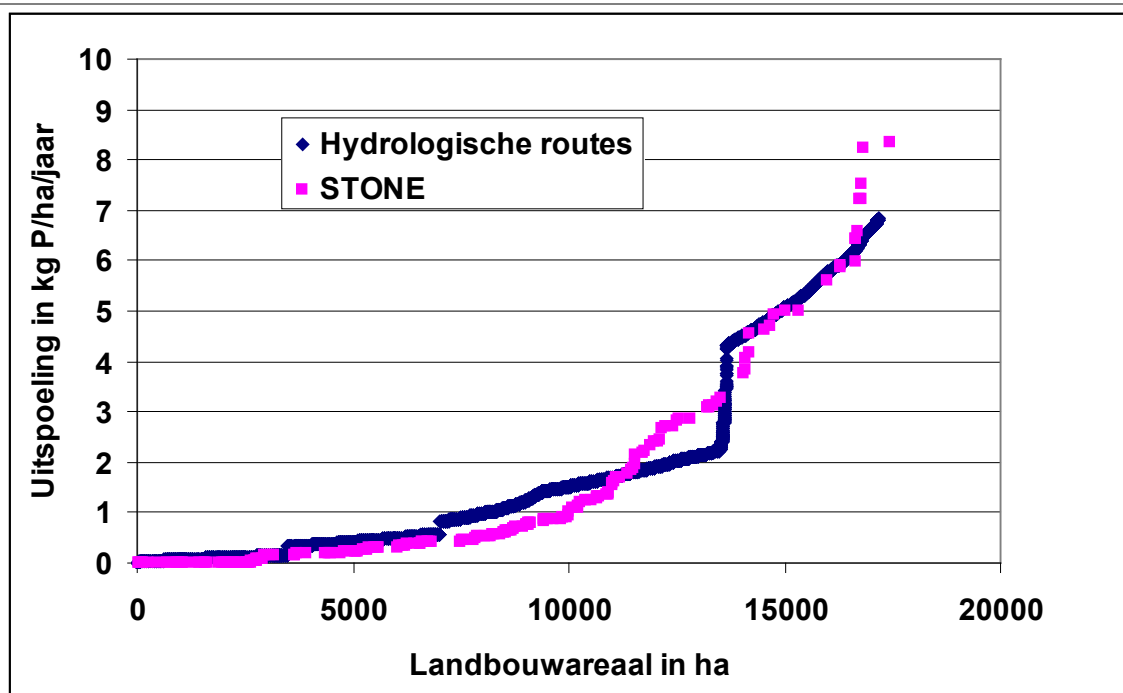
Figuur 26

Verwachte effectiviteit van de maatregel Vloevelden op basis van hydrologie, uitgedrukt in totaalscore per perceel (links) en in een geschatte P-vracht kg.ha-1.j-1 (rechts).

Tabel 27

Bepaling van verhouding tussen berekende uitspoeling met STONE en de uitspoeling volgens de perceelsbenadering.

Klasse in ha	Bovengrens uitspoeling in kg P/ha/jaar	Toename uitspoeling perceelsbenadering kg P/ha/jaar (boven-ondergrens)	Toename uitspoeling STONE kg P/ha/jaar (boven-ondergrens)	Verhouding STONE/perceels-benadering
0-3500	0,64	0,64	0,16	0,25
3500-7000	1,16	0,52	0,26	0,50
7000-10500	1,83	0,67	0,82	1,22
10500-14000	2,90	1,07	2,53	2,36
14000-18170	19,01	16,11	4,56	0,28
Totaal		19,01	8,33	



Figuur 27

Cumulatieve verdeling van de uitspoeling berekend met STONE en volgens de perceelsbenadering.

Omdat de effectiviteit op een hoger schaalniveau moet worden beoordeeld, is de P-belasting voor de peilgebieden binnen het stroomgebied van de Hunze gesommeerd en gemiddeld per ha voor het stroomgebied (tabel 28). Voor de landbouwpercelen is de P-belasting bekend. Om de totale P-belasting van het stroomgebied te berekenen is voor het niet-landbouwkundig in gebruik zijnde deel een belasting aangehouden van 0,2 kg P/ha/jaar. Totaal zijn er 155 peilgebieden, de peilgebieden met een uitspoeling hoger dan 1,87 kg P/ha/jaar zijn weergegeven in tabel 28.

Het oordeel op basis van totale vrucht is alleen zinvol als een vloeiveld voor het gehele deelstroomgebied mogelijk is. Als de benodigde ruimte daarvoor te groot is en er moet worden ingezoomd op kleinere deelstroomgebieden, dan zou een verfijning van de indeling en analyse de beste optie zijn, maar het oordeel op basis van gemiddelde vruchten zegt al wel iets over de kans op het aantreffen van geschikte deelstroomgebieden voor de toepassing van een vloeiveld. Hierbij moet wel worden bedacht dat de effectiviteit

van het vloeiveld door de totale vracht wordt bepaald en niet alleen door de vracht vanuit de landbouwpercelen, waartoe onze analyse zich heeft beperkt. In tabel 28 kan ook het aandeel landbouw worden afgelezen.

Tabel 28

Geschatte vracht in kg P voor deelstroomgebieden in het stroomgebied van de Hunze o.b.v. effectiviteit van vloeivelden.

Stroomgebied	Totaal areaal ha	Landbouw-areaal ha	Geschatte vracht in kg P	
			Totaal	Gemiddeld per ha
GPG-H-10128	36	34	162.328	4.500
GPG-H-10094	9	9	38.038	4.126
GPG-H-16170	14	13	53.439	3.930
GPG-H-16700	84	76	295.937	3.513
GPG-H-16460	21	17	71.859	3.390
GPG-H-10003	7	6	21.521	3.285
GPG-H-15210	37	28	114.821	3.094
GPG-H-10117	4	4	12.382	3.022
GPG-H-16310	156	149	453.768	2.904
GPG-H-16600	121	110	338.453	2.793
GPG-H-16490	111	106	302.101	2.714
GPG-H-109	204	170	535.034	2.618
GPG-H-16180	264	241	669.335	2.534
GPG-H-AVEBE_AANVOER	13	11	30.760	2.378
GPG-H-111	6	4	13.004	2.326
GPG-H-10022	16	16	36.077	2.324
GPG-H-16980	313	281	687.520	2.199
GPG-H-10734	633	440	1372.928	2.170
GPG-H-16940	366	301	792.431	2.163
GPG-H-16320	85	79	182.777	2.149
GPG-H-15600	156	117	332.279	2.137
GPG-H-16520	92	72	194.670	2.122
GPG-H-10736	156	114	329.841	2.121
GPG-H-16990	118	105	245.861	2.092
GPG-H-16280	83	67	172.525	2.068
GPG-H-15820	77	46	156.672	2.030
GPG-H-106	253	168	501.947	1.981
GPG-H-15160	20	20	39.154	1.973
GPG-H-16560	204	189	402.387	1.970
GPG-H-10091	10	10	20.070	1.960
GPG-H-20735	85	76	163.105	1.912
GPG-H-16400	279	226	528.342	1.896
GPG-H-16680	256	172	485.590	1.893
GPG-H-16680	256	172	485.590	1.893

5.1 Nadere uitwerking

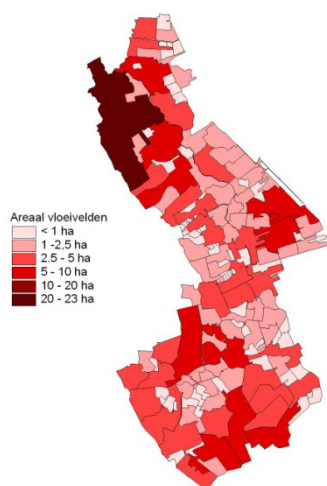
De effectiviteit van de maatregel Vloeienveld wordt bepaald door de hydraulische belasting of verblijftijd, de nutriëntenvracht of -concentratie in de aanvoer vanuit het vanggebied naar het vloeienveld, en van het beheer van het vloeienveld.

De hydraulische belasting hangt af van de verhouding tussen de afvoer vanuit het vanggebied en het areaal vloeienveld. In figuur 28 en tabel 29 is uitgegaan van gemiddelde afvoercharacteristieken voor dit type zandgebieden. In werkelijkheid zullen die wat verschillen tussen de stroomgebieden. De afvoer van een stroomgebied wordt vooral bepaald door het totale areaal, maar daarnaast ook door de posten van de waterbalans, kwel, wegzijging, neerslag en verdamping, die per stroomgebied zullen verschillen.

Het areaal vloeienveld is afhankelijk van het ontwerp en de plaatselijke mogelijkheden. In deze studie rekenen we met een vast bruto areaal van 2% van het stroomgebied. Het netto areaal is dan 1,5%. Er wordt van uitgegaan dat de verblijftijd van fosfaat vier dagen moet zijn voor een effectieve zuivering van met name ortho-P. Bij een hogere dan gemiddelde winterafvoer is de verblijftijd dus onvoldoende voor zuivering (tabel 29). Hoewel dit maar een beperkt deel van de winterperiode voor komt (halve maatgevende afvoer komt gemiddeld maar 15 dagen voor), dragen de korte perioden met hogere afvoer relatief wel veel bij aan de totale vracht. Op basis van tabel 3.6 schatten we dat 75% van de totale afvoer (debiet ($< 0,9 \text{ mm.dag}^{-1}$) effectief kan worden gezuiverd. De piekafvoeren (25%; bij maatgevende en half maatgevende afvoer) kunnen dus minder effectief worden gezuiverd. In deze studie gaan we er vanuit dat 70% van de afvoer kan worden gezuiverd.

De fosfaatvracht wordt vooral bepaald door het aandeel risicopercelen (percelen met naar verwachting veel uit- en afspoeling) en daarmee indirect van het aandeel landbouw binnen het vanggebied. Omdat in dit stadium gegevens over de P-toestand van de percelen binnen de vanggebieden ontbreken, gebruiken we alleen het totale transportrisico uit paragraaf 4.6 als maat voor de belasting vanuit de onderscheiden vanggebieden. Door de sommatie van het totale transportrisico over alle voorkomende landbouwpercelen binnen een deelstroomgebied wordt impliciet rekening gehouden met het aandeel landbouwpercelen binnen het vanggebied. Het totale transportrisico gebruiken we hier als semikwantitatieve maat voor de te verwachten vracht op een bepaald punt in het oppervlaktewatersysteem. We gaan hierdoor voorbij aan het eventuele effect van processen in het oppervlaktewater zoals retentie en verdunning tijdens transport naar het zuiveringssysteem. Een klein aandeel landbouw binnen een stroomgebied betekent in principe verdunning van de vracht en een lange transportweg meer retentie.

Voor de deelstroomgebieden is de fosfaatretentie berekend volgens de uitgangspunten bij figuur 29 en met een gemiddelde winterafvoer naar oppervlaktewater. De effectiviteit van een dergelijk standaard zuiveringssysteem met een grondbeslag van 2% hangt vervolgens af van de P-belasting. Er zijn relaties afgeleid voor verschillende vormen van beheer en bijbehorende P-retentie. De fosfaatbelasting per deelstroomgebied is gebaseerd op berekeningen met het STONE-instrumentarium (tabel 28). Vloeienvelden worden meestal niet aangelegd op perceelsniveau maar voor grotere eenheden. Deze analyse geeft de mogelijkheid om deelstroomgebieden onderling te vergelijken.



Figuur 28

Benodigd areaal vloeivelden per stroomgebied (zie tekstkader).

Benodigd areaal vloeivelden en effectiviteit

Om het benodigd areaal vloeivelden en de daarmee samenhangende effectiviteit bij standaardbeheer te berekenen is naast de nutriëntenbelasting en/of -concentratie de verblijftijd van het water in het vloeiveld van belang. Deze verblijftijd wordt bepaald door de verhouding tussen areaal vloeiveld en areaal vanggebied (grondbeslag) en de gehandhaafde waterdiepte in het vloeiveld. Gekozen is voor een waterdiepte van 45 cm en een grondbeslag van 1 of 2% per stroomgebied. Het benodigde areaal landbouwgrond varieert dus tussen de stroomgebieden.

De wateraanvoer naar het vloeiveld wordt bepaald door de afvoer vanuit het vanggebied en fluctueert sterk in de tijd. Enkele karakteristieke waterafvoeren zijn:

- Maatgevende afvoer: de afvoer die twee dagen per jaar wordt overschreden, geschat op 6 mm/d.
- Halve maatgevende afvoer: de afvoer die gedurende ca. 15 dagen per jaar wordt overschreden, geschat op 3 mm/d.
- Gemiddelde winterafvoer is het jaargemiddelde neerslagoverschot van het vanggebied in de periode september t/m maart, geschat op 225. De basisafvoer komt daarmee op ca. 0,9 mm/d.

De waterdiepte voor het ontwerp is 45 cm, maar bij extreme afvoeren (maatgevende afvoer) stijgt de waterspiegel in de waterlopen (zie tabel). Voorwaarde is dat het ontwerp dit toelaat. Anders daalt de verblijftijd verder dan in de tabel. Bij 1% bruto aandeel vloeiveld en bij lage afvoeren is de verblijftijd ongeveer de gewenste vier dagen voor effectieve P-retentie.

Tabel 29

Verblijftijd van het water in het vloeiveld bij 1% bruto grondbeslag.

Waterafvoer	Frequentie van overschrijding	Opp.w. peil in m-mv	Water-diepte m	Afvoer vanggebied mm/d	Afvoer vanggebied m ³ /(100ha)/d	Inhoud vloeiveld m ³ /ha	Verblijftijd d
Wintergemiddelde		1.2	0.45	0.86	860	3375	4.00
Normaal	10-20 d/j	1.2	0.45	3	3000	3375	1.10
Hoog	1-2 d/j	0.6	1	6	6000	7500	1.25
Maximum	1-2 d/(100 j)	0	1.6	12	12000	12000	1.00

Het rendement van de vloeivelden is bepaald bij drie vormen van beheer: 1, standaardbeheer, 2, maaien van de vegetatie in september en 3, maaien in september én iedere zes jaar baggeren. Voor standaardbeheer is de retentie berekend op basis van Hey et al. (2005), Kadlec (1999) en Reinhard et al. (2005) met een maximum retentie van 30 kg/ha/j (Mitsch, 1992; Mitsch et al., 1995; Richardson et al., 1997; Kadlec, 1999). Kadlec (1999) gaat uit van een achtergrondconcentratie (C0) van 0,02 mg.L-1. Dit betekent dat het water vanuit een vloeiveld minimaal 0,02 mg.L-1 P bevat.

Door riet jaarlijks in september te maaien wordt 15 of 25 kg.ha-1.j-1 P extra verwijderd respectievelijk bij lage (< 80 kg.ha-1.j-1 P) of hoge (> 80 kg.ha-1.j-1 P) belasting (Vymazal et al., 1999; Clevering et al., 2007).

Bij maaien in september en om de zes jaar baggeren gaan we uit van hetzelfde rendement als bij recent aangelegde vloeivelden (Nair en Mitsch, 2000; Liikanen, 2004; Mitsch et al., 1995; Wedding 2003; Craft et al., 1999). Door eenmaal in de zes jaar te baggeren neemt de effectiviteit van het jaarlijks maaien uiteraard af.

De maximale P-retentie bij de drie vormen van beheer is dan ongeveer:

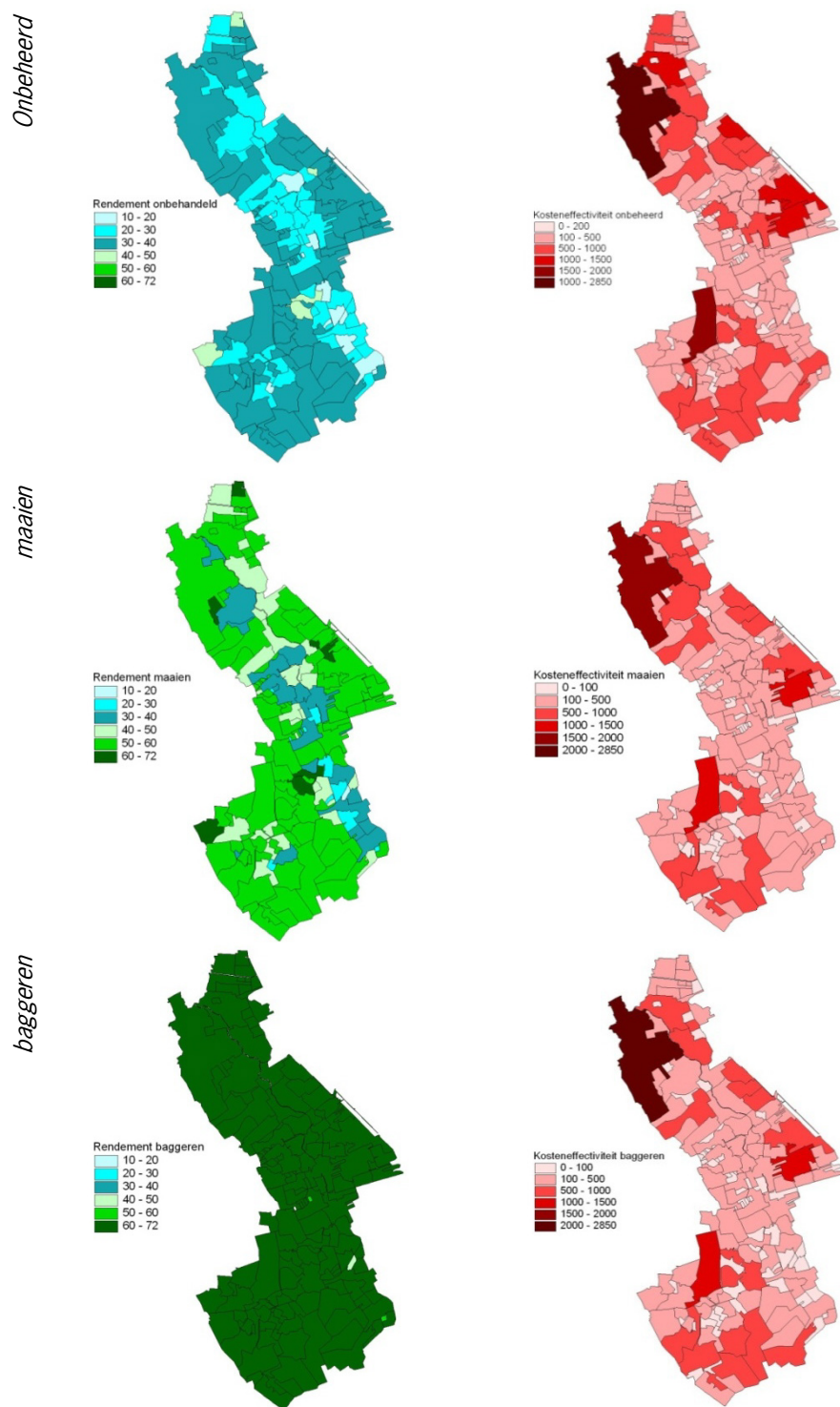
- 1) 30 kg/ha bij standaardbeheer;
- 2a) $45 = 30 + 15$ kg/ha door jaarlijks in september maaien van laagbelaste vloeivelden;
- 2b) $55 = 30 + 25$ kg/ha door jaarlijks in september maaien van hoogbelaste vloeivelden;
- 3a) $70 = 30 + 10 + 30$ kg/ha door in september maaien en baggeren (1x in zes jaar) van laagbelaste vloeivelden;
- 3b) $105 = 30 + 15 + 60$ kg/ha door in september maaien en baggeren (1x in zes jaar) van hoogbelaste vloeivelden.

5.2 Resultaten

Uit de berekende effectiviteit (figuur 29) blijkt dat onbeheerde vloeivelden met 2% grondbeslag een relatief lage effectiviteit hebben (20-40%). Bij beheersvorm maaien neemt de effectiviteit toe tot 30-60%. En ingeval van baggeren wordt in bijna alle gevallen het maximale rendement van 72% behaald. Voor de bepaling van de kosteneffectiviteit zijn de volgende kosten per ha landbouwgrond bij een ruimtebeslag van 2% gehanteerd, nl. onbeheerd 100 €/ha landbouwgrond, maaien 114 €/ha landbouwgrond en baggeren 149 €/ha landbouwgrond (Bron: Alterra-rapport 1618).

De kosten van vloeivelden en de kosteneffectiviteit (figuur 29) zijn op dezelfde manier berekend als in Noij et al. (2008). De kosten zijn afhankelijk van het gevoerde beheer en van het grondbeslag. Omdat we in deze studie de kosteneffectiviteit uitrekenen op basis van kosten per ha landbouwgrond, zijn de kosten van vloeivelden voor de vergelijking met de andere maatregelen ook afhankelijk van het aandeel landbouwgrond binnen het stroomgebied. In een stroomgebied met weinig landbouwgrond is de berekende belasting en daarmee de effectiviteit van het vloeiveld relatief laag, en zijn de kosten per ha landbouwgrond relatief hoog, wat leidt tot een ongunstige kosteneffectiviteit. Het omgekeerde geldt voor een stroomgebied met relatief veel landbouw. Het is belangrijk om erop te wijzen dat dit een gevolg is van de schaal waarop we de effectiviteit van vloeivelden beschouwen. Ook in een stroomgebied met relatief weinig landbouw kunnen vloeivelden effectief zijn, mits toegepast op een deelstroomgebied met veel landbouw.

Uit figuur 29 blijkt dat de kosteneffectiviteit in grote lijnen overeenkomt en dat de beheersvorm Maaien als meest gunstige naar voren komt. Kleinere stroomgebieden halen in principe een hogere effectiviteit.



Figuur 29

Berekende effectiviteit van vloeivelden (reductie ortho-P vracht) (links) en berekende kosteneffectiviteit van vloeivelden ($\text{€} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ P}$) op basis van reductie van de ortho-P vracht (rechts) bij het uitstroompunt van de onderscheiden stroomgebieden bij 2% bruto grondbeslag van het stroomgebied en bij drie vormen van beheer.

5.3 Discussie

De berekeningen zijn gebaseerd op vooral buitenlandse literatuurgegevens. Er zijn weinig gegevens over de zuivering van oppervlaktewater onder Nederlandse omstandigheden. In het buitenland zijn de P-concentraties vaak lager dan in Nederland, maar kan de piekbelasting, vooral met particulier P, hoger zijn. In Nederland mag van laaggelegen percelen óók particulier P worden verwacht in de oppervlakkige afspoeling. Een verblijftijd van één dag bij 45 cm waterdiepte is in principe voldoende om particulier P te laten bezinken en eventueel vast te leggen (Braskerud, 2002; Reinhardt et al. (2005). Hierdoor kan de (kosten)effectiviteit gunstiger uitpakken dan hier berekend.

Er is in de internationale literatuur veel discussie over de maximale P-retentie bij standaardbeheer. Mitsch (1992), Mitsch et al. (1995) en Richardson et al. (1997) gaan uit van een maximale belasting van 10 tot 50 kg .ha-1.j-1 P. Kadlec (1999) gaat uit van een grotere range tussen 1 tot 100 kg .ha-1.j-1 P. Wij zijn uitgegaan van een maximale P-retentie van 30 kg .ha-1.j-1 P. Op termijn is dit aan de hoge kant, omdat in oude vloeivelden na initiële P-vastlegging nalevering kan optreden. Nalevering hangt o.a. af van de adsorptiecapaciteit van de bodem, de wijze van P-vastlegging en de temperatuur (en daarmee samenhangende aërobie). Ook als P-uitspoeling uit landbouwgronden in de loop van de tijd afneemt, kan nalevering uit de vloeivelden plaatsvinden. P-lekkende landbouwgronden zijn dan vervangen door P-lekkende vloeivelden. Daarom verdienen vloeivelden met beheer de voorkeur

Op basis van expertkennis en literatuur is de effectiviteit van beheerde vloeivelden geschat. Zowel het maaien in september (minder extreem) als zesjaarlijks vernieuwen heeft tot doel om fosfaatverzadiging van de vloeivelden te voorkomen.

Het maaien kan gezien worden als een vorm van P-uitmijning. Door in september te maaien wordt ca. 15-25 kg P/ha met het gewas afgevoerd bovenop de retentie bij onbeheerde vloeivelden. Bovendien zal door het afvoeren van maaisel minder mineralisatie van gewasresten plaats vinden. Het is wel de vraag of de vitaliteit van het riet bij jaarlijks in september maaien niet gaat afnemen, immers behalve van de nutriënten wordt ook de reallocatie van de koolhydraten van de bovengrondse delen naar wortelstokken verminderd ten opzichte van maaien in de winter. Maaien heeft tevens als nadeel dat vloeivelden minder goed kunnen worden gecombineerd met waterberging, omdat de stoppels van het riet niet langdurig onder water mogen staan. Op zandgrond kan riet hier beter tegen dan op kleigrond, omdat de wortelzone daar langer aëroob blijft. Om dezelfde reden gaat het ook langer goed als het strooisel wordt verwijderd.

De beheervorm zesjaarlijks baggeren is een intensieve vorm van beheer, waarbij getracht wordt om het vloeiveld in een jong stadium te houden, zodat het riet voldoende groeikracht en de bodem voldoende P-bindingscapaciteit heeft. Door baggeren ontstaat minder snel anaërobie en dus minder snel nalevering van P. Met deze vorm van beheer is echter nog geen ervaring opgedaan.

Vloeivelden worden bij voorkeur niet op landbouwgrond aangelegd vanwege de fosfaatophoping in de bovengrond.

6 Conclusies, discussie en aanbevelingen

6.1 Conclusies

In deze studie is onderzocht welke aanvullende maatregelen in het stroomgebied van de Hunze het meest kosteneffectief zijn om de fosforbelasting naar het oppervlaktewater te reduceren om in 2015 de norm te kunnen halen. De belangrijkste conclusies zijn hieronder samengevat:

- Het voorgenomen Mestbeleid resulteert **niet** in een afname van de fosforvracht naar het oppervlaktewater in 2015 ten opzichte van de referentiesituatie in 2000. Het doelbereik van 0,10 mg/l zal alleen met het Mestbeleid **niet** gerealiseerd worden. Het beeld voor het stroomgebied van de Hunze is in overeenstemming met het nationale beeld. Voor de Hunze wordt zelfs nog een kleine toename van de fosforvracht naar het oppervlaktewater berekend als gevolg van de aanscherping van de gebruiksnormen. In zandgebieden kan minder mest worden geplaatst, waardoor er meer dierlijke mest wordt afgezet en getransporteerd naar de gebieden zonder mestoverschot.
- Maatregelen die in het KRW-maatregelenpakket zijn opgenomen zoals de sluiting van de rwzi in Zuidlaren en nabehandeling van het effluent van de rwzi in Gieten leveren een aanzienlijke reductie van de fosforvracht naar het oppervlaktewater op maar nog onvoldoende om aan de KRW-doelstellingen te voldoen. Aanvullende maatregelen in het landelijk gebied zijn nodig om de KRW-doelen te halen.
- Akkerrandenbeheer (onbemeste bufferstroken) levert een lichte reductie van de uit- en afspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit het landelijk gebied. De afname van circa 5% t.o.v. het huidige mestbeleid is onvoldoende voor het realiseren van de KRW-doelstellingen.
- Indien gekeken wordt naar de meest gunstige omstandigheden leveren alternatieve maatregelen voor akkerrandenbeheer een hogere reductie van de fosforvracht naar het oppervlaktewater op. Om de KRW-doelstellingen voor nutriënten in het stroomgebied van de Hunze te halen zijn combinaties van maatregelen nodig. Om die reden is een analyse gemaakt van de meest kosteneffectieve maatregelen.
- Om inzicht te krijgen waar aanvullende maatregelen effectief zijn is een gedetailleerde analyse op perceelsniveau uitgevoerd. Op basis van een analyse van de verschillende hydrologische transportroutes is de rangorde vastgesteld waarin percelen bijdragen aan de fosfaatbelasting. Op basis daarvan is berekend welke maatregel het meest effectief is per perceel. In het stroomgebied van de Hunze blijkt de maatregel buisdrainage het meest effectief om de fosforbelasting te reduceren (bijlage 4).
- Voor de (perceels)maatregelen is de meest kosteneffectieve maatregel bepaald op basis van de gemiddelde effectiviteit (kg/Ha) en de kosteneffectiviteit (€/ kg P). Dit betreft alleen maatregelen voor niet-gedraineerde percelen. Voor het stroomgebied van de Hunze blijkt de maatregel blokkeren oppervlakkige afstroming voor de meeste percelen het meest kosteneffectief. Op een aantal percelen is buisdrainage en uitmijnen het meest kosteneffectief (bijlage 5).
- De maatregel vloeivelden wordt niet voor afzonderlijke percelen uitgevoerd, maar voor een cluster van percelen, het is een end-of-pipe maatregel, die wordt genomen voor een groter gebied. Hierdoor werkt de maatregel op alle transportroutes van P. Uit de berekende effectiviteit blijkt dat onbeheerde vloeivelden met 2% grondbeslag een relatief lage effectiviteit hebben (20-40%). Bij beheersvorm maaien neemt de effectiviteit toe tot 30-60%. En ingeval van baggeren wordt in bijna alle gevallen het maximale rendement behaald (72%). De hoogste kosteneffectiviteit wordt met de beheersvorm maaien bereikt.

6.2 Discussie

De resultaten van deze studie geven inzicht in de rangorde van effectiviteit van maatregelen die betrekking hebben op het reduceren van de fosforvracht naar het oppervlaktewater. De toegepaste methodiek is gebaseerd op de methodiek die Alterra heeft ontwikkeld in het kader van het onderzoek beleidskader fosfaat in Noord- en Midden-Limburg (Noij et al., 2009). Hierbij is een analyse uitgevoerd van de belangrijkste transportroutes van fosfaat en bekeken welke maatregelen op welke locatie het meest effectief zijn om de fosfaatbelasting terug te dringen. Voor zover bekend is in de studie voor de Hunze uitgegaan van kenmerken voor het stroomgebied van de Hunze. De effecten van maatregelen zijn o.a. afhankelijk van de regionale kenmerken (hydrologie, fosfaattoestand, bemestingsoverschot, P-belasting in uitgangssituatie, aanwezigheid buisdrainage etc.). Hoe meer beschikbare informatie over deze regionale kenmerken hoe betrouwbaarder de berekende kosteneffectiviteit.

De kosteneffectiviteit van maatregelen is overgenomen uit de landelijke studie Kosteneffectiviteit van Alternatieve Maatregelen voor Bufferstroken in Nederland (Noij et al., 2008). De kosten en kosteneffectiviteit van maatregelen zijn in die studie berekend voor een gemiddelde situatie in Noord-Oost Nederland (akkerbouw) of de zandgebieden in Nederland (melkveehouderij, bedrijfstype, samenstelling etc.), waardoor de kosten en daarmee de kosteneffectiviteit voor het stroomgebied van de Hunze kunnen afwijken. De resultaten geven een indicatie maar dienen met enige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd.

Voor de doorvertaling van effectiviteit van maatregelen naar nutriëntendoelstelling in het oppervlaktewater is gebruik gemaakt van de methodiek van de Ex-ante evaluatie. Kanttekening is hierbij dat het (landelijke) schaalniveau waarop de ex-ante studie is uitgevoerd regionaal tot (grote) onzekerheden in de resultaten kan leiden. De maatregelen zijn onafhankelijk van elkaar door gerekend.

De netto kwelvracht in verhouding tot de laterale afvoer volgens STONE lijkt aanzienlijk. Het is niet aan te geven welk deel van de laterale afvoer afkomstig is van kwel omdat er nog vastlegging van fosfaat kan plaatsvinden tussen het aangenomen kwelvlak en de sloot. Wel duiden deze berekeningen op een bijdrage in de vracht door kwel in natte delen van het stroomgebied. Vanwege deze achtergrondbelasting zijn maatregelen minder effectief. Meer inzicht in de fosfaatvracht door kwel is nodig om de invloed van de kwelflux op de effectiviteit van maatregelen te kunnen bepalen.

Effectiviteit perceelsmaatregelen

De kosteneffectiviteit voor BOA, CD, DSPD en uitmijnen is mede afhankelijk van de fosfaattoestand (hoog versus laag). Omdat er geen gegevens beschikbaar zijn over de fosfaattoestand in het stroomgebied van de Hunze is uitgegaan van een gemiddelde situatie.

Voor BOA, CD, DSPD en A is de effectiviteit en daardoor ook de kosteneffectiviteit alleen bekend voor natte ongedraineerde percelen. Voor Uitmijnen en Vloevelden is de kosteneffectiviteit voor droge, ongedraineerde percelen en gedraineerde percelen ook bekend. De meest adequate maatregel is mede afhankelijk van de aanwezigheid van buisdrainage. Er is geen informatie beschikbaar over de aanwezigheid van buisdrainage. Om die reden zijn er kaarten vervaardigd voor de situatie met en zonder buisdrainage.

Effectiviteit vloeivelden

De effecten van de vloeivelden hebben een hoge mate van onzekerheid en gaan uit van maximaal te behalen rendementen:

- De rekenregels zijn gebaseerd op buitenlandse metingen naar oppervlaktewaterzuivering van in landbouw beïnvloed oppervlaktewater en zijn niet aangelegd op en beheerd door boerenbedrijven.

- De aanvoer van stikstof en fosfor zal onregelmatiger zijn waardoor de effectiviteit van de maatregelen sterk afneemt. Stikstof zal vooral gedurende het uitspoelingseizoen uitspoelen en fosfor vooral in (extreem) natte perioden met hoge grondwaterstanden en neerslag.
- In het buitenland zijn geen experimenten uitgevoerd met intensief beheer van helofytenfilters voor fosforverwijdering. De gehanteerde rekenregels zijn afgeleid uit gegevens van niet-fosforverzadigde helofytenfilters en de afvoer van fosfor door maaien van riet. De onzekerheden in deze rekenregels zijn daardoor vooralsnog groot.
- Voor niet-intensief beheerde helofytenfilters is een jaarlijkse fosforverwijdering van 30 kg/ha een maximum. Vooral in de zomer kan nalevering optreden door optreden van anaerobie en/of mineralisatie van organische stof, andersom is natuurlijk de fosforopname door helofyten in het zomerseizoen erg hoog.
- Op basis van expertkennis en literatuur is de effectiviteit van beheerde vloeivelden geschat. Zowel het maaien in september (minder extreem) als zesjaarlijks vernieuwen heeft tot doel om fosfaatverzadiging van de vloeivelden te voorkomen.
- Conclusies ten aanzien van de helofytenfilters moeten daarom voorzichtig worden geformuleerd.

6.3 Aanbevelingen

Met deze studie is aangegeven welke alternatieve maatregelen voor akkerrandenbeheer op perceelsniveau het meest kosteneffectief zijn. Met de resultaten van deze studie kan het waterschap de volgende stappen nemen om tot een afweging te komen welke maatregelen in het gebied moeten worden ingezet om de fosforbelasting verder terug te dringen.

1. Door het vergelijken van de kosteneffectiviteit van de berekende maatregelen op perceelsniveau blijkt dat voor een aantal percelen er een duidelijke rangorde is waarbij één van de maatregelen overduidelijk het meest kosteneffectief is. Voor sommige percelen zit de kosteneffectiviteit van de maatregelen dicht bij elkaar. Door de benoemde onzekerheden is het aan te bevelen voor deze percelen nader onderzoek te doen op basis van regionale omstandigheden. Dit leidt tot een grotere betrouwbaarheid van de berekende kosteneffectiviteit. Geadviseerd wordt op die percelen een bedrijfsscan uit te voeren die kan bestaan uit de volgende onderdelen:
 - In het kader van dit onderzoek is geen veldcheck uitgevoerd van de kaart met natte plekken in het stroomgebied. Het verdient aanbeveling de berekende natte plekken te toetsen met behulp van veldkennis en/of luchtfoto's.
 - Het vaststellen van het risico vanuit zogenoemde hotspots (looppaden, drenkplaatsen, veeverzamelplaatsen) dient plaats te vinden op basis van gebiedskennis en kennis van de bedrijfsvoering van landbouwbedrijven. Geadviseerd wordt om op bedrijfsniveau hiervoor met agrariërs plannen op te stellen
 - Wanneer gebruik wordt gemaakt van lokale gegevens over fosfaattoestand, P-belasting, bemestingsoverschot, bedrijfstypen neemt de betrouwbaarheid van de berekende kosteneffectiviteit van maatregelen toe.
 - De meest adequate maatregel is afhankelijk van de aanwezigheid van buisdrainage. Er is geen informatie beschikbaar over de aanwezigheid van buisdrainage. Om die reden zijn er kaarten vervaardigd voor de situatie met en zonder buisdrainage. Om de meest effectieve maatregel op perceelniveau te kunnen bepalen dient de aanwezigheid van buisdrainage te worden vastgesteld.
 - Er is geen informatie beschikbaar over de fosfaattoestand van de percelen in het stroomgebied van de Hunze. Voor deze studie is uitgegaan van een gemiddelde toestand. De actuele fosfaattoestand van de bodem is echter zeer sterk bepalend voor de effectiviteit van de maatregelen. Daarom wordt voorgesteld om voorafgaand aan het vaststellen van de te nemen maatregelen de fosfaattoestand van de betreffende percelen vast te stellen. Deze informatie is bekend bij agrariërs.

2. Door het vergelijken van de kosteneffectiviteit van de maatregelen op perceelniveau met de kosteneffectiviteit van de maatregel vloeivelden kan een afweging worden gemaakt welke van deze maatregelen het meest geschikt is.
3. Om een doorvertaling te kunnen maken van de effectiviteit van de (perceels)maatregelen naar de KRW-doelstellingen voor de Hunze en het Zuidlaardermeer dient een gedetailleerde water- en stoffenbalans te worden opgesteld voor het stroomgebied.

Literatuur

Bakel, P.J.T. van, E.M.P.M. van Boekel en G.J. Noij; *Modelonderzoek naar effecten van conventionele en samengestelde, peilgestuurde drainage op de hydrologie en nutriëntenbelasting*; gepubliceerd: 24 apr 2008; 285 pp.

Bakel, P.J.T., H.Th. L. Massop en A.J. van Kekem, 2007. *Locatiekeuze ten behoeve van het onderzoek naar bemestingsvrije perceelsranden. Hydrologische en bodemkundige karakterisatie van de proeflocaties*. Wageningen, Alterra-rapport 1457.

Boekel, E.M.P.M van, L.P.A. van Gerven, T. van Hattum, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop, H.M. Mulder, N.B.P. Polman, L.V. Renaud en D.J.J. Walvoort; *Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Bijdrage van het voorgenomen beleid en aanvullende (landbouwkundige) maatregelen op de realisatie van de KRW-nutriëntendoelstelling*; gepubliceerd: 15 mrt 2011; 72 pp.

Boekel, E.M.P.M. van, P.J.T. van Bakel, F.J.E. van der Bolt, W.C. Chardon, O.A. Clevering, W. van Dijk, I.E. Hoving, I.G.A.M Noij en E.A. van Os, 2010. *Ex-ante evaluatie landbouw en KRW: achtergrondstudie: effecten van aanvullende maatregelen*. Wageningen, Alterra rapport 1987, Wageningen.

Bolt, F.J.E. van der, H.P. Oosterom, R.F.A. Hendriks en P. Groenendijk; *Bronnen van nutriënten in het landelijke gebied. De bijdrage van landbouw aan oppervlaktewaterkwaliteit in perspectief*; gepubliceerd: 04 mei 2007; 53 pp.

Bolt, F.J.E. van der, E.M.P.M. van Boekel, O.A. Clevering, W. van Dijk, I.E. Hoving, R.A.L. Kselik, J.J.M. de Klein, T.P. Leenders, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop en H. M. Mulder et al.; *Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Effect van voorgenomen en potentieel aanvullende maatregelen op de oppervlaktewater-kwaliteit voor nutriënten*; gepubliceerd: 28 mei 2008; 120 pp.

Braskerud, B.C. (2002) *Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff*. Water Science and Technology 45:77-85

Braskerud B.C. (2002) *Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural runoff*. Water Science and Technology 45:77-85

Craft, C.B. (1997). *Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession*. - Wetl. Ecol. and Man. 4: 177-187.

Gaast, J.W.J., H.R.J. Vroon en H.Th.L. Massop, 2010. *Grondwaterregime op basis van karteerbare kenmerken*. Amersfoort, STOWA-rapport 41.

Hey, D.L, Kostel J.A., Hurter, A.P. en R.H. Kadlec (2005) *Nutrient farming and traditional removal: an economic comparison*. Water Environment Research Foundation (WERF) 03-wsm-6co.

Kadlec, R.H. (1999) *The limits of phosphorus removal in wetlands*. Wetlands 7:165-175.

Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiahio, J., Vaisanen, T., Martikainen, P. and H. Hartikainen, (2004). *Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land*. - Journal of Environmental Quality 33: 1124-1132.

Mouissie et al. *Nutriëntenverwijdering in overstromingsmoerassen*. In: H2O; 2009.

Nairn, R. W. and W.J. Mitsch, (2000). *Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow*. - Ecological Engineering 14: 107-126.

Noij, I.G.A.M. en C. van der Salm (red.), H.Th.L. Massop, E.M.P.M. van Boekel, R. Schuiling, M. Pleijter, O.A. Clevering, P.T.J. van Bakel, W. Chardon en D. Walvoort, 2009. *Beleidskader fosfaat voor Noord- en Midden-Limburg. Wetenschappelijke onderbouwing*. Wageningen, Alterra-rapport 1894.

Noij, I.G.A.M. en W. Corré (red.), E.M.P.M. van Boekel, H. Oosterom, J. van Middelkoop, W. van Dijk, O. Clevering, L. Renaud en J. van Bakel, 2008. *Kosteneffectiviteit van alternatieve maatregelen voor bufferstroken in Nederland*. Alterra-rapport 1618.

Noij, I.G.A.M., P.J.T. van Bakel, R.A. Smidt, H.Th.L. en W.J. Chardon, 2006. *Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg. Plan van aanpak en monitoring*. Wageningen, Alterra-rapport 1255.

Os, E.A. van, I.G.A.M. Noij, P.J. Bakel, W. de Winter en F.J.E. van der Bolt, 2009. *Kennissysteem Effect van hydrologische maatregelen op de uitspoeling van N en P naar grond- en oppervlaktewater. Bijdrage maatregelen WB21 aan de realisatie van de KRW*. Wageningen, Alterra-rapport 1863. 50 blz.; 6 fig.; 14 tab.; 5 ref.

Reinhardt M., R., Gächter, B. Wehrli and B. Muller (2005). *Phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural drainage water*. Journal of Environmental Quality 34:1251-1259.

Richardson, C. J., Qian, S., C.B. Craft and R.G. Qualls (1997). *Predictive models for phosphorus retention in wetlands*, Wetl. Ecol. and Man., 4, 159-175.

Royal Haskoning, 2005. *Naar een schoner Hunze systeem*.

Snepvangers, J en W. Berendrecht, 2007. *MIPWA, Methodiekontwikkeling voor Interactieve Planvorming ten behoeve van Waterbeheer*. Utrecht, TNO-rapport 2007-U-R0972/A (bijlage G).

Wedding, B. (2003). *Ponds as purification systems. Sampling of nutrient reduction in new constructed ponds 1993-2002*. (In Swedish.) Ekologgruppen-rapport. Landskrona, Sweden.

Willems, W.J. et. al., 2008. *Prognose milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid. Achtergrondrapportage Evaluatie Meststoffenwet 2007*. Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), Bilthoven. MNP-publicatienummer 500124001.

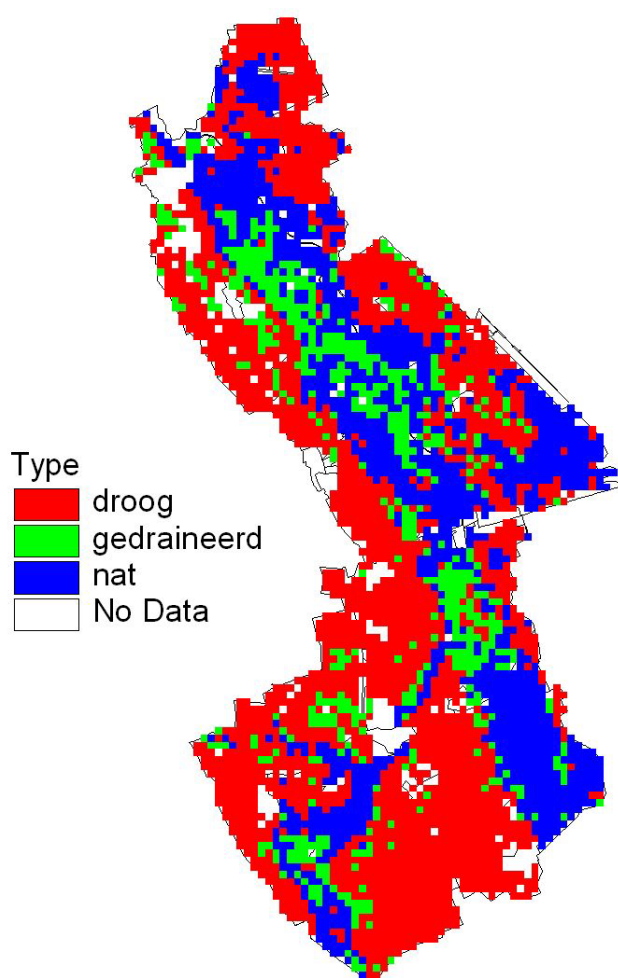
Witteveen+Bos, 2006. *Actualisatie water- en stoffenbalansen Hunze en Zuidlaardermeer*.

Witteveen+Bos, 2010. *Nabehandeling van het effluent van rwzi in Gieten. Variantenstudie*.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rötter en H. van Zeijts, 2003. *The integrated modeling system STONE for calculating emissions from agriculture in the Netherlands. Environmental Modelling & Software* 18: pp. 597-617.

Bijlage 1 Berekende afvoeren in het studiegebied

Voor de analyse van de afvoeren zijn modelresultaten van STONE gebruikt. Alleen plots die landbouwkundig in gebruik zijn hiervoor gebruikt. De plots zijn onderverdeeld in gedraineerde en ongedraineerde plots, de ongedraineerde plots zijn onderverdeeld in natte en droge percelen. Op deze manier worden drie typen plots onderscheiden, nl.: natte, gedraineerde en droge plots (figuur 30).



Figuur 30

Ruimtelijke ligging van de drie onderscheiden type plots.

Voor de agrarisch gebruikte plots is in tabel 1 de verdeling van de afvoercomponenten weergegeven.

Tabel 1

Berekende afvoeren in het studiegebied voor de agrarische gebruikte percelen.

Transportroute	Nat	Gedraineerd	Droog	Totaal
OA	139.3	13.9	10.9	58.3
BD	0.0	425.4	0.0	76.7
OS	186.5	164.5	32.7	112.6
DS	426.8	203.9	102.2	239.0
Lateraal	752.6	807.8	145.8	486.7
Kwel	410.7	517.7	23.9	254.2
Wegzijing	45.4	82.1	251.0	145.5
Netto W	-365.3	-435.7	227.1	-108.7
Totale afvoer	387.3	372.1	373.0	378.0

Het gemiddelde neerslagoverschot voor de agrarische percelen binnen het stroomgebied van de Hunze is 378 mm/jaar (tabel 1, alle percelen, totale afvoer), daarnaast komt 109 mm via kwel het gebied in. Samen is dit 487 mm en dit is verdeeld over de verschillende transportroutes. Tussen de afzonderlijk typen Nat (GT I,II,III en V), Droog (GT IV, VI en VII) en Gedraineerd zijn er grote verschillen.

Tabel 2 geeft de verdeling van de oppervlakkige afvoeren binnen de natte landbouwplots, ingedeeld in de klassen van figuur 31. De plots met natte natuur waar de hoogste oppervlakkige afvoer mag worden verwacht, zijn niet meegenomen in tabel 2 (zie tabel 3). De hoogste klassen geven onrealistische hoge waarden voor de oppervlakkige afvoer vanuit landbouwpercelen en zijn daarom niet meegerekend bij de schaling van de route MV in tabel 3.11. De gemiddelde oppervlakkige afvoer van de landbouwkundige in gebruik zijnde grids bedraagt 49 mm en valt in klasse 4, om het effect van de natte plots in rekening te brengen is de hoogste klasse met 1 verhoogd.

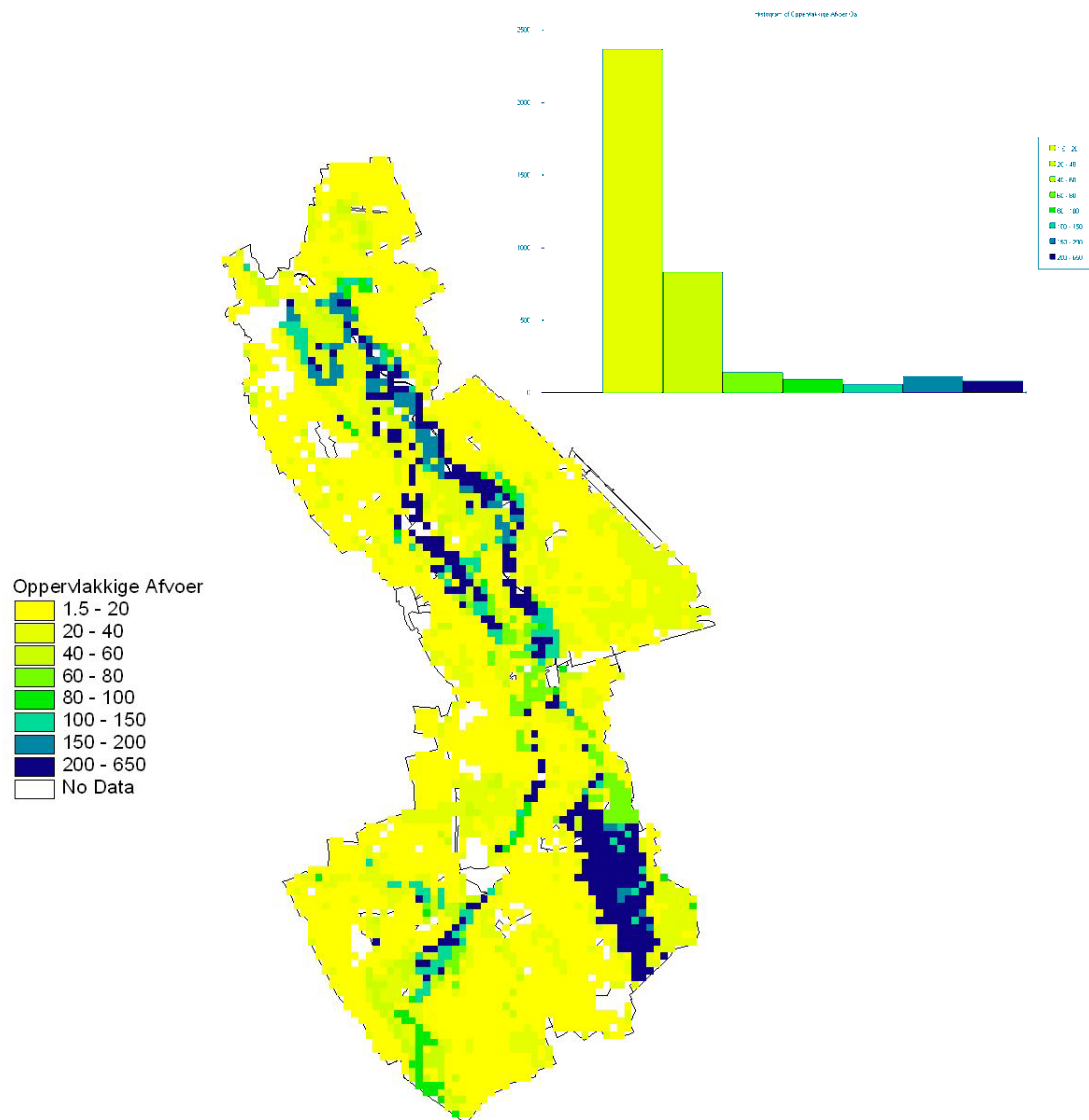
Tabel 2

Berekende oppervlakkige afvoeren in het studiegebied.

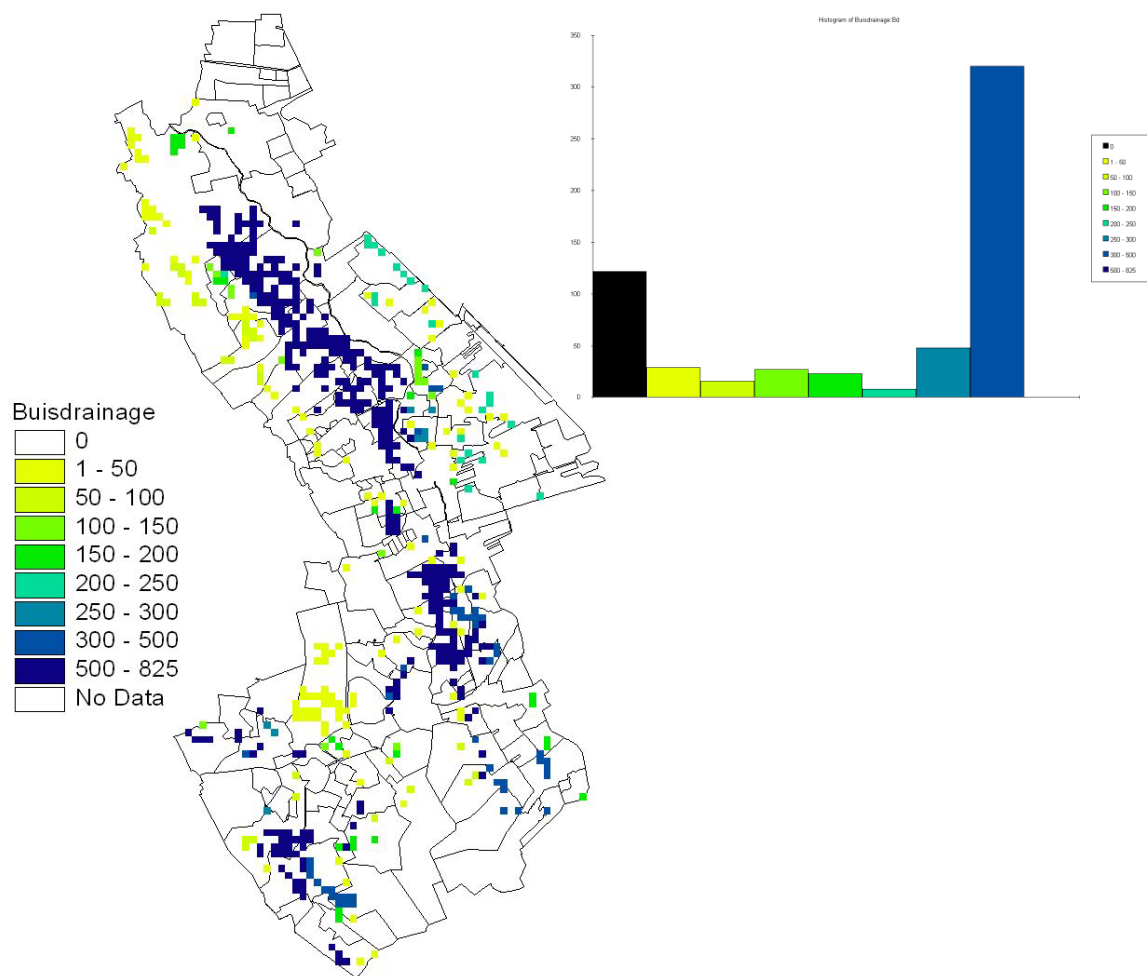
Klasse	Oppervlakkige afvoer				% van totaal	
	mm				Aandeel klasse in totaal	areaal natte landbouw
	Min	Max	Gem. klasse	Gem. cum.		
2	1	20	11	11	0%	5%
3	20	40	27	25	6%	32%
4	40	60	47	29	3%	9%
5	60	80	71	34	3%	6%
6	80	100	93	38	3%	4%
7	100	150	131	49	7%	8%
8	150	200	197	63	10%	7%
9 ¹	200	650	337	139	67%	28%
Totaal			139		100%	100%

¹niet meegerekend bij bepalen aandeel in totale oppervlakkige afvoer

Oppervlakkige afvoeren berekend met STONE, groter dan 150 mm, lijken niet erg reëel. Om toch natte percelen in rekening te brengen is de hoogste klasse verhoogd

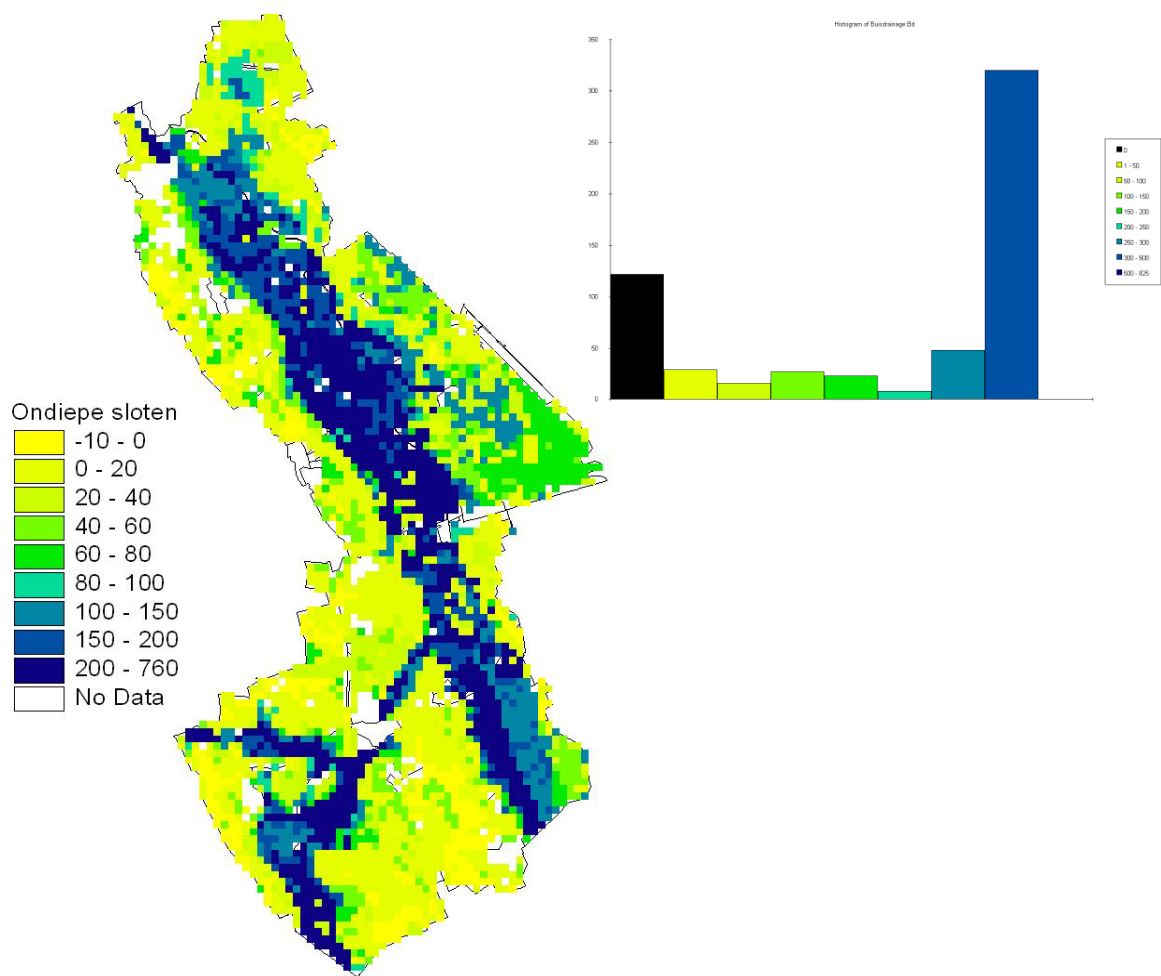


Figuur 31
Verdeling oppervlakkige afvoer volgens STONE (hoofdstuk 4).



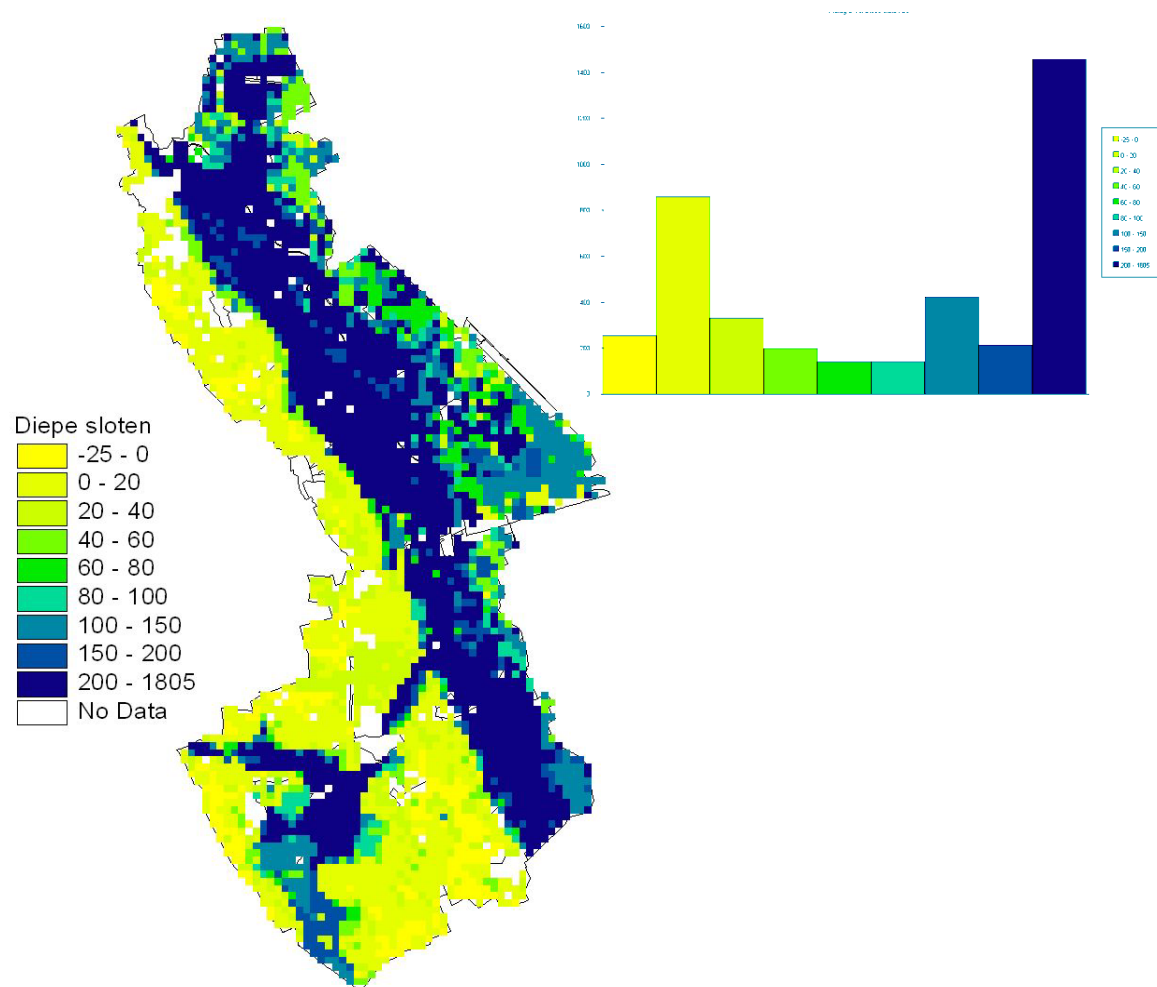
Figuur 32

Verdeling drainafvoer volgens STONE (hoofdstuk 4).



Figuur 33

Verdeling afvoer naar greppels en droogvallende sloten volgens STONE (hoofdstuk 4).



Figuur 34

Verdeling afvoer naar diepe sloten volgens STONE (hoofdstuk 4)

Bijlage 2 P-concentratie oppervlakkige afvoer

Voor een inschatting van de P-concentratie van de oppervlakkige afstroming is gebruik gemaakt van berekeningen met het STONE-instrumentarium. Hierbij is in eerste instantie een indeling gemaakt in natte, gedraineerde en droge percelen.

Daarna is volgens 2 methoden de gemiddelde P-concentratie geschat, nl.

$$Afvoer_mm = \frac{\sum areaal * Afvoer_mm}{\sum areaal} \quad 1a$$

$$Vracht = \frac{\sum areaal * vracht}{\sum areaal} \quad 1b$$

$$Concentratie = \frac{Vracht}{Afvoer} \quad 1c$$

$$Concentratie = \frac{\sum areaal * Concentratie}{\sum areaal} \quad 2$$

Volgens methode 1 en 2 is de P-concentratie bepaald (tabel 1 en 2).

Tabel 1

P-concentratie volgens methode 1.

Concentratie	Transportroute			
	OA	BD	OS	DS
Nat	0.60		0.27	0.29
Gedraineerd	0.43	0.27	0.33	0.32
Droog	0.62		0.15	0.12
Totaal	0.59	0.27	0.27	0.26

Tabel 2

P-concentratie volgens methode 2.

Concentratie	Transportroute			
	OA	BD	OS	DS
Nat	0.66		0.25	0.25
Gedraineerd	0.40	0.24	0.27	0.26
Droog	0.52		0.12	0.08
Totaal	0.55		0.19	0.18

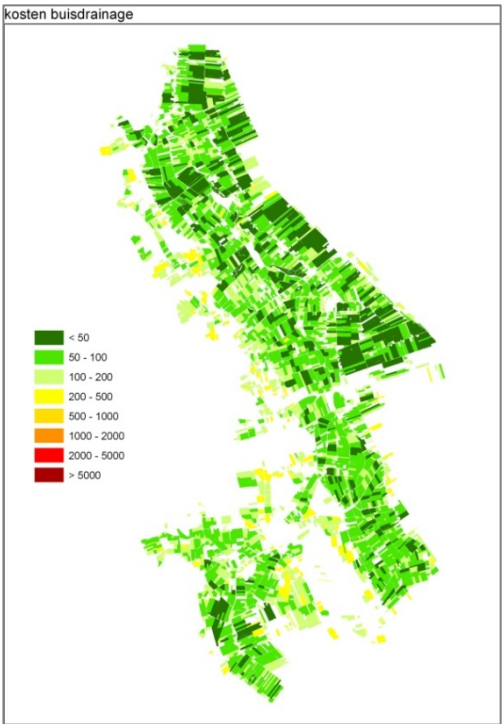
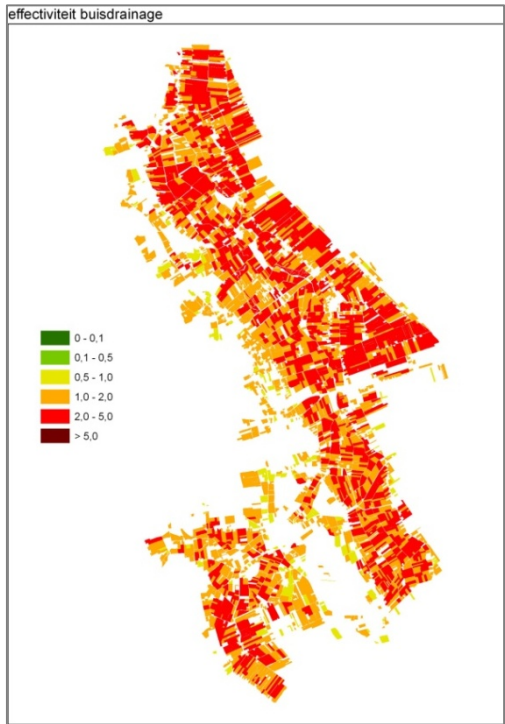
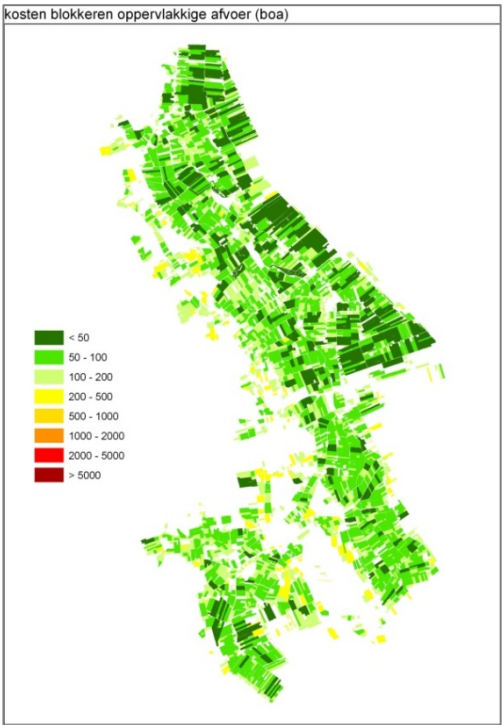
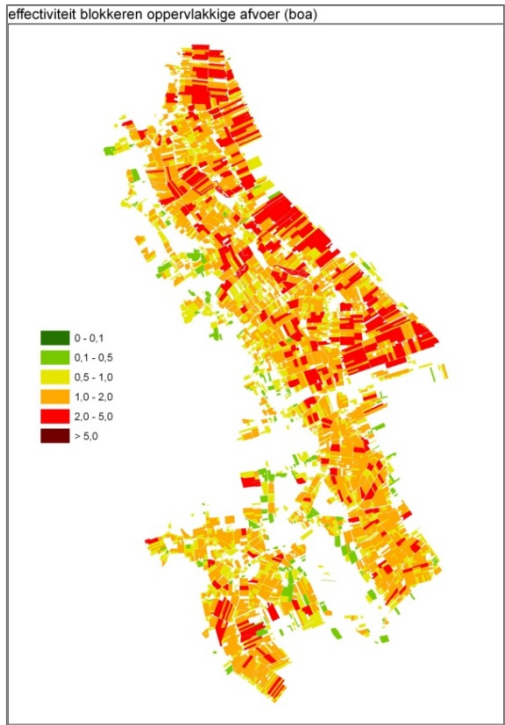
Hoewel methode 1 mogelijk een betere methode is als methode 2 komen de getallen in grote lijnen overeen. De duidelijke tendens is dat concentraties van water dat oppervlakkig afspoelt de hoogste concentratie heeft en dat de doordegrondse routes vergelijkbare concentraties hebben. Alleen voor de droge gronden zijn de concentraties lager. Op basis van beide tabellen is ervoor gekozen om de verhouding in concentraties zoals weergegeven in tabel 3 te hanteren.

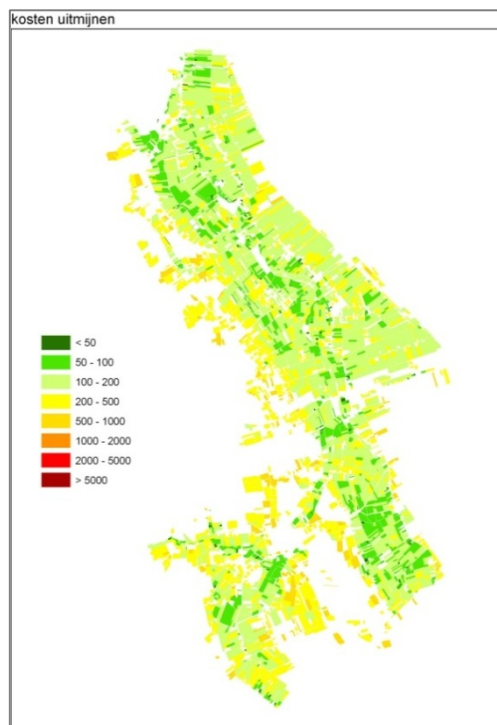
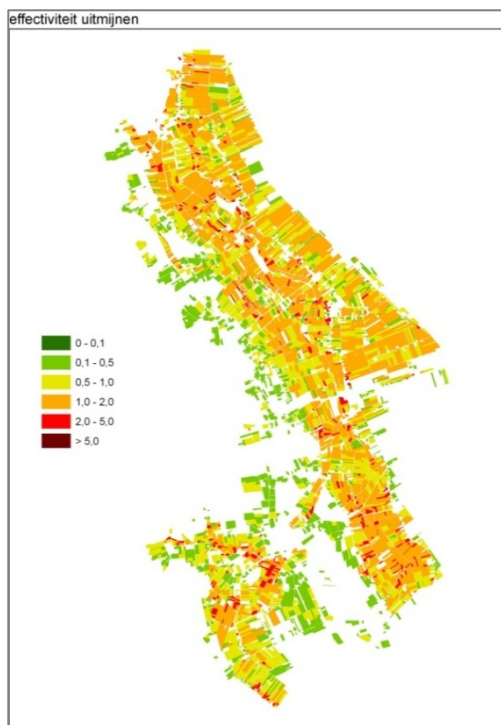
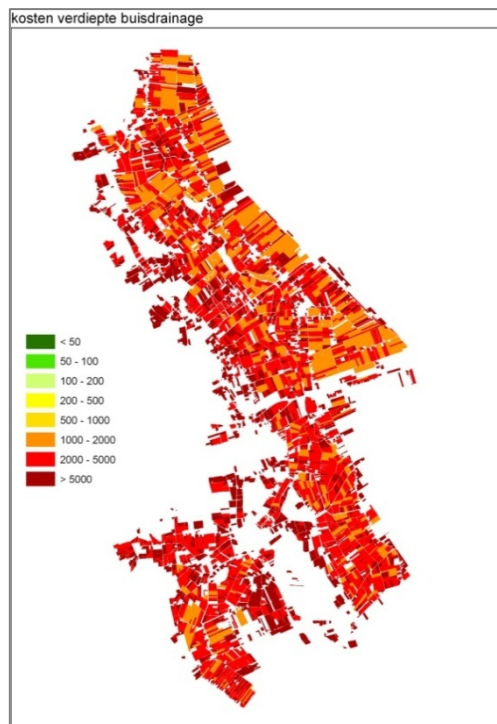
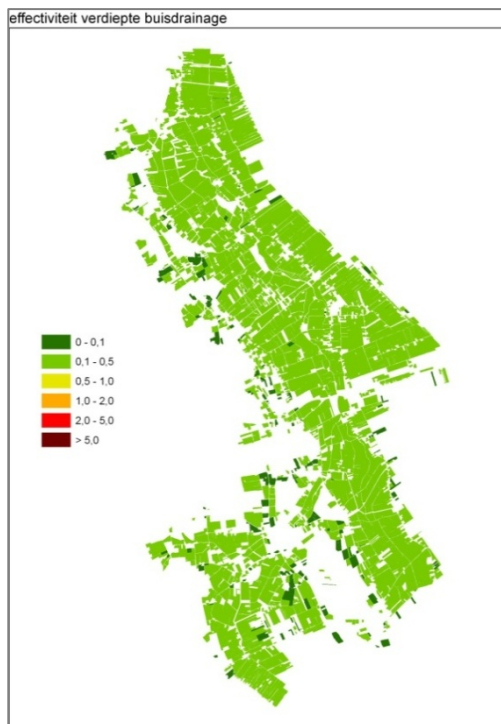
Tabel 3

Verhouding in P-concentratie tussen de verschillende routes.

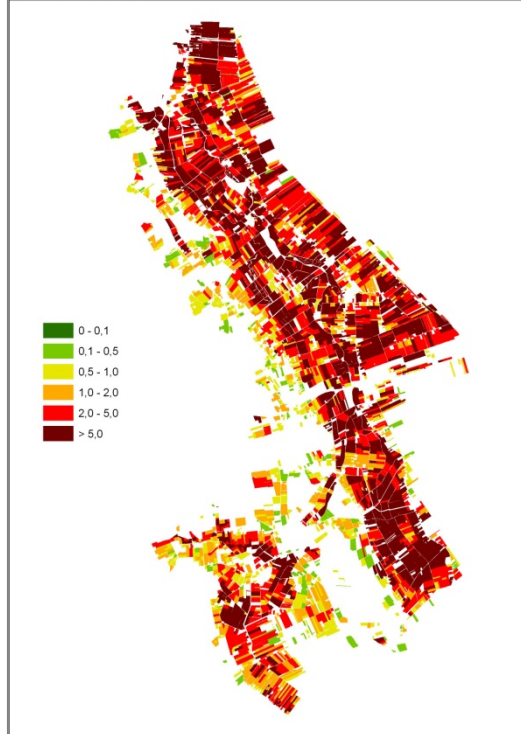
Concentratie	Transportroute			
	OA	BD	OS	DS
Verhouding	2	1	1	1

Bijlage 3 Effectiviteit en kosteneffectiviteit per maatregel

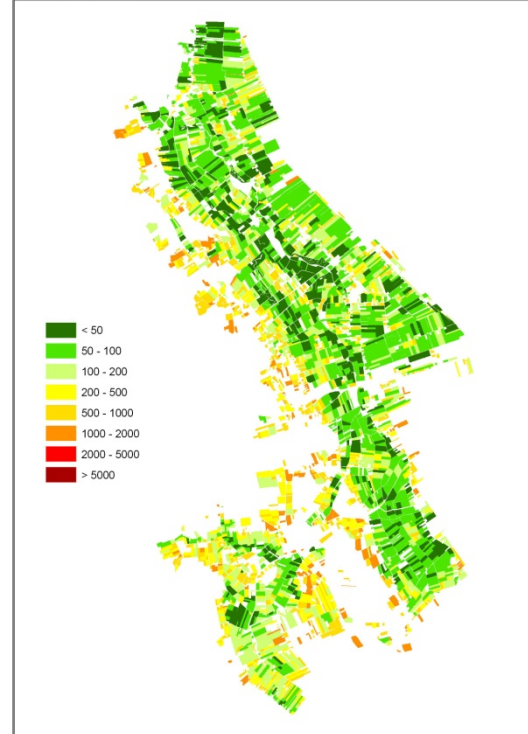




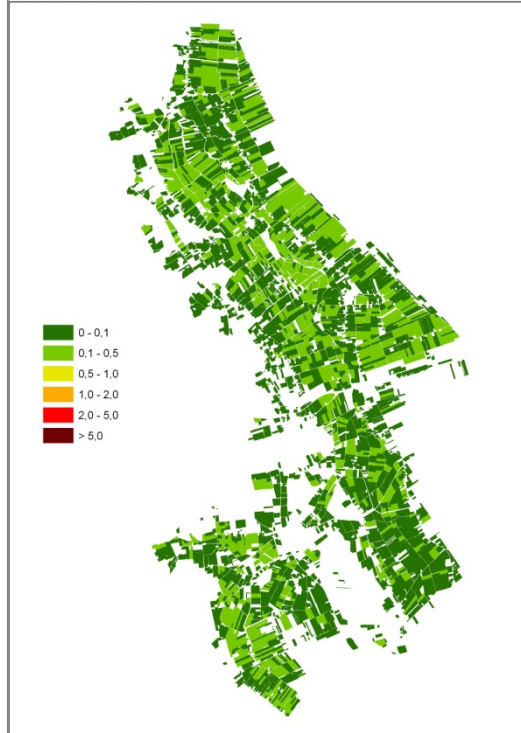
effectiviteit vloeivelden



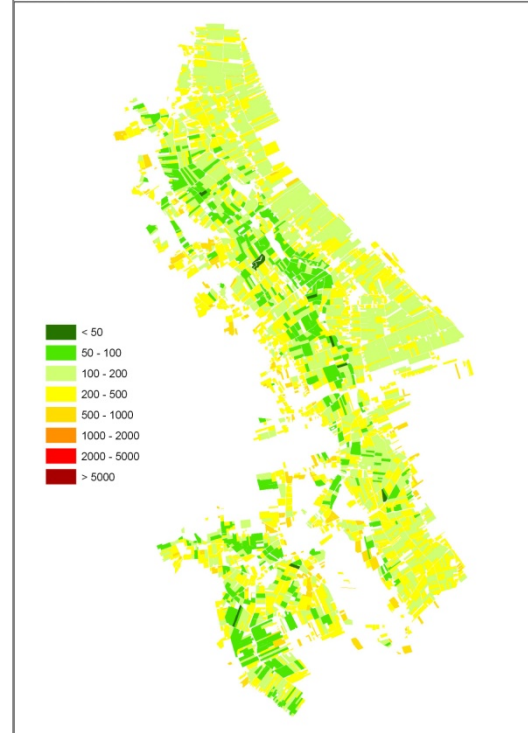
kosten vloeivelden



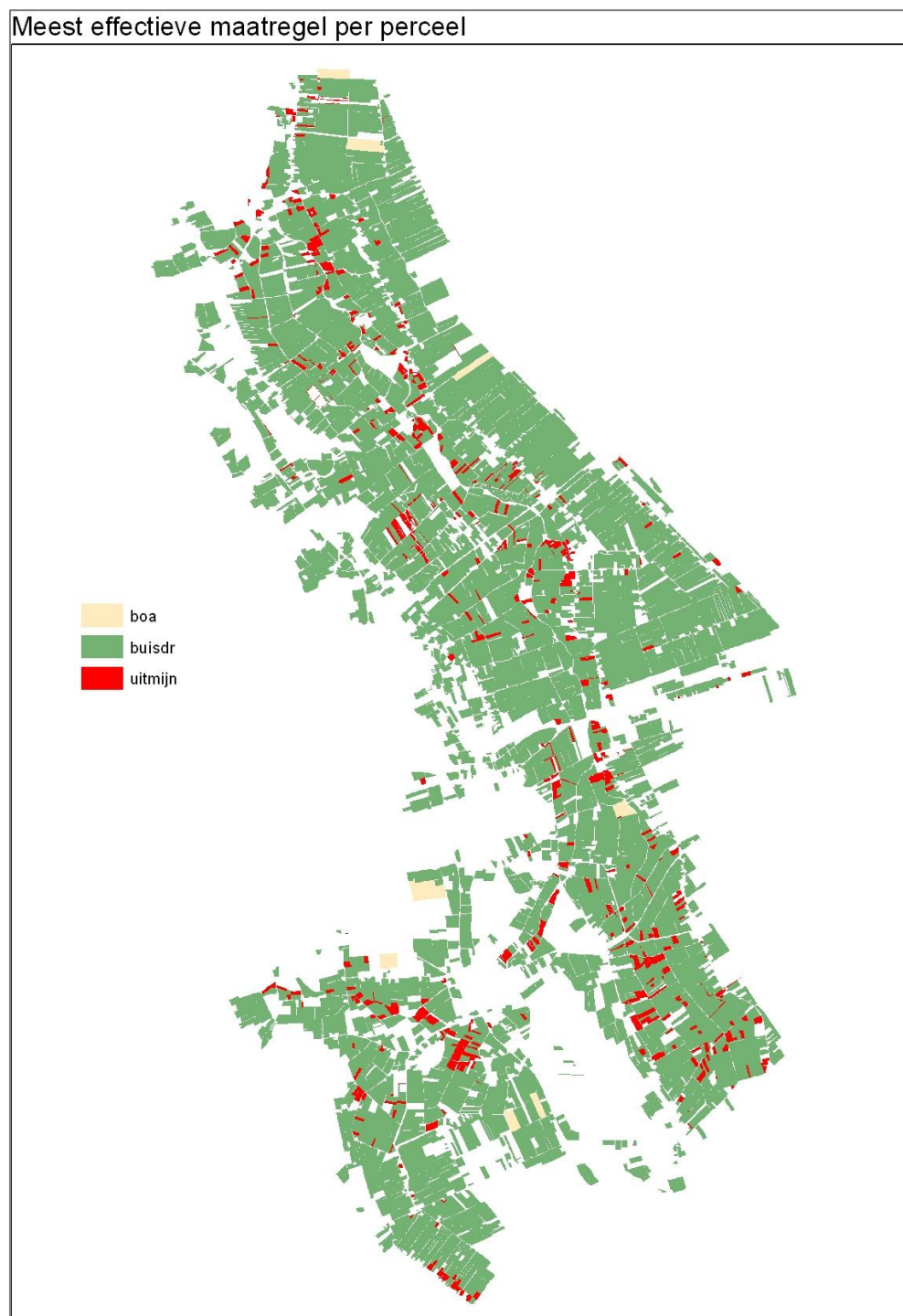
effectiviteit akkerrand



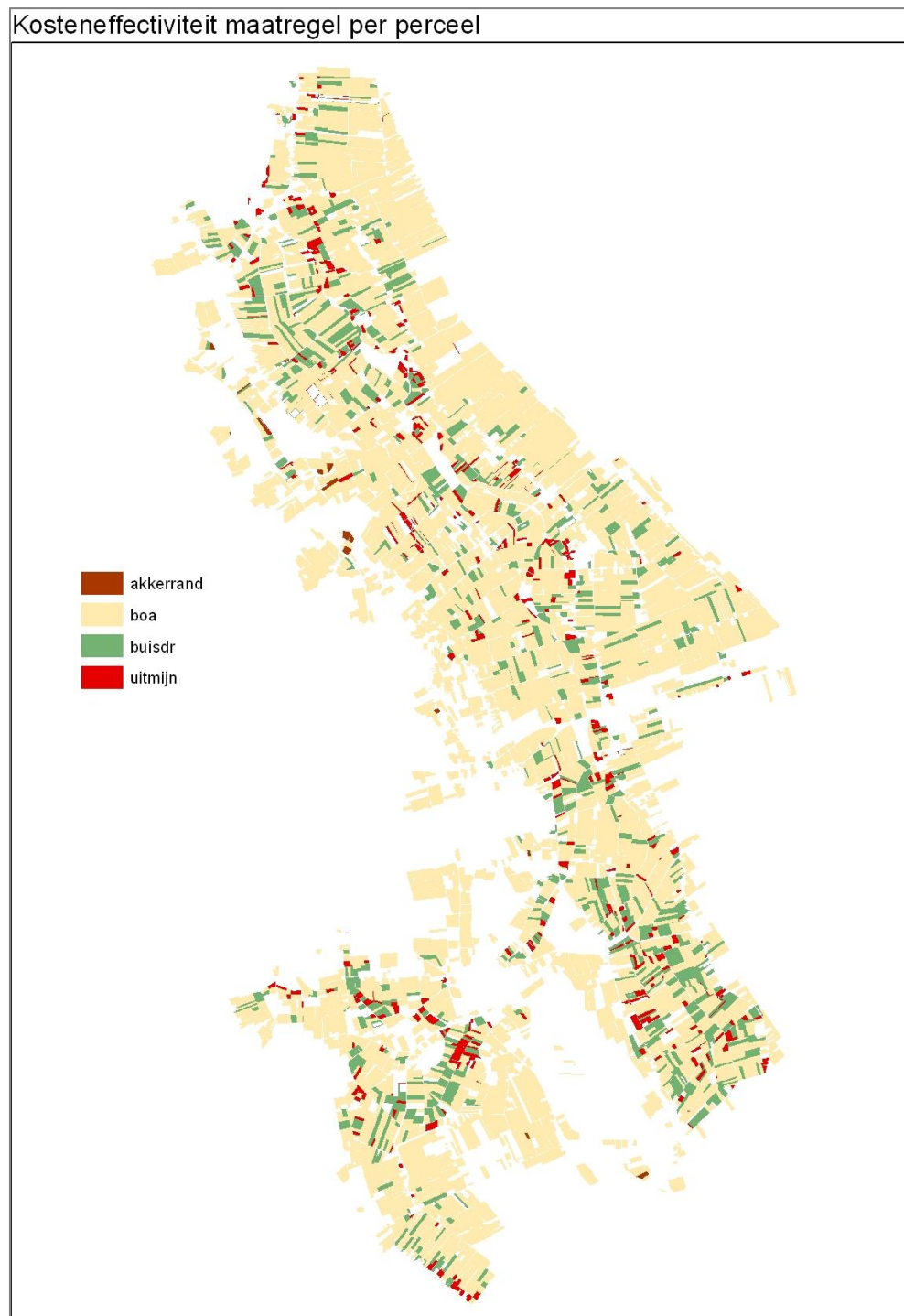
kosten akkerrand



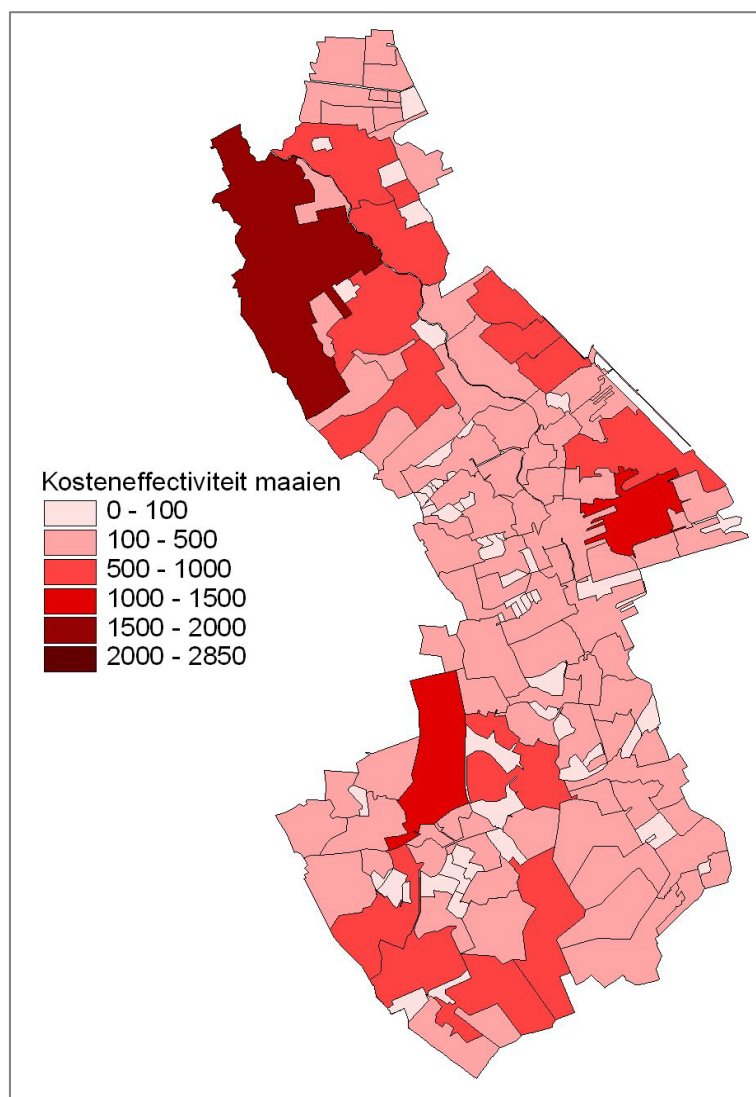
Bijlage 4 Meest effectieve maatregel per perceel



Bijlage 5 Meest kosteneffectieve maatregel per perceel



Bijlage 6 Meest kosteneffectieve beheervorm voor de maatregel Vloevelden





Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl