

Natuurlijke zuiveringssystemen voor zuivering van drain- en slootwater uit de landbouw

Inhoudelijk eindrapportage voor Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water

J.J. de Haan, F.P. Sival, J.R. van der Schoot en A.J. de Buck



Natuurlijke zuiveringssystemen voor zuivering van drain- en slootwater uit de landbouw

Inhoudelijk eindrapportage voor Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water

Auteur(s): J.J. de Haan¹, F.P. Sival², J.R. van der Schoot¹ en A.J. de Buck¹

¹ Praktijkonderzoek Plant & Omgeving – Wageningen UR

² Alterra – Wageningen UR

© 2011 Wageningen, Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO)

Alle intellectuele eigendomsrechten en auteursrechten op de inhoud van dit document behoren uitsluitend toe aan de Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO). Elke openbaarmaking, reproductie, verspreiding en/of ongeoorloofd gebruik van de informatie beschreven in dit document is niet toegestaan zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO.

Voor nadere informatie gelieve contact op te nemen met: DLO in het bijzonder onderzoeksinstituut Praktijkonderzoek Plant & Omgeving Akkerbouw, Groene Ruimte en Vollegrondsgroenten

DLO is niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij gebruik van gegevens uit deze uitgave.

PPO Publicatienr. 429

Dit project is gefinancierd uit het Innovatieprogramma Kaderrichtlijn Water van het ministerie van Infrastructuur en Milieu met bijdragen van Waterschap Peel en Maasvallei in de analysekosten

KRW08084

Uitvoering door Wageningen UR, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving en Alterra

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, onderdeel van Wageningen UR Business Unit Akkerbouw Groene ruimte en Vollegrondsgroenten

Adres : Edelhertweg 1, 8219 PH Lelystad
Tel. : +31 320 291111
E-mail : info.ppo@wur.nl
Internet : www.ppo.wur.nl

Woord vooraf

Wij zijn verheugd dat we met deze rapportage een uitgebreid beeld kunnen geven van een aantal experimenten met zuiveringsmoerassen die in de afgelopen jaren in Zuidoost Nederland zijn aangelegd. Als eerste willen we Olga Clevering bedanken. Zij is de initiatiefneemster van de experimenten met zuiveringsmoerassen op proefbedrijf Vredepeel en eerste projectleider van alle experimentele systemen. Als tweede willen we Frank van Dien bedanken. Hij heeft het technische ontwerp gemaakt van de zuiveringssystemen en de afgelopen jaren meegedacht over de interpretatie van de resultaten uit de systemen. Mede met zijn praktische kennis hebben we goed werkende systemen kunnen aanleggen en monitoren.

Ook willen we de medewerkers van het proefbedrijf in Vredepeel, in het bijzonder Harry Verstegen, Marc Kroonen en Jos van Meijel bedanken voor al het werk wat zij verzet hebben om de zuiveringsmoerassen op Vredepeel aan te leggen en te beheren en voor het uitvoeren van diverse metingen.

Ook willen we diverse collega's van Alterra bedanken: Jan van Bakel en Gert Jan Noij zijn vanaf het begin betrokken geweest bij de opzet en ontwerp van het beekbegeleidende vloeiveld langs de Eeuwselseloop, Antonie van Toorn, Willy de Groot, Jan van Kleef voor het uitvoeren van metingen in het beekbegeleidende vloeiveld langs de Eeuwselseloop en Wim Chardon en Joop Harmsen voor het meedenken rond het ijzerfilter voor het zuiveringsmoeras langs de Eeuwselseloop, de fosfaatnalevering van het zuiveringsmoeras met stro in Vredepeel en de uitvoering van de proef rond afbraak van stro en andere organische materialen onder de anaerobe omstandigheden van een zuiveringsmoeras.

We willen het Waterschap Peel en Maasvallei bedanken voor de bijdrage in de aanleg en de analysekosten van de watermonsters van de Eeuwselseloop en in het bijzonder Jac Peerboom en Vivian Moonen.

Tot slot willen we de financiers bedanken die dit onderzoek mogelijk gemaakt hebben: in de eerste jaren het ministerie van EL&I, DLG zuid en het Waterschap Peel en Maasvallei en in de laatste jaren vanaf 2009 het ministerie van I&M via het Innovatieprogramma KRW en het Waterschap Peel en Maasvallei.

De auteurs

Inhoudsopgave

pagina

NATUURLIJKE ZUIVERINGSSYSTEMEN <i>SAMENVATTING</i>	9
1 INLEIDING	13
1.1 Achtergrond en probleemstelling.....	13
1.2 Doelstelling en afbakening	14
1.3 Leeswijzer.....	15
2 ZUIVERINGSMOERASSEN VOOR VERWIJDERING VAN NITRAAT UIT DRAINWATER MET WATEROPSLAG TE VREDEPEEL	17
2.1 Probleemstelling en doel	17
2.2 Materiaal en methode.....	17
2.2.1 Theoretische achtergrond.....	17
2.2.2 Aanleg en uitvoering van zuiveringsmoerassen met waterreservoir	19
2.2.3 Metingen	25
2.2.4 Berekening effectiviteit van de zuiveringsmoerassen.....	28
2.2.5 Stro afbraakproef	28
2.3 Resultaten	29
2.3.1 Stikstofconcentratie drainwater	29
2.3.2 Hydraulische belasting zuiveringsmoerassen	29
2.3.3 Stikstof	33
2.3.4 Fosfaat	39
2.3.5 Kalium en natrium	40
2.3.6 Redoxpotentialen en zuurstof	43
2.3.7 Gewasopname	46
2.3.8 k_{a20} -waarden	46
2.3.9 Afbraakproef onder zuurstofloze omstandigheden	47
2.3.10 Conditie van het stro in het zuiveringsmoeras met stro	49
2.3.11 Vegetatie in de zuiveringsmoerassen.....	49
2.4 Discussie en conclusies.....	54
2.4.1 Effectiviteit van de zuiveringsmoerassen.....	54
2.4.2 Processen in de zuiveringsmoerassen	56
2.4.3 Inpasbaarheid	59
2.4.4 Conclusies.....	60
3 BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD MET RIET VOOR VERWIJDERING VAN NITRAAT UIT DRAINWATER TE VREDEPEEL.....	63
3.1 Probleemstelling en doel	63
3.2 Materiaal en methode.....	63
3.2.1 Aanleg en opzet.....	63
3.2.2 Metingen	66
3.3 Resultaten	66
3.3.1 Resultaten vóór 1 oktober 2007	66
3.3.2 Resultaten vanaf 1 oktober 2007	68
3.4 Discussie en conclusie	79
3.4.1 Effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld	79
3.4.2 Processen in de zuiveringsmoerassen	79
3.4.3 Inpasbaarheid	80
3.4.4 Conclusies.....	80

4	BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD MET RIET VOOR VERWIJDERING VAN FOSFAAT UIT DRAIN- EN SLOOTWATER LANGS DE EEUWSELSE LOOP	81
4.1	Inleiding	81
4.2	Inrichting zuiveringsmoeras	81
4.2.1	Zuiveringsmoeras en herkomst water	81
4.2.2	Meetapparatuur	83
4.2.3	Vegetatieontwikkeling	84
4.3	Metingen	88
4.3.1	Oppervlaktewater	88
4.3.2	Bodembemonstering	93
4.3.3	Grondwaterbepalingen	96
4.3.4	Plantmateriaal	98
4.3.5	Sedimentatie metingen	100
4.3.6	Balans	101
4.4	Ijzerfilter	103
4.4.1	Laboratoriumexperiment	103
4.4.2	Veldexperiment eerste resultaten najaar 2010 – voorjaar 2011	104
4.5	Algemene conclusies	105
4.6	Aanbevelingen voor vervolg van metingen	106
5	SYNTHESE TECHNISCHE RESULTATEN NATUURLIJKE ZUIVERINGSMOERASSEN	107
5.1	Kenmerken van de verschillende zuiveringsmoerassen	107
5.2	Vergelijk resultaten verschillende typen moerassen	108
5.2.1	Vergelijking concentraties	108
5.2.2	Vergelijking zuiveringsrendementen	112
5.2.3	Vergelijking seizoenszuiveringsrendementen	115
5.2.4	Vergelijking effectiviteit met andere experimenten	117
5.3	Technische conclusies over de zuiveringssystemen	118
6	PERSPECTIEVEN VAN NATUURLIJKE ZUIVERING VAN DRAINAGE- EN SLOOTWATER IN DE LANDBOUW ..	121
6.1	Aanpak	121
6.2	Kosten en kosteneffectiviteit van de aangelegde zuiveringsmoerassen te Vredepeel	122
6.3	Ontwerpen van natuurlijke zuiveringsmoerassen voor de praktijk	123
6.3.1	Ontwerpen voor opschaling	123
6.3.2	Variant 1: zuiveringsmoeras voor een klein perceel	125
6.3.3	Variant 2: zuiveringsmoeras op perceelsniveau (groot perceel) met vijver	125
6.3.4	Variant 3: zuiveringsmoeras op perceelsniveau (groot perceel) zonder vijver	125
6.3.5	Variant 4: beekbegeleidend zuiveringsmoeras	126
6.3.6	Variant 5: zuiveringsmoeras op gebiedsniveau met vijver	126
6.3.7	Variant 6: zuiveringsmoeras op gebiedsniveau zonder vijver	126
6.3.8	Variant 7: zuiveringsmoeras in bestaande sloten op gebiedsniveau	127
6.3.9	Overzicht varianten	128
6.4	Kosten en kosteneffectiviteit van natuurlijke zuiveringsmoerassen	129
6.4.1	Kosten bij opschaling van natuurlijke zuiveringsmoerassen	129
6.4.2	Kosteneffectiviteit bij opschaling van natuurlijke zuiveringsmoerassen	131
6.5	Toepasbaarheid van natuurlijke zuivering van drainagewater	132
6.5.1	Koppeling andere functies	132
6.5.2	Externe effecten	133
6.5.3	Inpasbaarheid in bedrijfsvoering en gebied	133
6.5.4	Beheer en verantwoordelijkheid	134
6.5.5	Financiering	135

6.6	Vergelijking andere maatregelen	135
6.6.1	Typen maatregelen	135
6.6.2	Vergelijking kosten en kosteneffectiviteit.....	136
7	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	139
7.1	Algemene conclusies.....	139
7.1.1	Technische resultaten	139
7.1.2	Kosten en perspectieven	141
7.2	Aanbevelingen	142
7.2.1	Aanbevelingen voor landelijk beleid.....	142
7.2.2	Aanbevelingen voor initiatiefnemers en beheerders van zuiveringsmoerassen	142
7.2.3	Aanbevelingen voor nader onderzoek	142
	REFERENTIES.....	143
	BIJLAGE 1 SAMENSTELLEN GROND IN ZUIVERINGSMOERASSEN MET WATEROPSLAG TE VREDEPEEL ..	147
	BIJLAGE 2 CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET GRONDWATER (2007-2009) VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	149
	BIJLAGE 3 SAMENSTELLING RIETPLANTEN VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	151
	BIJLAGE 4 DE TEXTUUR VAN DE BODEM EN HET SEDIMENT (2007 EN 2008-2010) VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	153
	BIJLAGE 5A CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN DE BODEM (2007-2010) VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	155
	BIJLAGE 5B CHEMISCHE SAMENSTELLING BODEM VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	159
	BIJLAGE 6A SAMENSTELLING VAN HET SEDIMENT VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	163
	BIJLAGE 6B SEDIMENTSAMENSTELLING VAN HET BEEKBEGELEIDEND VLOEIVELD LANGS DE EEUWSELSELOOP	165
	BIJLAGE 7 WATERKWALITEIT MIDDENPEELLOSSING EN EEUWSELSELOOP (2007).....	167
	BIJLAGE 8 BEREKENING KOSTEN EN KOSTENEFFECTIVITEIT VOOR DE 7 VARIANTEN.....	169

Natuurlijke Zuiveringssystemen

Samenvatting

Aanleiding en doel

Zuiveringsmoerassen kunnen een grote bijdrage leveren om de doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) te realiseren. Zuiveringsmoerassen kunnen een goede aanvulling zijn op het verminderen van stikstof- en fosfaatemissies uit de landbouw, met name op zandgronden in Zuidoost Nederland. In eerdere verkenningen worden helofytenfilters of zuiveringsmoerassen als kosteneffectieve maatregelen gezien. De onzekerheid over de effectiviteit en kosteneffectiviteit van deze systemen is groot.

Om betere uitspraken hierover te kunnen doen heeft Alterra en Praktijkonderzoek Plant & Omgeving in de periode 2005-2010 onderzoek uitgevoerd naar de technische mogelijkheden en de perspectieven van diverse systemen van zuiveringsmoerassen. Dit onderzoek is in de laatste 2 jaar gefinancierd vanuit het Innovatieprogramma KRW. Diverse experimenten op kleine schaal zijn gemonitord gedurende een aantal jaar. Naast de effectiviteit en kosten is ook gekeken naar de landbouwkundige inpasbaarheid, het ruimtebeslag en de combineerbaarheid met andere functies in het landelijke gebied van verschillende typen zuiveringsmoerassen die nitraat en/of fosfaat verwijderen uit landbouwwater.

De zuiveringsmoerassen

Een aantal zuiveringsmoerassen zijn getest:

- zuiveringsmoerassen voor verwijdering van nitraat uit drainwater met wateropslag voor een maximaal zuiveringsrendement op perceels- en bedrijfsniveau voor uitspoelingsgevoelige teelten.
 - vloeiveld met riet (goedkoop maar minder efficiënt)
 - horizontaal doorstroomd zuiveringsmoeras met riet (efficiënt, maar duurder en trage start)
 - horizontaal doorstroomd zuiveringsmoeras ingewerkt met stro (voor toepassing op boerenbedrijf)
- beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van nitraat uit drainwater zonder wateropslag (goedkoper en lager

ruimtegebruik) op bedrijfs- en regionaal niveau.

- beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van fosfaat uit drain- en slootwater met ijzerfilter op bedrijfs- en regionaal niveau.

In tabel S1 staat een karakterisering van de diverse systemen.

In de zuiveringsmoerassen zijn de hoeveelheden in en uitgaand water gemeten en zijn de concentraties totaal stikstof, nitraat, totaal fosfor en fosfaat van zowel het influent als het effluent debietproportioneel bepaald. Hiermee is het zuiveringsrendement in % en kg/ha zuiveringsmoeras uitgerekend. In het vloeiveld langs de Eeuwseloop zijn tevens bodembemonsteringen gedaan om de sedimentatie van fosfor te bepalen. Daarnaast zijn in de zuiveringsmoerassen aanvullende metingen, zoals gewasopname en redoxpotentialen om de processen te kunnen verklaren.



Zuiveringsmoerassen met wateropslag op PPO-proefbedrijf Vredepeel in de zomer. Vooraan de drie zuiveringsmoerassen, achteraan de wateropslag.

Zuiveringsrendementen en retentie

In de zuiveringsmoerassen met wateropslag zijn op jaarbasis zuiveringsrendementen bereikt van 60 tot 80%, waarmee omgerekend per ha zuiveringsmoeras hoeveelheden van 1000 tot meer dan 2500 kg stikstof werden verwijderd (figuur S1). Het horizontaal doorstroomde filter

Tabel S1. Karakteristieken van de geteste zuiveringsmoerassen en vloeivelden.

	Zuiveringsmoerassen met wateropslag			Beekbegeleidende vloeivelden	
	Vloeiveld	Horizontaal zuiveringsmoeras met riet	Horizontaal zuiveringsmoeras met stro	Voor stikstof	Voor fosfaat
Locatie	PPO-proefbedrijf Vredepeel			PPO-proefbedrijf Vredepeel	Ospel langs Eeuwseloop
Type + internationale benaming (Vyzamal 2010)	Vloeiveld (surface flow)	Horizontaal doorstroomd (horizontal flow)	Horizontaal doorstroomd (horizontal flow)	Vloeiveld (surface flow)	
Hoofdelement van zuivering	Stikstof			Stikstof	Fosfaat
Vegetatie	Riet	Riet	Rietzwenkgras/ natuurlijke vegetatie	Riet	
Maaibeheer	Maart			Maart	September
Lengte (m)	10	5	5	25	290
Afmeting (m ²)	64	32	32	75	1300
Locatie	Op perceel			Langs watergang	
Startjaar meting	2006			2007	
Hydraulische belasting (mm/dag)	8-50	15-100	15-100	0-1000	100

met riet had een aanlooperperiode van drie jaar nodig voordat het goed functioneerde. De inlaatconcentraties waren na 2008 lager dan daarvoor waardoor de hoeveelheden gezuiverde stikstof lager waren. Het horizontaal doorstroomde filter met stro heeft de hele meetperiode van 5 jaar een hoog rendement gehad. In het vloeiveld werd, met uitzondering van 2008, ook goede zuiveringspercentages gehaald. Omdat het filter twee zo groot was als de horizontaal doorstroomde filters was de hoeveelheid gezuiverde stikstof de helft van de andere twee.

In het beekbegeleidend vloeiveld voor verwijdering van stikstof was de stikstofverwijdering in percentages gering omdat de wateraanvoer met name in de winterperiode was, wanneer er weinig zuivering optreedt. In een deel van de zomer stond het vloeiveld droog als gevolg van te weinig drainwater en werd de zuiveringscapaciteit minder goed benut. Het nog jonge vloeiveld presteerde wisselend, maar in 2009 werd zelfs meer stikstof gezuiverd dan in het vloeiveld met gereguleerde aanvoer vanuit de waterzak.

Het beekbegeleidende vloeiveld langs de Eeuwseloop zuivert ook stikstof en had een regelmatigere wateraanvoer in vergelijking met het vloeiveld in Vredepeel en een vrij lange verblijftijd. Het zuiveringspercentage was dan ook beduidend hoger, maar uitgedrukt in kg N/ha werd minder gezuiverd mede vanwege veel lagere

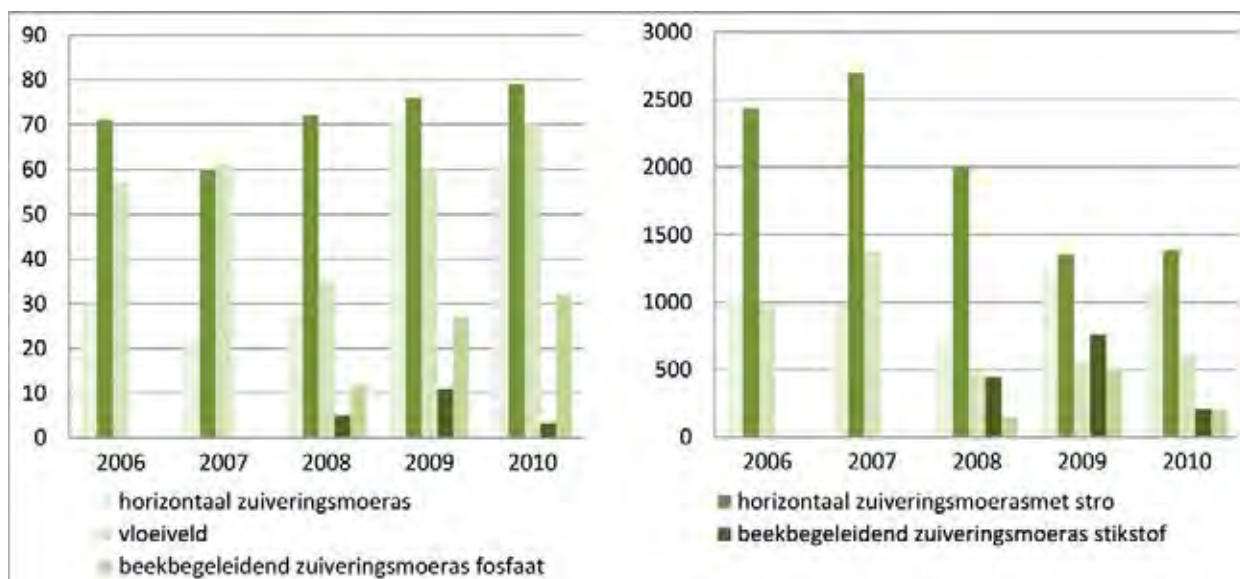
stikstofconcentraties in het influent.

Het P-gehalte in het drainwater van Vredepeel was zeer laag en op een aantal pieken na als gevolg van nalevering, bleef de concentratie fosfor onder de MTR-waarde van 0,3 mg/l. De zuiveringscapaciteit voor fosfor van de moerassen op Vredepeel is daarom onduidelijk.

In het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop werd door sedimentatie en binding de inlaatconcentratie van fosfaat met gemiddeld meer dan 50% verlaagd naar 0,22 mg/l; een retentie van 14 kg fosfaat per ha per jaar. Alleen in piekperiodes wordt de MTR overschreden. De verwijdering van totaal fosfor lag gemiddeld iets onder de 50%. Het eind 2010 geplaatste ijzerfilter lijkt het fosforgehalte verder te verlagen.



Beekbegeleidend vloeiveld voor fosfaatverwijdering langs de Eeuwselse loop.



Figuur S1. Zuiveringsrendementen per jaar in % stikstof verwijderd (links) en retentie in kg/ha stikstof verwijderd (rechts)

Kosteneffectiviteit en inpasbaarheid

De geteste systemen zijn zeer klein van omvang en zijn daarom niet zinvol om te gebruiken in een berekening voor kosteneffectiviteit. Daarom is gekozen om een 7 varianten door te rekenen die meer realistisch zijn voor een praktijktoepassing variërend van perceelsniveau tot gebiedsniveau, met en zonder wateropslag (vijver). Er is ook een variant meegenomen met zuivering in het bestaande slootsysteem.

De kosteneffectiviteit, uitgedrukt in euro's per gezuiverde hoeveelheid stikstof of fosfor, wordt gunstiger op grotere schaalniveaus (figuur S2). Zuivering is dan wel wat verder verwijderd van de bron, waarmee de effectiviteit wel lager is. De keuze voor een wateropslag heeft niet veel invloed op de kosteneffectiviteit maar wel op het ruimtebeslag dat hierdoor sterk stijgt. Voor fosfaat is de kosteneffectiviteit berekend op € 115 per kg fosfaat. De berekeningen zijn eerste schattingen. De daadwerkelijke kosten en effectiviteit zijn sterk afhankelijk van het precieze gebied, de concentraties van stikstof en fosfaat in het water en de mogelijkheden voor koppeling aan andere functies.

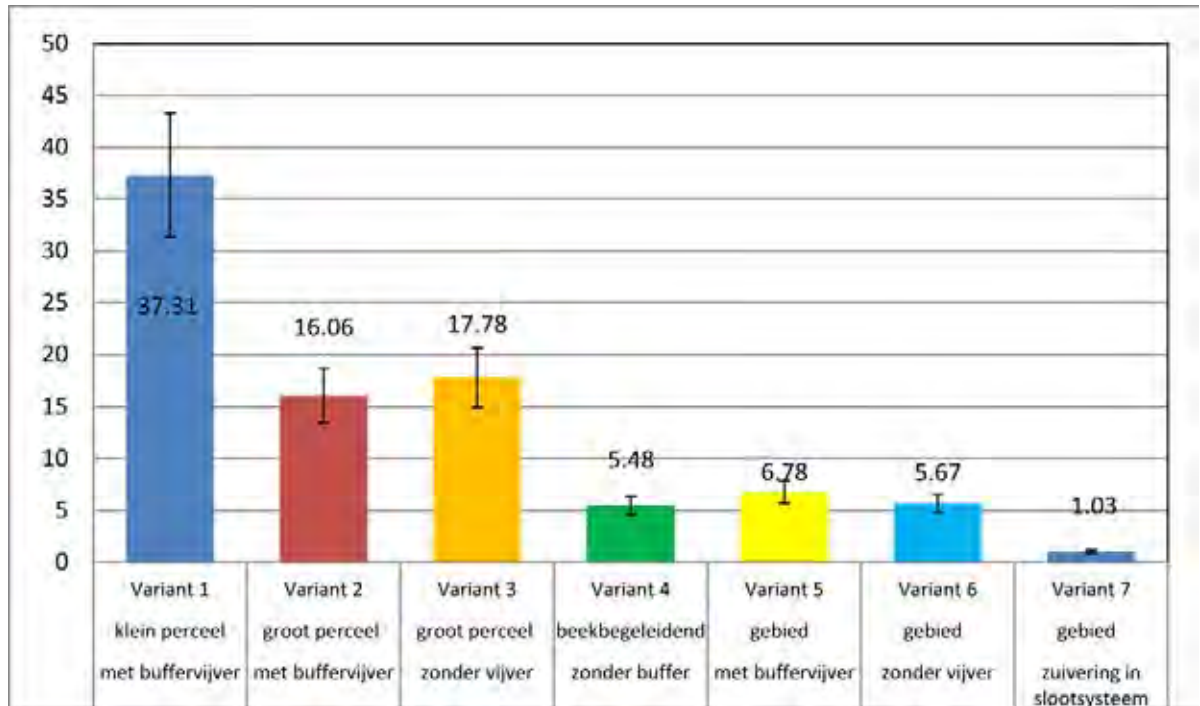
Op grotere schaal ontstaan meer mogelijkheden voor combinatie met overige functies als waterberging, natuur, recreatie en biomassaproductie. Een waterreservoir in de vorm van een aangelegde vijver kan deze functies verder versterken. Het afstemmen van rietbeheer

op de retentie van nutriënten in de sloot is waarschijnlijk al bij een laag verwijderingspercentage een zeer kosteneffectieve maatregel op gebiedsniveau. Deze retentie zal sterk fluctueren wegens ongecontroleerde omstandigheden, maar wordt wel door het hele gebied gerealiseerd.

Agrarische ondernemers zullen wegens het ontbreken van baten niet vrijwillig gaan investeren in de aanleg en beheer van zuiveringsmoerassen. Gezien het belang van de waterkwaliteit en de gunstige kosteneffectiviteit van zuiveringsmoerassen op gebiedsniveau, lijkt aanleg en beheer onder verantwoordelijkheid van waterschappen het meest logisch.



Beekbegeleidend vloeveld voor nitraatverwijdering op PPO-proefbedrijf Vredepeel met links de sloot en achteraan één van de debietproportionele meetunits.



Figuur S2. Kosteneffectiviteit in € per kg verwijderde stikstof van diverse varianten van zuiveringsmoerassen op diverse schaalniveaus met en zonder wateropslag

Conclusies

De aanleg van zuiveringsmoerassen is een effectieve en kosteneffectieve maatregel voor het verwijderen van stikstof en fosfaat in gedraineerde gebieden en gebieden met veel oppervlakte water. Zuiveringsrendementen liggen voor stikstof boven de 60% en voor fosfaat boven de 40% bij gecontroleerde wateraanvoer.

De kosteneffectiviteit ligt in de orde van € 5 tot 40 per kg verwijderd stikstof afhankelijk van de keuze van variant. De kosteneffectiviteit van fosfaat is € 115 per kg fosfor.

De meetperiode van 3,5 tot 5 jaar is nog kort om hele harde conclusies te trekken. Onduidelijk is wat het rendement en de kosten zijn over de hele levensduur van een zuiveringsmoeras.



Zuiveringsmoerassen op proefbedrijf Vredepeel met wateropslag in winterperiode

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en probleemstelling

De Nederlandse landbouw is één van de belangrijkste bronnen van stikstof en fosfaat naar het oppervlakte water. De Nederlandse Landbouw moet grote inspanningen verrichten om een bijdrage te leveren aan het realiseren van de doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW), een goede ecologische kwaliteit van het oppervlakte water. Het huidige landbouwbeleid is vooral gericht op brongerichte maatregelen, met name het terugdringen van het gebruik van stikstof en fosfaat. De verwachting is dat dit beleid niet toereikend zal zijn om de doelen van de KRW te bereiken. Vooral niet op de zandgronden in Zuidoost Nederland (van der Bolt et al., 2008; Ligtvoet et al., 2008, de Haan et al. 2010). Tegelijkertijd richten de waterbeheerders zich vooral op maatregelen voor de grotere wateren. Voor de kleinere wateren en in de haarvaten van het watersysteem worden weinig maatregelen voorgesteld.

Van verschillende kanten is aangegeven dat helofytenfilters of zuiveringsmoerassen een mogelijke oplossing kan zijn voor het zuiveren van water uit landbouwgebieden. In het buitenland is veel ervaring opgedaan met zuiveringsmoerassen op boerenland (Dunne *et al.*, 2005; Paludan *et al.*, 2002; Braskerud *et al.*, 2002; Crumpton, 2000; Borin *et al.*, 2001). In de Baltische staten zijn in de negentigerjaren van de vorige eeuw meer dan 1000 wetlands aangelegd om de stikstofbelasting van de Oostzee te verminderen (zie o.a. Paludan *et al.*, 2002). In meerdere Europese landen zijn ervaringen opgedaan met name met fosfaat. In Denemarken (Hoffman et al. 2009), in Engeland () en in Duitsland (), Tsjechië (Vyzamal 2009). Ook in de Verenigde Staten wordt door de overheid in het Wetlands Reserve Program de aanleg van (zuiverings)moerassen en moerasbufferstroken op boerenland (N-farming) gestimuleerd (Hey, 2002; Hey *et al.*, 2005; Kadlec, 2005). Dit programma verleent technische en financiële assistentie aan agrariërs die wetlands willen beheren. De aanleg van moerassen, helofytenfilters en moerasbufferstroken wordt in diverse landen als Best Management Practice gezien.

Echter de situatie in het buitenland wijkt sterk af van de situatie in Nederland. Gebruik van zuiveringsmoerassen voor zuivering van drainwater is nieuw (met opslag of beekbegeleidend), zowel in binnen- als buitenland. Er wordt zover bekend uit de (inter)nationale literatuur geen onderzoek gedaan naar de effectiviteit van dergelijke moerassen in niet hellend terrein langs sloten die worden gevoed door drainagewater. In het buitenland is vooral ervaring met gebruik van zuiveringsmoerassen voor zuivering van oppervlakkige afstroming.

Door van der Bolt e.a., 2008 en Ligtvoet e.a. (2008) worden in de Ex-ante evaluatie landbouw en KRW helofytenfilters als kosteneffectieve maatregelen gezien om emissies van stikstof en fosfaat te verminderen. Helofytenfilters bleken de op één na kosteneffectiefste maatregel voor verwijdering van stikstof. Wel werd aangegeven dat de onzekerheid over de kosteneffectiviteit van helofytenfilters groot is. Ook voor andere maatregelen is de kosteneffectiviteit onzeker. Zowel de toenmalige staatssecretaris van Verkeer en Waterstaat als de toenmalige minister van LNV hebben zich positief uitgelaten over de mogelijkheden van toepassing van zuiveringsmoerassen.

Op het PPO-proefbedrijf Vredepeel (Zuidoostelijk Zandgebied) is het afgelopen decennium uitgebreid onderzoek verricht naar systeeminnovaties in de gangbare en biologische landbouw om emissies van stikstof uit de landbouw naar het grond- en oppervlaktewater zoveel mogelijk tegen te gaan. Het blijkt dat met brongerichte maatregelen belangrijke vooruitgang kan worden geboekt, maar dat met name voor nitraat de waterkwaliteitsnorm voor oppervlaktewater en grondwater nog steeds niet wordt gehaald. Aanvullende zeer vergaande brongerichte maatregelen (afvoer gewasresten, minder bemesten dan het landbouwkundig advies e.d.) en/of effectgerichte maatregelen zijn dan ook noodzakelijk om de doelen te

halen (de Haan et al. 2010). Vanuit deze notie zijn in 2005 zuiveringsmoerassen aangelegd met een wateropslag om op bedrijfsniveau nitraat uit drainwater te halen (Clevering et al., 2004; Haan, 2005). In 2007 is hier een beekbegeleidend vloeiveld zonder wateropslag aan toegevoegd.

In 2006 heeft Alterra een Plan van Aanpak en Monitoring geschreven van maatregelen tegen fosfaatbelasting van het oppervlaktewater in het landelijk gebied voor het proefproject Fosfaatpilot Noord en Midden Limburg (Noij et al., 2006). Ook in dit kader is een zuiveringsmoeras als potentiële maatregel benoemd en aangelegd langs de Eeuwselseloop in de buurt van Ospel in Limburg.

In Nederland is slechts beperkt ander onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden om zuiveringsmoerassen in te zetten om de stikstofbelasting vanuit de landbouw te verminderen. Uitzonderingen zijn het onderzoek op het landgoed Het Lankheet naar de effectiviteit van zuiveringsmoeras met riet om beekwater te zuiveren (Blaeij, 2008 et. al.; Meerburg et. al., 2010) en het onderzoek van de Universiteit van Utrecht naar de effectiviteit van moerasbufferstroken langs de Chaamse beek (Antheunisse, 2008). Door het waterschap Hunze en Aa's zijn langs de Hunze meerdere moerassen met verschillende begroeiing aangelegd (Mouissie en van Diggelen & Vegter 2009)

De zuiveringsmoerassen op het proefbedrijf in Vredepeel en langs de Eeuwselseloop hadden in 2008 nog slechts een beperkte meetperiode achter de rug, terwijl de financiering van de metingen en onderzoek in 2008 zou aflopen. Van zuiveringsmoerassen is bekend dat de effectiviteit nog kan stijgen in de loop van de tijd. Met 1 tot 3 meetjaren kon nog geen definitief oordeel worden geveld over de (kosten)effectiviteit van de zuiveringsmoerassen. Daarom is een aanvraag gedaan bij het Innovatieprogramma KRW om de monitoring van deze zuiveringsmoerassen voor te zetten.

1.2 Doelstelling en afbakening

Het doel van het project is om inzicht te krijgen in de effectiviteit, de kosten, de landbouwkundige inpasbaarheid, het ruimtebeslag en de combineerbaarheid met andere functies in het landelijke gebied van verschillende typen zuiveringsmoerassen die nitraat en/of fosfaat verwijderen uit landbouwwater. In tabel 1.1. staat een overzicht van de geteste zuiveringsmoerassen met hun internationale naamgeving.

Tabel 1.1. Geteste zuiveringsmoerassen en hun internationale naam (Vymazal 2010)

Type zuiveringsmoeras	Internationale naam	Plaats onderzoek
zuiveringsmoerassen voor verwijdering van nitraat uit drainwater met wateropslag	vloeiveld met riet	Surface flow
	horizontaal infiltratiefilter met riet	Horizontal subsurface flow
	horizontaal infiltratiefilter met stro	Horizontal subsurface flow
beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van nitraat uit drainwater	Surface flow	Vredepeel
beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van fosfaat uit drain- en slootwater	Surface flow	Ospel langs Eeuwselseloop

De resultaten van het project zullen bediscussieerd worden met gebiedspartijen (o.a. boeren en waterschappen) enerzijds voor overdracht van informatie, anderzijds voor informatie over draagvlak bij gebiedspartijen. Aan de hand van de resultaten zullen adviezen over een aangepast beheer of andere inrichting van zuiveringsmoerassen worden opgesteld.

In het project zijn de volgende activiteiten uitgevoerd:

- Veldonderzoek naar de effectiviteit van de verschillende zuiveringsmoerassen

- Perspectievenstudie naar de kosten, baten en toepassingsmogelijkheden van verschillende zuiveringsmoerassen
- Communicatie naar belanghebbenden
- Eindrapportage

De zuiveringsmoerassen zijn opgezet als praktijkexperiment. Deze zijn aangelegd op kleine schaal in een praktijksituatie en kunnen eenvoudig worden opgeschaald naar praktijksituaties. Het project is uitgevoerd door Alterra en Praktijkonderzoek Plant & Omgeving en gefinancierd vanuit het Innovatieprogramma KRW. De watermonsters van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwselsche loop zijn geanalyseerd door Intertek en betaald door Waterschap Peel en Maasvallei.

1.3 Leeswijzer

In het vervolg van het rapport worden in de hoofdstukken 2, 3 en 4 afzonderlijk de aanleiding, opzet, meetmethoden en resultaten van de zuiveringsmoerassen behandeld. Hoofdstuk 2 behandelt de zuiveringsmoerassen voor verwijdering van nitraat uit drainwater met wateropslag. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 het beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van nitraat uit drainwater behandeld en tot slot in hoofdstuk 4 het beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van fosfaat uit drain- en slootwater.

In hoofdstuk 5 worden de resultaten van de diverse systemen naast elkaar gezet en bediscussieerd. In hoofdstuk 6 wordt aandacht besteed aan de perspectieven van de zuiveringsmoerassen. De kosten van de systemen wordt berekend en een verkenning wordt uitgevoerd naar de kosten en kosteneffectiviteit bij opschaling van deze systemen naar perceels- en bedrijfsniveau en regionaal niveau. Tevens worden een aantal nevenvoordelen en koppelingen met andere doelstellingen in het landelijk gebied besproken. Hoofdstuk 7 sluit af met algemene conclusies en aanbevelingen.

2 Zuiveringsmoerassen voor verwijdering van nitraat uit drainwater met wateropslag te Vredepeel

2.1 Probleemstelling en doel

De aanleiding voor het aanleggen van zuiveringsmoerassen voor verwijdering van nitraat uit drainwater kwam voort uit het project Nutriënten Waterproof dat gericht was op maximale beperking van de emissies van nutriënten uit de open teelten op zandgronden (Haan, 2006). In een analyse bij de opzet van het project was de conclusie dat emissies onvermijdbaar zijn maar dat emissies naar oppervlakte water sterk kunnen worden gereduceerd met een zuiveringsmoeras. Vanwege het projectdoel is ook voor de zuiveringsmoerassen gekozen voor een variant met wateropslag. Hierdoor kan in de winterperiode nitraatrijk drainwater worden opgevangen, en gedurende de zomerperiode, wanneer de verwijderingscapaciteit van de zuiveringsmoerassen hoger is, door de zuiveringsmoerassen worden geleid. De verwachting is dat een dergelijk zuiveringsmoeras met wateropslag een veel hoger effectiviteit dan van zuiveringsmoerassen die op natuurlijke wijze (hoog in de winter, maar laag in de zomer) hydraulisch worden belast.

Het doel was om de effectiviteit van verschillende typen zuiveringsmoerassen met wateropslag te bepalen voor de verwijdering van nitraat uit drainwater (vloeiveld met riet, horizontaal infiltratiefilter met riet en een horizontaal infiltratiefilter met stro. Hierbij ging het vooral om het opvangen van het deel van het drainwater met hoge nitraatconcentraties bij intensieve vollegrondsteelten zoals vollegrondsgroenten. De omvang van het totale systeem was er dus opgericht om ongeveer een kwart van het drainwater op te vangen en te zuiveren en niet om alles op te vangen. De zuiveringsmoerassen zijn ontworpen voor perceels- of bedrijfsschaal te functioneren. Dit vanuit de gedachte dat het zuiveren bij de bron het meest efficiënt is omdat er nog geen verdunning is opgetreden en het water de hoogste concentraties stikstof heeft.

In de Haan (2005) is het ontwerp van de gelijkmatig belaste zuiveringsmoerassen verder uitgewerkt en een gedetailleerd ontwerp is gemaakt door Frank van Dien van Ecofy (Ecofy, 2004). De zuiveringsmoerassen zijn in 2005 aangelegd en de metingen zijn eind 2005 gestart.

In dit verslag wordt ingegaan de op theoretische achtergrond (paragraaf 2.2.1), ontwerp en aanleg van de zuiveringsmoerassen (paragraaf 2.2.2) en de metingen (paragraaf 2.2.3). De resultaten zijn beschreven in hoofdstuk 2.3. In hoofdstuk 2.4 worden de resultaten bediscussieerd en conclusies getrokken. In de volgende tekst en figuren worden de verschillende zuiveringsmoerassen als volgt kort benoemt:

- vloeiveld met riet: vloeiveld,
- horizontaal infiltratiefilter met riet: horizontaal zuiveringsmoeras
- horizontaal infiltratiefilter met stro: zuiveringsmoeras met stro

2.2 Materiaal en methode

2.2.1 Theoretische achtergrond

Samenstelling drainwater

Op het proefbedrijf Vredepeel spoelt 96% van de stikstof in drainwater als nitraat uit. De hoeveelheid ammonium in het drainwater is verwaarloosbaar. Verondersteld wordt dat ca. 4% van de stikstof organisch gebonden is. De fosfaatconcentratie van het drainwater is veelal lager dan 0,05 mg/L. Het ontwerp van de zuiveringsmoerassen is daarom gericht op de verwijdering van nitraat.

Nitraatverwijdering

Voor de verwijdering van nitraat is denitrificatie verreweg het belangrijkste proces. Denitrificatie treedt op onder zuurstofloze omstandigheden (redoxpotentiaal < 300 mV). De intensiteit van het denitrificatieproces wordt sterk bepaald door de temperatuur, nitraatbelasting en de aanwezigheid van een gemakkelijk afbreekbare koolstofbron.

Relatie temperatuur en nitraatverwijdering

De onderstaande vergelijking laat de relatie tussen temperatuur en nitraatverwijdering in moerassen zien:

$$k_{aT} \equiv k_{a20} * \theta^{(T-20)}$$

k_{aT} afnamesnelheid van stikstof per oppervlakte-eenheid (m/dag)

θ temperatuurcoëfficiënt voor stikstofverlies

T temperatuur (°C)

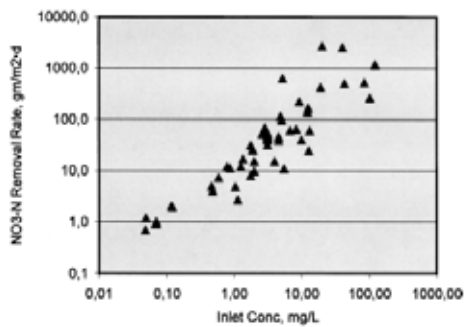
Voor de temperatuurcoëfficiënt θ wordt een waarde van 1,09 aangehouden (Kadlec & Knight, 1996; Crumpton, 2001). Dit betekent dat per 8 °C temperatuurstijging de effectiviteit met een factor 2 toeneemt. Onder Nederlandse omstandigheden betekent dit dat in de warmste zomermaanden het denitrificatieproces bijna 4x sneller verloopt als in de koudste wintermaanden (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Gemiddelde maandelijks temperatuur en de berekende efficiëntie van nitraat-stikstofverwijdering t.o.v. 20°C (efficiëntie bij 20°C op 100 gesteld) en de maandgemiddelde dagelijkse verwijdering van nitraat-N (in kg/ha/dag) bij een jaarlijkse totale stikstofverwijdering tussen de 1000 en 3000 kg N per ha zuiveringsmoeras.

	Temp °C	efficiëntie %	Jaarlijkse stikstofverwijdering (kg/ha)				
			1000	1500	2000	2500	3000
			Dagelijkse stikstofverwijdering (kg/ha)				
jan	2,8	22.7	1.4	2.1	2.7	3.5	4.1
feb	2,9	22.9	1.4	2.1	2.8	3.5	4.1
maart	5,6	28.9	1.7	2.6	3.5	4.3	5.2
april	8,1	36.0	2.2	3.3	4.3	5.5	6.5
mei	12,3	51.8	2.4	3.6	4.8	6.0	7.3
juni	14,9	64.7	3.9	5.9	7.8	9.8	11.6
juli	17,1	78.2	4.7	7.1	9.4	11.8	14.1
aug	17,2	78.7	4.7	7.1	9.5	11.8	14.2
sept	14,4	61.8	3.7	5.6	7.4	9.3	11.1
okt	10,6	44.7	2.7	4.1	5.4	6.8	8.0
nov	6,5	31.5	1.9	2.9	3.8	4.8	5.6
dec	4,1	25.5	1.5	2.3	3.1	3.8	4.6
gem	9,7	45.6	2.7	4.1	5.4	6.8	8.0

Nitraatbelasting

Uit de internationale literatuur blijkt dat nitraatverwijdering toeneemt met het logaritme van de nitraatconcentratie (zie Figuur 2.1). Echter bij zeer hoge inlaatconcentraties (> 10 mg/l nitraat-N) wordt deze relatie minder duidelijk. Dit betekent dat bij hogere concentraties de hydraulische belasting te hoog wordt voor een efficiënte verwijdering van nitraat, daarnaast kan ook de hoeveelheid koolstof beperkend worden.

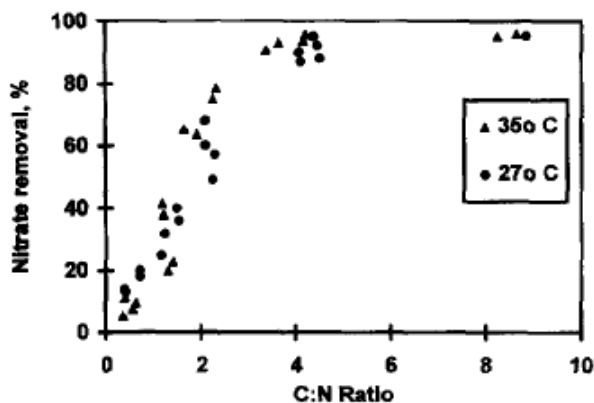


Figuur 2.1. De relatie tussen de nitraatconcentratie van het influent en nitraat-N verwijdering Kadlec (2005) in *Journal of Environmental Science and health, Part A*, 40(6): 1307-1330.

Koolstof

Drainwater is vergeleken met afvalwater relatief zuurstofrijk, maar koolstofarm. Dit betekent dat in zuiveringsmoerassen koolstof aanwezig moet zijn om achtereenvolgens de zuurstof- en nitraatconsumptie door facultatief anaerobe micro-organismen te stimuleren (zie Figuur 2.2). Het is dus nodig om een koolstofbron in zuiveringsmoerassen aan te brengen, bijvoorbeeld door ondergedoken waterplanten of helofyten aan te planten of door gewasresten aan te brengen.

Voor denitrificatie van 1 kg nitraat-N is 1.107 kg C nodig (Kadlec, 2002). Onder aerobe omstandigheden wordt stro vrij gemakkelijk afgebroken. In het Handboek voor de Akkerbouw (Anonymus, 1989) wordt voor graanstro een humificatiecoëfficiënt van 0.3 gegeven, wat betekent dat 70% van de organische stof uit stro in het eerste jaar wordt afgebroken. Onder anaerobe condities is denitrificatie het overheersende proces en is lignine niet afbreekbaar. Door Baker (1998) en Ingersoll *et al.* (1998) wordt ervan uitgegaan dat uit lisdoddestrooisel ca. 20% van de koolstof beschikbaar komt. Hume *et al.* (2002) houdt 8% aan als gemiddelde voor moerasvegetatie en Kadlec (2005) 15%.



Figuur 2.2. De relatie tussen de C:N verhouding en nitraatverwijdering uit Ingersoll et al. (1998). Overgenomen uit *Water Research* 32(3): 677-684.

2.2.2 Aanleg en uitvoering van zuiveringsmoerassen met waterreservoir

Percelen en drainage

Drainwater wordt opgevangen van percelen 19 en 29 op PPO-proefbedrijf Vredepeel. Perceel 19 heeft een oppervlak van 1.4 ha, perceel 29 van 1.2 ha. Totaal oppervlak is 2.6 ha. In 2004 is de drainage geheel vernieuwd en aangelegd op een onderlinge afstand van 6 meter en een diepte van rond de 80 cm onder maaiveld. De drains zijn aangesloten op een verzameldrain, maar kunnen desgewenst ook vrij uitstromen.

De verzameldrain komt uit in een put, vanuit de put wordt het drainwater in de waterzak gepompt. Opslag van alle drainwater is niet rendabel, daarom wordt gekozen voor het opvangen van alleen hoge concentraties stikstof bij de meest uitspoelingsgevoelige teelten (geschat op 25% van het areaal). Hiervoor is een gesloten drainagesysteem noodzakelijk waarop in principe alle percelen (in verband met gewasrotaties) worden aangesloten en een opslagcapaciteit van minimaal 250 m³ ha⁻¹ landbouwgrond. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat opvang van 100 mm water met daarin 25-50 kg N nodig is voor 25% van het areaal.

Gewassen en bemesting

In Figuur 2.3 staan de gewassen zoals geteeld in 2005, 2006, 2007 en 2008 in het project Nutriënten Waterproof. De gewassen zijn bemest volgens het bemestingsplan van Nutriënten Waterproof (de Haan, 2005) gericht op een optimale opbrengst bij een zo laag mogelijke bemesting. Hierdoor is de bemesting over het algemeen lager dan volgens de algemeen geldende bemestingsadviezen. De gewassen zijn berekend naar behoefte, dit ter beoordeling van de bedrijfsleider van het proefbedrijf. Op het linkerperceel zijn de gewassen zomergerst, buxus, roos en suikerbiet geteeld. Op het rechterperceel zijn diverse groentegewassen geteeld, waaronder de uitspoelingsgevoelige groentegewassen prei, sla en spinazie en de minder uitspoelingsgevoelige gewassen erwten en boon. In 2007 is het rechterperceel volledig ingezaaid met erwten gevolgd door een teelt raketblad. In 2008 is op het volledige linker perceel maïs geteeld met daarna een groenbemester die zich slecht ontwikkelde. Op het volledige rechter perceel is wintergerst gezaaid met een bladrammenas groenbemester. Op beide percelen lagen enkele kleinere proeven (links een aaltjesproef, rechts proef met herfstbloemkool en late aardbeien). De proeven op het rechterperceel zijn begin augustus na de oogst van de wintergerst aangelegd. Ook in 2009 zijn er op het rechter perceel proeven met diverse gewassen aangelegd. Op het linkerperceel is stamslaboon geteeld. In 2010 zijn de gewassen maïs en waspeen geteeld.

Waterreservoir

Als waterreservoir is gekozen voor een waterzak met een inhoud van 600 m³. Het voordeel van een waterzak boven een vast reservoir is dat hiervoor geen vergunning nodig is en dat na afloop van het onderzoek de waterzak gemakkelijk kan worden verwijderd. De waterzak wordt gevoed met drainwater afkomstig van verschillende vollegrondsgroenten en boomteelt. (Figuur 2.4).

Aanleg zuiveringsmoerassen

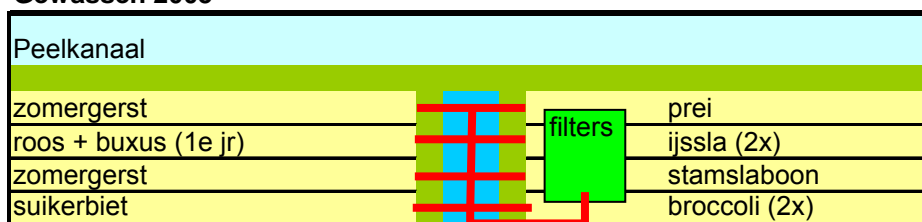
Er zijn drie zuiveringsmoerassen aangelegd, een vloeiveld met riet (SF, surface flow), een horizontaal infiltratiefilter met riet (HSSF, subsurface flow) en een horizontaal infiltratiefilter gevuld met stro (HSSF; Figuur 2.4). De zuiveringsmoerassen zijn aangelegd door Ecofy (Ecofy, 2004).

Bij het vloeiveld gaan wij ervan uit dat riet in de loop van de tijd voldoende koolstof levert voor het denitrificatieproces, hetzij in de vorm van gewasresten of als wortellexudaten. Op de rietstengels en op het bodemoppervlak zal zich een biofilm ontwikkelen waarin de microbiële processen plaatsvinden. Het maaisel van riet wordt niet afgevoerd. De verwachting is dat de effectiviteit van het vloeiveld in de loop van de tijd toeneemt. In de andere twee zuiveringsmoerassen is stro aangebracht om het denitrificatieproces al direct na aanleg te stimuleren.

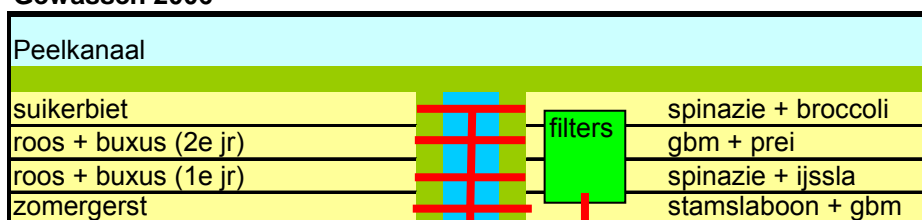
Bij de aanleg van de zuiveringsmoerassen is ervan uitgegaan dat de effectiviteit van nitraatverwijdering van het vloeiveld 2x lager is als die van het horizontale zuiveringsmoeras en zuiveringsmoeras met stro. Het vloeiveld is daarom 2x groter als de twee andere zuiveringsmoerassen (zie Vymazal, 2000).

De zuiveringsmoerassen zijn in de periode 10 t/m 17 maart 2005 aangelegd. De zuiveringsmoerassen zijn bekleed met afdichtingsfolie van 1 mm en antiworteldoek.

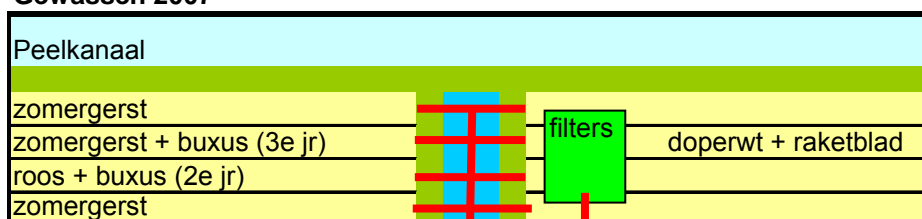
Gewassen 2005



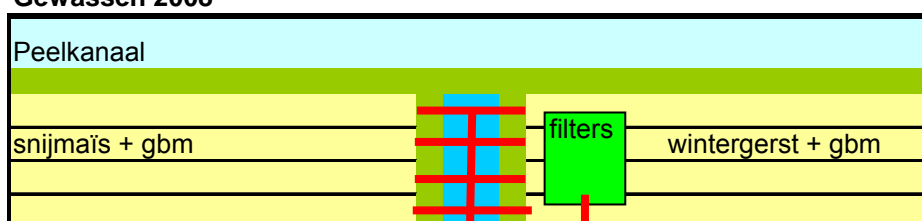
Gewassen 2006



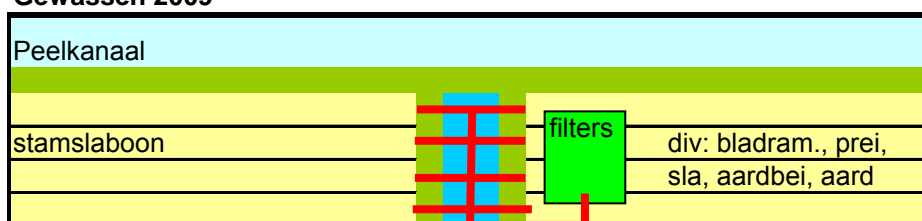
Gewassen 2007



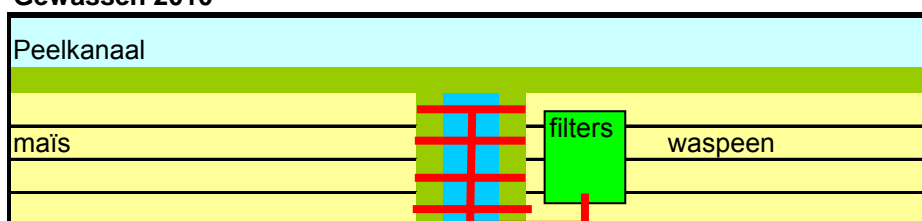
Gewassen 2008



Gewassen 2009



Gewassen 2010



Figuur 2.3. Geteelde gewassen in 2005 t/m 2010. 2x = dubbelteelt; gbm = groenbemester.



Aanleg waterzak (maart 2005)



Waterzak met zuiveringsmoerassen (maart 2005)



Aansluiting drains op verzameldrain

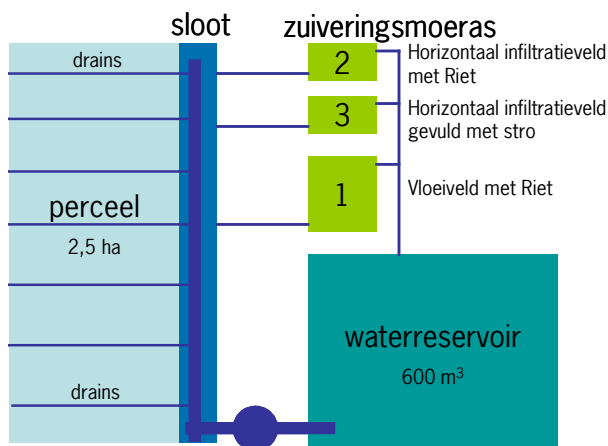


Verzameldrain



Drains en zuiveringsmoerassen

Foto-overzicht 2.1. Aanleg waterzak en aansluiting drains op een verzameldrain



- (1) Vloeierveld. Nitraatrijk water stroomt oppervlakkig door het filter. Door micro-organismen op stengels, het bodemoppervlak en in de bodem wordt nitraat omgezet in stikstofgas (denitrificatie).
- (2) Horizontaal filter met Riet. Water stroomt horizontaal door de bodem. Denitrificatie vindt plaats door micro-organismen in de wortelzone van Riet
- (3) Strofilter. Door toevoeging van stro is al direct na aanleg voldoende koolstof aanwezig voor denitrificatie. Filtermateriaal wordt vervangen wanneer het stro is 'uitgewerkt'. Het kan dan dienst doen als bodemverbeteraar.

Figuur 2.4. Ligging van de verschillende zuiveringsmoerassen en waterzak en werkingsprincipes



Proefbedrijf Vredepeel met links in het midden (zie pijl) de waterzak en zuiveringsmoerassen



Zuiveringsmoerassen (links van de waterzak). Langs de sloot rechts van de waterzak is in 2006 een beekbegeleidend vloeiveld aangelegd.

Foto-overzicht 2.2. Ligging waterzak en zuiveringsmoerassen op Vredepeel



Aanbrengen afdichtingsfolie



Aanbrengen anti-worteldoek.

Foto-overzicht 2.3. Bekleding van de zuiveringsmoerassen

Vloeiveld

Het vloeiveld heeft een oppervlakte van 64 m² (10 * 6,4 m); met een waterschijf van ca 17 cm en een bewortelbare diepte van 0,60 m. Het vloeiveld is gevuld met lokaal zand uit de bodemlaag 30-60 cm dus beneden de bouwvoor (zie Bijlage 1 voor chemische samenstelling en korrelgrootteverdeling). Het watergehalte bij waterverzadiging is ca. 0.38. Het water wordt vanuit de waterzak via een geperforeerde drainbuis homogeen verdeeld in het vloeiveld ingelaten. Het vloeiveld is beplant met 10 rietplanten per m².

Horizontaal zuiveringsmoeras

Het horizontaal zuiveringsmoeras heeft een oppervlakte van 32 m² (5 bij 6,4 m). Om het water goed over het zuiveringsmoeras te verdelen wordt het water ingelaten via een instroomzone (5 bij 0,25 m). Deze instroomzone is gevuld met kalksteen (1,2 – 1,8 mm) en grind (8 – 32 mm). In het horizontale zuiveringsmoeras zelf is 5 m³ metselzand aangebracht (zie Bijlage 1 voor chemische samenstelling) en 36 kg stro (Tabel 2.2). Het water stroomt uit via een uitstroomzone, die ook met kalksteen en grind is gevuld. Het zuiveringsmoeras is beplant met 10 rietplanten per m². Horizontale doorstroming in het zuiveringsmoeras wordt bereikt door het waterniveau in de instroomzone op 5 cm -mv te handhaven en in de uitstroomzone op 20 cm -mv. De gemiddelde waterdiepte is 44 cm. Bij een verzadigingsgraad van 38% bevindt zich 5.3 m³ water in het zuiveringsmoeras.



Uitgraven van het vloeiveld (maart 2005)



Plantmateriaal (maart 2005)



Aanplanten riet in vloeiveld (maart 2005)



Riet in vloeiveld (juni 2005).

Foto-overzicht 2.4. Aanleg vloeiveld en plantmateriaal



Het vullen van het zuiveringsmoeras met metselzand



Het zuiveringsmoeras direct na aanplant

Foto-overzicht 2.5. Aanleg horizontaal zuiveringsmoeras

Zuiveringsmoeras met stro

Het zuiveringsmoeras met stro heeft dezelfde dimensies en inrichting als het horizontaal zuiveringsmoeras. Behalve dat de aanvoerleiding midden door het zuiveringsmoeras loopt en het water naar twee kanten weg stroomt. Het zuiveringsmoeras is evenals het vloeiveld gevuld met zand afkomstig van het proefbedrijf. In het zuiveringsmoeras is ca. 300 kg stro verdeeld over 5 lagen aangebracht (Tabel 2.2). Het zuiveringsmoeras met stro is vervolgens ingezaaid met rietzwenkgras.

Tabel 2.2. Hoeveelheid stro, koolstof (C), stikstof (N) en fosfor (P) per zuiveringsmoeras en per m².

Zuiveringsmoeras	kg totaal	g totaal			g / m ²		
	stro	C	N	P	C	N	P
horizontaal	36	15200	115	25	475	4	0.8
zuiveringsmoeras met stro	306	130000	1000	210	4050	30	6.5



Het vullen van de instroomopening met grind

Het aanbrengen van stro en zand

Foto-overzicht 2.6. Aanleg zuiveringsmoeras met stro

2.2.3 Metingen

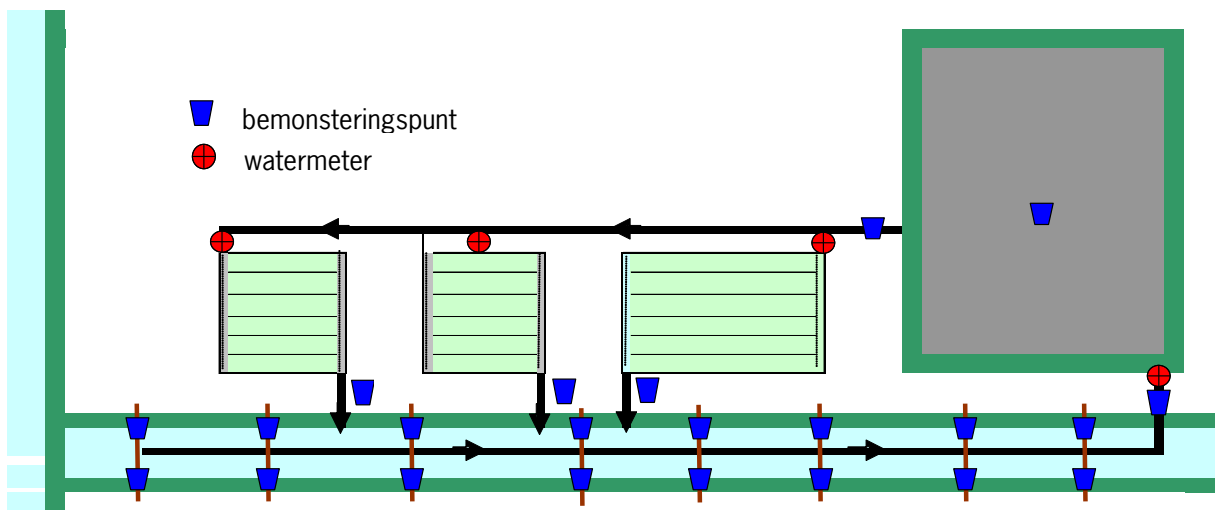
Hydraulische belasting

Na aanleg zijn zowel aan de inlaat- (tussen de waterzak en zuiveringsmoerassen) als aan de uitlaatzijde flowmeters geïnstalleerd (Figuur 3.1). De flowmeters aan de uitlaatzijde raakten echter regelmatig verstopt, daarom is besloten om deze niet meer te gebruiken. De hoeveelheid uitstromend water wordt daarom bepaald aan de hand van de hoeveelheid instromend water en gecorrigeerd voor neerslag (lokale regenmeter), de referentiegewasverdamping van meetstation Volkel en de gewascoëfficiënt van riet en rietzwenkgras.

De gewasverdamping (evapotranspiratie) wordt berekend als: $ET = K_c \cdot E_{To}$. Waarbij ET de verdamping van het gewas is, K_c de gewascoëfficiënt en E_{To} de referentiegewasverdamping. De referentiegewasverdamping wordt gedefinieerd als de verdamping van kort gras bij onbeperkte nutriënten- en vochtvoorziening. Voor rietzwenkgras is een K_c -waarde van 1 gebruikt. Gedurende de loop van het experiment verdween het rietzwenkgras en kwamen lisdodde en biezen in de plaats. De K_c -waarden zijn aangepast aan riet. Voor riet in het vloeiveld zijn K_c -waarden uit Fermor *et al.* (2001) gebruikt. Dit vanwege de grote overeenkomsten tussen het Nederlandse en Engelse klimaat. De gebruikte maandelijkse K_c -waarden zijn: 0.94, 1.27, 0.89, 0.97, 0.83, 1.38, 1.37, 1.55, 1.82, 1.70, 1.05 en 1.29. In de bovengenoemde waarden zitten vreemde overgangen, maar er zijn op dit moment geen betere cijfers. Omdat het riet in het horizontaal zuiveringsmoeras slechter groeide dan in het vloeiveld is voor K_c -waarden hoger dan 1 een correctie uitgevoerd, met maandelijkse waarden van: 0.94, 1.14, 0.89, 0.97, 0.83, 1.19, 1.19, 1.23, 1.41, 1.35, 1.03 en 1.15.

Nutriëntenbelasting

Op verschillende punten in het systeem kan nutriëntenbemonstering plaatsvinden: In de put vóórdat het drainwater in de waterzak komt, in de waterzak zelf, tussen waterzak en zuiveringsmoerassen (influent) en in het effluent (3x) (Figuur 2.5).



Figuur 2.5. Ligging van drains, zuiveringsmoerassen en bemonsteringspunten voor waterkwaliteit en debietmetingen. Pijlen geven de stroomrichting weer.

Vanwege de droge zomer 2005 kon pas vanaf december 2005 drainwater worden opgevangen en door de zuiveringsmoerassen worden geleid. Het drainwater wordt in principe iedere twee weken opgevangen, gefilterd ($< 0.45 \mu$) en geanalyseerd op concentraties kalium, natrium, ortho-P, P-totaal, ammonium-N, nitraat-N en N-totaal door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem te Wageningen. K, Na en totaal opgelost fosfaat worden bepaald met ICP-AES Thermo en NH_4 , NO_3+NO_2 , PO_4 en totaal opgelost stikstof met SFA- CaCl_2 . Tweewekelijks wordt op het proefbedrijf Vredepeel het nitraatgehalte tevens met Nitracheck bepaald.

Een Nitracheck is een reflectometer met een bereik van 5-500 mg/l nitraat: omgerekend 1,1 – 113 mg/l nitraat-N. Het voordeel van Nitracheck is dat dit een eenvoudige en op het proefbedrijf zelf uit te voeren snelle meetmethode is. Omdat begin 2006 de analysefrequentie hoger was met Nitracheck dan met SFA is besloten om voor januari en februari de stikstofconcentraties zoals bepaald door SFA- CaCl_2 af te leiden uit de Nitracheckmetingen. De relatie tussen Nitracheck en SFA- CaCl_2 (data 2006 en 2007) is in Figuur 2.6. weergegeven.

Redoxpotentialen en zuurstofgehalte

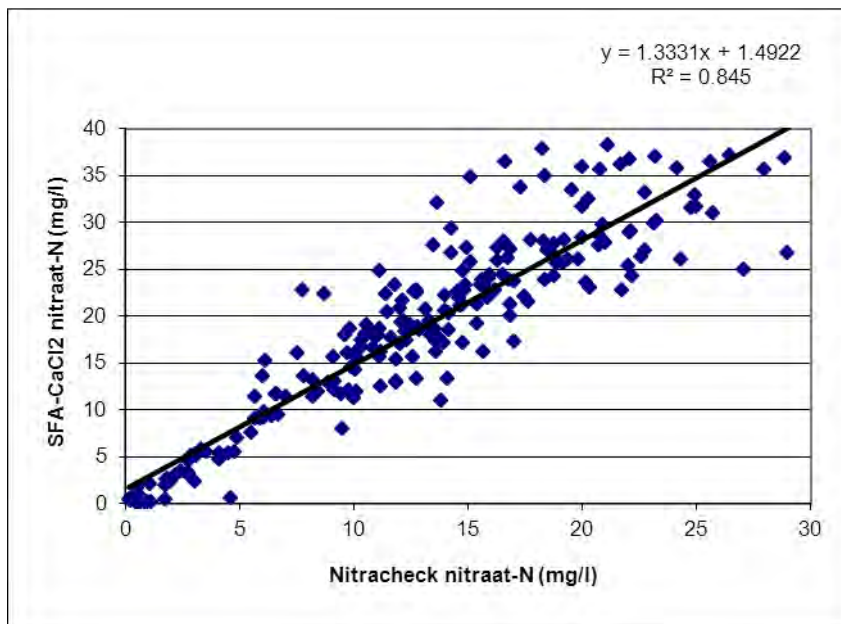
Om een indruk te krijgen van de mate van zuurstofloosheid in de zuiveringsmoerassen wordt tweewekelijks de redoxpotentialen gemeten met platina-electroden en een calomel referentie-electrode. Metingen vinden midden in de zuiveringsmoerassen plaats op een diepte van 15, 35 en 55 cm in drie herhalingen. In het in- en effluent wordt tweewekelijks ook de zuurstofconcentratie en pH bepaald.

De relatie tussen de dominante redoxreacties en redoxpotentiaal is in Tabel 2.3 gegeven. In het algemeen treedt een redoxreactie met een lagere energieproductie (hier minder negatief) niet op, zolang nog voldoende substraat met een hogere energiewaarde aanwezig is. Wat betreft de afzonderlijke redoxreacties is onder een redoxpotentiaal van 330 mV O_2 niet meer aantoonbaar. Nitraatreductie start bij een redoxpotentiaal van 450-550 mV en is onder een redoxpotentiaal van 220 mV niet meer aantoonbaar. De redoxpotentiaal is echter de som van alle deelpotentiaal van de afzonderlijke redoxevenwichten. Uit de redoxpotentiaal kan daarom ook niet de concentratie van een stof worden afgeleid, maar het geeft wel een indicatie van welke processen zich afspelen.

Gunstige voorwaarden voor een bacteriële denitrificatie zijn, naast een voldoende hoog nitraatgehalte en een watertemperatuur van 20 tot 25 °C, een zuurstofgehalte beneden 4 mg/l en een pH in de range van 6-8.5.

Zuurstofconcentraties in het in- en effluent zijn een indicatie voor het ontstaan van zuurstofloosheid in de

zuiveringsmoerassen. Door het vrijkomen van H^+ ionen in het oxidatieproces wordt de pH beïnvloed. De pH daalt bij de reductie van nitraat onder anaerobe omstandigheden. Bij de reductie van Fe^{3+} en Mn^{4+} stijgt de pH.



Figuur 2.6. Nitraat-N bepalingen met Nitratecheck (x-as) en SFA- $CaCl_2$ (y-as) voor nitraat-N (mg/l) (metingen 2006 en 2007)

Tabel 2.3. Redoxreacties, energieproductie en redoxpotentialen.

Substraat	Product	Energie kJ/ H_2	Redoxpotential (mV)
$O_2 + 2H_2$	$2H_2O$	-237	> +330
$2NO_3^- + 5H_2 + 2H^+$	$N_2 + 6H_2O$	-223	+220
$NO_3^- + 4H_2 + 2H^+$	$NH_4^+ + 3H_2O$	-150	+220
$MnO_2 + H_2 + 2H^+$	$Mn^{2+} + 2H_2O$	-157	+200
$2Fe(OH)_3 + H_2 + 4H^+$	$2Fe^{2+} + 6H_2O$	-44	+120
$(SO_4)^{2-} + 4H_2$	$S^{2-} + 4H_2O$	-38	-150
$CO_2 + 4H_2$	$CH_4 + 2H_2O$	-33	-250

Gewasopname

In elk voorjaar is het riet in het horizontale zuiveringsmoeras en het vloeiveld gemaaid. Bovengrondse gewasproductie en NPK-gehalten zijn bepaald. Omdat in de loop van de herfst en winter het blad afvalt en het riet afsterft wordt bij maaien in het voorjaar, in tegenstelling tot augustus/september, niet de maximale opname aan stikstof en fosfaat bepaald. Een maximale opname in het bovengrondse gewas wordt bereikt in de nazomer. Daarna vindt translocatie van nutriënten plaats naar de wortels (Brix, 1994; Kadlec, 1996). In fosfaatzuiveringsmoerassen, waarbij gewasopname een belangrijk proces is in de fosfaatretentie, is oogsten en afvoeren in de nazomer wel gebruikelijk. In deze zuiveringsmoerassen gericht op nitraatverwijdering is denitrificatie het belangrijkste proces is en is maaien in het voorjaar een beter

moment. Het gewas moet voldoende kans krijgen voedingsstoffen naar wortels te transporteren voor een goede wortelontwikkeling en een snellere hergroei. In het slechter werkende horizontale zuiveringsmoeras is het gemaaide riet niet afgevoerd om voldoende organische stof in het zuiveringsmoeras te krijgen ter compensatie van het slechter groeiende riet.

2.2.4 Berekening effectiviteit van de zuiveringsmoerassen

De effectiviteit van de zuiveringsmoerassen is berekend op basis van de hydraulische belasting en de nutriëntenconcentraties in het influent en effluent. Om een indicatie te krijgen van de effectiviteit van de zuiveringsmoerassen is het zuiveringseffectiviteit vergeleken met het gemiddelde effectiviteit van zuiveringsmoerassen belast met agrarisch water. Hiervoor is de volgende formule gebruikt:

$$C_{uit} = C_{in} * Exp\left[-k_{aT}/HLR\right]$$

C_{uit} en C_{in}	in- en uitstromende concentraties N	mg/L
k_{aT}	afnamesnelheid in stikstof per oppervlakte-eenheid	m/dag
$HLR(q)$	hydraulische belasting	m/dag

De k_{aT} -waarde is sterk afhankelijk van de omstandigheden (is lager bij hoge hydraulische, en hoger bij hoge nitraatbelasting en toenemende leeftijd van het (zuiverings-)moeras). Door Kadlec & Knight (1996) wordt een k_{a20} waarde van 0,096 m/dag (35 m/jaar) aangehouden voor volgroeide wetlands. Crumpton (2001) geeft een waarde van 0,15 m/dag voor wetlands, die voornamelijk worden gevoed met agrarisch water met relatief hoge nitraatconcentraties. Voor de retentie van totaal-N in afvalwater houdt Brix (1994) een k_{aT} -waarde van 0,025 m/dag aan. In deze rapportage is gebruikgemaakt van gegevens van Kadlec & Knight (1996).

2.2.5 Stro afbraakproef

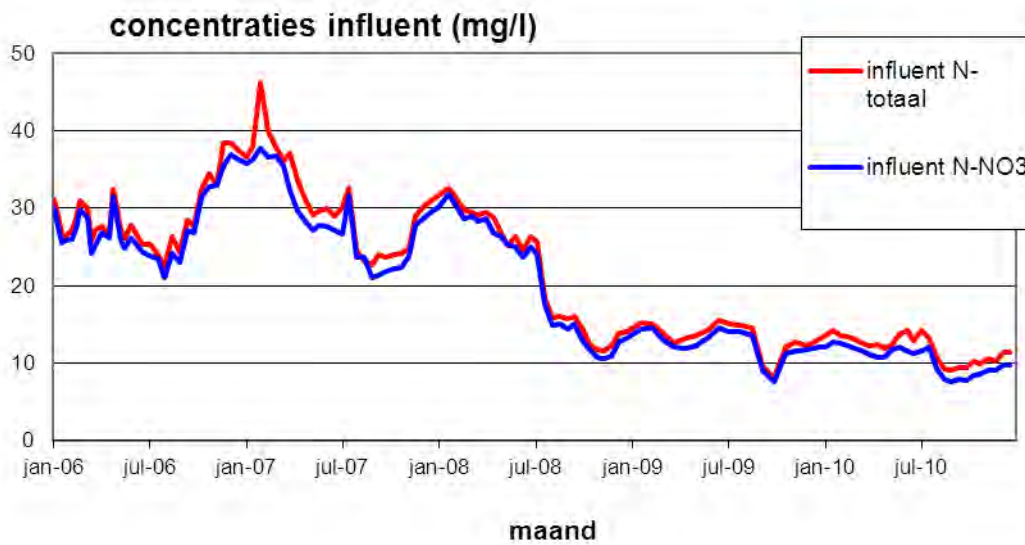
Vooraf was verwacht dat het zuiveringsmoeras met stro na een paar jaar minder goed zou gaan werken. Omdat dit niet het geval was is in 2010 besloten na te gaan in hoeverre stro afbreekt onder zuurstofloze omstandigheden. Gedurende de proef bleek daarnaast dat het zuiveringsmoeras met stro fosfaat naleverde. Omdat verwacht werd dat uit andere koolstofhoudende producten zoals boomschors minder fosfaat zou vrijkomen zijn zowel houtsnippers van naaldhout als van loofhout in de proef meegenomen. In een laboratoriumproef is de potentiële denitrificatie bepaald door het organische materiaal met water in 1 liter flessen bij een temperatuur van 15 °C te plaatsten. Door het toevoegen van een overmaat aan NO_3 toe te voegen in de vorm van $NaNO_3$. Met behulp van een gasmonitor is regelmatig de hoeveelheid N_2O gemeten. Na het meten is steeds gespoeld met N_2 gas en is acetyleen (C_2H_2) toegevoegd oom de omzetting van N_2O naar N_2 tegen te gaan.

Daarnaast is zowel van vers stro als van het stro uit het 5 jaar oude zuiveringsmoeras met stro de afbreekbaarheid van de organische stof bepaald volgens de van Soest methode (Goering en van Soest, 1970). Hierbij wordt de organische stof onderverdeeld in NDF, ADF en ADL, waarmee het aandeel hemicellulose, cellulose en lignine kan worden berekend.

2.3 Resultaten

2.3.1 Stikstofconcentratie drainwater

Zoals aangegeven is geprobeerd nitraatrijk drainwater in de waterzak op te vangen. Afhankelijk van de geteelde gewassen spoelde er met het drainwater meer of minder stikstof uit. In 2006 was het aandeel uitspoelingsgevoelige gewassen met spinazie, sla en buxus groot, met hoge nitraatgehalten tot boven de 30 mg N-NO₃/l in het daaropvolgende najaar en winter tot gevolg. Na 2007 zijn andere gewassen geteeld en daalde het nitraatgehalte sterk tot 10-15 mg N-NO₃/l (Figuur 2.7).

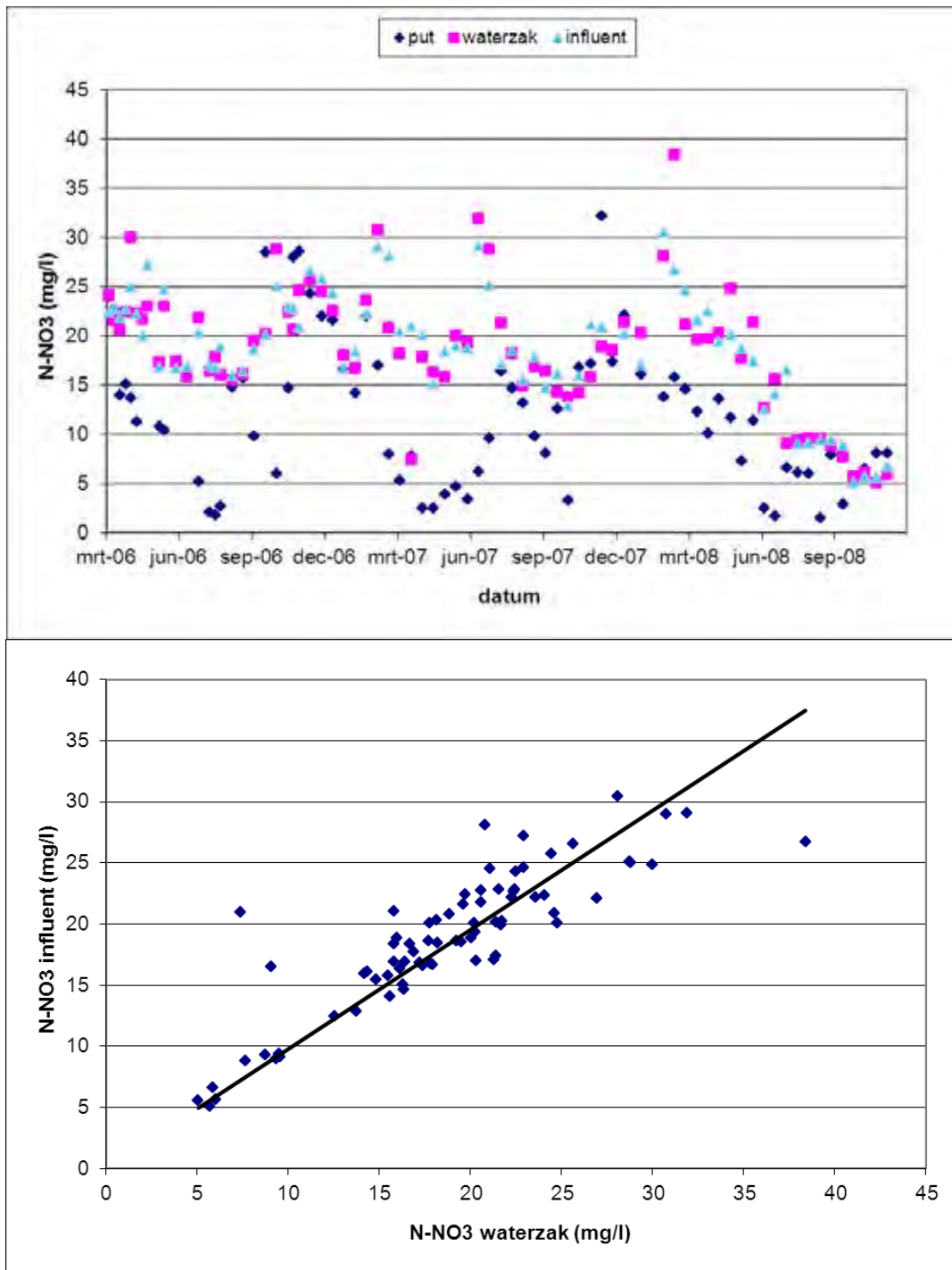


Figuur 2.7. Concentraties N-totaal en N-NO₃ in het influent.

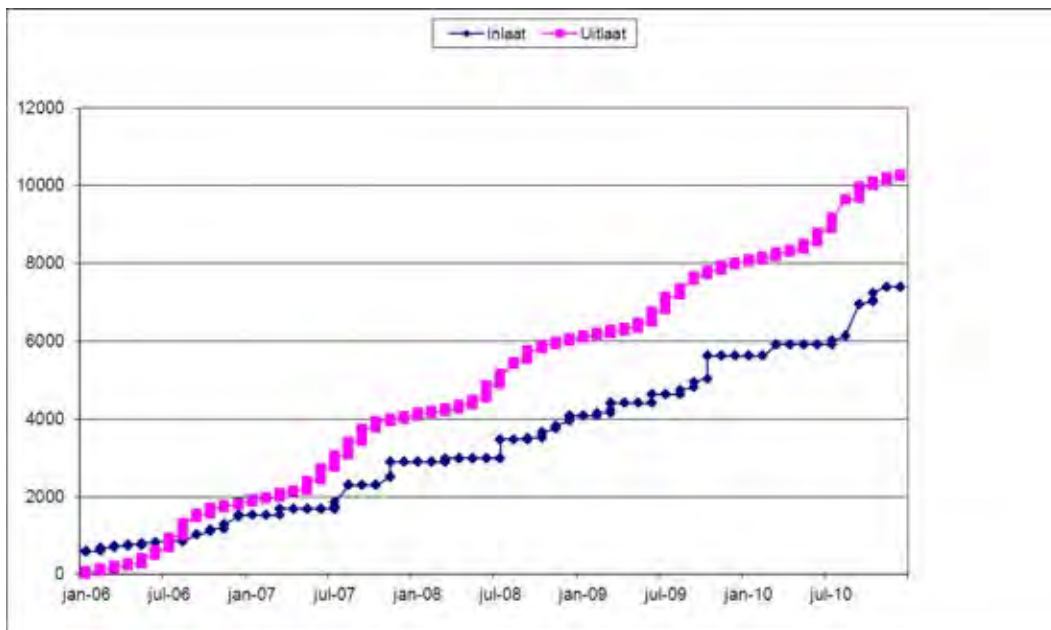
In de waterzak kan ook denitrificatie optreden, vooral als in het drainwater voldoende organisch materiaal aanwezig is. De verblijftijd van het drainwater was gemiddeld genomen ca. vijf maanden. In Figuur 2.8 zijn de nitraat-N concentraties in de put, waterzak en influent weergegeven. Water uit de put wordt alleen in de waterzak gepompt bij hoge stikstofconcentraties. Uit de rechter Figuur kan worden opgemaakt dat er nauwelijks denitrificatie in de waterzak optrad. De gehalten van de waterzak en influent zijn vrijwel gelijk.

2.3.2 Hydraulische belasting zuiveringsmoerassen

De hydraulische belasting werd aangepast aan het zuiveringsrendement van het zuiveringsmoeras met de hoogste efficiëntie. In principe werd de hydraulische belasting verhoogd als de nitraat-N concentraties van het uitstromende water lager werden dan 3 mg/l tot een maximum van 112.5 mm/dag. Tijdens de proef werd duidelijk dat de waarden van de watermeters waarschijnlijk niet kloppen. Uitgaande van de hoeveelheid water wat in de waterzak is gepompt kan niet de hoeveelheid zoals aangegeven door de watermeters in de diverse zuiveringsmoerassen zijn gestroomd. De oorzaak is niet duidelijk. De watermeters zijn geijkt en zouden in het traject van de gehanteerde debieten van 30 tot 150 l/uur een juiste hoeveelheid aan moeten kunnen geven. Zoals uit Figuur 2.9 is af te lezen en ook na meting van de doorstroomsnelheid in 2010 bij verschillende debieten van de individuele meters moeten de hoeveelheden influent met een factor 0.67 worden vermenigvuldigd. Het zou goed kunnen dat de watermeters van de drie zuiveringsmoerassen verschillende hoeveelheden water hebben doorgelaten niet overeenkomstig met de waarden van de meters. In de berekeningen is er vanuit gegaan dat het influent gedurende de hele proef gelijkmatig in alle drie de zuiveringsmoerassen is gestroomd.

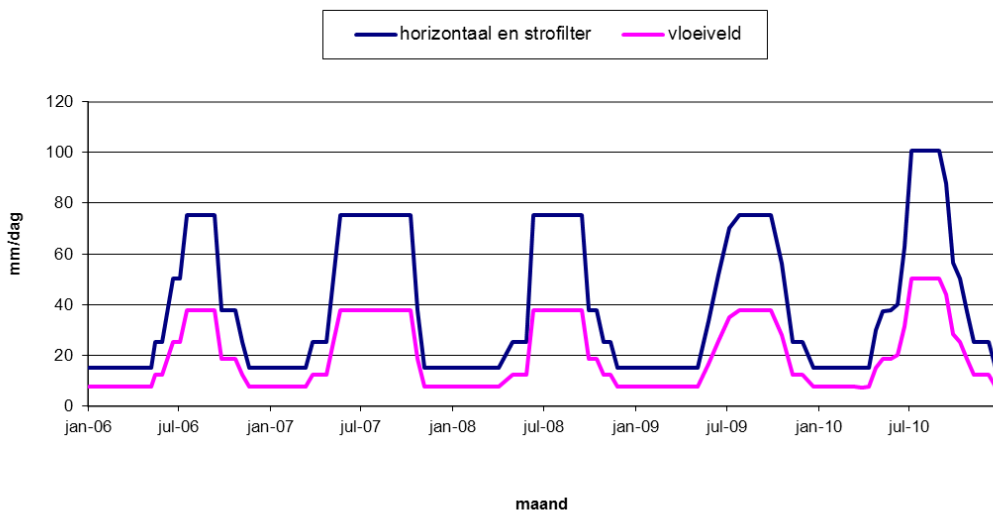


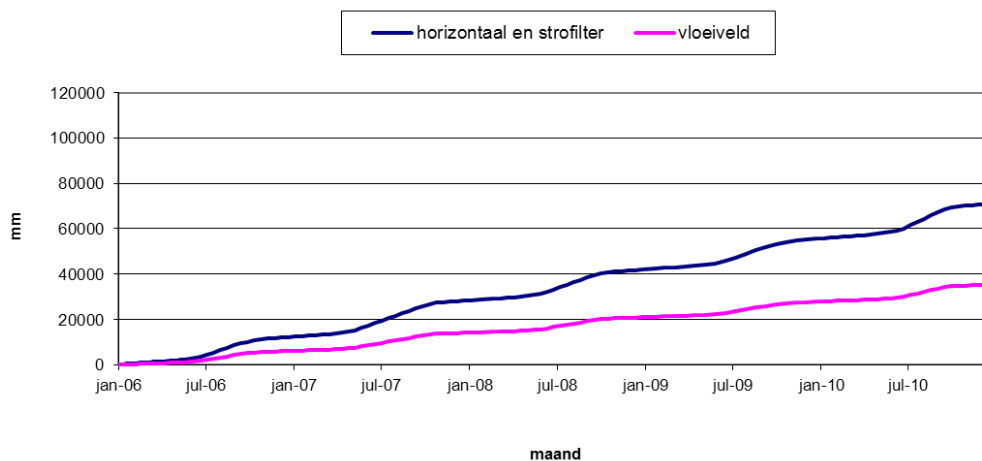
Figuur 2.8. N-nitraatconcentraties (mg/l) in de put, waterzak (boven) en influent gemeten met Nitramek (onder).



Figuur 2.9. Cumulatieve instroom vanuit de put in de waterzak en uitstroom waterzak naar de filters.

In Figuur 2.10. is de dagelijkse hydraulische belasting van de zuiveringsmoerassen en de totale belasting weergegeven. In de zomer van 2009 is vanwege een lekkage tijdelijk minder water aangevoerd. Jaarlijks is de hydraulische belasting van het horizontaal zuiveringsmoeras en het zuiveringsmoeras met stro ca. 12400 tot ca. 16300 mm geweest. Omdat het vloeiveld 2x groter is als de twee andere zuiveringsmoerassen is de hydraulische belasting per oppervlakte-eenheid 2x lager. De drie zuiveringsmoerassen werden daarmee in de jaren 2006 t/m 2010 elk gevoed met respectievelijk 400, 515, 435, 420 en 520 m³ drainwater. De waterzak, met een inhoud van 600 m³, is dus afhankelijk van het jaar 2 tot bijna 3 maal ververst.





Figuur 2.10. De dagelijkse hydraulische belasting (mm/dag) en de cumulatieve hydraulische belasting (mm) in 2006 t/m 2010.

De verblijftijd van het water in het horizontaal zuiveringsmoeras en het zuiveringsmoeras met stro is in de zomerperiode bij een hydraulische belasting van 112,5 mm 1,5 dag (zie Tabel 2.4). In de winterperiode bij een belasting van 22,5 mm per dag is de verblijftijd 7.5 dag. De verblijftijden in het vloeiveld zijn twee keer zolang.

Tabel 2.4. Waterinhoud zuiveringsmoerassen en de verblijftijd bij verschillende hydraulische belastingen.

zuiveringsmoeras	oppervlak m ²	waterschijf m	hoeveelheid water (m ³)	belasting l/uur	belasting mm/dag	verblijftijd in dagen
Horizontaal riet	32		5.3	30	22.5	7.4
Horizontaal stro	32		5.3	30	22.5	7.4
Vloeiveld	64	0.17	10.88	30	11.25	15.1
Horizontaal riet	32		5.3	50	37.5	4.4
Horizontaal stro	32		5.3	50	37.5	4.4
Vloeiveld	64	0.17	10.88	50	18.75	9.1
Horizontaal riet	32		5.3	75	56.3	3.0
Horizontaal stro	32		5.3	75	56.3	3.0
Vloeiveld	64	0.17	10.88	75	28.13	6.0
Horizontaal riet	32		5.3	100	75.0	2.2
Horizontaal stro	32		5.3	100	75.0	2.2
Vloeiveld	64	0.17	10.88	100	37.50	4.5
Horizontaal riet	32		5.3	150	112.5	1.5
Horizontaal stro	32		5.3	150	112.5	1.5
Vloeiveld	64	0.17	10.88	150	56.25	3.0

2.3.3 Stikstof

Per jaar en cumulatief

In Tabel 2.5 en Figuur 2.11 is de stikstofbelasting en -retentie weergegeven per hectare zuiveringsmoeras (cumulatief en per jaar). Tevens is in Tabel 2.5 de retentie en het zuiveringsrendement per jaar weergegeven. De totaal-N en nitraatconcentraties in het influent verschilden zoals al eerder besproken sterk tussen de jaren. De oorzaak waren de wisselende gehalten van het drainwater als gevolg van de eerder geteelde gewassen. De gemiddelde waarde van totaal-N was 29 mg/l in 2006, 31 mg/l in 2007, 21 mg/l in 2008, 13 mg/l in 2009 en 12 mg/l in 2010.

De stikstofbelasting van het horizontaal zuiveringsmoeras en zuiveringsmoeras met stro was 2x hoger als die van het vloeiveld. Echter de retentie per hectare lag voor het horizontaal zuiveringsmoeras en het vloeiveld gemiddeld over de eerste drie meetjaren in dezelfde orde van grootte met 930 kg/ha/jr. In het zuiveringsmoeras met stro was de retentie meer dan twee keer zo hoog. In de laatste twee jaar kwam de retentie in horizontaal zuiveringsmoeras in de buurt van die van het zuiveringsmoeras met stro. Het retentie van het vloeiveld was omgerekend de werkelijk oppervlakte vrijwel gelijk aan die van de andere zuiveringsmoerassen.

De stikstofretentie verschilde sterk per jaar. De jaren 2006 en 2007 waren redelijk goed vergelijkbaar. In 2008 was de retentie in alle drie de zuiveringsmoerassen veel lager. Een belangrijke oorzaak was het veel lagere stikstofgehalte in het drainwater (zie ook paragraaf 2.3.1 en Figuur 2.6). Vanaf juli 2008 is dit stikstofarme water in de zuiveringsmoerassen gepompt. De gezuiverde hoeveelheid stikstof in kg/ha is daardoor sterk verminderd. De verschillen in retentie tussen de diverse zuiveringsmoerassen weken in 2009 sterk af van de eerdere jaren. De retentie in het horizontale zuiveringsmoeras was relatief hoog en in kg/ha zelfs hoger dan in de jaren 2006 en 2007. De retentie van het zuiveringsmoeras met stro zat in 2009 op hetzelfde niveau als van het horizontale zuiveringsmoeras en daarmee dus veel lager dan in de eerdere jaren. De retentie van het vloeiveld was lager. In 2010 was de retentie vergelijkbaar met 2009.

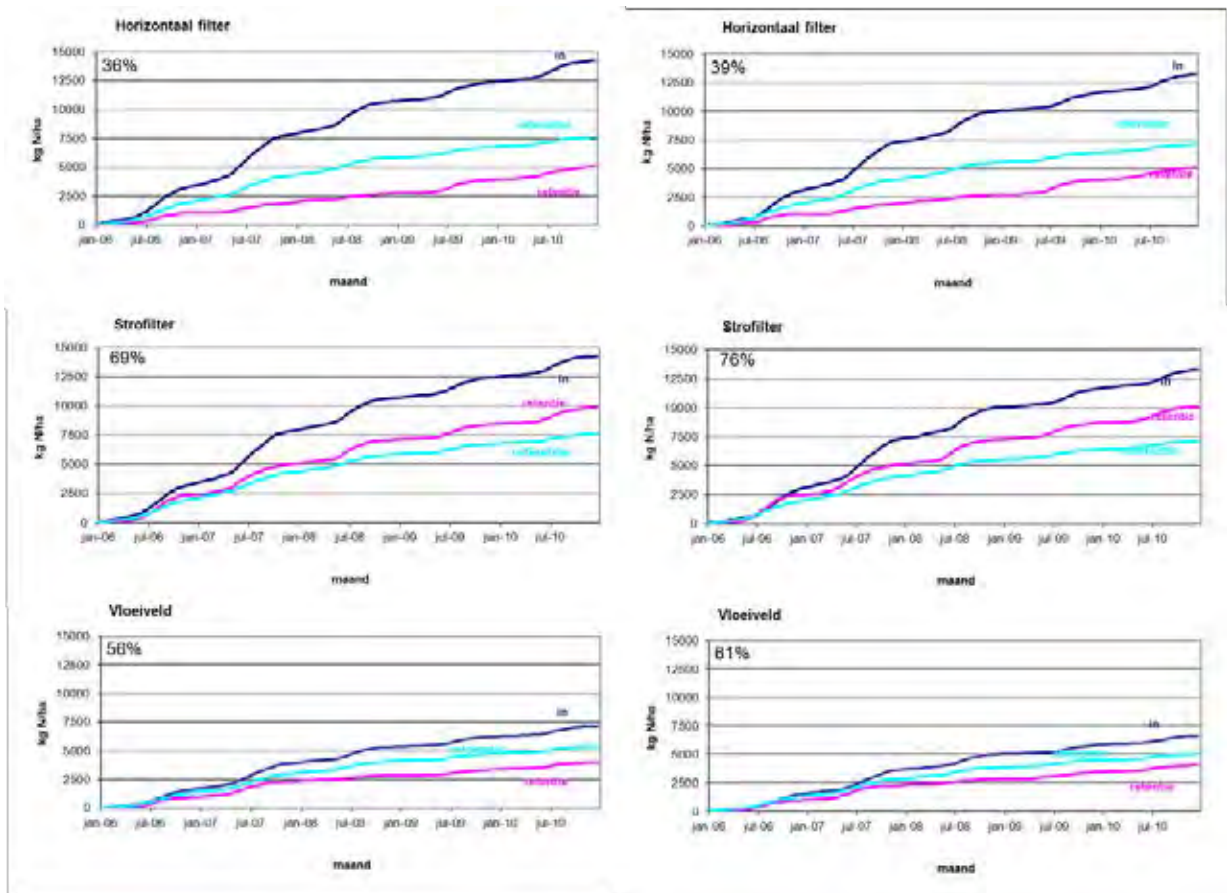
Het gemiddelde zuiveringspercentage was van het zuiveringsmoeras met stro het hoogst met gemiddeld over de vijf jaar van ca. 75% N-NO₃ (N-totaal ca. 70%). Het zuiveringsrendement was in de jaren 2008 t/m 2010, met een lagere stikstofbelasting beduidend hoger dan in de jaren 2006 en 2007. Het vloeiveld presteerde in de eerste twee jaar goed met een zuiveringsrendement van ca. 60%, in 2008 beduidend slechter en in 2009 weer op een eerdere niveau en in 2010 nog weer hoger. Het zuiveringsrendement van het horizontale zuiveringsmoeras was in 2009 hoog met ca. 80% en daarmee dus ook veel hoger dan in de eerdere jaren.

De resultaten geven aan dat de retentiecijfers afhankelijk zijn van het jaar, de hydraulische belasting en de stikstofgehalten in het influent. Middeling over jaren, zeker met opstartjaren waarin het riet nog moet groeien is eigenlijk niet verantwoord. Het percentage nitraat-N dat in 2006, 2008 en 2009 in de zuiveringsmoerassen werd vastgehouden was veelal hoger dan het percentage totaal-N. In 2007 en 2010 was totale stikstofretentie wel hoger dan de retentie van de nitraat-N. Dit betekent dat nalevering optrad van andere stikstofvormen. Gemiddeld over de vier meetjaren leverde het zuiveringsmoeras met stro 26 kg ammonium-N na. Dit betekent dat ook 15 kg organisch N/ha werd nageleverd. Door de andere twee zuiveringsmoerassen werd minder ammonium-N en organisch stikstof nageleverd.

De werkelijke retentie van het horizontaal infiltratieveld was ca. 2/3 van referentieretentie, berekend op basis van de internationale literatuur (paragraaf 2.2.1). Voor het vloeiveld was de werkelijke retentie ca 75% van de referentie. In het zuiveringsmoeras met stro, met geen riet maar rietzwenkgras en later andere planten als lisdodde en biezen, is die vergelijking niet goed te maken. De gemeten retentie lag 30% hoger dan de berekende retentie op basis van riet.

Tabel 2.5. De stikstofretentie in kg N/ha in de drie zuiveringsmoerassen in 2006 tot en met 2010.

<i>2.5a Gemiddelde retentie over de vijf meetjaren</i>						
	N-belasting totaal-N kg/ha/jr	N-retentie totaal-N kg/ha/jr	N-retentie nitraat-N kg/ha/jr	N-retentie ammonium-N kg/ha/jr	N-retentie organisch-N kg/ha/jr	
Horizontaal zuiveringsmoeras	2859	1018	1028	-8	-2	
Zuiveringsmoeras met stro	2854	1974	2015	-26	-15	
Vloeveld	1426	800	811	-9	-2	
<i>2.5b Retentie per jaar (kg/ha)</i>						
N-totaal	2006	2007	2008	2009	2010	Totaal
Horizontaal zuiveringsmoeras	1040	972	730	1229	1117	5088
Zuiveringsmoeras met stro	2432	2694	1997	1357	1391	9872
Vloeveld	989	1375	487	547	602	4001
<i>N-NO₃</i>						
Horizontaal zuiveringsmoeras	1070	959	703	1329	1081	5142
Zuiveringsmoeras met stro	2533	2643	2090	1438	1371	10075
Vloeveld	982	1334	552	583	603	4053
<i>2.5c Zuiveringsrendement (%)</i>						
N-totaal	2006	2007	2008	2009	2010	Totaal
Horizontaal zuiveringsmoeras	30	22	27	71	61	36
Zuiveringsmoeras met stro	71	60	72	76	79	69
Vloeveld	57	61	35	60	70	56
<i>N-NO₃</i>						
Horizontaal zuiveringsmoeras	32	23	27	83	67	39
Zuiveringsmoeras met stro	77	63	80	86	90	76
Vloeveld	60	63	42	68	81	61



Figuur 2.11. De cumulatieve stikstofbelasting, stikstofretentie (werkelijk en referentie) in kg N/ha in de drie zuiveringsmoerassen in 2006 t/m 2010. Links totaal stikstof en rechts nitraat stikstof.

Gedurende het jaar

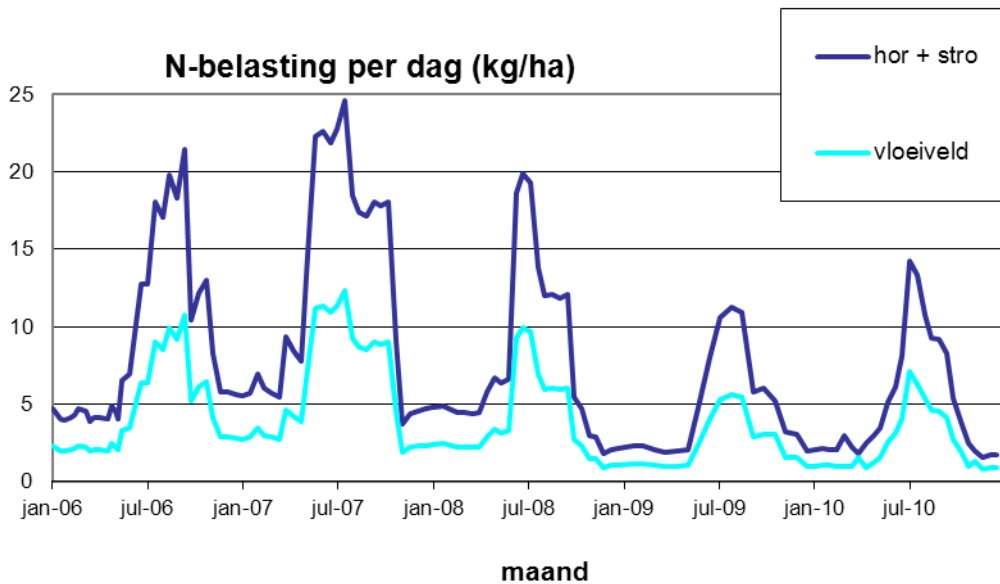
In Figuur 2.12 is de stikstofbelasting van de drie zuiveringsmoerassen in de tijd weergegeven. (in feite de vermenigvuldiging van de hydraulische belasting met de stikstofconcentraties). De pieken komen vrij goed overeen met de hoeveelheid ingelaten water.

In Figuur 2.13 is de stikstofverwijdering uitgezet tegen de stikstofbelasting. Voor het zuiveringsmoeras met stro en het vloeiveld is hieraan af te lezen dat de verwijdering veelal goed op peil bleef bij een hogere belasting. Voor het horizontale zuiveringsmoeras was dit in de eerste drie jaren minder het geval.

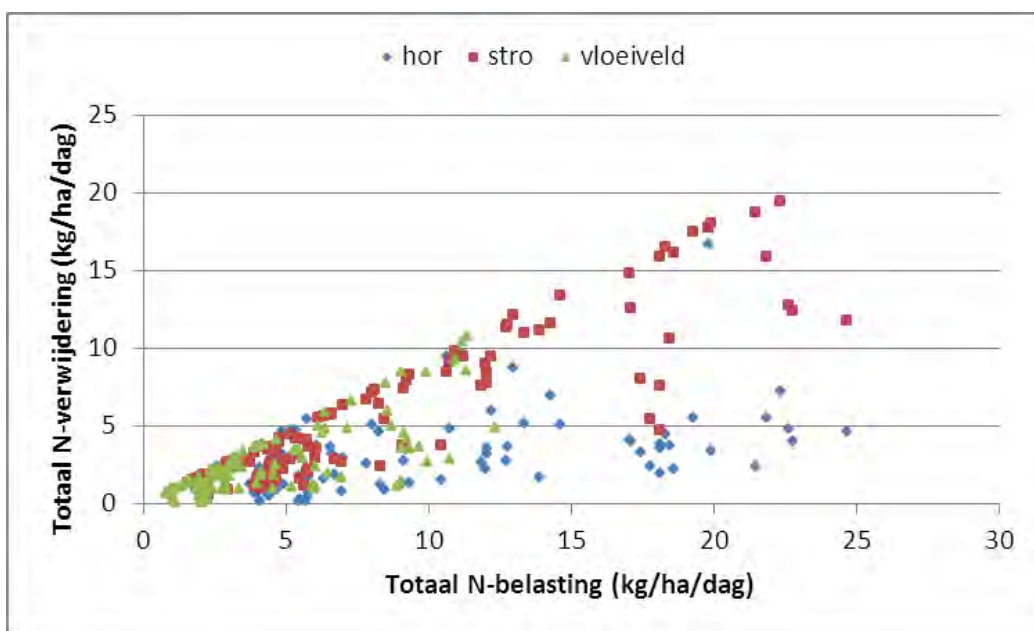
In Figuur 2.14 zijn in een aantal figuren de prestaties van de drie zuiveringsmoerassen gedurende de periode 2006-2010 weergegeven. Zowel de N- en N-NO₃-concentraties van in- en effluent, het % verwijderingspercentage als de dagelijks verwijdering is af te lezen in de tijd. De streefwaarde van 3 mg/l N werd in een groot gedeelte van het zomerseizoen gehaald. Gedurende een deel van de zomerperiodes verdween nitraat bijna volledig. Dit betekent dat alleen organisch gebonden stikstof en ammonium-N uitspoelde. Dit gold niet voor alle zuiveringsmoerassen en in alle zomers.

Het zuiveringsmoeras met stro presteerde gedurende de gehele proefperiode gelijkmatig verdeeld over de seizoenen met hogere effluent concentraties in de winter en lage concentraties in de zomerperiode. De uitgaande concentraties van het vloeiveld waren tot en met het voorjaar van 2008 redelijk gelijk aan het zuiveringsmoeras met stro. In de zomers van 2008, 2009 en 2010 presteerde het vloeiveld opvallend slechter t.o.v. eerdere jaren en dus ook veel minder dan het zuiveringsmoeras met stro. Het horizontale

zuiveringsmoeras functioneerde niet goed in de eerste drie jaar. In de laatste twee jaar met wel een lagere stikstofbelasting kwam het horizontale zuiveringsmoeras in de buurt van de zuiveringscapaciteit van het zuiveringsmoeras met stro. In 2009 bleef al vanaf half april met uitzondering van het vloeiveld de nitraatconcentratie onder de streefwaarde. Vanaf het voorjaar van 2010 bleven alleen van het zuiveringsmoeras met stro de concentraties onder de gestelde streefwaarde.



Figuur 2.12. Stikstofbelasting per dag in kg/ha van de 3 zuiveringsmoerassen



Figuur 2.13. Totale stikstofbelasting per dag (kg/ha/dag) uitgezet tegen de totale stikstofverwijdering (kg/ha/dag)

In het winterhalfjaar werd aan de streefwaarde van 3 mg/l totaal-N veelal niet voldaan. Waarschijnlijk mede door de lagere stikstofgehalten in het influent werd de streefwaarde in het najaar van 2008 (behalve horizontaal zuiveringsmoeras) en 2009 en 2010 (alle zuiveringsmoerassen) wel weer gehaald.

De effectiviteit van het horizontaal zuiveringsmoeras was t/m april 2009 beduidend lager dan van de andere twee zuiveringsmoerassen. In het horizontaal zuiveringsmoeras werd tot april 2009 in het gunstigste geval 50% gehaald met een enkele uitschieter naar 80%. Vanaf april 2009 werd gemiddeld 75% van het N-totaal verwijderd en werd nitraat-N gedurende een aantal perioden vrijwel volledig verwijderd.

In het zuiveringsmoeras met stro werd over alle vier meetjaren gezien het meeste nitraat verwijderd. De retentie van N-totaal was in het zuiveringsmoeras met stro en het vloeiveld onder gunstige omstandigheden 80 tot 90%. Het vloeiveld haalde tot in het najaar van 2007 dezelfde waarden als het zuiveringsmoeras met stro. Daarna waren er een aantal perioden waarin het verwijderingspercentages veel lager waren.

De dagelijkse totaal-N en nitraat-N verwijdering was bij alle zuiveringsmoerassen in de zomerperiode duidelijk hoger dan in de winterperiode (Tabel 2.6 en 2.7). De gemiddelde dagelijkse stikstofverwijdering van het zuiveringsmoeras met stro was het hoogst met gemiddeld op jaarbasis bijna 10 kg N/ha. In de eerste drie proefjaren werden in de zomer waarden van bijna 20 kg N/ha gehaald. In de laatste twee jaar was de dagelijkse verwijdering bij een veel lagere stikstofbelasting ongeveer de helft. Het horizontale zuiveringsmoeras en het vloeiveld hadden gemiddeld een vergelijkbare dagelijkse stikstofverwijdering, maar wel met grote jaarverschillen.

Tabel 2.6. Gemiddelde stikstofverwijdering per dag in kg/ha per zuiveringsmoeras en per jaar.

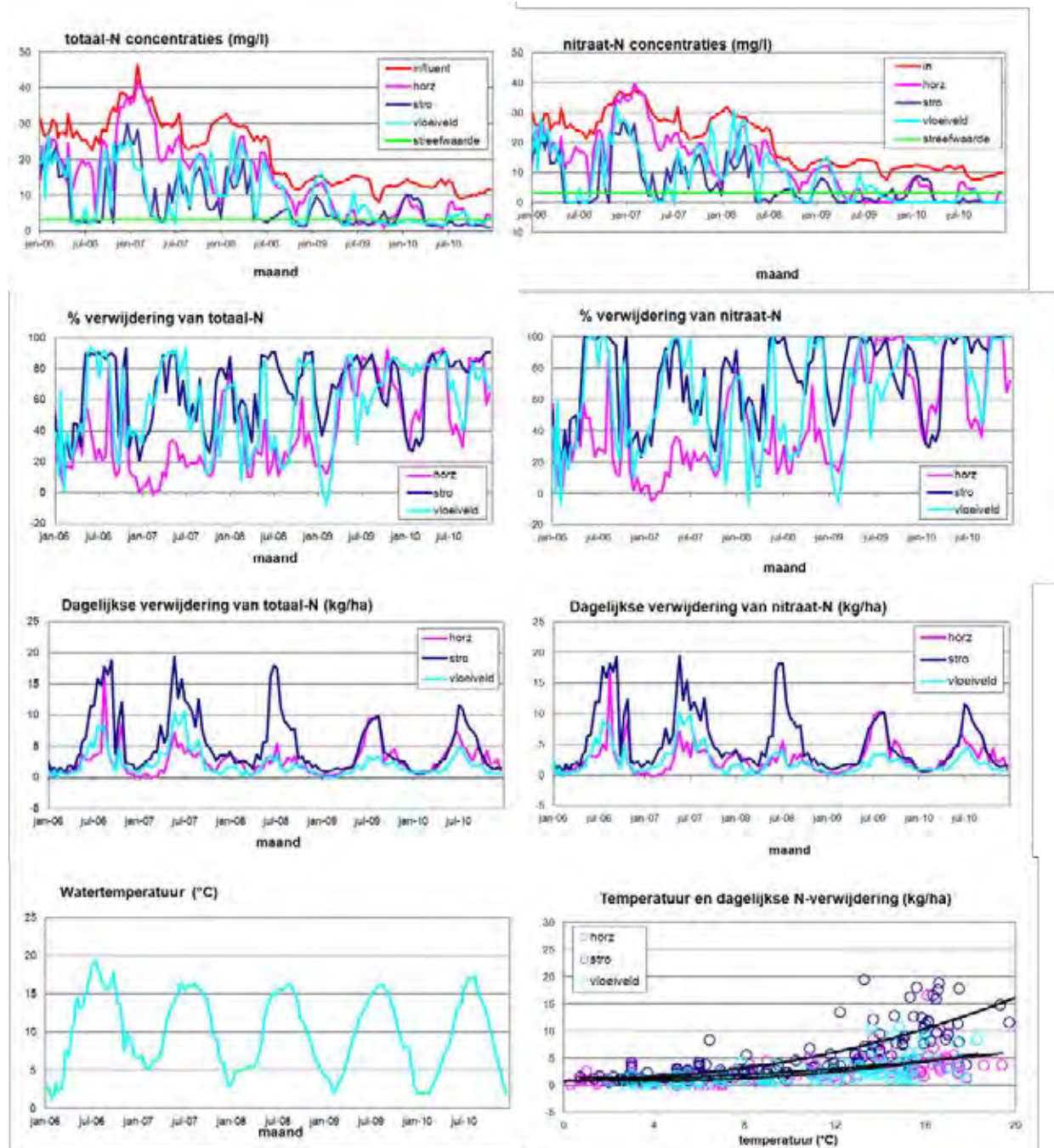
	horz	stro	vloeiveld
2006	2.6	5.8	2.3
2007	2.5	7.3	3.7
2008	2.0	5.9	1.5
2009	3.4	3.8	1.5
2010	3.1	3.8	1.7
Gemiddeld	2.7	5.5	2.2

Tabel 2.7. Gemiddelde totale jaar stikstofverwijdering en dagelijkse stikstofverwijdering in winter en zomerseizoen

	Verwijdering per jaar kg/ha/jr	rendement %	Dagelijkse verwijdering kg/ha/dag	
			okt-mrt	apr-sep
<i>N-totaal</i>				
Horizontaal zuiveringsmoeras	1018	36	1.6	4.2
Zuiveringsmoeras met stro	1974	69	2.4	9.4
Vloeiveld	800	56	1.1	3.7
<i>N-NO₃</i>				
Horizontaal zuiveringsmoeras	1028	39	1.5	4.3
Zuiveringsmoeras met stro	2015	76	2.4	9.1
Vloeiveld	811	61	1.0	3.6

In het teeltseizoen van half april tot half september was bij hogere watertemperaturen de dagelijkse stikstofverwijdering zoals te verwachten het hoogst. In Figuur 2.14 (rechtsonder) is de gemiddelde dagelijkse totaal-N verwijdering uitgezet tegen de temperatuur. Uit deze Figuur blijkt dat bij lage

temperaturen de relatie tussen beide zwak was. Boven de 12 °C nam de nitraatverwijdering min of meer lineair met de temperatuur toe. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat begin 2006 de hoeveelheid koolstof met name in het vloeiveld beperkend kan zijn geweest voor het denitrificatieproces.



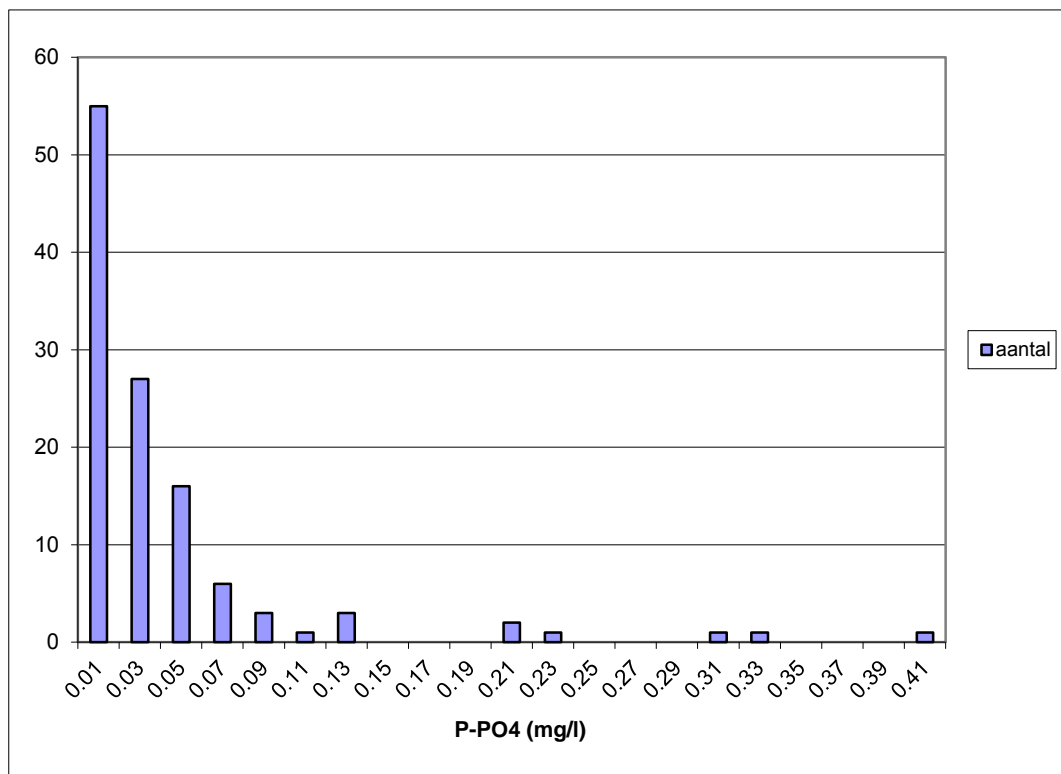
Figuur 2.14. Totaal-N en nitraat-N concentraties (mg/l), % verwijdering en gemiddelde dagelijkse verwijdering (kg/ha) in 2006, 2007, 2008 en 2009 en de relatie met de watertemperatuur.

2.3.4 Fosfaat

Orthofosfaat

De hoeveelheid ortho-P in het influent was nagenoeg verwaarloosbaar. De P-PO₄-gehalten varieerden van 0.00 mg/l tot 0.02 mg/l met een gemiddelde van 0.002 mg/l. Dus altijd onder (of net op) de detectiegrens van 0.02 mg/l. Op jaarbasis was dit slechts ca 0.2 kg/ha voor het horizontaal infiltratie- en zuiveringsmoeras met stro. Alle zuiveringsmoerassen leverden ortho-P na. Nalevering door het horizontaal zuiveringsmoeras en vloeiveld was verwaarloosbaar. Vanaf september 2007 werd zelfs fosfaat vastgelegd. Bij het zuiveringsmoeras met stro was echter sprake van een aanzienlijke nalevering, namelijk 4,4 kg ortho-P/ha in 2006, 7.4 kg in 2007 en 5,3 kg in 2008, 4,5 kg in 2009 en 8.3 kg in 2010 (Figuur 2.16). De gehalten in het effluent waren gemiddeld met ca. 0.04 mg/l P-PO₄ laag te noemen. Maar wel met uitschieters tot 0.4 mg/l, zie Figuur 2.15.

Bijna de helft van de gemeten waarden zat onder de aantoonbaarheidsgrens van 0.02 mg P-PO₄ per l. Ca 80% van de gemeten concentraties zat onder de norm "zeer laag fosfaatgehalte" van 0.05 mg P-PO₄ per l en 95% van de gemeten concentraties zat onder de MTR-norm van 0.15 mg P-PO₄ per l. Op 6 momenten is een hogere waarde dan de MTR gemeten. De MTR overschrijdingen vonden plaats gedurende twee weken in mei 2007, twee weken in juni 2008, gedurende de maanden april en mei 2009 en twee weken eind juni/begin juli 2010. Dit was veelal vlak voordat de hoeveelheid water werd verhoogd vanwege een toenemende denitrificatiecapaciteit. De hoeveelheid water varieerde bij de overschrijdingen van 20 tot 135 l/uur. In de zomerperiode kwam maximaal 135 l/uur uit het zuiveringsmoeras.



Figuur 2.15. Gehalten P-PO₄ in het effluent van het zuiveringsmoeras met stro

Uit het zuiveringsmoeras met stro is in de 5 meetjaren in totaal 95 gram ortho-P uitgespoeld. De jaarlijkse hoeveelheid ortho-P in het uitstromende water bedroeg 14 tot 27 gram ortho-P. Gecorrigeerd voor de hoeveelheid fosfaat in het influent heeft het zuiveringsmoeras met stro in de 5 meetjaren totaal 81 gram ortho-P geleverd. Uitgaande van een hectare zuiveringsmoeras heeft het zuiveringsmoeras met stro netto ca 25 kg P-PO₄ nageleverd.

Tabel 2.8. Uitspoeling en nalevering van orthofosfaat uit het zuiveringsmoeras met stro

Jaar	Uitspoeling bruto gr P-PO ₄	Nalevering uit zuiveringsmoeras met stro zelf gr P-PO ₄
2006	-13.9	-13.1
2007	-23.5	-21.1
2008	-17.0	-13.7
2009	-14.4	-10.6
2010	-26.6	-22.6
Totaal	-95.4	-81.1

Totaal fosfor

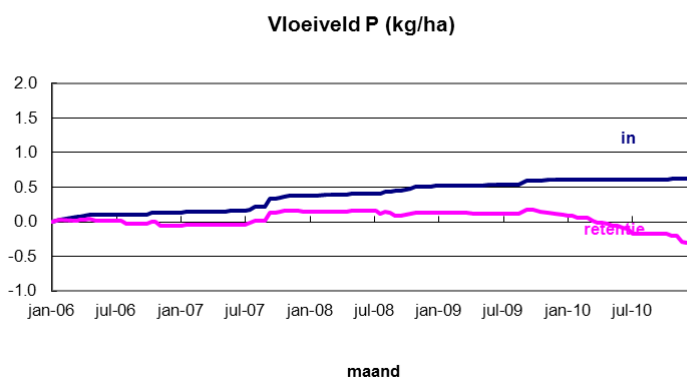
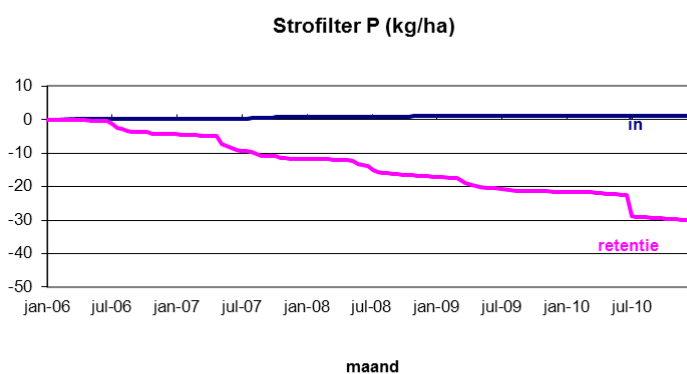
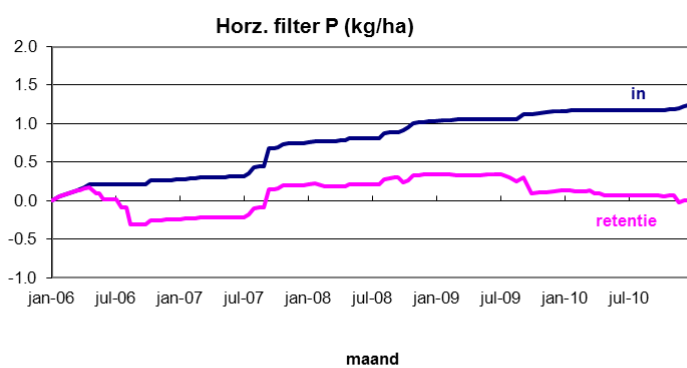
Totaal-P werd pas vanaf week juli 2006 bepaald. De concentraties P-totaal in het influent waren erg laag, en vaak onder de detectiegrens (< 0.02 mg/l). De nalevering van P-totaal werd in 2006 geschat op 1, 13 en 3 kg P/ha voor resp. het horizontaal infiltratiemoeras, zuiveringsmoeras met stro en vloeiveld. In de zomerperiodes van 2007 en 2008 werd door het zuiveringsmoeras met stro ca 12 kg P/ha nageleverd (Figuur 2.16).

2.3.5 Kalium en natrium

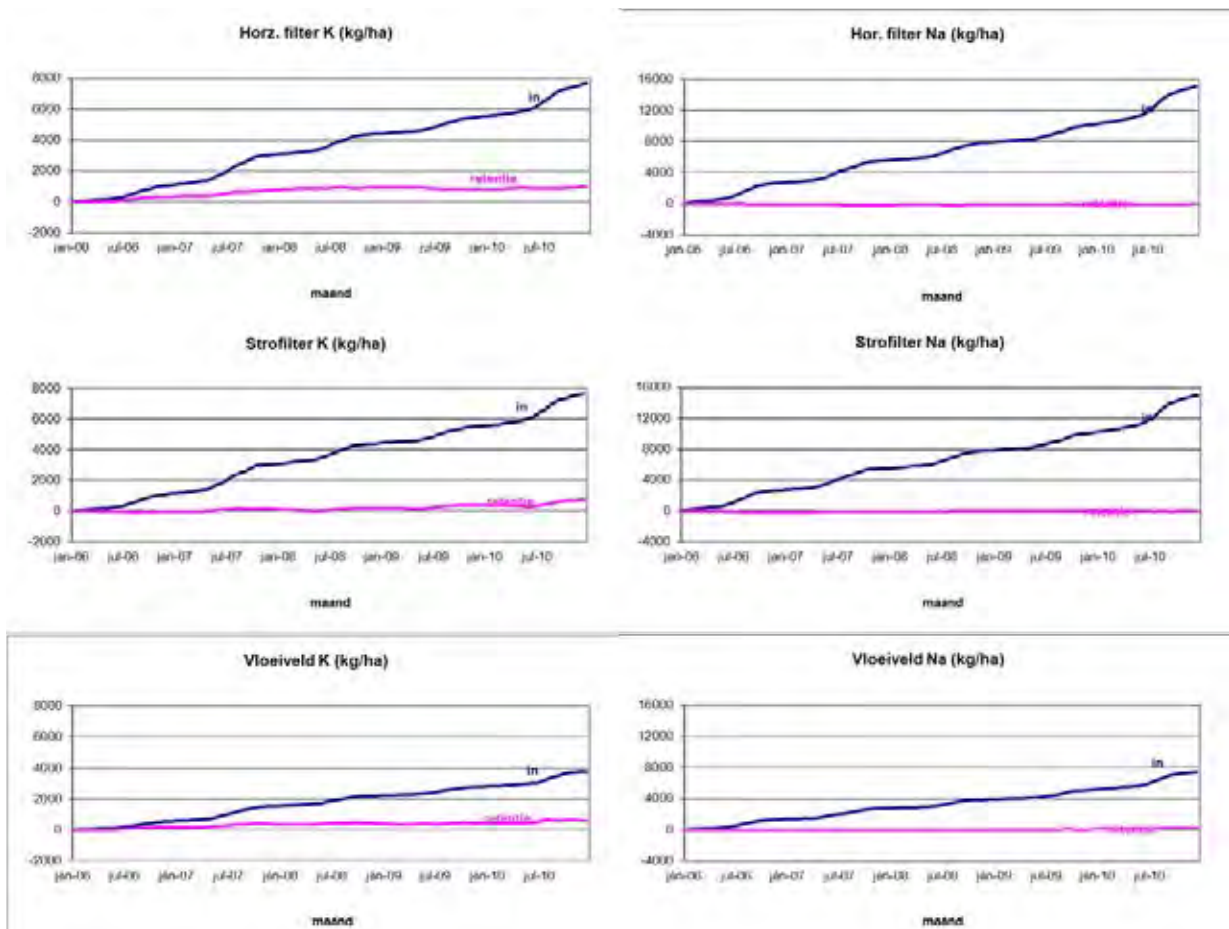
Naast retentie van stikstof en fosfaat is ook de retentie van kalium en natrium bepaald. Omdat beide nutriënten, vooral kalium, hoofdzakelijk door gewasopname uit het drainwater worden verwijderd, zegt de natrium- en kaliumretentie ook iets over de stikstof en fosfaatgewasopname (zie ook 2.2.3 gewasopname). Via de drains spoelde een aanzienlijke hoeveelheid kalium uit (Figuur 2.17 links). Voor het vloeiveld, waarin het riet goed groeide, valt te verwachten dat kaliumretentie vooral het gevolg was van gewasopname. Dit zou betekenen dat riet in 2006 ca. 140 kg K/ha heeft opgenomen, in 2007 ca. 220 kg K/ha en in 2008, in 2009 respectievelijk 30 en 50 kg K/ha en in 2010 weer meer met ca. 140 kg K/ha. In de winterperiode werd door het vloeiveld kalium nageleverd.

In het horizontaal zuiveringsmoeras was de K-retentie ca. 65% hoger dan in het vloeiveld, terwijl het riet in het zuiveringsmoeras slechter groeide. Vanaf mei 2009 leverde het horizontale zuiveringsmoeras kalium na. In 2010 was gedurende het grootste deel van het weer sprake van opname van K. Het zuiveringsmoeras met stro leverde in 2006 relatief gezien een geringe hoeveelheid kalium na. Vanaf september 2006 vond opname van kalium plaats. In de drie volgende jaren werd in de zomerperiode kali vastgehouden en vond in de winterperiode nalevering plaats.

In het influent was een grote hoeveelheid natrium aanwezig (Figuur 2.17 rechts). Zowel het horizontaal zuiveringsmoeras als zuiveringsmoeras met stro leverde iets natrium na. Riet blijkt niet of nauwelijks natrium op te nemen.



Figuur 2.16. De cumulatieve belasting en retentie van ortho-P (kg P/ha) voor de drie zuiveringsmoerassen in het jaar 2006 t/m 2010. Negatieve waarden duiden op fosfaatnalevering.

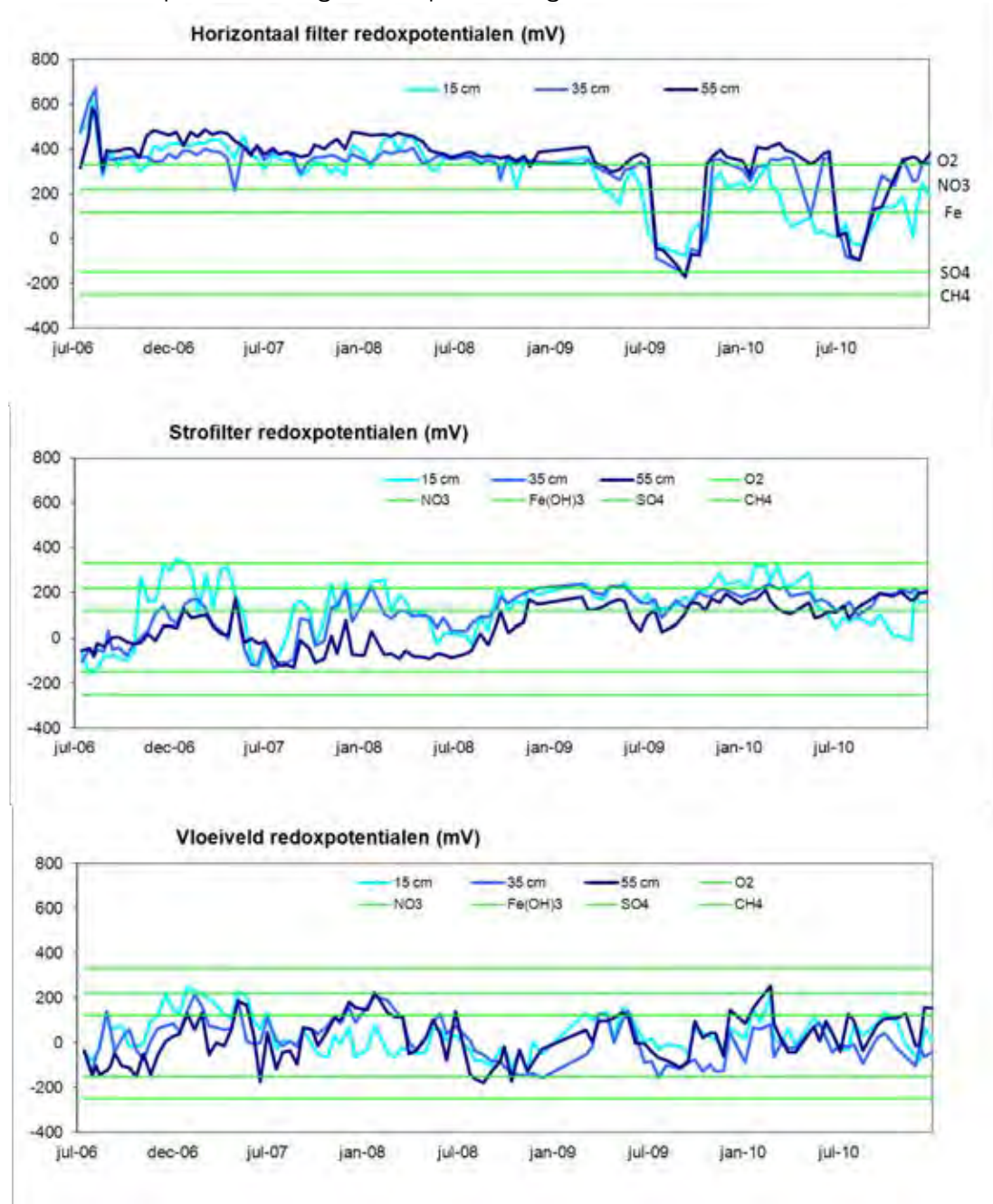


Figuur 2.17. De cumulatieve belasting en retentie van kalium (kg K/ha) en natrium (kg Na/ha) voor de drie zuiveringsmoerassen in het jaar 2006 t/m 2010. Negatieve waarden duiden op nalevering.

2.3.6 Redoxpotentialen en zuurstof

Redoxpotentialen

In Figuur 2.18 zijn de redoxpotentialen in de drie zuiveringsmoerassen weergegeven. Vooral opvallend is dat de redoxpotentialen in het horizontaal zuiveringsmoeras erg hoog waren. In dit zuiveringsmoeras zou dan ook nauwelijks nitraatreductie (denitrificatie) moeten optreden. In de zomer en nazomer van 2009 en 2010 werden opvallend veel lagere redoxpotentialen gemeten.



Figuur 2.18. Redoxpotentialen (mV) op 15, 35 en 55 cm –mv in de zuiveringsmoerassen. De doorgetrokken lijnen geven een indicatie van de dominante redoxprocessen: verdwijnen zuurstof (< 330 mv); nitraatreductie (< 220 mv), ijzerreductie (< 120 mv), sulfaatreductie (< -150) en methaanproductie (< -250 mv).

In het zuiveringsmoeras met stro bleef de redoxpotential in de bovenste laag in eerste instantie ook vrij hoog, dieper in het zuiveringsmoeras daalde de redoxpotential in een deel van 2007 en 2008 tot aan het niveau van ijzerreductie. In de zomerperiode van 2006, 2007 en 2008 daalde de redoxpotential van de bovenste laag ook onder het niveau van ijzerreductie. In 2009 was dit niet het geval. Vanaf oktober 2008 bevond de redoxpotential zich veelal net onder het niveau van nitraatreductie. In het najaar van 2009 tot en met het voorjaar van 2010 was de redoxpotential in de bovenste laag weer hoge, maar nog wel onder het niveau van zuurstofreductie. Daarna was de waarde van de bovenste laag zelfs lager dan dieper in het zuiveringsmoeras.

De redoxpotentialen waren in het vloeiveld op een diepte van 15 cm beduidend lager dan in het zuiveringsmoeras met stro, maar waren op een diepte van 35 cm –mv tot oktober 2007 vergelijkbaar met die in het zuiveringsmoeras met stro. In de laag 55 cm –mv werden in vloeiveld vanaf september 2007 tot juli 2008 hogere waarden gemeten. In de winter 2008/2009 was de redoxpotential in het vloeiveld opvallend laag.

In alle zuiveringsmoerassen lagen de redoxpotentialen boven het niveau van methaanproductie. De redoxpotentialen waren veelal in de zomerperiode beduidend lager dan in de winterperiode. In de nazomer van 2008 gingen de redoxpotentialen in het vloeiveld wel verder omlaag. De verschillen tussen zomer en winter waren in horizontaal zuiveringsmoeras, met uitzondering van het jaar 2009, veel kleiner dan in de andere beide zuiveringsmoerassen.

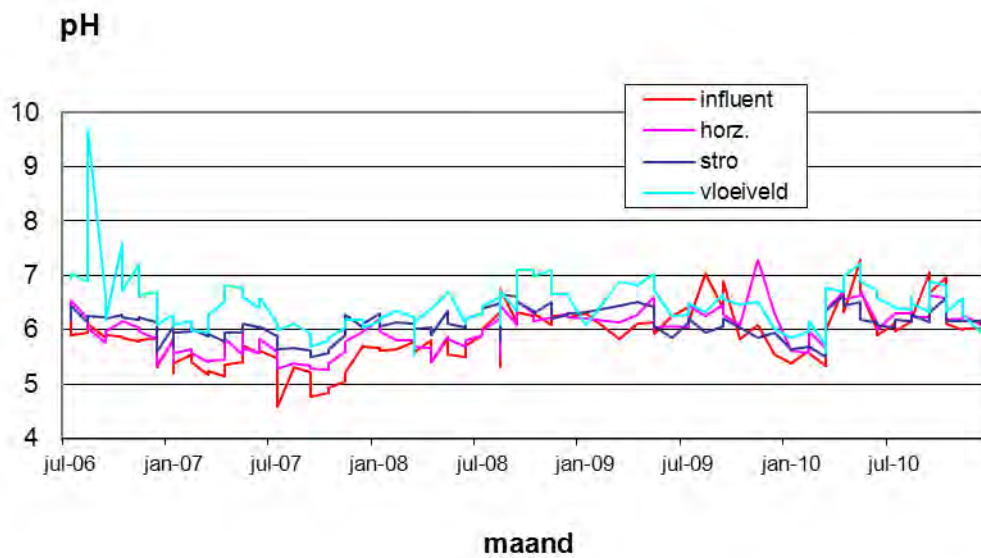
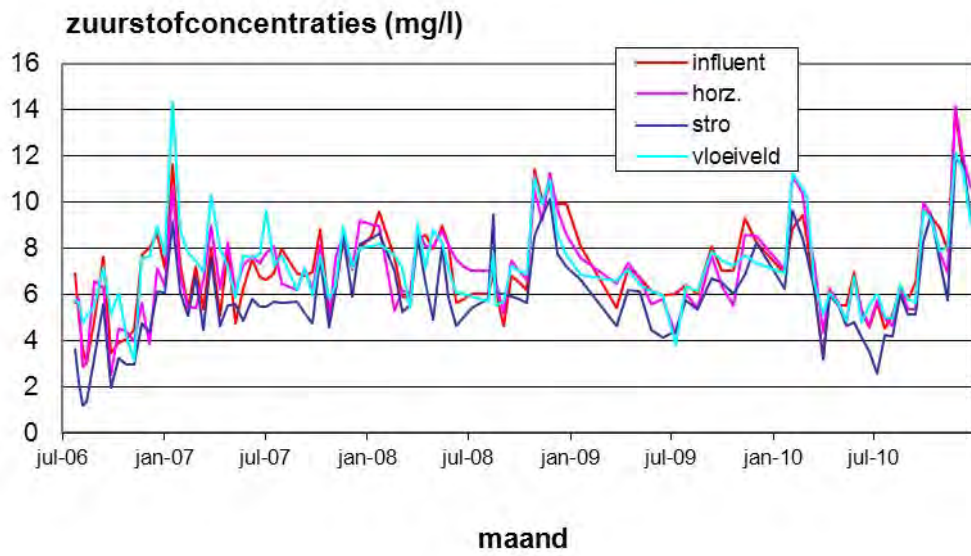
Zuurstofconcentraties en pH

Gunstige voorwaarden voor een bacteriële denitrificatie zijn, naast een voldoende hoog nitraatgehalte en een watertemperatuur van 20 tot 25 °C, een zuurstofgehalte beneden 4 mg/l en een pH in de range van 6-8.5. Zuurstofconcentraties in het in- en effluent zijn een indicatie voor het ontstaan van zuurstofloosheid in de zuiveringsmoerassen.

De watertemperatuur bevond zich altijd onder de 20 °C (Figuur 2.14). Behalve in 2006 en een deel van 2010 bevond de zuurstofconcentratie zich veelal boven de waarde van 4 mg/l, met een pieken in het laatste kwartaal van 2008, het voorjaar van 2010 en het najaar van 2011 tot boven de 10 mg/l (Figuur 2.19). In 2006 waren zoals te verwachten de zuurstofconcentraties in de winterperiode hoger dan in de zomerperiode. In 2007 zaten de concentraties op een hoger niveau dan in 2006. Eind 2007 steeg de zuurstofconcentratie gering. In 2008 zijn er enkele ontbrekende waarden. De concentraties lagen op het niveau van 2007. In de tweede helft van 2008 stegen de waarden om vervolgens in 2009 weer te dalen tot 4-5 mg/l. In de nazomer van 2009 gingen de waarden weer omhoog.

Verrassend is dat t/m juni 2007 de zuurstofconcentraties in het vloeiveld meestal hoger waren dan in het influent. Het valt daarom te verwachten dat het denitrificatieproces niet zozeer in de waterkolom zelf plaatsvindt, maar in en op de waterbodem. Vanaf juni 2007 waren de concentraties van het vloeiveld en het influent wel vrijwel gelijk. De O₂-concentraties in het effluent van het zuiveringsmoeras met stro zijn lager dan in het horizontaal zuiveringsmoeras, hetgeen overeenkomt met de verschillen in redoxpotentialen en denitrificatie.

De pH in vloeiveld en zuiveringsmoeras met stro zit veelal boven de 6. In horizontaal zuiveringsmoeras tussen 5.5 en 6, maar vanaf juli 2008 is het verschil tussen de zuiveringsmoerassen klein en bevindt de waarde zich tussen pH 6 en pH 7 (Figuur 2.19). In de winterperiode 2009-2010 daalt de waarde weer tijdelijk tot onder de 6 om het voorjaar weer tussen de pH 6 en 7 uit te komen.



Figuur 2.19. Zuurstofconcentraties (mg/l) en pH in het in- en effluent vanaf eind juli 2006 t/m 2010.

2.3.7 Gewasopname

In het voorjaar is de gewasopname van het riet bepaald (Tabel). Het was lastig om de totale gewasmassa te oogsten. Daarnaast verliest het riet in de winterperiode een deel van het blad wat in het voorjaar niet wordt mee geoogst. Het verlies aan droge stof wordt geschat op 15 tot 40%. Rekening houdend met de oogstverliezen werd in 2006 de stikstofopname van het vloeiveld geschat op 137 kg N/ha en de fosfaatopname op 28 kg P₂O₅/ha. In 2007, 2008 en 2009 was de opname lager en werd geschat op 70-100 kg N/ha en 7-10 kg P₂O₅/ha. In het voorjaar van 2010 was de opbrengst van het vloeiveld en daarmee de stikstof en fosfaatopname veel groter. Rekening houdend met hetzelfde verliespercentage zou de stikstofopname ca. 300 kg/ha zijn en de fosfaatopname ca. 40 kg/ha. In januari 2011 was de droge stofopbrengst van het vloeiveld ook hoog, maar met veel lagere gehalten en daarmee een lagere stikstof en fosfaatopname.

De rietgroei was in het horizontale zuiveringsmoeras veel minder en daarmee was dus ook de nutriëntenopname lager. Op basis van de in het voorjaar van 2006 bepaalde opname resulteerde dit in een 30-50% lagere opname t.o.v. het vloeiveld. In het voorjaar van 2009 was de nutriëntenopname van het riet bijna gelijk aan de opname in het vloeiveld. In 2010 en 2011 echter was de opname weer veel lager en wat betreft stikstof slechts 25 tot 50% van de opname in van het riet in het vloeiveld.

De NP-verhouding in gewassen is meestal ongeveer 20. Uit de analyse blijkt dit niet altijd het geval te zijn. De fosfaatgehalten en fosfaatopname waren laag en daarmee de kans op een foute inschatting groot, zeker van het riet in het horizontaal zuiveringsmoeras. De rietgroei kan ook worden afgeleid van de retentie van kali. In het discussie hoofdstuk wordt hierop verder ingegaan.

Tabel 2.9. Gemeten gewasopname van in het voorjaar gemaaide riet.

maaidatum	Verse opbrengst ton/ha	Droge stof opbrengst ton/ha	N-afvoer kg/ha	P-afvoer kg/ha	N/P verhouding	K-afvoer kg/ha
<i>Vloeiveld</i>						
5-5-2006	22.4	3.9	97	9	11	95
23-3-2007	17.8	12.0	68	3	21	
19-3-2008	10.5	7.6	47	2	21	
5-3-2009	11.0	8.2	57	1	47	16
29-3-2010	45.8	29.9	212	12	18	60
13-1-2011	34.5	24.7	104	2	42	25
<i>Horizontaal zuiveringsmoeras</i>						
5-5-2006	5.6	1.1	45	3	16	34
5-3-2009	7.9	5.5	47	1	43	11
29-3-2010	6.7	4.4	46	1	35	4
13-1-2011	12.8	6.8	54	2	27	14

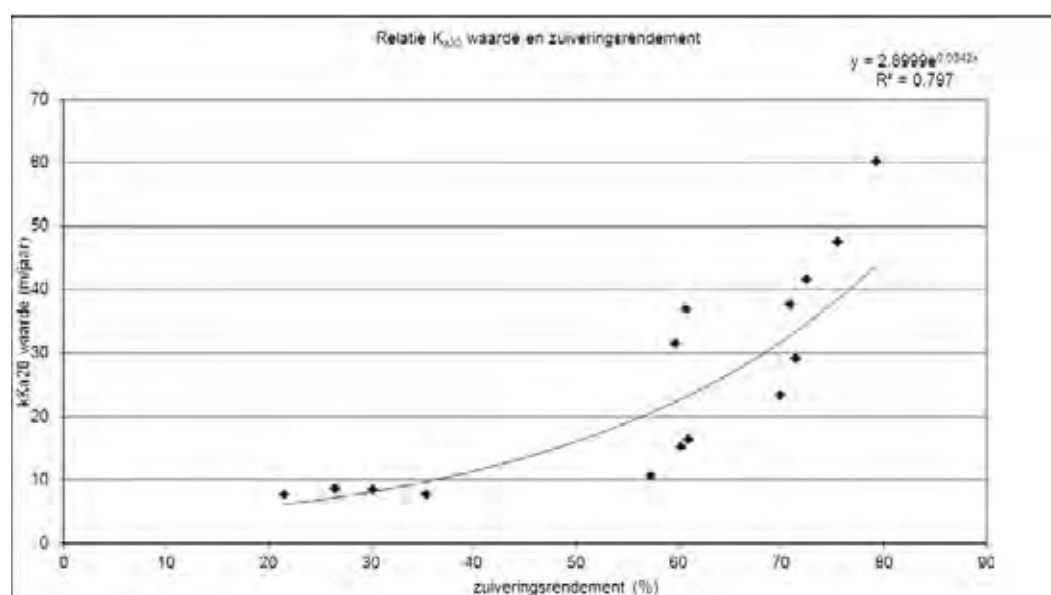
2.3.8 k_{a20} -waarden

Door Kadlec & Knight (1996) wordt een k_{a20} waarde van 35 m/jaar aangehouden voor volgroeide wetlands. De wetlands in dit experiment waren zeker in de eerste jaren nog niet volgroeid. Met uitzondering van het zuiveringsmoeras met stro wat door de toevoeging van stro al een gelijk een goede werking had. De K_{20} -waarden van de zuiveringsmoerassen waren gemiddeld over de 3 meetjaren 13, 37 en 13 m per jaar voor respectievelijk het vloeiveld, het zuiveringsmoeras met stro en het horizontale zuiveringsmoeras (Tabel 2.10). Het zuiveringsmoeras met stro was daarmee gelijk aan de waarde van Kadlec. Vanaf 2009 steeg de

waarde wel als gevolg van de lagere stikstofconcentraties, zoals al eerder aangegeven. Gemiddeld over de 5 jaar hadden het horizontale zuiveringsmoeras en het vloeiveld een gelijke waarde, maar met wel met grote jaarverschillen. In 2009 begon het horizontaal zuiveringsmoeras goed te functioneren en daarmee steeg ook de berekende k_{a20} tot aan de waarde van Kadlec & Knight (1996). Vanaf een zuiveringsrendement van ca. 60% stijgt de k_{a20} waarde snel. In Figuur 2.20 is de relatie weergegeven.

Tabel 2.10. k_{a20} waarde van de zuiveringsmoerassen per jaar

	2006	2007	2008	2009	2010	gemiddeld
Horizontaal zuiveringsmoeras	8	8	9	38	37	13
Zuiveringsmoeras met stro	29	32	42	47	60	37
Vloeiveld	11	16	8	15	23	13



Figuur 2.20 Relatie zuiveringsrendement (%) en k_{a20} waarde (m/jaar)

2.3.9 Afbraakproef onder zuurstofloze omstandigheden

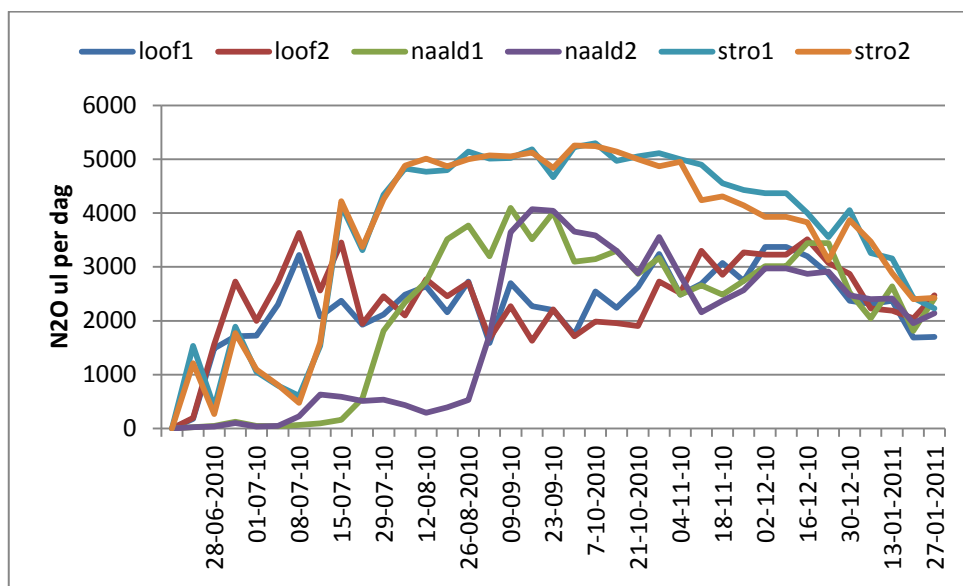
In een labproef zijn stro en houtsnippers zijn ca. 7 maanden onder zuurstofloze omstandigheden en met een overmaat aan nitraat bewaard. Het stro is in de proef opgenomen om meer duidelijkheid te krijgen over de mate van afbreekbaarheid van stro in de veldproef. Vanwege de nalevering van fosfaat uit het zuiveringsmoeras met stro zijn tevens houtsnippers onderzocht met een hogere N/P verhouding dan stro. Aan het begin en einde van de proef zijn de materialen geanalyseerd op stikstof, fosfaat en koolstof (Tabel 2.11). De concentraties stikstof en fosfaat zijn gedaald. De C/N quotiënt van het materiaal is dan ook toegenomen.

In Figuur 2.21 is het verloop van de afbraak van de materialen weergegeven. Omdat de processen zeker in de eerste paar maanden snel verliepen was regelmatig en vooral bij het stro de hoeveelheid toegediende NO_3 op. De afbraaksnelheid is daardoor onderschat. De druk liep in de flessen soms hoog op. Bij dagproducties van meer dan 3000 ul per dag is de onzekerheid over de data behoorlijk. Pas na een half jaar meten liep de productie terug. De verschillen tussen beide monsters van naaldhoutsnippers waren groot. Het denitrificatieproces kwam in monster 2 niet goed opgang. Eind augustus is vloeistof uit het eerste monster geënt in het tweede monster. De daarmee overgebrachte bacteriën brachten de processen op gang en vanaf dat moment kwamen de resultaten van beide monsters goed overeen.

Tabel 2.11. Analyseresultaten stro en houtsnippers aan het begin van de proef en aan het eind van de proef na 7 maanden onder zuurstofloze omstandigheden en een overmaat aan NO₃.

Monster-omschrijving	N-totaal [g/kg]	P-totaal [g/kg]	Koolstof [g/kg]	C/N
<i>begin proef</i>				
stro	3.6	0.75	469	130
loof	4.6	0.56	458	100
naald	1.7	0.12	501	295
<i>einde proef</i>				
stro	3.3	0.22	462	142
loof	3.9	0.25	470	122
naald	1.5	0.09	497	331

Op basis van hoeveelheden opgelost fosfaat kan worden geconcludeerd dat eruit het stro meer fosfaat vrijkomt dan uit de houtsnippers. Dit komt wel overeen met de snellere vertering van het stro. De maximaal gemeten hoeveelheden opgelost fosfaat bedroegen van het stro, het loofhout en het naaldhout respectievelijk 71, 25 en 29%. Op basis van de gemeten data kan na 7 maanden worden geconcludeerd dat van het stro 20.5 % van de in het materiaal aanwezige koolstof is verbruikt. Van de loofhoutsnippers 2.3% en van de naaldhoutsnippers 1.7%.



Figuur 2.21. N₂O productie van de diverse materialen als maat voor de afbraaksnelheid.

Ter ondersteuning van de labproef zijn de materialen tevens onderzocht op het aandeel celwandbestanddelen. Onder zuurstofloze omstandigheden mag worden verwacht dat lignine niet afbreekt. Het ligninegehalte van stro was veel lager dan in de houtsnippers.

Tabel 2.12. Aandeel celwandbestanddelen en onderverdeling in verteerbaarheid van de onderzochte producten

Parameter	component	verteerbaar heid	houtsnippers	houtsnippers	stro	eenheid
			loofhout	naaldhout		
Vocht			29	34	13	%
Ruw eiwit			39	12	17	g/kg ds
NDF	<i>totaal</i>		881	889	899	g/kg ds
NDF - ADF	hemicellulose	snel en goed	133	109	312	g/kg ds
ADF - ADL	cellulose	moeilijk	496	516	519	g/kg ds
ADL	lignine	slecht	252	264	68	g/kg ds

2.3.10 Conditie van het stro in het zuiveringsmoeras met stro

Het aandeel van de celwandbestanddelen en de vertering van het stro is ook bepaald in het 5 jaar oude zuiveringsmoeras met stro (Tabel 2.13). Op verschillende dieptes zijn van de aangebrachte stropakketten monsters genomen. Er zat veel zand (gewichtsaandeel 92-94%) in de monsters wat de betrouwbaarheid van de uitkomsten niet ten goede komt. T.o.v. het verse stro (zie Tabel) lijkt het aandeel celwandbestanddelen ruwweg gehalveerd. De getallen geven aan dat er nog steeds een flink aandeel makkelijk afbreekbaar materiaal aanwezig is. Het aandeel makkelijk verteerbare delen van het totaal aan celwandbestanddelen is wel gedaald, evenals het aandeel cellulose. Het aandeel lignine heeft zich opgehoopt en is sterk gestegen. Het stro op ca. 10 cm diepte was bruin en was meer verteerd dan het dieper aangebrachte stro wat nog geel was. Hoe dieper in het zuiveringsmoeras hoe hoger het aandeel hemicellulose en hoe lager het aandeel lignine.

Tabel. 2.13. Aandeel celwandbestanddelen en onderverdeling in verteerbaarheid

	stro 10 cm	stro 20 cm	stro 25 cm	stro > 30 cm
totaal	455	538	481	458
hemicellulose	91	169	117	167
cellulose	127	200	208	181
lignine	236	169	156	111
<i>in procenten</i>				
hemicellulose	20	31	24	36
cellulose	28	37	43	39
lignine	52	31	32	24

2.3.11 Vegetatie in de zuiveringsmoerassen

In het vloeiveld en het horizontale zuiveringsmoeras met riet is riet geplant. De vegetatie bestond gedurende de proefperiode dan ook vrijwel volledig uit riet. Alleen in het horizontale zuiveringsmoeras stonden na een aantal jaren aan de rand een paar andere planten als ruwe berk en grauwe wilg. Het in het zuiveringsmoeras met stro ingezaaide rietzwenkgras is na een aantal jaren grotendeels verdwenen. Rietzwenkgras nam in april 2011 nog ca. 5% van het plantenbestand in. Grote lisdodde (*Typha latifolia*) en Pitrus (*Juncus effusus*) kwamen het meeste voor met een aantal planten basterdwederik (*Epilobium species*) en een enkele grauwe wilg. Zie voor een indruk van vegetatie onderstaande foto's.



Foto-overzicht 2.7. Laagjes stro in horizontaal zuiveringsmoeras met stro na 5 jaar.



maart 2005



juni 2005



april 2006



mei 2006



april 2007



mei 2007



juni 2007

Foto-overzicht 2.7 Ontwikkeling van de zuiveringsmoerassen tussen maart 2005–juni 2007



Zuiveringsmoeras met stro



Vloeveld

Vloeveld – zuiveringsmoeras met stro – horizontaal zuiveringsmoeras

Foto-overzicht 2.8

Vegetatie in de diverse zuiveringsmoerassen 2007



Foto-overzicht 2.9

Overzicht van de drie zuiveringsmoerassen en de vegetatie in zuiveringsmoeras met stro op 14 mei 2008



Foto-overzicht 2.10 Overzichtsfoto en vegetatie in zuiveringsmoeras met stro 23 oktober 2008



Foto-overzicht 2.11 Overzichtsfoto en vegetatie in zuiveringsmoeras met stro 12 november 2008



Juli 2009



Vloeveld



Horizontaal zuiveringsmoeras met riet



Horizontaal zuiveringsmoeras met stro



Vloeveld



Zuiveringsmoeras met stro

Foto-overzicht 2.12 Vegetatie in de diverse zuiveringsmoerassen op 7 juli 2009



Foto-overzicht 2.13 Vegetatie in de diverse zuiveringsmoerassen op maart 2010



Foto-overzicht 2.14 Vegetatie in het zuiveringsmoeras met stro op september 2010

2.4 Discussie en conclusies

2.4.1 Effectiviteit van de zuiveringsmoerassen

In het horizontaal zuiveringsmoeras en het vloeiveld, de beide zuiveringsmoerassen met riet werd gemiddeld over de vijf meetjaren ca. 1000 en 800 kg N/ha gezuiverd. Bij het ontwerp van de zuiveringsmoerassen werd op grond van literatuurgegevens ervan uitgegaan dat het horizontaal zuiveringsmoeras 2x effectiever zou zijn als het vloeiveld (Vymazal, 2002). Dat klopte gemiddeld over de jaren redelijk goed. De belasting van het vloeiveld was dus een factor twee lager. De verschillen in zuiveringspercentages waren daarmee groter met gemiddeld 35% en 55% voor respectievelijk het horizontale zuiveringsmoeras en het vloeiveld. Voor het vloeiveld was dit een goed resultaat. De verschillen tussen de jaren waren echter groot. Vooraf was de verwachting dat het horizontaal zuiveringsmoeras in de loop van de tijd steeds beter zou gaan werken. Het horizontale zuiveringsmoeras

presteerde in de eerste drie jaren matig en in de twee daaropvolgende meetjaren inderdaad beter. Behalve de leeftijd was een belangrijk verschil tussen beide perioden de stikstofbelasting, als gevolg van lagere nitraatconcentraties in het drainwater. Op zich mag worden verwacht dat bij hogere stikstofconcentraties ook het rendement verbetert, maar zoals aangetoond door Kadlec (2005) is de relatie bij hoge nitraatconcentraties laag, maar de rendementen waren bij een lagere stikstofbelasting veelal juist hoger. Het hogere rendement is echter vastgesteld bij lagere stikstofconcentraties (> 10 mg/l nitraat-N) dan in deze proef. De relatie tussen nitraatconcentratie en N-verwijdering is bij hoge concentraties minder goed (Kadlec 2005). Opvallend was ook de duidelijk mindere rietgroei in het horizontale zuiveringsmoeras in vergelijking met het vloeiveld. Ondanks de mindere groei was het resultaat in 2009 en 2010 goed. Het vloeiveld presteerde wisselend tussen en gedurende de jaren. In 2008 was het rendement veel lager dan in de jaren ervoor door een slechte zuiverende werking in een deel van de zomer. Ook in de daaropvolgende jaren waren er perioden in de zomer met een matige zuivering, maar werd gemiddeld over het jaar wel een goed rendement behaald.

Het aandeel ammonium-N in het influent was erg laag. De rendementen voor nitraatverwijdering lagen daarom op hetzelfde niveau en in procenten gemiddeld 5% hoger.

In het zuiveringsmoeras met stro was de retentie van stikstof gemiddeld over beide jaren veel hoger dan de beide zuiveringsmoerassen met riet met ca. 2000 kg N/ha en een zuiveringsrendement van 70%. Het zuiveringsmoeras met stro presteerde daarnaast gelijkmatig over de vijf meetjaren. De verwachting was dat het zuiveringsmoeras met stro in de eerste jaren effectiever zou zijn dan de beide zuiveringsmoerassen met riet en minder zou gaan presteren als gevolg van het opraken van het stro als koolstofbron. Dit laatste was echter in deze meetperiode van 5 jaar niet het geval.

Door de opslag van het drainwater werd de uitspoeling verplaatst van de winter naar de zomer. Verwacht mag worden dat de ecologische schade van een te hoge nitraatconcentratie in de winter minder schade doet aan het watermilieu dan in de zomer. Belangrijk is dus dat de doelconcentratie in de zomer dan ook wordt gehaald. In het zuiveringsmoeras met stro was dit veelal het geval. In de andere zuiveringsmoerassen waren er in de zomer perioden met duidelijk hogere stikstofconcentraties.

De gemiddelde dagelijkse stikstofverwijdering over de vijf meetjaren van 2.7 en 2.2 kg/ha in het vloeiveld en het horizontaal zuiveringsmoeras was lager dan de 3.5 tot 4 kg/ha uit de proeven van Kadlec & Knight, 1996. In 2008 lagen de waarden nog lager met ca. 2 kg N/ha/dag voor het horizontaal zuiveringsmoeras en slechts 1.5 kg N/ha/dag voor het vloeiveld. Het verschil met de voorgaande jaren komt waarschijnlijk grotendeels door de lagere stikstofbelasting als gevolg van lagere stikstofconcentraties in het drainwater vanaf augustus 2008. De dagelijkse stikstofverwijdering van het horizontale zuiveringsmoeras kwam in 2009 en 2010 uit op gemiddeld 3.2 kg N/ha en benaderde daarmee de verwachte waarden. De dagelijkse stikstofverwijdering van het zuiveringsmoeras met stro lag op een hoger niveau met gemiddeld 5.5 kg N/ha. De verschillen tussen de jaren hadden een duidelijke relatie met de stikstofbelasting.

De verschillen in stikstofverwijdering was groot tussen de seizoenen. De stikstofverwijdering was in de winterperiode veelal lager dan berekend met de temperatuurcoëfficiënt voor stikstofverlies (zie 2.1.2). Erg hoge zomerwaarden zoals voor het zuiveringsmoeras met stro bij temperaturen van 15 tot 20 °C met bijna 20 kg N/ha/dag werden ook door Bachand & Horne (2000) gevonden. Ingersoll *et al.* (1998) vonden bij temperaturen hoger dan 25 °C zelfs waarden tot 40 kg N/ha/dag.

De k_{a20} -waarden van de zuiveringsmoerassen waren t/m 2010 13, 37 en 13 m/jaar voor resp. het horizontaal zuiveringsmoeras, zuiveringsmoeras met stro en vloeiveld. Door Kadlec & Knight (1996) werd een gemiddelde k_{20} waarde van 35 m/jaar gevonden, en door Tanner *et al.* (2005) van 17 tot 92 m/jaar. Dit betekent dat de k_{20} -waarden voor het horizontaal zuiveringsmoeras en vloeiveld aan de lage kant waren. De verwachting was dat de waarden voor de zuiveringsmoerassen met riet in de loop van de tijd zouden toenemen. De k_{20} -waarde van het vloeiveld steeg in 2007 t.o.v. van 2006, maar daalde weer in 2008. In

2009 en 2010 lagen ze wel duidelijk op een hoger niveau. De k_{20} -waarde voor het vloeiveld bleef onder de 30 m/jaar. De k_{20} -waarde van het horizontale zuiveringsmoeras steeg in 2009 sterker naar een waarde van 37 m/jaar. Gezien een verwachte levensduur van 20 tot 25 jaar is de looptijd van de metingen (5 jaar) echter nog vrij kort om hierover goede uitspraken te kunnen doen.

2.4.2 Processen in de zuiveringsmoerassen

Het belangrijkste proces van nitraatverwijdering in de zuiveringsmoerassen is denitrificatie. Factoren die de denitrificatiesnelheid beïnvloeden zijn o.a. het zuurstofgehalte, de beschikbaarheid van organische stof, de pH en de watertemperatuur.

Uit de hoge redoxpotentialen in het horizontaal zuiveringsmoeras kan worden opgemaakt dat niet of nauwelijks zuurstofloosheid optrad. Een teken dat (te) weinig koolstof wordt geproduceerd. Het zuiveringsmoeras met stro en het vloeiveld hadden vergelijkbare redoxpotentialen die op een lager niveau lagen dan het horizontale zuiveringsmoeras. De lagere waarde van het zuiveringsmoeras met stro kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de toevoeging van een hoeveelheid stro. Vanaf de zomer van 2008 waren de redoxpotentialen van het zuiveringsmoeras met stro wel hoger dan van het vloeiveld, maar bleven steeds onder het niveau van O_2 reductie.

Overigens kan ook in moerassen die overwegend zuurstofrijk zijn lokaal denitrificatie optreden (Kadlec, 2002). De lage koolstofproductie in het horizontaal zuiveringsmoeras hangt samen met een slechte groei van riet. De meest voor de hand liggende verklaring voor de slechte rietgroei is dat er gebrek aan andere nutriënten is opgetreden. De gewasanalyses laten b.v. relatief lage fosfaatgehalten zien. Een andere mogelijkheid is dat metselzand een slecht groeimedium voor riet is, vanwege een hoge mechanische weerstand.

De verblijftijd van het drainwater in de horizontaal doorstroomde zuiveringsmoerassen was in de winterperiode 7 tot 10 dagen en in de zomerperiode 2 tot 3 dagen. Vooraf was uitgegaan dat voor een goede zuivering (ca. 50%) een verblijftijd van minimaal 3 dagen nodig zou zijn. Dit komt overeen met een hydraulische belasting van maximaal 100 mm per dag. In dit experiment was de stikstofverwijdering bij een verblijftijd van 3 dagen in de zomer zelfs beduidend beter dan 50%.

De redoxpotentialen in de zuiveringsmoerassen gaven met uitzondering van het horizontale zuiveringsmoeras aan dat er nauwelijks zuurstof in het water aanwezig was. Het zuurstofgehalte in zowel het influent als het effluent lagen veelal wel boven het optimale gehalte van 4 mg/l. De pH bevond zich tussen de 5.5 en 7 en daarmee aan de onderkant van het optimale traject van 6 tot 8.5. De watertemperatuur in de zuiveringsmoerassen op 30 cm diepte bereikte maar zelden een temperatuur van boven de 20 °C. In de bovenste 5 cm bevond de watertemperatuur zich in een deel van de maanden juni, juli en augustus wel in het optimale traject van 20-25 °C. De voorwaarden voor denitrificatie waren daarmee niet optimaal.

In het horizontaal zuiveringsmoeras en zuiveringsmoeras met stro zijn naast koolstof, ook nutriënten met het stro ingebracht. In het zuiveringsmoeras met stro was dit resp. 4050 g C, 30 g N en 6.5 g P/m², in het horizontaal zuiveringsmoeras resp. 475 g C, 4 g N en 1 g P/m². Uitgaande van 15% beschikbaar koolstof in het stro en dat voor denitrificatie van 1 kg nitraat-N 1.107 kg C nodig is (zie 2.1.2) kan in het zuiveringsmoeras met stro 550 gram nitraat-N worden afgebroken. In 2006 was de nitraatretentie 250 gr/m² en in 2007 260 gr/m². Hiermee zou in het zuiveringsmoeras met stro de beschikbare hoeveelheid koolstof in de loop van 2008 onvoldoende moeten zijn. De retentie in zuiveringsmoeras met stro liep in 2008 echter niet terug en er was dus nog voldoende organische stof beschikbaar. De afbraaksnelheid van het stro is wellicht onderschat. Van de afbraaksnelheid van stro onder anaerobe omstandigheden is nog weinig bekend.

De in dit project uitgevoerde laboratoriumproef met de afbraak van stro onder zuurstofloze omstandigheden

en een overmaat aan nitraat leverde een afbraakpercentage van ca. 20% op. Onder zuurstofloze omstandigheden wordt de ligninefractie niet afgebroken. Het aandeel lignine in stro is minder dan 10%, dus potentieel zou het afbraakpercentage van stro nog veel groter kunnen zijn. Een analyse van het gebruikte stro volgens de van Soest methode leverde een vertering van ca. 50% op. Deze analyse gaf de verschillen tussen stro en houtsnippers goed aan, maar de voorspelbaarheid onder de zuurstofloze omstandigheden in de zuiveringsmoerassen is wellicht niet zo groot. De afbraaksnelheid en hoeveelheid vrijkomende koolstof van de geteste houtsnippers was veel minder dan van het stro. Hiermee lijken deze producten niet direct een goed alternatief voor het stro. Mede omdat het gezien de goede werking van het zuiveringsmoeras met stro nog niet noodzakelijk was de inhoud van het zuiveringsmoeras met stro na 5 jaar te vervangen. Gezien de verschuiving van de plantengroei van gras naar lisdodde en biezen zal er vanuit de vegetatie ook koolstof beschikbaar zijn gekomen, zeker in de bovenste lagen in het zuiveringsmoeras.

Een groot nadeel van het aanbrengen van stro in de zuiveringsmoerassen is dat nalevering van andere nutriënten plaatsvindt, daarnaast treedt er, zij het in veel minder mate, ook nalevering plaats uit het substraat. Echter zowel het metselzand voor het horizontaal zuiveringsmoeras als het zand afkomstig van het proefbedrijf is relatief voedselarm (zie Bijlage 1). De nalevering van fosfaat uit stro kan een belemmering zijn voor het gebruik van stro in zuiveringsmoerassen. In de zuiveringsmoerassen met riet werd fosfaat voldoende door het riet opgenomen. Het zuiveringsmoeras met stro leverde fosfaat na.

Het fosfaatgehalte van het uitstromende water was wel laag met gemiddeld slechts 0.04 mg ortho-P/l, maar gedurende ca. 2 weken per jaar was het fosfaatgehalte veel hoger met uitschieters tot 0.4 mg ortho P/l. In 5 perioden van 2 tot 3 weken is een concentratie hoger dan de MTR-norm van 0.15 mg ortho-P/l gemeten. T.o.v. de waarden gekoppeld aan ecologisch doel (Van Liere 2002, 0.19-0.42 mg P/l (zomergemiddelde)) is daarmee geen sprake van overschrijding geweest.

Uitgaande van een neerslagoverschot van 300 mm, waarvan 2/3 met de drains wordt afgevoerd, en een fosfaatsnorm van 0.05 mg ortho-P/l mag er jaarlijks 0.10 kg ortho-P/ha uitspoelen.

De totale hoeveelheid ortho-P wat uit het zuiveringsmoeras met stro spoelde bedroeg jaarlijks 14 tot 27 gram. Uitgaande van de aanname dat het zuiveringsmoeras met stro van 32 m² uitspoelend drainwater van 1/4 tot 1/3 ha kan zuiveren kan worden uitgerekend dat de uitspoeling 0.06 tot 0.12 kg ortho_P/ha op jaarbasis was. Dit is dus niet of nauwelijks normoverschrijdend.

Maar om te zorgen dat de concentratie van effluent beneden de norm van b.v. 0.10 mg P/l blijft zijn er mogelijkheden voorhanden. Een alternatief zou zijn om een zuiveringsmoeras met stro voor te schakelen aan een vloeiveld. Het riet kan dan het vrijkomende fosfaat opnemen. Een andere optie is het toepassen van een ijzerfilter om het in het effluent aanwezige fosfaat vast te leggen of gebruik te maken van een fosfaatarme koolstofbron.

Bij een grenswaarde van 0.10 mg ortho-P/l kan ijzerzand, ook bij een korte verblijftijd ca 1.8 g P/kg vastleggen (Bron Gerwin Koopmans). Uitgaande van de aanname dat ijzerzand goed waterdoorlatend is en blijft en jaarlijks een hoeveelheid water van 2000 m³ kan verwerken kan een hoeveelheid van 1000 kg ijzerzand dan (1.8*1000=) 1800 gram ofwel 1.8 kg P vastleggen. Bij een uitspoeling van gemiddeld 0.1 kg ortho-P op jaarbasis zou 1000 kg ijzerzand 18 jaar meekunnen.

In het zuiveringsmoeras met stro is in lagen grond en stro ingebracht. Bij vervanging van het zuiveringsmoeras zou één of meerdere lagen grond uit ijzerzand kunnen bestaan. Voor een goede groei van gewassen (in dit geval rietzwenkgras) moet er wel voldoende fosfaat beschikbaar zijn. Het ijzerzand zou ook in de uitstroomopening van het zuiveringsmoeras met stro kunnen worden gebracht. Er is in de huidige opzet (zuivering van jaarlijks 600-700 m³ drainwater) plaats voor 1225 kg ijzerzand. (volume van 5 meter bij 25 cm en 70 cm diep en een dichtheid van 1.4 kg/l)

In zuiveringsmoerassen gericht op fosfaatverwijdering is, naast vastlegging in de bodem, de opname en afvoer van fosfaat met het gewas belangrijk. In augustus of september is de nutriëntenopname in het nog verse gewas het grootst. Oogsten in die periode heeft als nadeel dat de hergroei van de planten erg laag kan zijn. Voor zuiveringsmoerassen gericht op stikstofverwijdering is, zeker in de opzet zoals in deze studie, denitrificatie het belangrijkste proces. Daarvoor is een goede groei van het gewas belangrijk. Het riet maaien en afvoeren in het voorjaar is dan een beter moment, met echter een veel lagere nutriënteninhoud in

het bovengrondse gewas. Een groot deel van de in het groeiseizoen opgenomen nutriënten zijn gedurende de winter weer aan het zuiveringsmoeras terug gegeven. De gemeten stikstofinhoud van het in het vroege voorjaar gemaaid riet bedroeg afvoer 50 tot 100 kg N/ha en de fosfaatafvoer varieerde sterk van 1 tot 10 kg P/ha. De NP-verhouding in gewassen is meestal ongeveer een factor 20. Uit de analyse bleek dit niet altijd het geval te zijn. De fosfaatgehalten en fosfaatopname waren veelal laag en daarmee de kans op een foute inschatting groot.

Daarnaast moet worden opgemerkt dat het lastig was het hele bovengrondse gewas te oogsten. Een verlies van 40% is aannemelijk. In 2006 is het riet in mei gemaaid en was de opname beduidend groter. Het aandeel van de gewasafvoer in de totale retentie van het vloeiveld bleef daarmee beperkt tot 5 á 20%.

De gemeten stikstofopname in het gewas van het vloeiveld in maart 2010 was opvallend hoog met 200 tot 300 kg N/ha. De stikstofretentie was in het jaar 2009 daarentegen juist laag met ca. 550 kg N/ha, waarmee het aandeel van de gewasopname in de totale retentie veel hoger was met zo'n 50%.

In het project Waterpark Lankheet (Blaeij, 2008 en Meerburg, 2010) zijn drogestofopbrengsten van 25 ton per ha gehaald (geogst in september) met een maximale stikstof en fosfaatopname van respectievelijk 20 kg P en 600 kg N.

De maximale gewasopname kan ook worden afgemeten aan de kaliumretentie. In de zuiveringsmoerassen werd een deel van de fosfaat, kalium en natrium in het influent aan bodemdeeltjes gebonden of door riet opgenomen. In het horizontaal zuiveringsmoeras en vloeiveld vond netto vastlegging van kalium plaats en vanaf mei 2007 ook in het zuiveringsmoeras met stro. Aangezien kalium in organische stof arme zandgrond erg mobiel is, kan worden verondersteld dat althans in het vloeiveld kaliumretentie variërend van 30 tot 220 kg/ha vooral werd veroorzaakt door rietopname. Deze waarden zijn veelal hoger dan met de gewasopname vastgesteld, maar zoals aangegeven waren de oogstverliezen behoorlijk met verliezen tot 40%. Uitgaande van gemiddeld genomen iets hogere stikstof dan K-opname door riet (zie Tabel 5.1) kan worden verondersteld dat in de proefjaren achtereenvolgens 150, 240, 35, 55 en 155 N/ha door riet is genomen. Dit is 10% tot 25 % van de totale stikstofverwijdering. In 2006 en 2007 komt deze waarde goed overeen met natuurlijke moerassen (zie Kadlec, 2005).

Opvallend is de zeer hoge K-retentie van gemiddeld 350 kg/ha in het horizontaal zuiveringsmoeras in 2006 en 2007. In 2008 was de retentie overeenkomstig het vloeiveld veel lager met ca. 140 kg K/ha en in 2009 werd zelfs kalium nageleverd. Vanwege de veel slechtere groei van riet in dit zuiveringsmoeras dan in het vloeiveld lijkt hier, althans tot 2009, een deel van de kalium ook te worden geadsorbeerd aan het substraat. De hoeveelheid natrium in drainwater is bijna net zo hoog als die van nitraat. Door de zuiveringsmoerassen werd echter geen natrium vastgehouden. Uit Tabel 2.14. blijkt dat de natriumopname door riet in het algemeen erg laag is.

Tabel 2.14. Maximale stikstof, fosfaat, kalium en natrium (kg/ha) hoeveelheden in de bovengrondse biomassa van riet in Europese zuiveringsmoerassen en natuurlijke moerassen (Gegevens grotendeels uit Vymazal *et al.* 1999).

land	N	P	K	Na	Referentie
<i>zuiveringsmoerassen</i>					
Duitsland	231	16			Gries en Garbe (1989)
Duitsland	350	130			Haberl & Perfler (1991)
Engeland	0.4-433	0.1-20	1-110	0-25	Mason & Bryant (1975)
Engeland	166-207	11-29			Boar <i>et al.</i> (1989)
Nederland	1200	130			Meuleman (1999)
Nederland	350	42			Toet (2003)
<i>natuurlijke moerassen</i>					
Nederland	270	35			de Jong (1976)
Nederland	400	40			Meuleman (1999)
Oostenrijk	85-350	20-130			Haberl en Perfler (1990)
Schotland	634	89	800	46	Ho (1979b, 1981)
Schotland	343	34	282	18	Ho (1979b, 1981)
Tsjechië	390-840	43-98			Vymazal (1993)
Tsjechië	137-409	14-53	78-374	6-9	Dykyjova (1973ab)
Tsjechië	188-347	11-27	83-213	5-14	Dykyjova & Kvet (1978)
Tsjechië	260	44	181		Dykyjova (1989)
Tsjechië	234	37	103	7	Ulelova et al (1973)
Tsjechië	21-435	2.6-56.3	26-568	0.1-8	Obstova (1989)

2.4.3 Inpasbaarheid

Ruimtebeslag

Voor het berekenen van het ruimtebeslag zijn we er vanuit gegaan dat het gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot 300 mm is, waarvan 200 mm via drains uitspoelt (de Vos *et al.*, 2006). Dit betekent dat er 2000 m³/ha uitspoelt. De hydraulische belasting van de drie zuiveringsmoerassen was in vijf proefjaren (2006-2010) achtereenvolgend 400, 515, 435, 420 en 520 m³. Ieder zuiveringsmoeras zuiverde dus drainwater van gemiddeld 2200 m² landbouwgrond, variërend van 2000 tot 2600 m². Het grondbeslag van het horizontaal zuiveringsmoeras en zuiveringsmoeras met stro was dan gemiddeld over de meetjaren 1.5 % en van het vloeiveld 3 %.

Dit betekende dat 2.0 tot 2.6 maal het volume van de waterzak (inhoud 600 m³) door de zuiveringsmoerassen werd geleid. Per zuiveringsmoeras is dan een opslag nodig van 200 m³. Het waterreservoir neemt veel grond in beslag, namelijk 9% en 4.5% bij een reservoirhoogte van resp. 1 en 2 m. Bij waterreservoirs met een hoogte van 1 meter is dan het totale grondbeslag ca. 11%; bij een waterreservoir met hoogte van 2 meter is dit 6%.

Kosten en meekoppeling

De zuiveringsmoerassen verschillen in kosten, efficiëntie, natuurwaarde en inpasbaarheid (Tabel 2.15). De kosten van de aanleg van de zuiveringsmoerassen wordt verder besproken in Hoofdstuk 6. Het horizontaal zuiveringsmoeras is volgens de gangbare technische specificaties voor nitraatverwijdering aangelegd. Dit zuiveringsmoeras kent de hoogste aanlegkosten. De verwachting was dat het zuiveringsrendement hoger zou zijn dan van het vloeiveld. De eerste twee jaar was dat niet het geval, maar vanaf 2009 wel. Het zuiveringsmoeras met stro is het meest experimentele zuiveringsmoeras. In dit zuiveringsmoeras worden koolstofrijke gewasresten (stro) van het bedrijf zelf gebruikt. Vooraf was ingeschat dat het

waarschijnlijk nodig is het substraat twee- of driejaarlijks te vervangen. Echter na 5 jaar werkt het zuiveringsmoeras nog prima en is vervanging dus nog niet nodig. Onderzocht kan worden of het substraat als bodemverbeteraar kan worden gebruikt.

Tabel 2.15. Aanlegkosten, ruimtebeslag, verwachte efficiëntie, meekoppeling met natuur en inpasbaarheid.

	Aanlegkosten per m ²	ruimtebeslag relatief	efficiëntie		natuur	inpasbaarheid
			bij aanleg	op termijn		
Vloeveld	laag	100 %	laag	toename	goed	goed
Horizontaal	hoog	50 %	laag	toename	slecht	matig
Stro	vrij laag	50 %	hoog	afname	matig	goed

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat vooral gedurende de zomerperiode nitraatverwijdering plaatsvindt, het lijkt dan ook niet zinvol om zuiveringsmoerassen aan te leggen op locaties waar in de zomerperiode droogval optreedt. Overigens is een waterkolom van 10 cm al voldoende om het denitrificatieproces goed te laten verlopen. In deze studie hebben wij om pragmatische redenen gekozen voor stikstofopslag in een waterzak. In praktijk zal eerder gekozen worden voor de aanleg van poelen of vijvers met een meer natuurlijke aankleding. In dergelijke natuurlijke waterreservoirs treedt vaak al een aanzienlijke denitrificatie op. Poelen en vijvers kunnen bovendien voor waterberging worden gebruikt.

In deze studie is specifiek gekeken naar de effectiviteit van zuiveringsmoerassen. In gebieden met lagere stikstofbelasting zou denitrificatie ook kunnen worden bevorderd door slootverlenging of door niet watervoerende sloten dicht te laten groeien met riet eventueel gecombineerd met het vasthouden van water in de sloot op een peil van ca. 10 cm gedurende het zomerseizoen. Dergelijke maatregelen hebben als voordeel dat het grondbeslag beperkt blijft.

Vegetatie in de verschillende zuiveringsmoerassen

Vooraf was het de verwachting dat de natuurwaarde van het vloeveld het grootst zal zijn, en daardoor uitstekend past binnen de groenblauwe dooradering. Er is echter een zeer dichte rietvegetatie aanwezig waarvan de natuurwaarde vooralsnog gering is, mogelijk kan op termijn riet gebruikt worden als biomassagewas. Dit mag niet ten koste gaan van de koolstofproductie.

Daarnaast hoort riet niet thuis in Zuid Oost Nederland. Andere planten als lisdodde en pitrus komen wel van nature in de sloten voor.

De verwachting vooraf was dat het zuiveringsmoeras met stro nauwelijks natuurwaarde zou hebben, maar de vegetatie is hier het meest divers. Door de natte omstandigheden en de inzaai van rietzwenkgras is geen sprake geweest van veronkruiding met ongewenste planten. Mede omdat het zuiveringsmoeras met stro na 5 jaren nog steeds een goede zuiverende werking heeft past dit zuiveringsmoeras goed in het landschap.

2.4.4 Conclusies

- Het drainwater bevatte gemiddeld genomen 22 mg/l totaal-N, waarvan 94% nitraat. Variërend van ca. 30 mg/l in de eerste drie jaren en 15 mg/l in de laatste twee meetjaren. De hoeveelheid P-totaal lag meestal beneden de detectiewaarde.
- In het waterreservoir trad geen noemenswaardige denitrificatie op.
- De hydraulische belasting van het horizontaal zuiveringsmoeras en het zuiveringsmoeras met stro varieerde tussen de 15 en 100 mm per dag, de hydraulische belasting van het twee keer zo grote vloeveld was een factor 2 lager.
- In het horizontaal zuiveringsmoeras, zuiveringsmoeras met stro en vloeveld werd gemiddeld over de vijf meetjaren respectievelijk 1020, 1975 en 800 kg N/ha verwijderd. Het zuiveringsrendement was resp. 36, 69 en 56%. De variatie tussen de jaren was vooral door verschillen in N-concentratie vrij groot.

- De gemiddelde dagelijkse stikstofverwijdering was in de periode oktober t/m maart 1.6, 2.4 en 1.1 kg N/ha; in april t/m september 4.2, 9.4 en 3.7 kg N/ha voor resp. het horizontaal zuiveringsmoeras, het zuiveringsmoeras met stro en vloeiveld.

Tabel 2.16. Resultaten zuiveringsmoerassen, gemiddeld over de 5 proefjaren 2006-2010

	N-totaal ret. kg/ha/jr	Rendement in %	dagelijkse N-totaalverwijdering (kg/ha)	
			okt-mrt	apr-sep
Horizontaal zuiveringsmoeras	1018	36	1.6	4.2
Zuiveringsmoeras met stro	1974	69	2.4	9.4
Vloeiveld	800	56	1.1	3.7

- De gemiddelde nitraatgehaltenes van het effluent waren 13, 7 en 9 mg/l N-NO₃ in respectievelijk het horizontaal zuiveringsmoeras, het zuiveringsmoeras met stro en vloeiveld. Het nitraatgehalte daalde in de zomerperiode veelal tot onder de streefwaarde van 3 mg/l N-NO₃.
- De stikstofverwijdering is sterk gerelateerd aan de temperatuur, en is bij lage temperaturen (januari t/m maart) lager dan volgens de literatuur.
- Alle zuiveringsmoerassen leverden fosfaat na. Echter alleen de fosfaatnalevering uit het zuiveringsmoeras met stro was substantieel, namelijk in 5 jaar 30 kg P/ha zuiveringsmoeras, maar de gehalten van het effluent overschreden zelden de MTR norm.
- Het grondbeslag van het horizontaal zuiveringsmoeras en zuiveringsmoeras met stro is 1.1% en van het vloeiveld 2.2%. Het grondbeslag van het waterreservoir is veel groter, resp. 6.9 en 3.5% bij een hoogte van 1 en 2 m.
- De aanlegkosten van de zuiveringsmoerassen waren: vloeiveld < zuiveringsmoeras met stro < horizontaal zuiveringsmoeras.
- De natuurwaarde van het zuiveringsmoeras met stro was groter dan van het volledig met riet dichtgegroeide vloeiveld.
- Als waterreservoir zal in praktijk eerder aan een poel of vijver worden gedacht met een natuurvriendelijke inrichting. Het waterreservoir kan dan tevens voor waterberging worden gebruikt.

3 Beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van nitraat uit drainwater te Vredepeel

3.1 Probleemstelling en doel

Er is veel discussie over de effectiviteit van zuiveringsmoerassen, met name van nitraatverwijdering. De uitspoeling van nitraat is in de winterperiode het hoogst, terwijl dan vanwege de lagere temperaturen de effectiviteit juist gering is, ook kan door hevige regenval piekbelasting optreden. Voor uitspoelingsgevoelige teelten (vollegrondsgroenten en boomteelt) is gekozen voor de aanleg van een waterreservoir waar vanuit zuiveringsmoerassen worden gevoed (zie hoofdstuk 2). Hierdoor kan in de winterperiode nitratrijk drainwater worden opgevangen, en gedurende de zomerperiode gedoseerd d.w.z. afhankelijk van de temperatuur door de zuiveringsmoerassen worden geleid. Wij verwachten van een dergelijk zuiveringsmoeras met wateropslag een veel hoger rendement dan van zuiveringsmoerassen die op natuurlijke wijze (hoog in de winter, maar laag in de zomer) hydraulisch worden belast.

Voor de minder uitspoelingsgevoelige akkerbouwgewassen is het grondbeslag van het waterreservoir te groot. Daarom is voor deze gewassen gekozen voor een beekbegeleidend vloeiveld langs een bestaande sloot. Dit beekbegeleidend vloeiveld wordt rechtstreeks belast met drainwater.

Het doel was om de effectiviteit van het zuiveren van drainwater te bepalen in een beekbegeleidend vloeiveld langs een sloot.

3.2 Materiaal en methode

3.2.1 Aanleg en opzet

In 2006 is onderzoek gestart naar de effectiviteit van een beekbegeleidend vloeiveld langs een bestaande sloot. De nutriëntenretentie in het beekbegeleidend vloeiveld + sloot wordt vergeleken met de nutriëntenretentie in een referentiesloot. Omdat het langs gedraineerde percelen, vanwege de diepe ligging van de drains, niet mogelijk is om een plasdrasberm of accoladeprofiel aan te leggen is een ontwerp gemaakt waarbij het beekbegeleidend vloeiveld op dezelfde diepte ligt als de sloot. Het beekbegeleidend vloeiveld wordt gescheiden van de sloot door een drempel (Figuur 3.1).

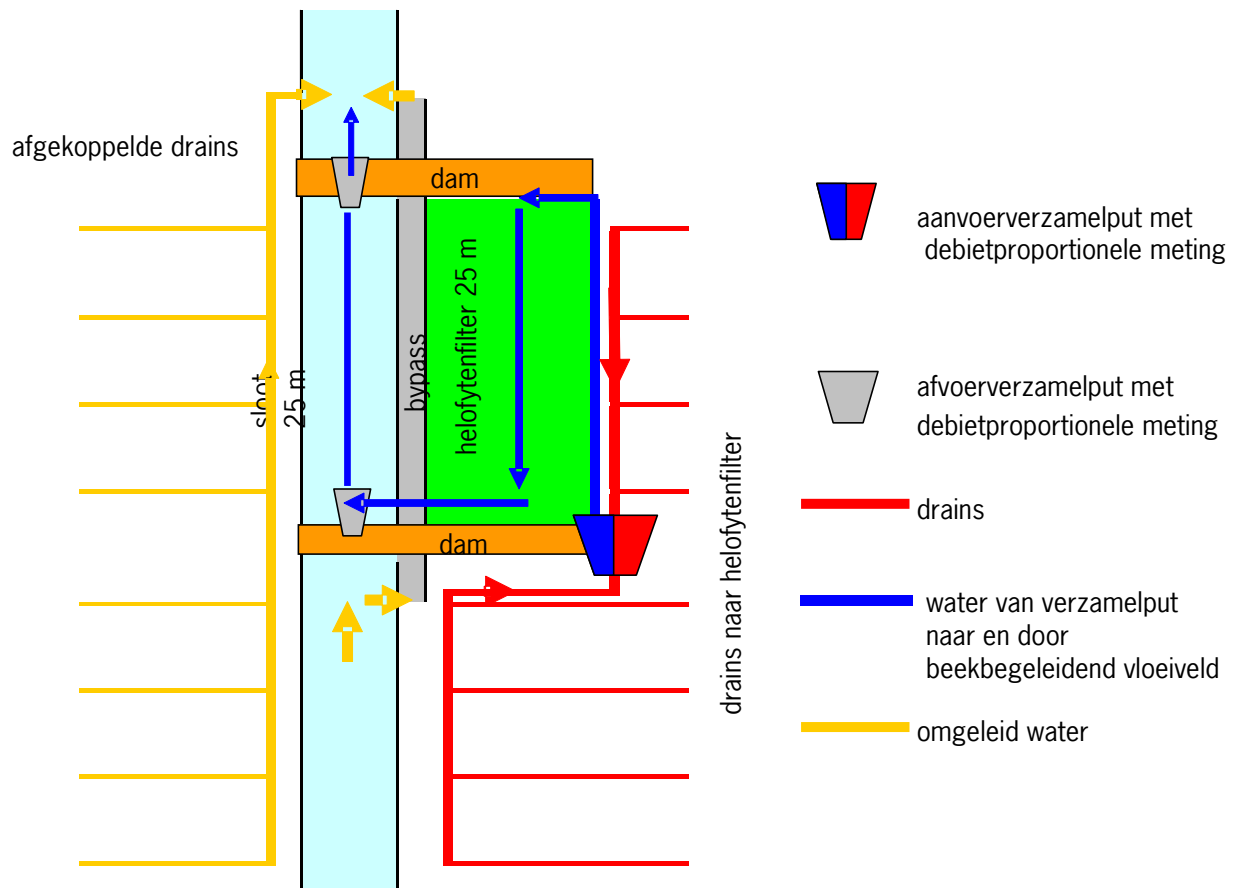
Het beekbegeleidend vloeiveld met een lengte van 25 m en een breedte van 3 m is in september 2006 aangelegd. Om een waterbalans op te kunnen stellen is onder in het beekbegeleidend vloeiveld folie en antiworteldoek aangebracht. Aan de sloot zijn geen ingrepen verricht.

Het slootwater van de 'bovenstreams' gelegen percelen wordt via een bypassbuis omgeleid, deze bypassbuis dient tevens als drempel tussen het beekbegeleidend vloeiveld en sloot. Ook het drainwater van de drains aan de overzijde van het sloot wordt omgeleid.

Van 10 drains wordt het drainwater opgevangen. De 10 drains ontwateren een oppervlak van 11640 m². Het drainwater wordt gemengd in een verzamelput. In eerste instantie werd de helft van het opgevangen drainwater door het beekbegeleidend vloeiveld geleid en kwam de andere helft rechtstreeks bovenstreams in de sloot terecht. Bovenstreams was daarvoor de sloot (referentiesloot) over een lengte van 25 meter afgedamd. Dit betekende dus dat het beekbegeleidend vloeiveld + sloot met hetzelfde water werd gevoed als de referentiesloot. In de loop van 2007 bleek echter dat er niet alleen drainwater in de sloot stroomde, maar ook grondwater via de slootbodem uittrad. In oktober 2007 is de opzet daarom gewijzigd (Figuur 3.1). Al het drainwater (rode lijnen) stroomt door het beekbegeleidend vloeiveld (via de blauwe lijnen).

De debietproportionele meetapparatuur is in het voorjaar 2007 geïnstalleerd. Zowel de hoeveelheid instromende water als uitstromende water wordt bepaald en bemonsterd. Monsternamen vindt debietproportioneel plaats.

In het beekbegeleidend vloeiveld kan een waterschijf staan van 20 cm. Dit betekent bij een hydraulische belasting van 100 mm/dag dat het drainwater 2 dagen in het beekbegeleidend vloeiveld verblijft. Bij een dubbele belasting van 200 mm is de verblijftijd de helft. Bij een zeer hoge belasting van meer dan 500 mm/dag kan de afvoer de hoeveelheid water niet verwerken en zal de drempel (bypass) overstromen. Ook gezien de veel te korte verblijftijd zal van zuivering dan geen sprake zijn.



Figuur 3.1. Ontwerp voor het onderzoek naar de werking van het beekbegeleidend vloeiveld



Aanleg beekbegeleidend vloeiveld zomer 2006



Aanleg bypassbuis langs referentiesloot



Beekbegeleidend vloeiveld en verzamelput na aanleg



Verzamelput



Beekbegeleidend vloeiveld met debietproportionele meetapparatuur (3x)



Beekbegeleidend vloeiveld en sloot met drempel (augustus 2007)

Foto-overzicht 3.1 Beekbegeleidend vloeiveld

Op het perceel wat afwatert op het beekbegeleidend vloeiveld werden diverse gewassen geteeld (Tabel 3.1). Tot en met 2008 maakte dit perceel deel uit van Nutriënten Waterproof.

Tabel 3.1. Geteelde gewassen op perceel dat drainwater afvoert naar beekbegeleidend vloeiveld

jaar	Gewas
2006	Suikerbiet
2007	Aardappelen
2008	Triticale
2009	Zomergerst
2010	Erwt + winterprei

3.2.2 Metingen

Met flowmeters wordt de totale hoeveelheid instromend en uitstromend water gemeten. Ter controle wordt de hoeveelheid uitstromend water tevens bepaald door de hoeveelheid instromend water te corrigeren voor neerslag (lokale regenmeter) en verdamping van meetstation Volkel. Vanaf het voorjaar 2007 zijn de nutriënten in het in- en effluent debietproportioneel gemeten met drie Iso 4700 samplers. Iedere 500 L wordt een monster genomen. De monsters worden tweewekelijks geanalyseerd op concentraties kalium, natrium, ortho-P, P-totaal, ammonium-N, nitraat-N en N-totaal bij Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem te Wageningen.

In het beekbegeleidend vloeiveld wordt tweewekelijks de redoxpotential in drie herhalingen op een diepte van 15 cm bepaald om zicht te krijgen op de overheersende processen in het zuiveringsmoeras. In het voorjaar van 2009, 2010 en 2011 is het riet gemaaid. De hoeveelheid bovengrondse massa is gemeten en de nutriëntenopname is bepaald. Zie voor achtergronden van de metingen paragraaf 2.2.3.



Isco 4700 gekoelde bemonsteringsapparaat

Foto-overzicht 3.2. Debietproportionele meetapparatuur

3.3 Resultaten

Vanaf 18 mei 2007 vonden debietproportionele metingen plaats. Uit deze metingen blijkt dat een groot deel van het slootwater geen drainwater is, maar grondwater dat via de slootbodem uittreedt. De effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld is daarom berekend als het verschil in uitstromende nutriëntenvrachten tussen de referentiesloot en beekbegeleidend vloeiveld + sloot.

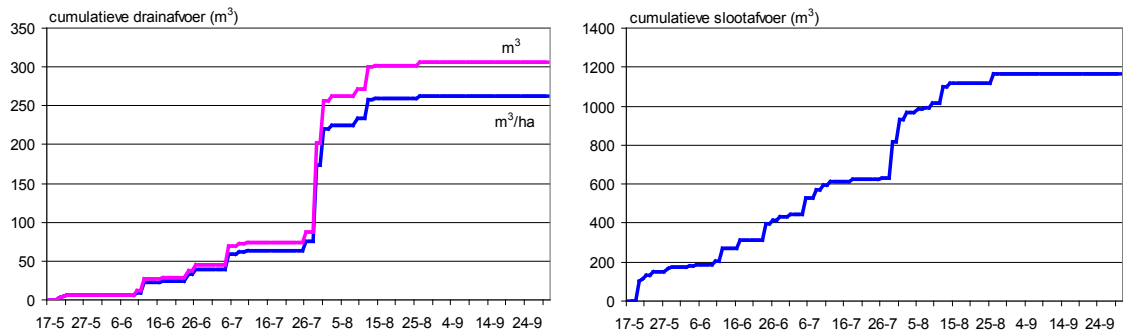
Vanaf 1 oktober 2007 is het effluent uit het beekbegeleidend vloeiveld rechtstreeks bemonsterd. De resultaten van voor en na 1 oktober 2007 worden apart gepresenteerd.

3.3.1 Resultaten vóór 1 oktober 2007

Watervrachten

In Figuur 3.2 is de cumulatieve drainafvoer weergegeven voor de periode 18 juli t/m 1 oktober 2007. In deze periode was de drainafvoer naar het oppervlaktewater 26 mm (= 300 m³ voor een oppervlakte van 11640 m² landbouwgrond). In deze periode was de hoeveelheid neerslag 367 mm, de evapotranspiratie (snijmaïs) ca. 425 mm. De slootafvoer was ca. 1200 m³. Dit betekent dat het drainwater 25% uitmaakte van de totale slootafvoer. Het totale oppervlaktewater landbouwgrond dat afwatert op het bemeten

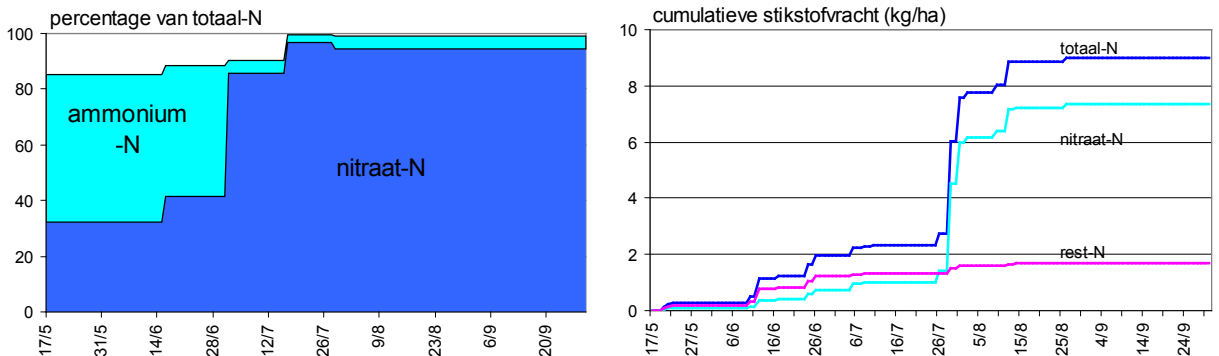
slootgedeelte is onbekend.



Figuur 3.2. Cumulatieve watervracht uit tien drains (m³ en m³/ha) en cumulatieve slootafvoer (m³) voor de periode 18 november – 1 oktober 2007. De afvoer van de sloot + beekbegeleidend vloeiveld en referentie zijn bij elkaar opgeteld.

Nutriënten in drainwater

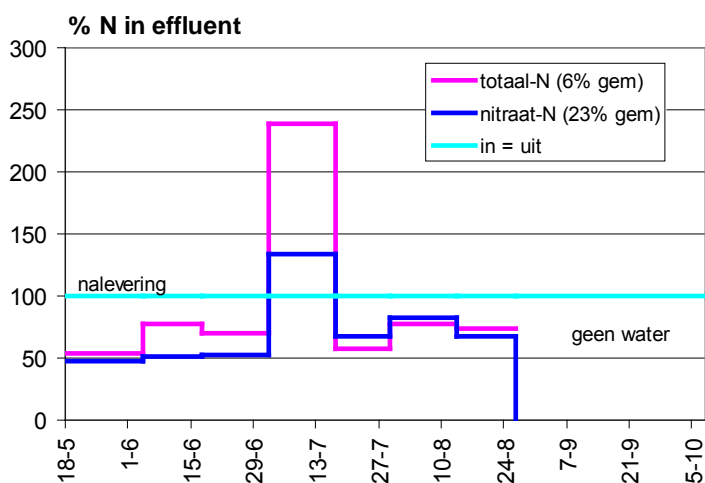
In Figuur 3.3 is de samenstelling van het drainwater weergegeven en de cumulatieve stikstofuitspoeling via de drains in de zomerperiode van 2007. De uitspoeling van fosfaat was verwaarloosbaar. In de periode mei tot eind juni 2007 bestond het drainwater voor meer dan 50% uit ammonium, na eind juni bevatte drainwater eigenlijk alleen maar nitraat. In de periode 18 mei t/m 1 oktober 2007 spoelde 9 kg/ha totaal-N uit, waarvan 7,3 kg/ha nitraat-N. De gemiddelde totaal-N en nitraat-N concentraties waren 34,6 en 28,0 mg/l.



Figuur 3.3. Drainwater: Stikstof fracties (%) en cumulatieve stikstofvracht (kg N/ha) in de periode 18 mei tot 1 oktober 2007.

Effectiviteit beekbegeleidend vloeiveld

De effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld is berekend uit het verschil in nutriëntenvrachten die uitspoelen via de referentiesloot en via het beekbegeleidend vloeiveld plus aangrenzende sloot. Hierbij is ervan uitgegaan dat de stikstofconcentratie van het kwelwater dat via de slootbodem uittreedt voor de beide sloten hetzelfde is. Gemiddeld genomen was de retentie van totaal-N 6% en van nitraat-N 23%. In de eerste helft van juli trad na een periode van droogte nalevering op van ammonium uit het beekbegeleidend vloeiveld (Figuur 3.4).



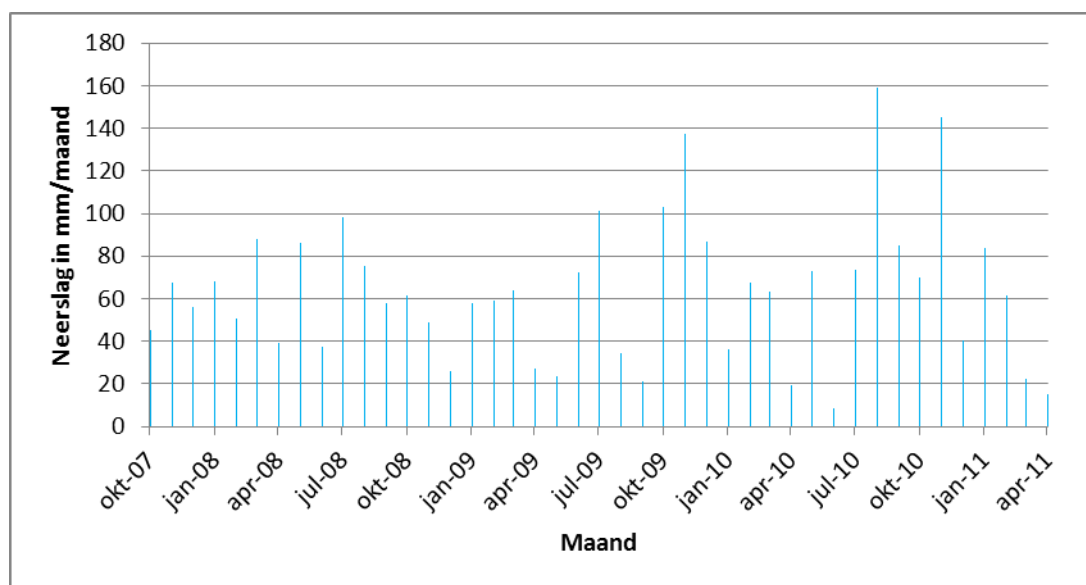
Figuur 3.4. Effectiviteit in de periode 18 mei tot 1 oktober 2007.

3.3.2 Resultaten vanaf 1 oktober 2007

Watervrachten

De drainafvoer is afhankelijk van de hoeveel neerslag en de gewasverdamping. Tot begin november bleef het zowel in 2007 als 2008 droog (Figuur). Het voorjaar van zowel 2009 als 2010 was droog. In de herfst van 2009 viel wel veel meer neerslag. In 2010 was het vanaf augustus al vrij nat.

De drainafvoer van het perceel was in het winterhalfjaar zoals te verwachten veel hoger dan in de zomerperiode (Tabel 3.2 en Figuur 3.5). Voor de totale winterperiode 2007/2008 was de drainafvoer naar het oppervlaktewater ca. 171 mm (= 1994 m³ voor een oppervlakte van 11640 m² landbouwgrond). In de winterperiode 2008-2009 was de drainafvoer opvallend laag. De twee daaropvolgende winter kenden weer een grotere drainafvoer. In de zomerperiode met een veel lagere of geen drainafvoer viel het beekbegeleidend vloeiveld dan ook droog.



Figuur 3.5. Neerslaggegevens per maand in mm.

Tabel 3.2. Drainafvoer onderverdeeld in winter en zomerhalfjaar

		Drainafvoer in mm per periode	Kwel in m ³ per periode
winter	2007-2008	171	1013
zomer	2008	19	956
winter	2008-2009	59	669
zomer	2009	45	983
winter	2009-2010	215	307
zomer	2010	47	2348
winter	2010-2011	139	1289

De slootafvoer was net als in voorafgaande periode beduidend hoger. De drains naar de sloot zijn omgeleid en het verschil wordt veroorzaakt door kwel van het aanliggende perceel. De kwel naar de sloot bedroeg in de winterperiode 2007/2008 ca. 1000 m³ (Tabel 3.2). Het percentage drainwater van de totale slootafvoer was daarmee veel hoger dan in de zomerperiode van 2007. In de zomerperiode van half april tot half september 2008 bedroeg de kwel ca. 900 m³. In de winter 2009-2010 was de hoeveelheid kwel opvallend laag en de zomer van 2010 met de grote hoeveelheden neerslag in de zomer en herfst veel hoger. Met de onzekerheid over de betrouwbaarheid van de debietproportionele metingen zijn deze berekeningen niet zeker.

De hydraulische belasting van het beekbegeleidend vloeiveld is in tegenstelling tot de zuiveringsmoerassen met wateropslag niet gestuurd en afhankelijk van de drainafvoer. In de winterperiode 2007/2008 zijn drie piekperiodes met een grote doorvoer geweest. De hoogste belasting was begin december 2007 en eind november 2009 met ca. 900 mm/dag. De verblijftijd is dan slechts ca. 5 uur. Bij een belasting van 100 mm/dag is de verblijftijd 2 dagen en bij 10 mm/dag 20 dagen (Figuur 3.6).

Het verschil tussen de hoeveelheid water dat het beekbegeleidend vloeiveld in en uit stroomt is behoorlijk groot met bijna 700 m³ in 3.5 jaar en kan niet worden verklaard met correctie voor neerslag en verdamping. Vermoedt wordt dat de waarden van één van beide flowmeters niet correct zijn. Echter bij een controle van de meters zijn geen verschillen geconstateerd.

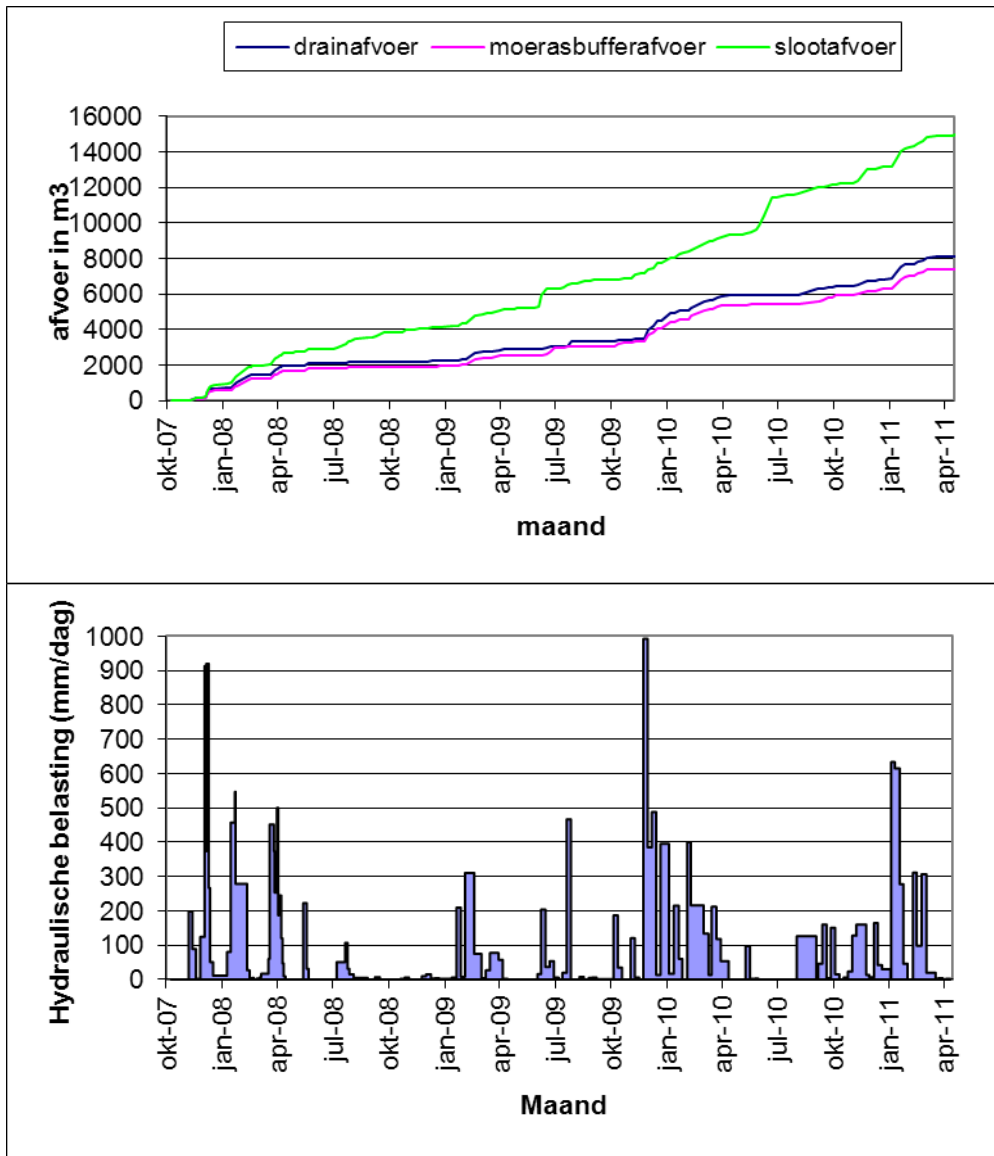
Nutriënten in drainwater

In Figuur 3.7 en zijn N-totaal concentratie en de hoeveelheden nutriënten in het drainwater aangegeven vanaf oktober 2007 tot april 2011. De N-totaal en N-NO₃ concentraties in het drainwater varieerden gedurende het seizoen en tussen de jaren als gevolg van de geteelde gewassen. De stikstofconcentraties waren na de geteelde gewassen aardappelen en erwt/prei in respectievelijk de jaren 2007 en 2010 veel hoger dan in de tussenliggende jaren met de gewassen triticale en vooral zomergerst.

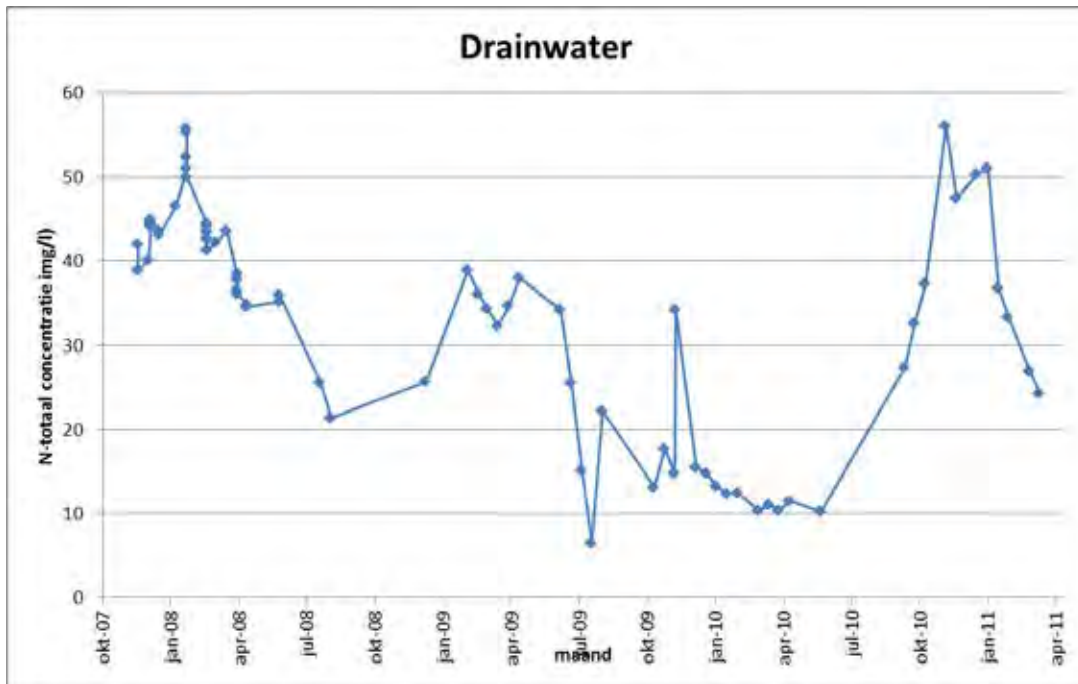
De stikstof in het drainwater was voornamelijk in nitraatvorm en bestond gemiddeld maar voor 1 tot 2% uit ammonium-N. Er is één uitschieter gemeten dat het aandeel N-NH₃ 60% van N-totaal was. De hoeveelheid stikstof die in het beekbegeleidend vloeiveld stroomde was behalve afhankelijk van de concentratie ook afhankelijk van de hoeveelheid drainwater. Zoals in de vorige paragraaf aangegeven verschilde de hoeveelheid water sterk. Gemiddelde over de periode van 3.5 jaar was de stikstofuitspoeling 60 kg N/ha. In de winterperiodes varieerde de hoeveelheid stikstof wat in het beekbegeleidend vloeiveld stroomde tussen de 25 en 85 kg. In de zomerperiodes was de hoeveelheid veel lager met 6 tot 16 kg N.

Met het drainwater werd op jaarbasis 18 kg K, 42 kg Na en slechts 0.06 kg P aangevoerd (Figuur 3.8 en 3.9). De hoeveelheid ortho-fosfaat was nog veel lager met 0.005 kg. De concentraties fosfaat in het drainwater waren dan ook erg laag. In de helft van de metingen bevond het gehalte aan P-totaal zich boven de detectiegrens van 0.02 mg/l met als hoogste waarde 0.07 mg/l. Het gehalte aan P-PO₄ was bijna altijd

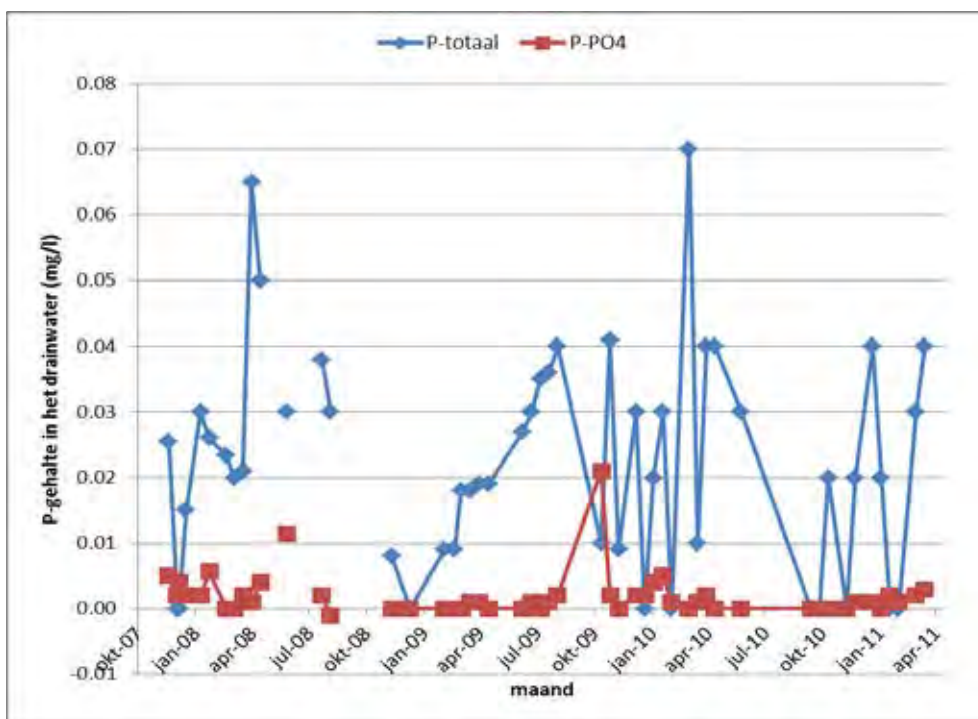
onder de detectiegrens.



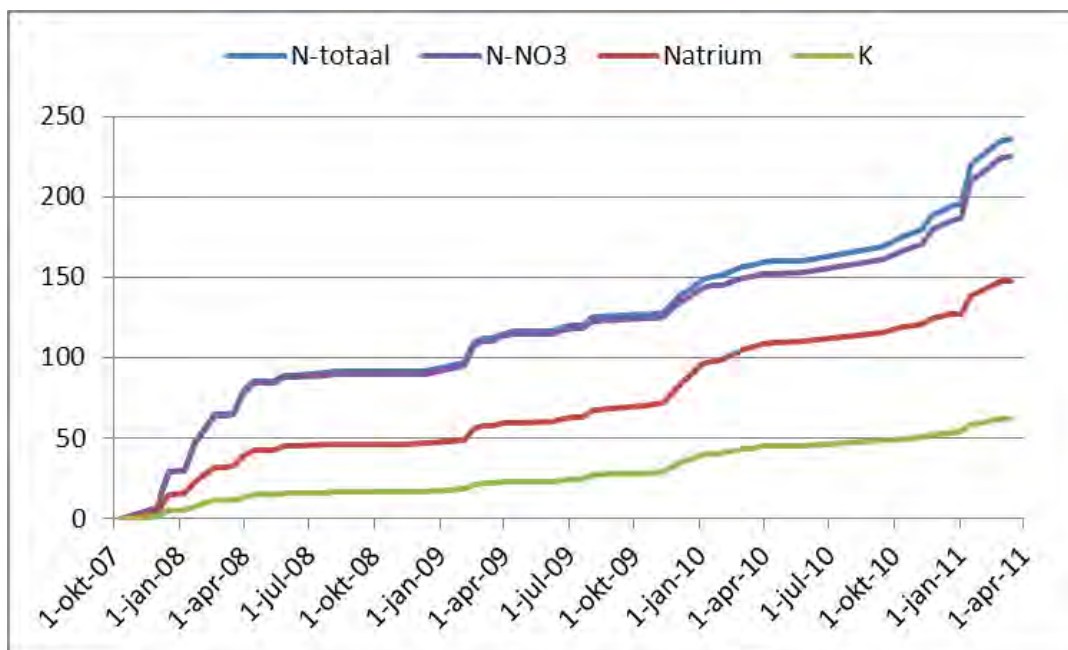
Figuur 3.6. Boven: Cumulatieve watervracht van perceel (m^3 van $11640 m^2$) en cumulatieve slootafvoer (m^3) voor de periode oktober 2007 – april 2011. Onder: Hydraulische belasting (mm/dag) van het beekbegeleidend vloeiveld van $75 m^2$ voor de periode oktober 2007 – april 2011.



Figuur 3.7. N-totaal concentraties mg/l in het drainwater in de periode oktober 2007 – april 2011.



Figuur 3.8. fosfaatgehalten in het drainwater in de periode oktober 2007 – april 2011.



Figuur 3.9. Cumulatieve nutriëntenvruchten in kg/ha in het beekbegeleidend vloeiveld van 75 m² van het drainwater van het perceel van 11640 m² in de periode oktober 2007 – april 2011.

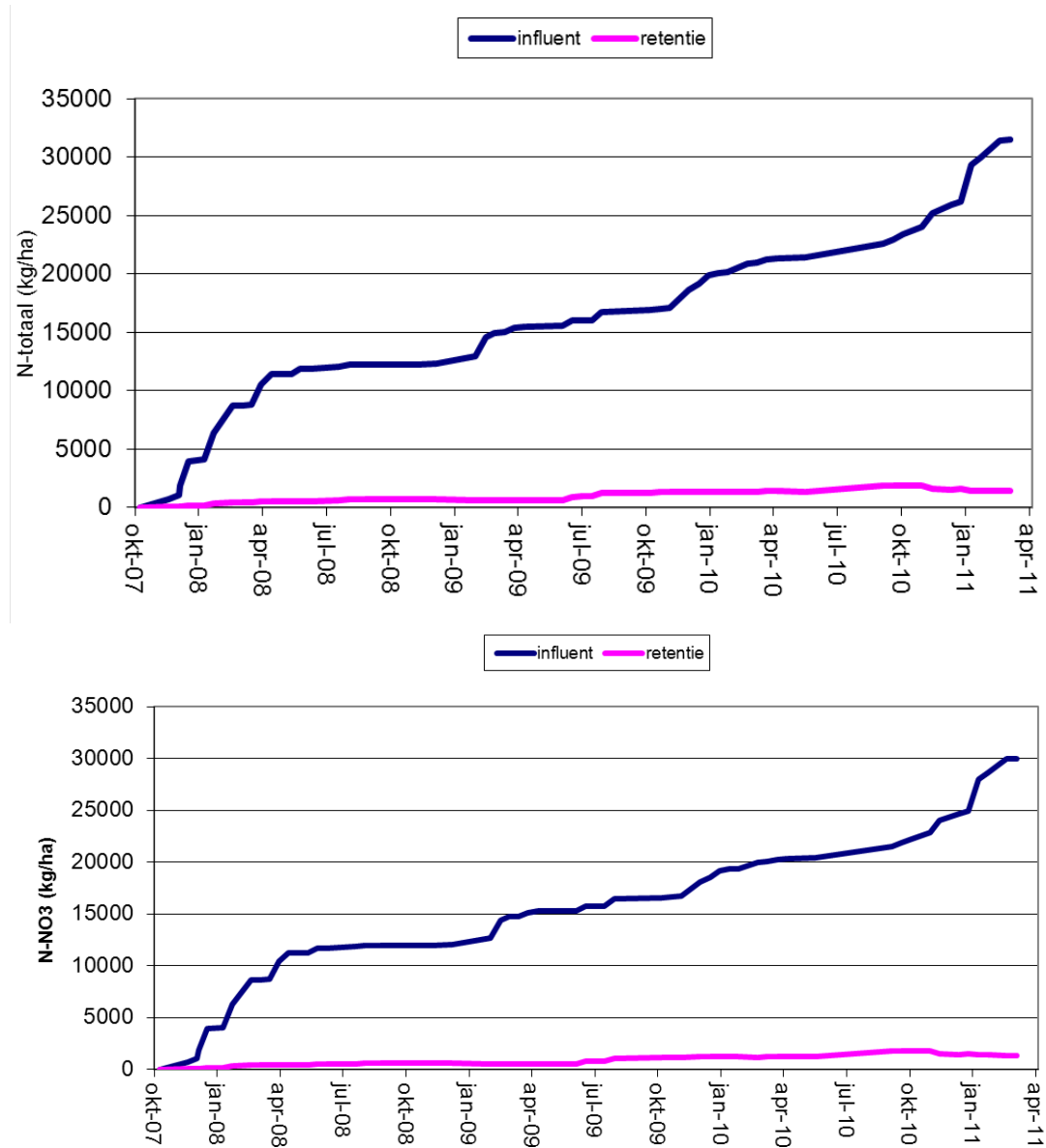
Effectiviteit beekbegeleidend vloeiveld voor stikstofverwijdering

Na 1 oktober 2007 was het de bedoeling de effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld af te meten aan de in- en uitgaande nutriëntenvruchten. Zoals in vorige paragraaf beschreven lijken de debietproportionele metingen met de flowmeters echter niet de juiste hoeveelheid aan te geven en daarmee is deze berekeningswijze niet bruikbaar voor het bepalen van de effectiviteit. Net als bij de berekeningen van de zuiveringsmoerassen met wateropslag is daarom de hoeveelheid ingelaten drainwater gecorrigeerd voor de neerslag en de verdamping in het zuiveringsmoeras. De cumulatieve stikstofbelasting en retentie zijn in Figuur 3.10 en Tabel 3.3 weergegeven in kg per ha beekbegeleidend vloeiveld.

Zoals te verwachten waren er grote verschillen tussen de seizoenen in effectiviteit van de stikstofverwijdering. Gemiddeld over de meetseizoenen was de stikstofbelasting in de winter bijna 5 keer zo hoog als in de zomer bij een 4 keer zo hoge hydraulische belasting in de winter. De gezuiverde hoeveelheid stikstof was in de zomerperiode gemiddeld 29 kg N/dag per ha beekbegeleidend vloeiveld en in de winter gemiddeld over de 4 meetseizoenen vrijwel 0. De effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld liep in de zomerperioden uiteen van 17 tot 47% wat betreft N-NO₃ en van 19 tot 45% van N-totaal. De gezuiverde hoeveelheden uitgaande van 1 hectare beekbegeleidend vloeiveld varieerde in de zomerperiode tussen de 150 en 650 kg N/ha. De dagelijks verwijdering liep in de zomerperiode uiteen van ca. 1 tot 3.5 kg N/ha zuiveringsmoeras.

De verschillen tussen de diverse meetjaren waren dus groot en niet goed te verklaren door verschillen in hydraulische belasting en stikstofconcentraties. Opvallend was de hoge retentie in de eerste winter 2007-2008 en de hoge nalevering in de laatste winter 2010-2011 bij een hydraulische belasting en stikstofbelasting die vergelijkbaar waren. In de laatste winter waren de concentraties van het uitstromende waarden waren beduidend hoger dan van het instromende drainwater. In combinatie met de hoeveelheid water in november en december werd daarmee berekend dat de in het de zomer van 2010 vastgehouden hoeveelheid stikstof in een tijdsbestek van een maand weer werd vrijgegeven. Ook in de winter 2008-2009 werd stikstof nageleverd, maar stroomde er weinig water door de buffer, dus was de totale hoeveelheid niet zo hoog.

In de drie gemeten zomerperiodes was de hydraulische belasting in de zomer van 2008 laag en was de effectiviteit bijna 19% waarmee 155 kg N werd verwijderd. In de zomer van 2010 werd bij ongeveer dezelfde effectiviteit (21%) veel meer stikstof verwijderd door de veel hogere hydraulische belasting. In de tweede zomer werd bijna 800 kg N gezuiverd en was de effectiviteit hoog. Het drainwater stroomde in 2009 in juni en juli door het zuiveringsmoeras, terwijl in 2010 pas in september weer nieuw water uit de drains werd aangevoerd.



Figuur 3.10. De cumulatieve belasting, en stikstofretentie in kg/ha van het beekbegeleidend vloeiveld periode oktober 2007 tot april 2011. Boven N-totaal en onder nitraat-N.

In de winterperiodes varieerde de retentie van $\text{NH}_4\text{-N}$ -6 tot 57%. In de zomer werd soms een retentie van 60% gehaald, maar in het voorjaar van 2010 waren de gehalten N-NH_3 van het uitstromende water t.o.v. het instromende water erg hoog.

Uitgaande van de hoeveelheid water die uit het perceel van ca. 1.1 hectare in de winterperiode via de drains

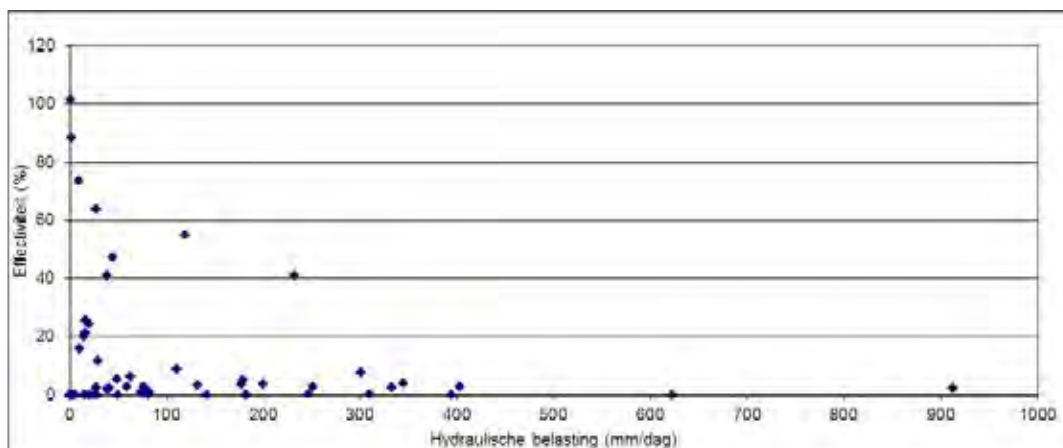
werd afgevoerd (170 mm) en door een beekbegeleidend vloeiveld van 75 m² werd geleid was de opgenomen hoeveelheid ammonium-stikstof, nitraat stikstof en totaal-stikstof respectievelijk 0,14, 2.85 en 2.95 kg N per jaar.

In de proefperiode zitten 4 winters en 3 zomers. Als de laatste winterperiode met de hoge nalevering van stikstof niet wordt meegenomen verbetert het resultaat flink met bijna een factor 2 tot een zuiveringspercentage van ca. 8%.

Tabel 3.3. Ingaande en uitgaande hoeveelheden stikstof (kg/ha), retentie en effectiviteit per seizoen.

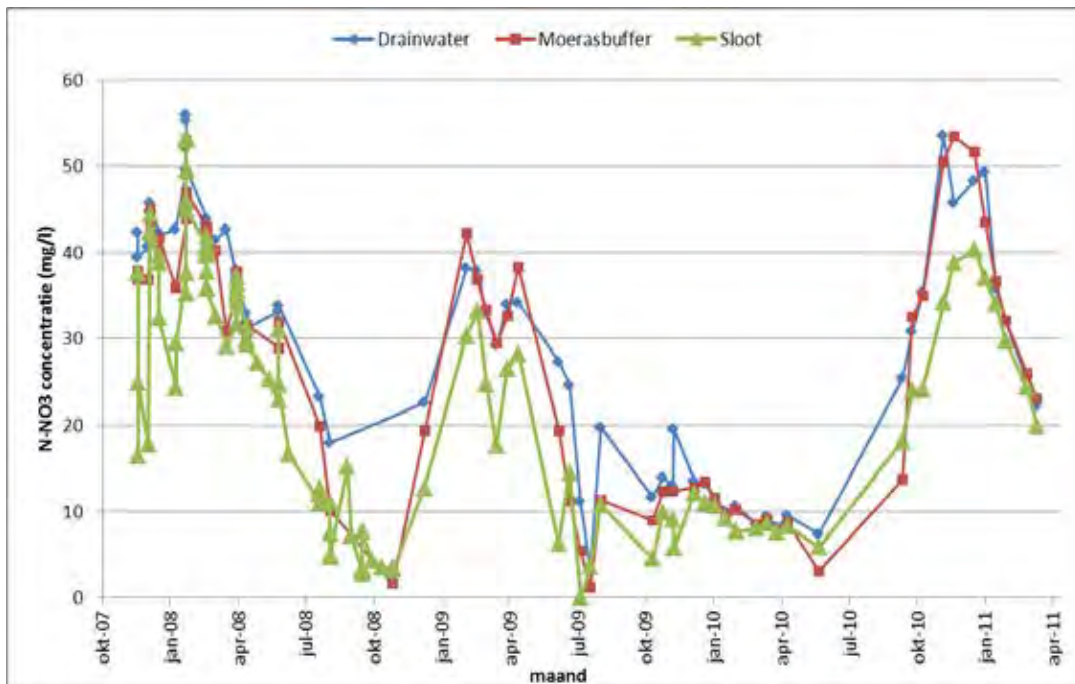
meting eind	kg N/ha moerasbuffer				%		
	dagen	N-totaal	in	uit	retentie	effectiviteit	per dag
14-apr-08	188	1e winter	11386	10886	500	4.4	2.7
13-okt-08	182	1e zomer	827	672	155	18.7	0.9
14-apr-09	183	2e winter	3287	3333	-46	-1.4	-0.3
12-okt-09	181	2e zomer	1447	790	657	45.4	3.6
12-apr-10	182	3e winter	4376	4263	113	2.6	0.6
11-okt-10	182	3e zomer	2072	1630	442	21.3	2.4
14-mrt-11	154	4e winter	8062	8507	-445	-5.5	-2.9
	734		31456	30082	1375	4.4	1.9
	177	winter	6778	6748	30	0.4	0.2
	182	zomer	1449	1031	418	28.9	2.3

De efficiëntie van het zuiveringsmoeras is mede afhankelijk van de aanvoer en dus de doorstromingsnelheid. In Figuur 3.11. zijn beide parameters opgenomen. Een hoge aanvoer betekende in het algemeen een lage efficiëntie. Een lage aanvoer kan een hoge retentie betekenen als de omstandigheden tenminste gunstig zijn voor denitrificatie.



Figuur 3.11. Hydraulische belasting in relatie tot het retentiepercentage van totaal-N van het beekbegeleidend vloeiveld.

Het nitraat-N-gehalte van het drainwater was gemiddeld 31.9 mg/liter met een pieken van boven de 50 mg/liter in januari 2008 en november 2010. Met het door het beekbegeleidend vloeiveld leiden van het drainwater daalt de nitraat-N-concentratie naar gemiddeld 30.4 mg/l. De N-totaalwaarden was gemiddeld wat hoger met 33.5 mg/l van het influent en 29.1 mg/l van het effluent. Het grootste deel van de meetperiode was het gehalte in het slootwater lager. Het slootwater wordt behalve door het uit het beekbegeleidend vloeiveld stromende drainwater gevoed door kwel uit de slootbodem. Ook is af te lezen dat de waarden van het effluent soms hoger waren dan van het influent. Dit was met name in de winter 2010-2011 het geval, maar ook op een paar meetmomenten in de winter 2008-2009 (Figuur 3.12).

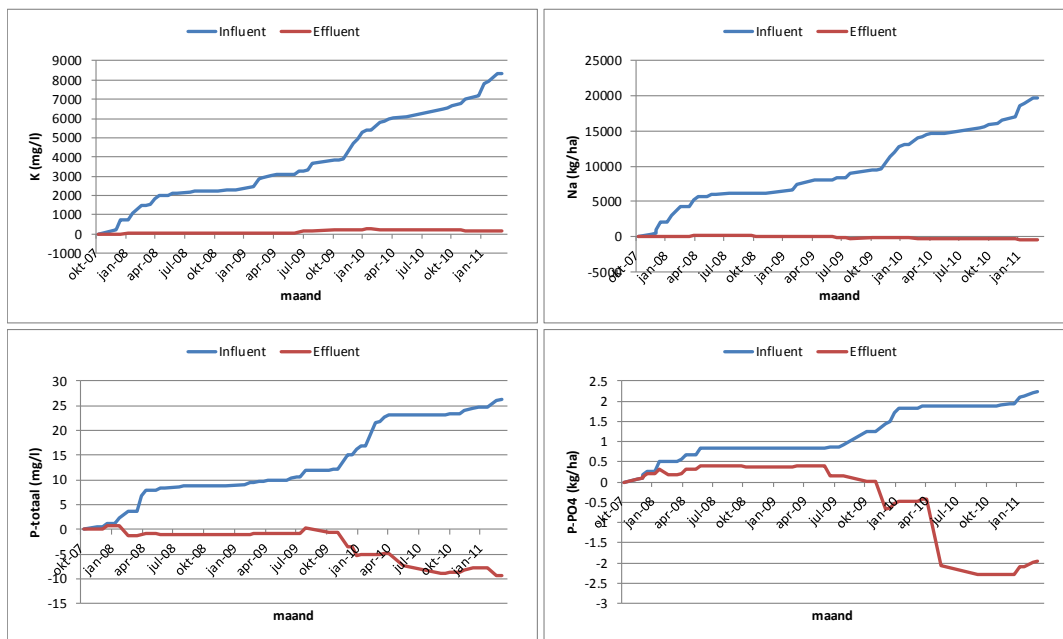


Figuur 3.12. Nitraatgehalten van het drainwater, het effluent uit de moerasbuffer en het slootwater.

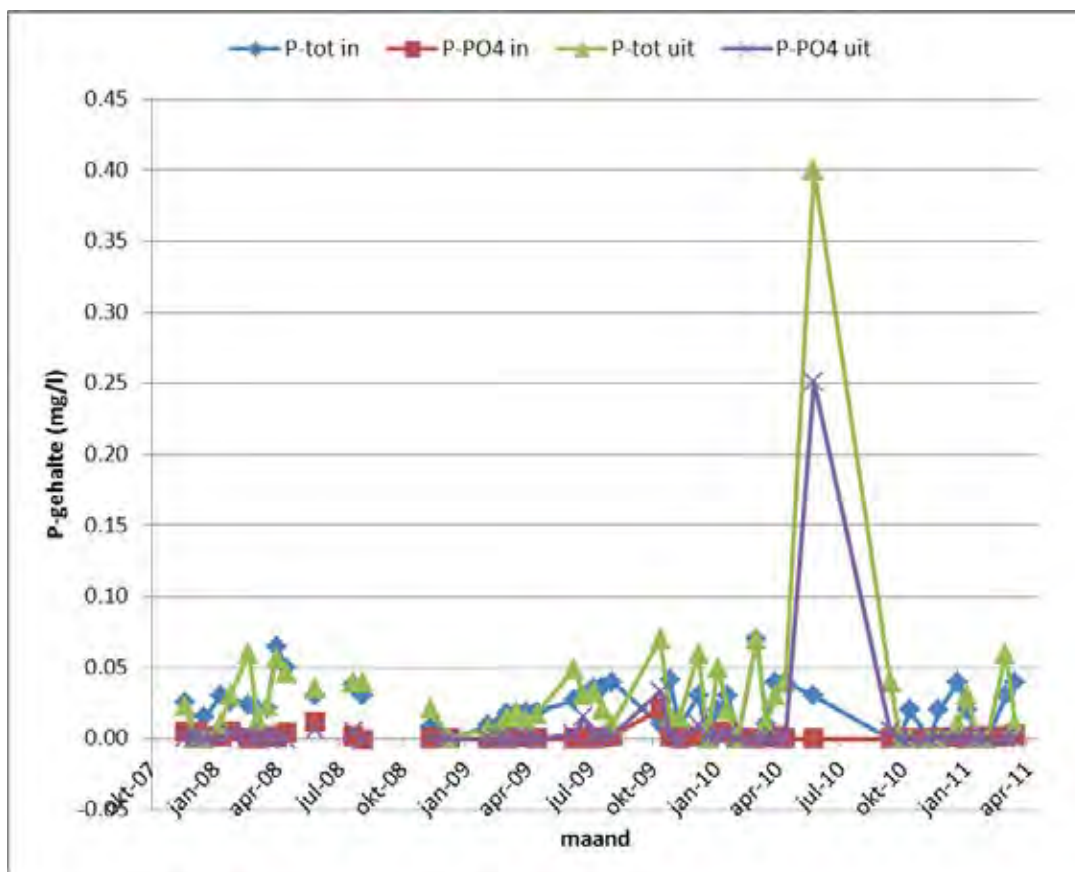
Overige nutriënten

Het drainwater bevat grote hoeveelheden kali en natrium (Figuur 3.13). Beide elementen worden hoofdzakelijk door gewasopname verwijderd. In de weergegeven periode was de maximale opname uitgedrukt in hectare beekbegeleidend vloeiveld van 250 kg K/ha. Vooral in het voorjaar van 2009 werd kalium opgenomen. Daarna eigenlijk niet meer. De opgenomen hoeveelheid natrium was in oktober 2008 100 kg/ha. Daarna leverde het zuiveringsmoeras natrium na. In april 2011 was het resultaat uiteindelijk 400 kg/ha negatief. Maar uitgaande van de totale aangevoerde hoeveelheid van 20000 kg/ha was dit niet veel.

De hoeveelheid ortho-fosfaat in het drainwater was gering en veelal onder de detectiegrens van 0.02 mg/l (Figuur 3.13 en 3.14). De concentraties P-totaal waren hoger. In de eerste maanden van 2008 werd fosfaat nageleverd. In de tweede helft van 2009 en de winter 2009-2010 spoelde meer fosfaat (zowel in organische vorm als ortho-fosfaat) via de drains uit. Dit werd wat betreft P-totaal voor een deel in het zuiveringsmoeras vastgehouden. In november 2009 en vooral april-mei 2010 stroomde er P-PO₄ uit het beekbegeleidend vloeiveld. De concentraties P-PO₄ van het effluent waren veelal laag en steeds onder de detectiegrens van 0.02 mg/l. Alleen in mei 2010 was de concentratie ineens hoog met 0.25 mg P-PO₄/l. Op dat moment was ook de concentratie P-totaal hoog met 0.40 mg/l. Daarvoor en daarna bevond de concentratie P-totaal zich maar een enkele keer boven de 0.05 mg/l.

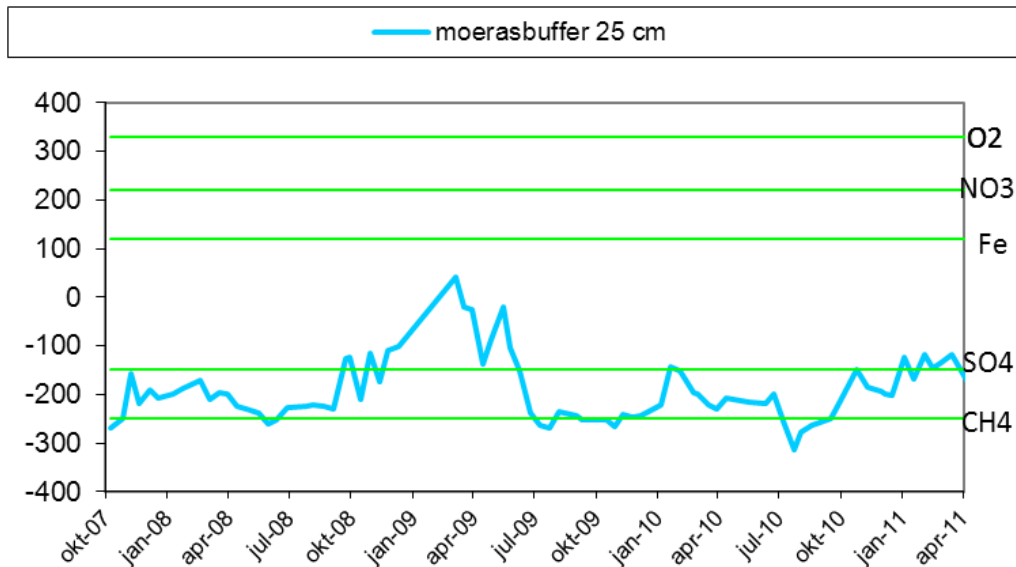


Figuur 3.13 De cumulatieve belasting, en retentie in kg/ha van de elementen kalium, natrium, P-totaal en ortho-P in de periode oktober 2007 tot april 2011.



Figuur 3.14. Gehalten P-totaal en P-PO₄ van influent en effluent in de periode oktober 2007 tot april 2011.

In Figuur 3.15 zijn de redoxpotentialen weergegeven. De redoxpotentialen waren laag, wat aangeeft dat er geen zuurstof op 25 cm diepte aanwezig was. De redoxpotentialen waren steeds onder het niveau van ijzerreductie en met uitzondering van de winter en voorjaar van 2009 veelal onder het niveau van sulfaatreductie.



Figuur 3.15. Redoxpotentialen (mV) op 35 cm –mv in het zuiveringsmoeras. De doorgetrokken lijnen geven een indicatie van de dominante redoxprocessen: verdwijnen zuurstof (< 330 mv); nitraatreductie (< 220 mv), ijzerreductie (< 120 mv), sulfaatreductie (< -150) en methaanproductie (< -250 mv).

Gewasopname

Op een aantal momenten in het vroege voorjaar is de gewasproductie en nutriëntenopname vastgesteld. Het eerste twee jaar stond er nog weinig riet en is er niet bemonsterd. In maart 2009 en januari 2011 stond bovengronds 2.8 tot 3.6 ton droge stof met een stikstofinhoud van ca. 20 kg en fosfaatinhoud van ca. 0.5 kg/ha. T.o.v. het voorgaand najaar was er uiteraard al veel blad afgefallen en een daarmee deel van de nutriënten in het zuiveringsmoeras terecht gekomen. Eind maart 2010 was de productie veel hoger met bijna 11 ton droge stof en 50 kg N. De hoeveelheid fosfaat in het gewas kwam ook veel beter overeen met de verwachte NP-verhouding van 20.

In 2009 en 2010 is de bovengrondse massa afgevoerd. Om voldoende organische stof in het zuiveringsmoeras te houden was het wellicht beter geweest het gemaaide riet niet elk jaar af te voeren. In 2011 is het gemaaide riet dan ook blijven liggen.

Tabel 3.4. Bovengrondse gewasmasa en nutriënteninhoud van het beekbegeleidend vloeiveld.

maaidatum	vers ton/ha	droge stof ton/ha	N-opname kg/ha	P-opname kg/ha	NP-verhouding (20 is norm)	K-opname kg/ha
5-3-2009	4.3	2.8	21	0.6	38	3
29-3-2010	24.5	10.7	50	2.1	24	11
13-1-2011	8.0	3.6	19	0.4	54	4

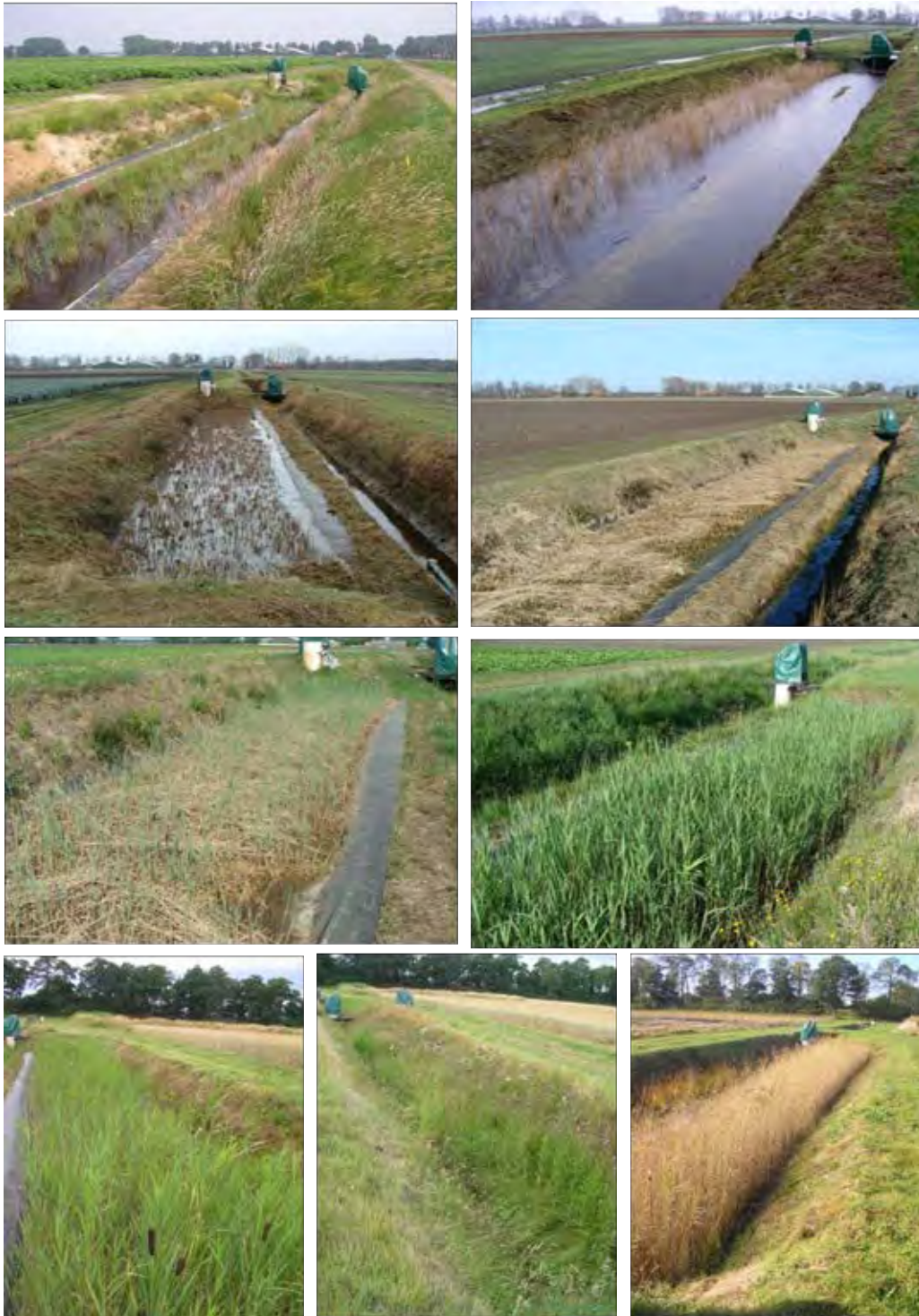


Foto-overzicht 3.3. Linksboven de nog jonge aanplant in juni 2007. Rechtsboven het overstroomde beekbegeleidend vloeiveld in december 2007. Daaronder links is het riet pas gemaaid en afgevoerd (maart 2010), rechts daarvan is het maaisel blijft liggen (maart 2011). Vervolgens links het riet wat er weer door heen groeit (april 2011), en rechts het gewas in mei 2009. Onder links het riet in juli 2008, midden de vegetatie in de slootrand (juli 2008) en rechtsonder het afgestorven riet in oktober 2008.

3.4 Discussie en conclusie

3.4.1 Effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld

De effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld was uiteraard veel lager dan van de zuiveringsmoerassen met wateropslag. Al het drainwater werd door het beekbegeleidend vloeiveld geleid. Dat betekende in de zomer met voor denitrificatie gunstige omstandigheden weinig of zelfs in het geheel geen water en in de winterperiode juist veel drainwater met een hoge doorstroomsnelheid.

Uitgaande van het proefperceel en het aangelegde beekbegeleidend vloeiveld van 75 m², werd jaarlijks 4 tot 5 kg stikstof gezuiverd. Het zuiveringsrendement was daarmee ca. 8%. De laatste winter leverde het zuiveringsmoeras echter 3 kg N na. Aangetekend moet worden dat er veel variatie zat tussen de meetjaren en seizoenen, mede door grote verschillen in wateraanvoer en nutriëntengehalten. Uitgaande van een levensduur van 20 tot 25 jaar is de meetperiode dan ook kort.

Antheunisse et al, 2008 hebben op voor moerasbufferstroken (plasdrasbermen) op basis van metingen de verwijderingsefficiëntie van stikstof uit drainwater berekend om gemiddeld 7.5% in een range van 3.5 tot 11%. Dit komt goed overeen met de in deze proef gevonden waarden. (is wel andere moerasbuffer subsurfaceflow, processen vooral in de bodem en niet in een permanente waterlaag). De nitraatconcentraties in deze proef zijn met gemiddeld 30 mg/l overigens wel een stuk hoger dan in de genoemde studie (gemiddeld 15 mg/l).

Het moeras is overigens vrij jong en wellicht is de hoeveelheid organische stof een beperking. In de bodem zit geen organische stof. Na het tweede jaar is het riet gemaaid en afgevoerd. Waarschijnlijk was het beter geweest het maaisel te laten liggen. In 2011 is dat wel gebeurt. Nadeel kan zijn dat nutriënten uit het gewas weer kunnen uitspoelen.

De gemiddelde dagelijkse stikstofverwijdering verschilde uiteraard sterk tussen de winter- en zomerperiode. In de zomerperiode was de dagelijkse stikstofverwijdering omgerekend per hectare moerasbuffer 1 tot 3.6 kg N, met uitschieter in de zomer van 2009 van 20 kg N/ha/dag. In de winterperiode was dit gemiddeld nihil in een range van -0.02 tot +0.02 kg per dag. In januari 2008 was de retentie over een meetperiode van 2 weken opvallend hoog met 12 kg/ha/dag.

Het nitraatgehalte van het drainwater van gemiddeld 31.9 mg/l werd door het beekbegeleidend vloeiveld verlaagd met 1.5 mg tot 30.4 mg/l. Het beekbegeleidend vloeiveld draagt dus weinig bij aan verlaging van de stikstofconcentraties. Wel is er een duidelijke reductie van de stikstofvracht.

De hoeveelheid fosfaat in het drainwater was gering en veelal onder de detectiegrens. Gedurende de meetperiode werd uiteindelijk geen fosfaat vastgelegd, maar leverde het zuiveringsmoeras fosfaat na. De hoeveelheden waren gering en op slechts 1 moment werd de MTR-waarde van 0.15 mg P/l overschreden.

3.4.2 Processen in de zuiveringsmoerassen

Het belangrijkste proces van nitraatverwijdering in de zuiveringsmoerassen is denitrificatie. Factoren die de denitrificatiesnelheid beïnvloeden zijn o.a. het zuurstofgehalte, de beschikbaarheid van organische stof, de pH en de watertemperatuur. Uit de lage redoxpotentialen in het beekbegeleidend vloeiveld kan worden opgemaakt dat er nauwelijks zuurstof in het water aanwezig was.

Ook door het gewas kunnen nutriënten worden opgenomen. Zeker voor fosfaat is dit een belangrijk proces. Fosfaat is gezien de geringe concentraties in het drainwater niet van belang. Voor zuiveringsmoerassen

gericht op stikstofverwijdering is, zeker in de opzet zoals in deze studie, denitrificatie het belangrijkste proces. Het riet maaien en afvoeren in het voorjaar is dan een beter moment, met echter een veel lagere nutriënteninhoud in het bovengrondse gewas. Een groot deel van de in het groeiseizoen opgenomen nutriënten zijn gedurende de winter weer aan het zuiveringsmoeras terug gegeven. In het afgemaaide riet in maart 2009, 2010 en januari 2011 was de gemeten stikstofafvoer 20 tot 50 kg N/ha en de fosfaatafvoer 0.5 tot 2 kg P/ha en de K-afvoer 3 tot 11 kg/ha. De NP-verhouding in gewassen is meestal ongeveer een factor 20. Uit de analyse blijkt dit niet altijd het geval te zijn. De fosfaatgehalten in het drainwater en fosfaatopname waren laag en daarmee de kans op een foute inschatting groot. Daarbij moet worden opgemerkt dat het lastig was het hele bovengrondse gewas te oogsten. Een verlies van 25 tot 40% was aannemelijk.

De maximale gewasopname kan ook worden afgemeten aan de kaliumretentie. Aangezien kalium in organisch stof arme zandgrond erg mobiel is, kan worden verondersteld dat kaliumretentie vooral werd veroorzaakt door rietopname. De kali retentie was zeer variabel met 50 kg/ha tot maart 2008, 0 kg/ha in het daaropvolgende groeijjaar tot maart 2009, 200 kg/ha tot maart 2010 en -80 kg K/ha tot februari 2011. Deze waarden wijken ook sterk af van de gemeten gewasopname. De rietproductie was niet hoog en een deel van de kalium kan zijn geadsorbeerd aan het substraat.

3.4.3 Inpasbaarheid

Het beekbegeleidend vloeiveld had een oppervlakte van 75 m² en zuiverde drainwater van 11640 m² landbouwgrond. Het grondbeslag is daarmee 0.65 %.

De kosten van de aanleg van het beekbegeleidend vloeiveld bedragen naar schatting ca. 20 euro per strekkende meter (3 meter breed en zonder folie). Bij een verwachte leeftijd van 20 tot 25 jaar, onderhoudskosten van 10-20% van de aanlegkosten en een zuiveringscapaciteit van 600 kg N/ha beekbegeleidend vloeiveld op jaarbasis is de kosteneffectiviteit 25-30 €/kg N.

In het beekbegeleidend vloeiveld zelf staat voornamelijk riet. In de regio Zuidoost Nederland groeit riet niet van nature. De natuurwaarde van een dichte rietvegetatie is dan ook gering. Ook andere planten kunnen als helofyt fungeren. In de slootkanten (zie ook foto) groeien veel andere planten. Hieronder staan een aantal foto's van de ontwikkeling van de riet vegetatie door het jaar heen van het beekbegeleidend vloeiveld.

3.4.4 Conclusies

- De resultaten tussen de drie meetjaren waren sterk verschillend. De meetperiode was dan ook vrij kort gezien een verwachte levensduur van 20-25 jaar.
- De drainafvoer in de periode 18 mei t/m 1 oktober 2007 was 26 mm. Het water dat door de bemeten sloten werd afgevoerd bestond voor 75% uit kwelwater.
- In de bovengenoemde periode spoelde 9 kg/ha totaal-N uit, waarvan 7,3 kg/ha nitraat-N. De effectiviteit van het beekbegeleidend vloeiveld was 6%.
- De drainafvoeren varieerden in de winterhalfjaren van 45 tot 170 mm en in de zomerperioden van 20 tot 50 mm. In de zomer stond het beekbegeleidend vloeiveld vaak lange tijd droog.
- Met het drainwater spoelde in de winters gemiddeld 51 kg N in het zuiveringsmoeras en in de zomer 11 kg N/ha.
- De retentie was in de winter verwaarloosbaar (minder dan 1%) en bedroeg in de zomer gemiddeld 30%.
- De gemiddelde retentie op jaarbasis was ca. 8% waarmee het beekbegeleidend vloeiveld van 75 m² 3 kg N zuiverde.

4 Beekbegeleidend vloeiveld met riet voor verwijdering van fosfaat uit drain- en slootwater langs de Eeuwselse loop

4.1 Inleiding

Zoals aanbevolen in het plan van aanpak en monitoring Fosfaatpilot Noord- en Midden Limburg (Noij 2006; Noij 2008) is er door Waterschap Peel en Maasvallei in 2006 een beekbegeleidend zuiveringsmoeras naast de Eeuwselse loop nabij Ospel aangelegd. In opdracht van DLG is Riet in aangeplant. In 2008 is een aanvraag ingediend bij Senter Novem (nu Agentschap NL) voor het Innovatie Programma Kader Richtlijn Water en in 2009 gegund. Zo konden we tot mei 2011 verder met het project. Daarin nam ook het Waterschap Peel en Maasvallei deel in door de wateranalyses te bekostigen.

Het doel is om de fosforzuivering van drainagewater uit de aanliggende fosfaatrijke landbouwgronden te volgen (Schils & de Groot 2008) en om uiteindelijk advies te kunnen geven over de inrichting waarbij de zuiveringsefficiëntie optimaal is.

Drainagewater uit de aanliggende graslandpercelen en Middelpelloopwater wordt opgevangen en vervolgens in het zuiveringsmoeras gepompt voor zuivering. In perioden van wateroverlast zal het zuiveringsmoeras functioneren als waterberging. Er zal dan water uit de aanliggende sloot de Eeuwselse loop instromen. In perioden zonder wateroverlast zal het zuiveringsmoeras voornamelijk functioneren als filter voor landbouwwater. Distrimex heeft de technische installaties voor de aansturing van het zuiveringsmoeras verzorgd en Alterra heeft apparatuur geïnstalleerd voor de bemonstering van grondwater en oppervlaktewater. In 2007 heeft Alterra bodembemonstering uitgevoerd en is een nulmeting van het plantmateriaal uitgevoerd door PPO-Vredepeel.

In het plan van aanpak was voorzien in de aanleg van een ijzerfilter aan het einde van het zuiveringsmoeras. Omdat er onzekerheid was over de effectiviteit van verschillende ontwerpopties, is in 2007 besloten om eerst een laboratorium-experiment op te zetten om verschillende systemen te testen. Uit de testen kwamen veelbelovende resultaten (Zweers et al., 2009). Deze resultaten heeft geleid tot de plaatsing van het ijzerfilter in het najaar van 2010 zodat nog de periode gemeten kon worden.

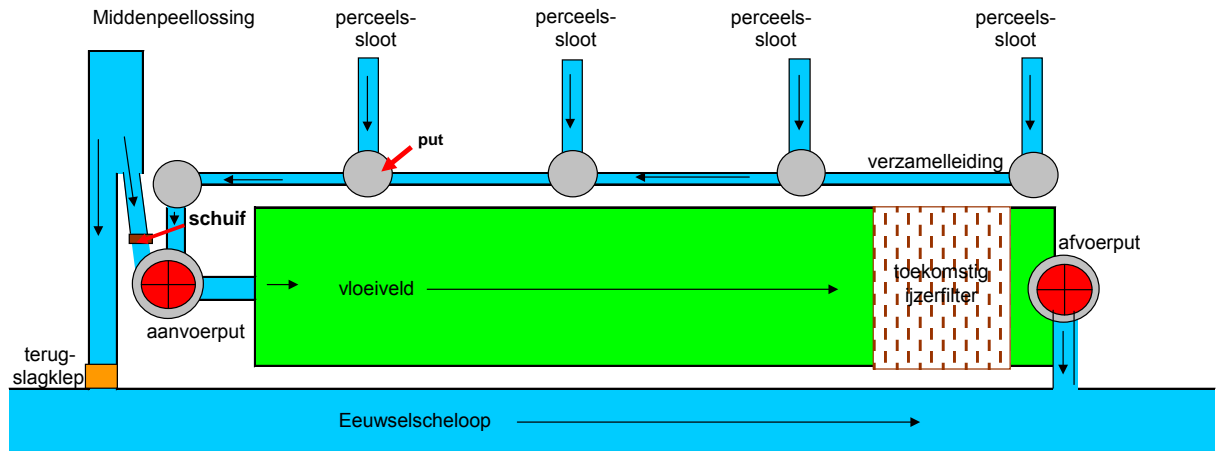
4.2 Inrichting zuiveringsmoeras

4.2.1 Zuiveringsmoeras en herkomst water

Het zuiveringsmoeras is 290 meter lang en 4,5 meter breed en heeft daarmee een totale oppervlakte van 1305 m². Het water dat wordt ingelaten in het zuiveringsmoeras is afkomstig uit naburige landbouwpercelen. Er kan voor twee varianten worden gekozen (Figuur 1 en 2). Bij de eerste variant wordt alleen water gezuiverd afkomstig uit direct aangrenzende landbouwpercelen (westzijde van het zuiveringsmoeras; ca. 6 ha). Het water wordt via een verzamelleiding ingelaten in het zuiveringsmoeras (Figuur 4. en Figuur 4.b). Bij de tweede variant wordt ook water uit de Middenpeelossing gezuiverd. De wateraanvoer uit de Middenpeelossing kan met een schuif worden geblokkeerd. Het totale afwateringsgebied van de Middenpeelossing is ca. 80 ha (Figuur 4.a).

In het najaar 2007 is door Waterschap Peel en Maasvallei een terugslagklep geplaatst in de bypassleiding naar de Eeuwselse loop. Er kan nu dus alleen water vanuit de Middenpeelossing naar de Eeuwselse loop stromen, en niet andersom. In situaties van wateroverlast kan water uit de Eeuwselse loop rechtstreek in

het zuiveringsmoeras instromen.



 pomp en debietproportionele meting

Figuur 4.1. Zuiveringsmoeras en aanvoer van water. Er zijn twee opties: of er wordt alleen water uit de direct aangrenzende percelen gezuiverd of ook water aangevoerd via de Middenpeellossing. De wateraanvoer vanuit de Middenpeellossing kan met een schuif worden geblokkeerd.



A



B



C

Figuur 4.2 A: Het te zuiveren water is afkomstig van de direct westelijk van het zuiveringsmoeras gelegen percelen (geel omkaderd) of van het deelstroomgebied 2de Peellossing (roze omkaderd), B: perceelssloot met put voor aansluiting op verzamelleiding en C: Middenpeellossing met veel kroos.

4.2.2 Meetapparatuur

Pompen

Er zijn twee pompen geïnstalleerd door de firma Distrimex onderdeel van BBA Pompen BV (Figuur 4.). Het besturingsprogramma is geleverd door de firma Ton Peeters Industriële Automatisering BV te Venray. Het influent stroomt in de aanvoerput en wordt vervolgens in het zuiveringsmoeras gepompt. Het water stroomt door het rietveld in de afvoerput. De pomp in deze put pompt het effluent vervolgens in de Eeuwselsche Loop.



Figuur 4.3 Schematisch overzicht pompbesturing

Dagelijks kan in maximaal 6 cycli water in en uit het zuiveringsmoeras worden gepompt totdat resp. het vooraf ingestelde maximale of minimale peil is bereikt. Iedere cyclus bestaat uit een dagdeel in- en uitpompen. Bij 6 cycli dus 6 keer 2 uur in – en uitpompen. Bij het instellen van het waterpeil is een vertragingstijd ingebouwd, daarna wordt het waterpeil constant gehouden. Het waterpeil wordt geregeld met behulp van niveaumeters in de putten. In de pompleidingen zijn flowmeters geplaatst waarmee de verpompte hoeveelheid water wordt bijgehouden.

Het ijzerfilter is geplaatst in oktober 2010. Als voorstudie zijn eerst laboratoriumexperimenten uitgevoerd (Zweers et al. 2008). Laboratorium experimenten naar de effectiviteit van het ijzerfilter wezen uit hoe het filter geplaatst moest worden in het zuiveringsmoeras.

Debietproportionele meetapparatuur

Monsternamen vindt plaats met een Isco sampler. De debietmetingen vinden met een nauwkeurigheid van 0,5 m³ plaats. Per 50 m³ wordt een waterkwaliteitsmonster genomen. Iedere mengmonster bestaat uit 10 monsters dus 500m³/monster (Figuur 4.).

Problemen met aansturing pompen

Vanaf augustus 2007 zijn er verschillende problemen geweest met de pomp aan de uitstroomzijde en de aansturing van de pompen. De grootste problemen ontstonden na een stroomonderbreking. Het besturingsprogramma moest dan elke keer weer opnieuw worden opgestart. Op 6 februari na een uitval van het gehele systeem is op afstand een nieuwe versie van het aansturingsprogramma geïnstalleerd. Vanaf toen heeft het redelijk gelopen tot en met in mei. Een gedeelte van die periode heeft het systeem uitgestaan i.v.m. het planten van het riet op 25 april. In juni is Gerrit Peters er nog een keer bij geweest en heeft het aansturingsprogramma nog een keer gereset omdat de uitvoerpomp veel te hoog aangaf. Tot begin december was er te weinig water om het zuiveringsmoeras te vullen. Op 17 december leek de aanvoer pomp kapot (debiet maximaal 5 m³). Er hadden zich waterplantresten afgezet in de kraan, die gebruikt wordt om het debiet van de pomp te verminderen en zodoende de pomp wat tegendruk te geven. Dit is een paar dagen later door Distrimex verholpen. Sinds januari 2009 zijn niet meer problemen opgetreden en lijkt alles goed te lopen.



Figuur 4.4. Aansturing pompen en Isco debietproportionele sampler

4.2.3 Vegetatieontwikkeling

Aanplant en beheer riet

Eind 2009, na 2 ½ jaar, groeit het riet goed en is het een gesloten dek aan het worden. In de tussenliggende tijd is op drie tijdstippen riet aangeplant: augustus 2006, augustus 2007 en in april 2008.

In augustus 2006 zijn de wortelstokken van riet handmatig aangeplant in machinaal aangebrachte geulen (Figuur 4.a). Per m² werden 4 wortelstokken geplant. Na aanplant is het waterpeil ca. 10 – 20 cm boven maaiveld opgezet. Het riet is daarna niet goed aangeslagen. Hiervoor zijn in 2007 door Clevering e.a. (2008) verschillende redenen aangegeven. Ten eerste het tijdstip van aanplant. In september lopen de knoppen op de wortelstokken wel uit, maar hiervoor worden juist reservestoffen gebruikt, in plaats van opgeslagen om de winterperiode te overleven. De aanplant van wortelstokken heeft de hoogste kans van slagen vlak voor de winterperiode of direct in het vroege voorjaar. Ten tweede kan het zijn dat riet in het voorjaar 2007 last heeft gehad van droogte, doordat de pompen pas eind mei 2007 operationeel werden. En ten derde kan een hoge bodemdichtheid de groei van riet hebben vertraagd. Uit de literatuur is bekend dat riet veel dieper wortelt in een zachte dan harde bodem. Op een harde bodem wordt vaak een compacte massa wortelstokken gevormd in de bovenste sliblaag. De meest voor de hand liggende verklaring voor het slecht aanslaan van het riet lijkt vooralsnog de aanplant van wortelstokken op het verkeerde tijdstip. Alternatief is de aanplant van zaailingen in het voorjaar.

Begin juni 2007 bleek dat bij de aanleg van de putten voor de koppeling van de sloten op de verzamelleiding er grond uit het zuiveringsmoeras was geschraapt (Figuur 4.b). Dit was samen met de slechte ontwikkeling van het riet in het zuiveringsmoeras reden om riet pleksgewijs opnieuw aan te planten. Voorgesteld werd om vóór herinplant, het zuiveringsmoeras aan de westzijde over een breedte van 1,5 meter uit te schrapen om zo de zaadbank van rietgras en pitrus te verwijderen en om het bodemoppervlak te egaliseren. Ook werd voorgesteld om vanwege het ongunstige tijdstip in het groeiseizoen geen wortelstokken maar rietplanten aan te planten. Vanwege de grote verschillen in hoogteligging van de zuiveringsmoerasbodem (meer dan 20 cm hoogteverschil) is het aan te raden om rietplanten i.p.v. wortelstokken aan te planten. De scheuten moeten dan wel bij aanplant boven het wateroppervlak uitsteken. Vanwege tijdsdruk (vlak voor de bouwvak) werd ervan afgezien om de bodem eerst uit te schrapen, ook werden er opnieuw wortelstokken (8 wortelstokken per m²) aangeplant (Figuur 4.c). Of dit tot gevestigde planten heeft geleid is twijfelachtig. Een deel van de wortelstokken was bij aanplant al in een slechte conditie. In 2008 is onderzocht waarom het zuiveringsmoeras nog steeds veel kalen plekken heeft en waarom het riet is afgestorven of slecht groeit. Naast de adviezen van Alterra heeft DLG aan Haskoning

opdracht gegeven voor een second opinion (Mars de, 2008). De belangrijkste conclusies waren:

1. De compactie van de bodem moet doorbroken worden om de doorworteling te verbeteren. Voorgesteld wordt om een experiment uit te voeren met verschillende behandelingen: omploegen met en zonder organische stof toevoeging.
2. Testen of de ouderdom en kwaliteit van de rietplanten een rol spelen door de aanplant van rietplaggen van verschillende herkomst en ouderdom.



Figuur 5A. Augustus 2006 - Aanplant wortelstokken.



5B. Juni 2007 - Zuiveringsmoeras is plaatselijk uitgeschaapt



Figuur 5C. Eind juni 2007 - Herinplant van wortelstokken;



5D. Augustus 2007 - Maaien van rietgras



Figuur 5E. Eind augustus 2007 Uitgelopen nieuwe aanplant;



5F. Zuiveringsmoeras vanaf de uitstroomopening

Figuur 4.5 De aanplant van riet in 2006 en in 2007.

Daarnaast heeft een veldbezoek plaatsgevonden op 2 april 2008 door Olga Clevering, Walter Schoenmakers en Hans Stevens aan het zuiveringsmoeras langs de Eeuwselse loop in Meijel. Het doel van het veldbezoek was het maken van afspraken over maatregelen aan het rietveld zodat in 2008 een voldoende dichte rietbegroeiing zal ontstaan voor succesvolle metingen in het kader van de pilot. De belangrijkste conclusies waren dat het riet in het overgrote deel van het rietveld weer zal uitlopen en een voldoende dicht rietveld zal gaan opleveren. De bodemstructuur en de trofiegraad zijn geen belemmeringen voor de rietgroei. Wel moet op de kale plekken riet worden bijgeplant om uiteindelijk een volledig gesloten rietdek te krijgen. De door Haskoning voorgestelde bodemverbetering is niet uitgevoerd om verstoring van de proefnemingen te voorkomen.

Op 25 april 2008 zijn op de plekken waar de huidige rietplanten geen goede uitlopers hebben 800 rietplantjes geplant. Over een oppervlakte van 200 m² verspreid over het rietveld zijn 4 rietplanten per m² bijgeplant op de kale plekken. Aangezien het riet snel uitgroeit is gekozen voor rietplanten en niet voor wortelstokken. Enkele dagen vooraf aan de inplant kreeg het water de kans om uit het zuiveringsmoeras te lopen. Om planten te kunnen zetten was het nodig dat er geen water op de bodem stond. Een maand na inplanten is water in het zuiveringsmoeras gelaten. De aanplant groeide goed en het riet in het zuiveringsmoeras staat er nu wel goed bij. Wel is er een verschil waar te nemen tussen de aanplant in 2006 en de aanplant in 2008. De aanplant van 2006 is groter (ca. 1,5 meter) en donker groen van kleur. De aanplant van 2008 is kleiner (ca. 1 m) en heeft een lichte groene kleur.

Sinds de aanplant in 2006 is het riet niet gemaaid. Drie jaar na aanplant is aan te bevelen om het riet te maaien. In het najaar van 2009 is het riet voor de eerste keer gemaaid. Echter niet op de afgesproken hoogte van 40 cm boven maaiveld maar tot aan het grondoppervlak. De hoogte van 40 cm was gekozen omdat het waterniveau 30 cm is. Riet gaat dood als er in de winter water blijft staan in de afgemaaide stengels wat vervolgens bevroert. We hebben toen besloten om de zuivering stop te zetten en geen water voor de winterperiode in te laten. Pas in april 2010 toen de rietgroei weer startte hebben we weer water ingelaten met de hoogte van het riet mee. Dus sinds april 2010 is het experiment weer hervat tot aan mei 2011 (Figuur 4.6)



Na afmaaien in november 2009



Na hergroei in september 2010

Figuur 4.6. Het zuiveringsmoeras na afmaaien van het riet in november 2009 en na de hergroei in september 2010

Onkruid

In het zuiveringsmoeras staat veel Pitrus en Rietgras op de bodem van de 'oude' Eeuwselooop (westzijde van het zuiveringsmoeras). In augustus 2007 zijn beide tot aan maaiveldniveau afgemaaid door medewerkers van het proefbedrijf Vredepeel (Figuur 4.d). De bedoeling was om direct na maaien de stoppels onder water te zetten. Echter omdat herinplant van het riet slecht aansloeg was het niet mogelijk

om het waterpeil erg hoog op te zetten. Wel hebben beide soorten een behoorlijke terugslag in de groei ondervonden.

In het voorjaar van 2008 groeide naast het riet ook kroos veelvuldig (Figuur 4.). Gedeeltelijk wordt de kroos aangevoerd via de Middenpeellossing maar de groei in het Rietveld is erg sterk. Op de bodem is veel licht en het water is snel opgewarmd doordat het Riet nog geen gesloten dek is.



A: Winterbeeld maart 2008



B: Zomerbeeld juni 2008



C: Kroos en nieuwe aanplant mei 2008



D: Droogval mei 2008

Figuur 4.7. Foto's van het zuiveringsmoeras in 2008.

Sinds de laatste herinplant in april 2009 is het riet een gesloten dek geworden. Doordat het licht sterk is afgenomen zijn maar een paar kruidachtigen waargenomen. In de aanliggende verlaagde oevers komt echter steeds meer naast natte heide ook steeds meer wilgen voor. Dus de zaadbron is wel aanwezig. In het voorjaar van 2011 is wel algengroei waargenomen op het ijzerfilter. Na drogen vormde een witte korst.



Figuur 4.8. Hergroei zuiveringmoeras na maaien april 2010

4.3 Metingen

4.3.1 Oppervlaktewater

Materiaal en methode

Vanaf september 2007 wordt wekelijks het in- en effluent van het zuiveringsmoeras bemonsterd en voor analyse aangeboden. Ook zijn tweemaal in oktober en in november 2007 watermonsters van de Eeuwselooop en de Middenpeelossing genomen om na te gaan of de chemische samenstelling verschilt. De analyses werden tot 2008 uitgevoerd door het Waterschapsbedrijf Limburg te Roermond. Sinds 2008 worden de analyses uitgevoerd door het Intertek Polygemlab in Geleen. Aan gefiltreerde monsters worden N-Kjehldahl (organisch N + N-NH₄), N-NH₄, N-NO₃/NO₂, P-PO₄, P-totaal, SO₄ en Cl bepaald; aan de ongefiltreerde monsters N- en P-totaal.

Resultaten

In 2007 is gekozen voor een hoge hydraulische belasting (124 – 265 mm) om het in het zuiveringsmoeras aanwezige kroos door te spoelen. De waterdiepte was gemiddeld ca. 20 cm. Dit betekent dat de verblijftijd (0.8-1.6) normaal gesproken te kort is voor een goede zuivering van met name opgelost P (Tabel 4.1). Voor een substantiële verwijdering van particulier-P is een verblijftijd van 1-3 dagen vaak al voldoende, voor opgelost P ligt dit in de orde van grootte van 5-10 dagen. Sinds september 2008 is er gekozen voor een verblijftijd van ca. 3 dagen en dat hield in dat het waterdiepte rond de 30 cm staat.

Waterbudget

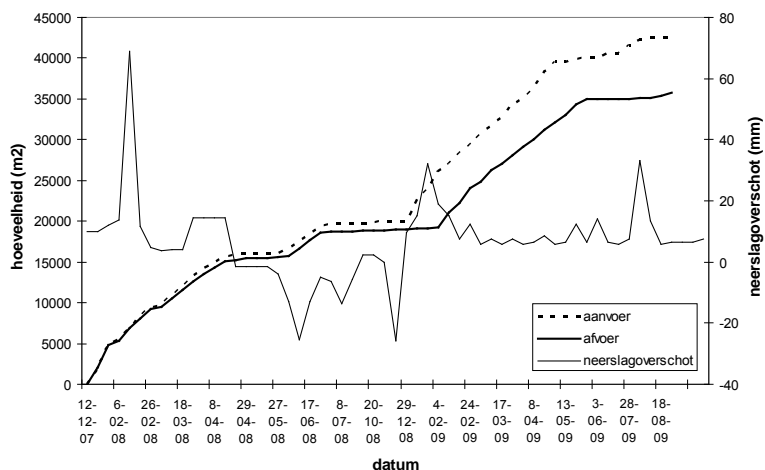
In Figuur 4.10 staan de hoeveelheden oppervlakte die in het zuiveringsmoeras worden gelaten, de afvoerhoeveelheden in m² en het neerslagoverschot in mm (neerslag – verdamping). Vanwege problemen met de pompen was het niet eerder mogelijk dan december 2007 om het waterbudget te berekenen.



Figuur 4.9. Meetpunten bij inlaat en uitlaat punt

Tabel 4.1. Relatie tussen hydraulische belasting en verblijftijd bij 3 waterdiepten in het zuiveringsmoeras

hydraulische belasting		verblijftijd (dagen)		
m ³ /dag	mm/dag	10 cm diepte	20 cm diepte	30 cm diepte
20	15	6.5	13.1	19.6
40	31	3.3	6.5	9.8
60	46	2.2	4.4	6.5
80	61	1.6	3.3	4.9
100	77	1.3	2.6	3.9
120	92	1.1	2.2	3.3
140	107	0.9	1.9	2.8
160	123	0.8	1.6	2.4
180	138	0.7	1.5	2.2
200	153	0.7	1.3	2.0
220	169	0.6	1.2	1.8
240	184	0.5	1.1	1.6
260	199	0.5	1.0	1.5
280	215	0.5	0.9	1.4
300	230	0.4	0.9	1.3
320	245	0.4	0.8	1.2
340	261	0.4	0.8	1.2
360	276	0.4	0.7	1.1
380	291	0.3	0.7	1.0
400	307	0.3	0.7	1.0
420	322	0.3	0.6	0.9
440	337	0.3	0.6	0.9
460	352	0.3	0.6	0.9



Figuur 4.10. Totale hoeveelheid aanvoer en afvoer en het neerslagoverschot (mm) vanaf december 2007 tot september 2009.

Vanaf december 2007 tot juli 2008 zijn de aanvoer- en afvoerhoeveelheden nagenoeg gelijk aan elkaar en nemen ze licht toe in de tijd. Hieruit concluderen we dat voor die periode er geen kwel of wegzijging plaatsvond, en dat de hoeveelheid verdamping/neerslag te verwaarlozen is ten opzichte van de hoeveelheid ingepompte influent. Voor de aanplant in eind april 2008 is het zuiveringsmoeras drooggelegd. Na een maand werd er weer water ingelaten. Sinds juli 2008 wordt nauwelijks water ingelaten vanwege te weinig water in de Middenpeellossing. De droge periode hield stand tot in oktober 2008. In het kort komt het erop neer dat we iets water verliezen. Mogelijk als gevolg van wegzijging of van een neerslagoverschot. 2009 Begon droog met enkele vorstperiodes. De zomerperiode van 2009 was vergelijkbaar met de zomer van 2008. In september was er daarentegen wel een neerslagtekort. Van september 2009 tot april 2010 heeft het moeras geen water gekregen. Met de groei van het riet is water ingelaten. De zomer had alleen in augustus een droge periode. De winter van 2010-11 was wederom koud met enkele korte vorstperiodes.



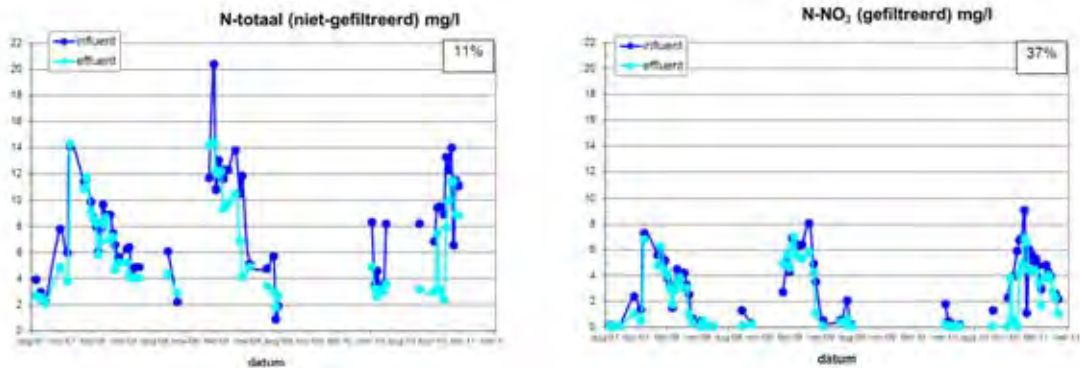
Figuur 4.11. Neerslag, verdamping en neerslagoverschot van april 2010 tot mei 2011. Ca. 10 % van het ingelaten water verliest het moeras door uitspoeling naar de beek.

In- en effluentconcentraties

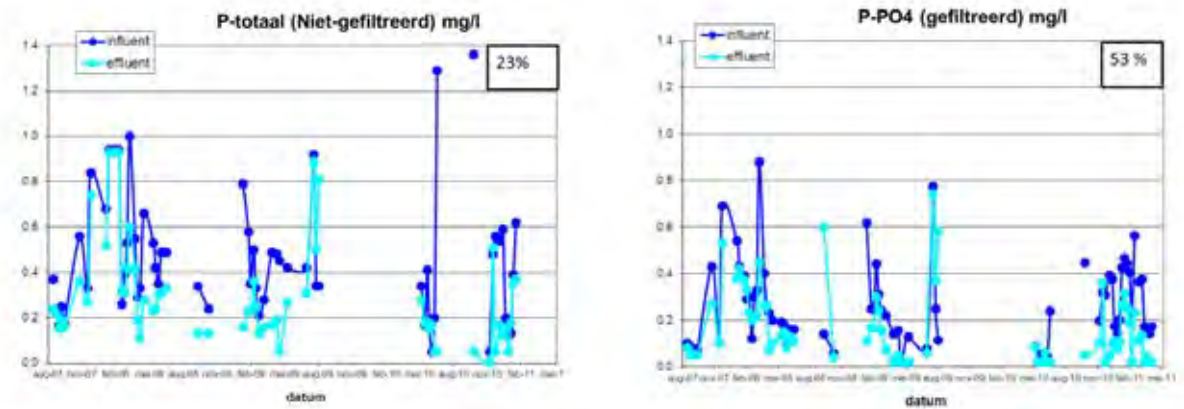
Vanaf september 2007 is gestart met de bemonstering van het water tot aan april 2011. Dus bijna 3,5 jaar zijn watermonsters geanalyseerd. De stikstofconcentraties liggen in de zomer onder de MTR waarden van 2,2 mgN/l maar in de winter er ruim boven met maximumwaarden van 8-9 mg/l N-NO₃ gemeten in februari van 2010 en van 2011 (Figuur 4.12).

De samenstelling van de oppervlaktemonsters vertonen een seizoensfluctuatie. Het verloop van N-NO₃ volgt het verloop van N-totaal (ongefiltreerd). P-PO₄ en P hebben hetzelfde verloop: concentraties onder de MTR 0,15 mg P/l in de zomer en daarboven in de winterperiode. In de zomerperiode neemt het gras voldoende op en zijn de concentraties er laag (Figuur 4.13).

De retentie van N-totaal is laag met 11% en hoger voor P-totaal met 23%. De retenties voor de opgeloste stoffen zijn echter hoger is voor N-NO₃: 37% en voor P-PO₄: 53%.



Figuur 4.12. In- en effluentconcentraties van de concentraties van stikstof en N-NO₃ in mg/l (september 2007 t/m maart 2011).



Figuur 4.13. In- en effluentconcentraties van de concentraties van fosfor en P-PO₄ in mg/l (september 2007 t/m maart 2011).

Zuiveringsjaarrendement

De effectiviteit van het zuiveringsmoeras voor de zuivering van fosfor en voor stikstof is te berekenen uit het verschil tussen de aanvoer en de afvoer. De retentie verschilt sterk per jaar en voor zowel stikstof als voor P. De retentie van stikstof is velen malen groter (-632-522 kg/ha) en vaak een tienvoudige van de retentie van P met -17-58 kg/ha.

In 2007 is de N- en P-retentie in het zuiveringsmoeras berekend uit de hydraulische belasting en

concentraties in het in- en effluent (Tabel 4.2). Aangenomen is dat de wateraanvoer gelijk is aan de waterafvoer omdat betrouwbare gegevens ontbreken (zie ook § 3.4.2; waterbudget). Met name de P-retentie is hoog te noemen. Dit kan deels worden verklaard uit het feit dat de bodem van het zuiveringsmoeras nog niet fosfaatverzadigd is, maar mogelijk heeft ook het in het zuiveringsmoeras aanwezige kroos P opgenomen. De jaren van 2008 tot en met 2011 zijn voor de berekening de meetwaarden gebruikt. In de zomerperiode zijn de concentraties van zowel stikstof als van P laag en neemt daarmee de retentie nauwelijks toe. Rietgroei en opname verklaart dat.

Tabel 4.2. De stikstof en fosfaatretentie in kg/ha voor 2007 tot en met 2011; de maandnummers tussen haakjes.

	2007 (9-12)	2008 (1-12)	2009 (1-8)	2010 (5-12)	2011 (1-4)
N-totaal ongefiltreerd	-632	156	652	276	254
N-totaal gefiltreerd	853	166	627	256	197
N-kjehldahl	445	74	462	134	136
N-NO ₃	405	82	189	146	98
P-totaal ongefiltreerd	-37	21	61	11	23
P-totaal gefiltreerd	55	20	44	4	18
P-PO ₄	36	14	35	6	18

Zuiveringsseizoensrendement

De retentie verschilt sterk per jaar en per seizoen voor zowel N als voor P. De retentie van stikstof is wederom velen malen groter (-632-652 kg/ha) en vaak een tienvoudige van de retentie van P met -37-61 kg/ha. In de winter vindt de retentie plaats. De hoeveelheden water en de concentraties zijn dan ook vele malen hoger.

Tabel 4.3. De stikstof en fosfaatretentie in kg/ha voor 2007 tot en met 2011 in de winter- en in de zomerperiode; met maandnummer tussen haakjes (de winter van 2009-2010 ontbreekt).

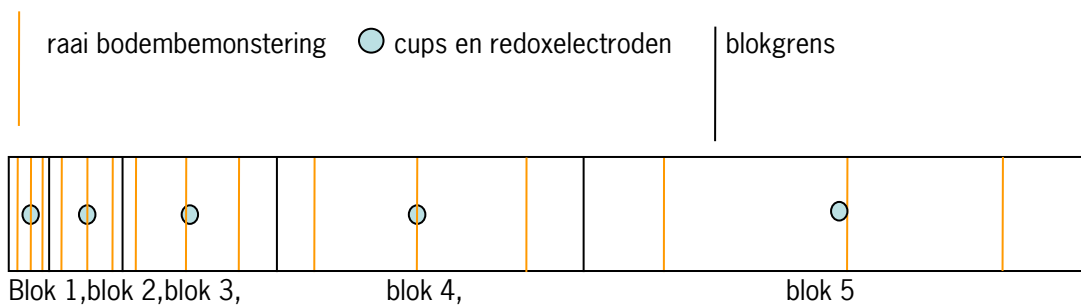
	WINTER 2007(08)	WINTER 2008(09)	WINTER 2010(11)
N-totaal ongefiltreerd	-466	267	348
N-totaal gefiltreerd	907	255	310
N-kjehldahl	439	684	125
N-NO ₃	465	28	203
P-totaal ongefiltreerd	-19	-33	21
P-totaal gefiltreerd	58	26	11
P-PO ₄	46	24	20

	ZOMER 2008	ZOMER 2009	ZOMER 2010
N-totaal ongefiltreerd	64	383	124
N-totaal gefiltreerd	73	371	104
N-kjehldahl	-41	-362	107
N-NO ₃	-19	162	21
P-totaal ongefiltreerd	-8	27	10
P-totaal gefiltreerd	8	18	7
P-PO ₄	3	11	3

4.3.2 Bodembemonstering

Materiaal en methode

In april 2007 is de bodem van het zuiveringsmoeras bemonsterd in 5 blokken met toenemende lengte van resp. 10; 20, 40; 80 en 140 meter (Figuur 4.14). Het eerste deel van het zuiveringsmoeras wordt intensiever bemonsterd, omdat wij verwachten dat P zich vooral in dit deel zal ophopen. Per blok zijn de eerste afstanden geloot vanaf het begin. De tweede en derde is berekend door bij de eerste gelote afstand een derde van de lengte van het blok op te tellen. Binnen ieder blok zijn drie afstanden geloot, per afstand binnen blok zijn vijf steken dwars op het zuiveringsmoeras genomen van de bodemlagen: 0-10 cm; 10-30; 30-60 en 60-90 cm. De gemiddelde bemonsteringsafstand per blok vanaf de inlaat van het zuiveringsmoeras was resp. 6, 21, 47, 106 en 219 meter. Voor de chemische analyses werden eerst mengmonsters gemaakt per bodemlaag per blok met in totaal 15 steken. De granulaire samenstelling werd alleen per bodemlaag bepaald, hiertoe werden de monsters van de verschillende blokken samengevoegd en bepaald met de pipetmethode.



Figuur 4.14. Locaties voor metingen en bemonstering van bodem, grondwater en riet.

Begin september 2008 zijn nogmaals bodemmonsters gestoken om de beginsituatie gedetailleerder vast te stellen en het effect op de bodem per afstand tot de inlaat te kunnen bepalen. Het beter vastleggen van de beginsituatie is belangrijk omdat in de eerstkomende jaren fosfaatvastlegging aan bodemdeeltjes een belangrijk mechanisme is om P te verwijderen en verwacht wordt dat in die vastlegging afneemt met de afstand tot het inlaatpunt. In plaats van één monsters per blok is gekozen voor 3 monsters per blok met een elk monster een vaste afstand tot het inlaatpunt. Elk monster is een mengmonster van 5 steken per raai loodrecht op de stromingsrichting van het water. Dus in totaal 15 monsters (5 blokken * 3 afstanden binnen blok) met 5 steken (in de breedterichting).

De granulaire samenstelling van de mengmonsters per blok zijn in 2007 bepaald voor de textuurklassen 0-2; 2-16; 16-50 en > 50 μm met de pipetmethode door het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem (CBLB) van Wageningen Universiteit. De granulaire samenstelling van de mengmonsters per afstand tot de inlaat zijn in 2008, in 2010 en in 2011 bepaald met de laser particle sizer door het laboratorium van Centrum Water en Klimaat te Alterra in Wageningen.

Het Chemisch Biologisch Laboratorium Bodem (CBLB) van Wageningen Universiteit verrichtte de volgende chemische analyses op de bodemmonsters:

- N-totaal en P-totaal ($\text{H}_2\text{SO}_4/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Se}$ destructie);
- Beschikbaar P, P-totaal en P-PO_4 (0,01 M CaCl_2 extractie);
- Beschikbaar N, N-totaal, N-NH_4 ; $\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2$ (0,01 M CaCl_2 extractie);
- Pox, Feox en Alox (extractie ammoniumoxalaat – oxaalzuur)
- Organische stof (gloeiverlies 105 – 550 $^\circ\text{C}$)
- pH- CaCl_2 (in 2007) en pH H_2O (in 2008-2011)

- P extraheerbaar met CaCl₂ en daarna gebonden aan een ijzerhydroxide geïmpregneerd filterpapier. Het papier werd tussentijds ververst na 4 en 8 uur en na 1, 2, 3 en 6 dagen. (Pi-getal, cumulatief berekend na 8 dagen; alleen 2007).
- De fosfaatverzadigingsgraad (FVG) is berekend als Pox/(Feox+Alox) in mmol/kg.

Granulaire samenstelling

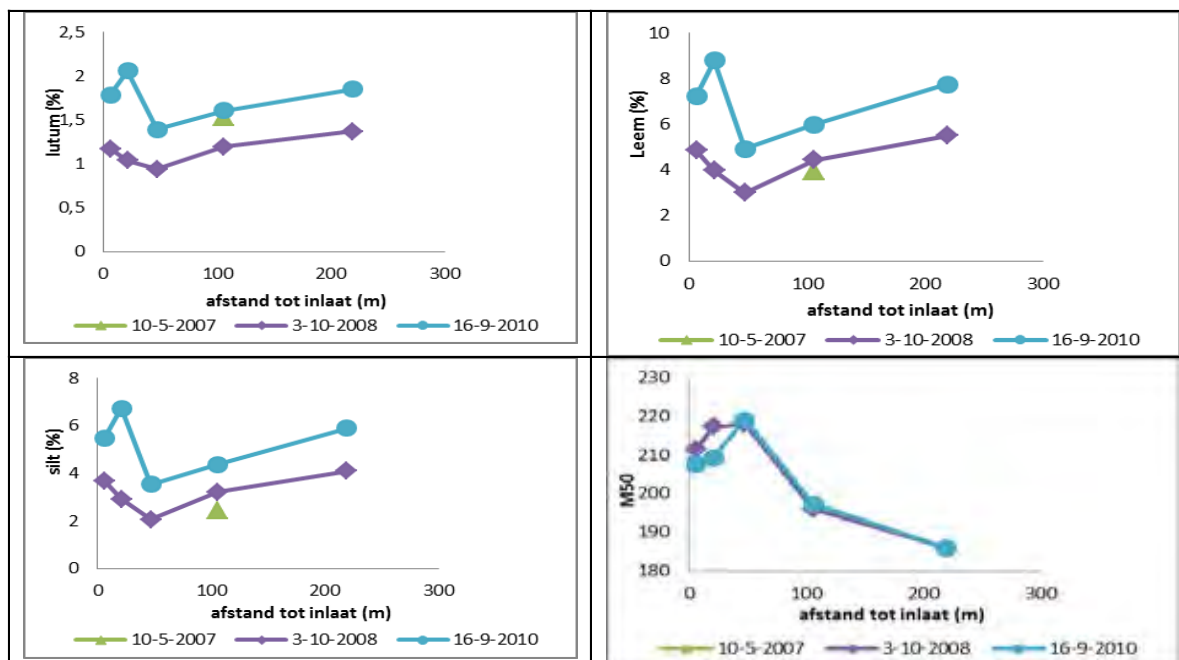
In 2007 is van een mengmonster per blok per diepte samenstelling bepaald. Opvallend is dat de kleifractie (< 2 µm) en het organisch stof gehalte (%) licht toenemen met de bodemdiepte (Tabel 4.4).

Tabel 4.4. De granulaire samenstelling (%) van de verschillende bodemlagen.

	0-2 µm	2-16 µm	16-50 µm	> 50 µm	org. stof (%)
diepte					
0-10	1.53	1.75	3.96	95.3	1.4
10-30	1.55	2.55	4.11	95.0	1.6
30-60	1.66	2.10	5.87	92.8	2.2
60-90	2.20	1.98	6.12	91.5	2.3

De granulaire samenstelling van de mengmonsters per afstand van de 0-10 cm bodemlaag is in 2008 bepaald (Bijlage 4; Figuur 4.15). De granulaire samenstelling van de bodem bestaat voor meer dan 95% uit zand. De lutumfractie is op geen enkele plek hoger dan 2%.

Tussen de blokken zijn verschillen en dit komt tot uiting in de verschillen in berekende M₅₀. De blokken 4 en 5 hebben gemiddeld een kleinere M₅₀ (196 en 186) dan de andere blokken 1, 2 en 3 (211, 217 en 218 µm). Dat betekent dat het zand daar matig fijn zandig is en in de blokken 1 t/m 3 matig grof zandig (de klassegrens ligt bij 210 µm). Wat betreft lutum- en leemgehalte zijn de verschillen gering (leemarm zand).



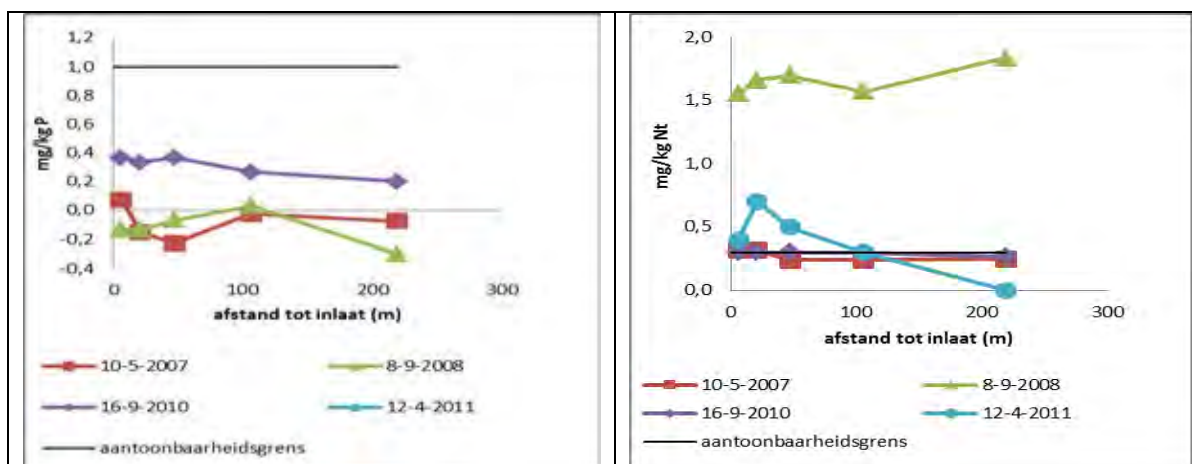
Figuur 4.15. De granulaire samenstelling (%) van de 0-10 cm bodemlaag per afstand vanaf de inlaat (lutum-, silt-, zand en leemgehalte en M₅₀ (dit is de mediaan van de zandfractie)). De uitgangssituatie is 2007 en gemiddeld per blok 2008-2010

Voedingstoestand

De hoeveelheid actueel beschikbare P (extractie CaCl₂), oplosbaar stikstof, nitraat, nitriet en orthofosfaat lagen beneden de detectiegrens en worden hier niet besproken. P-totaal ligt ook onder de detectiegrens van 100 mg P/kg met waarden tussen 19 en 78 mg P/kg. N-totaal is vaak onder de detectiegrens van 0,3 g N/kg en dus erg laag maar soms ook er boven met waarden tot maximaal 0,43 mg N/kg (Tabel 4.5; Figuur 4.16; Bijlage 5 zijn de originele data gegeven).

Tabel 4.5. Het organische stof percentage en de hoeveelheid N- en P-totaal van een mengmonster per blok per diepte in 2007.

Blokafstand (m) Diepte	org.stof (%)	Nt (g/kg)	Pt (mg/kg)	org.stof (%)	Nt (g/kg)	Pt (mg/kg)	org.stof (%)	Nt (g/kg)	Pt (mg/kg)
		0-10 cm			10-30 cm			30-60 cm	
<i>dect. lim.</i>	-	0.30	100	-	0.30	100	-	0.30	100
0-10	1.4	0.14	43	1.5	0.32	65	1.9	0.28	78
10-20	1.8	0.27	40	1.5	0.21	42	3.0	0.43	67
20-40	1.1	0.29	44	2.1	0.11	41	1.9	0.19	60
40-80	1.3	0.12	24	1.2	0.10	19	2.2	0.38	39
80-140	1.6	0.23	50	1.8	0.17	36	1.9	0.30	39



Figuur 4.16. De totale stikstof en P (mg/kg) waarden per afstand van de 0-10 cm laag voor de jaren 2007-2011.

Zowel in 2007 als in 2008 lagen de hoeveelheid actueel beschikbare P (extractie CaCl₂), stikstof, nitraat, nitriet, ammonium en orthofosfaat beneden of rond de detectiegrens en worden hier niet besproken. De totale hoeveelheden stikstof en fosfor zijn in 2008 fors toegenomen ten opzichte van 2007 en vertoont geen toe- of afname met de afstand (stikstof was in 2007 gemiddeld ca. 0.24 g/kg en is in 2008 gemiddeld 1.8 g/kg). De totale P was in 2007 tussen 24-44 mg/kg en onder de detectie limiet van 100 mg P/kg. In 2008 was de totale hoeveelheid sterk gestegen en ruim boven de limiet met waarden tussen 520 en 880 mg/kg. De toename is niet het resultaat van de organische stof toename. Het organisch stof gehalte is nagenoeg constant gebleven en is rond de 2%. Mogelijk binding aan de lutum fractie of aan Fe en Al. In 2007 werd al melding gemaakt dat het verzadigingscomplex nog niet verzadigd was. Factor 10 zou rekenfout kunnen zijn. In 2010 en in 2011 zijn de waarden nagenoeg gelijk aan die van 2008. In Bijlage 5 zijn de originele data gegeven.

Fosfaatbezettingsfractie

De hoeveelheden met oxaalzuur extraheerbaar Al en P nemen wel toe met de bodemdiepte. Hetzelfde geldt voor de fosfaatbezettingsfractie (FVG: Pox / (Feox + Alox) in mmol/kg). De FVG is erg laag, daarbij vallen

ook de lage Fe_{ox} en P_{ox} op. Uit een dataset ter beschikking gesteld door W. Chardon schrijft hij dat de Fe_{ox} gemiddelde waarde 30 mmol/kg is en voor Al ca. 38. Uit Tabel 4.6 blijkt dat Al-ox min of meer 'normaal' is, maar Fe-ox erg laag. Uitspoeling van Fe onder anaerobe omstandigheden kan misschien een verklaring zijn voor de hele lage Fe-ox waarden.

Tabel 4.6. De pH, oxaalzuur extraheerbaar Al, Fe en P, de fosfaatverzadigingsgraad (FVG) per diepte per blok in 2007.

Blokafstand (m)	Diepte	pH-CaCl ₂	0-10 cm			FBF ratio	pH	10-30 cm			FBF ratio
			Al _{ox} (mmol/kg)	Fe _{ox} (mmol/kg)	P _{ox} (mmol/kg)			Al _{ox} (mmol/kg)	Fe _{ox} (mmol/kg)	P _{ox} (mmol/kg)	
0-10		4.5	23.2	1.4	1.2	0.048	4.6	31.4	1.6	1.4	0.042
10-20		4.7	28.8	1.4	0.8	0.027	4.6	29.9	1.1	0.8	0.026
20-40		4.8	23.3	1.1	0.5	0.020	4.7	32.6	1.2	1.0	0.030
40-80		4.6	29.6	1.0	0.9	0.029	4.5	25.1	0.9	0.5	0.018
80-140		4.6	29.6	1.6	1.3	0.042	4.5	32.6	1.5	1.1	0.031

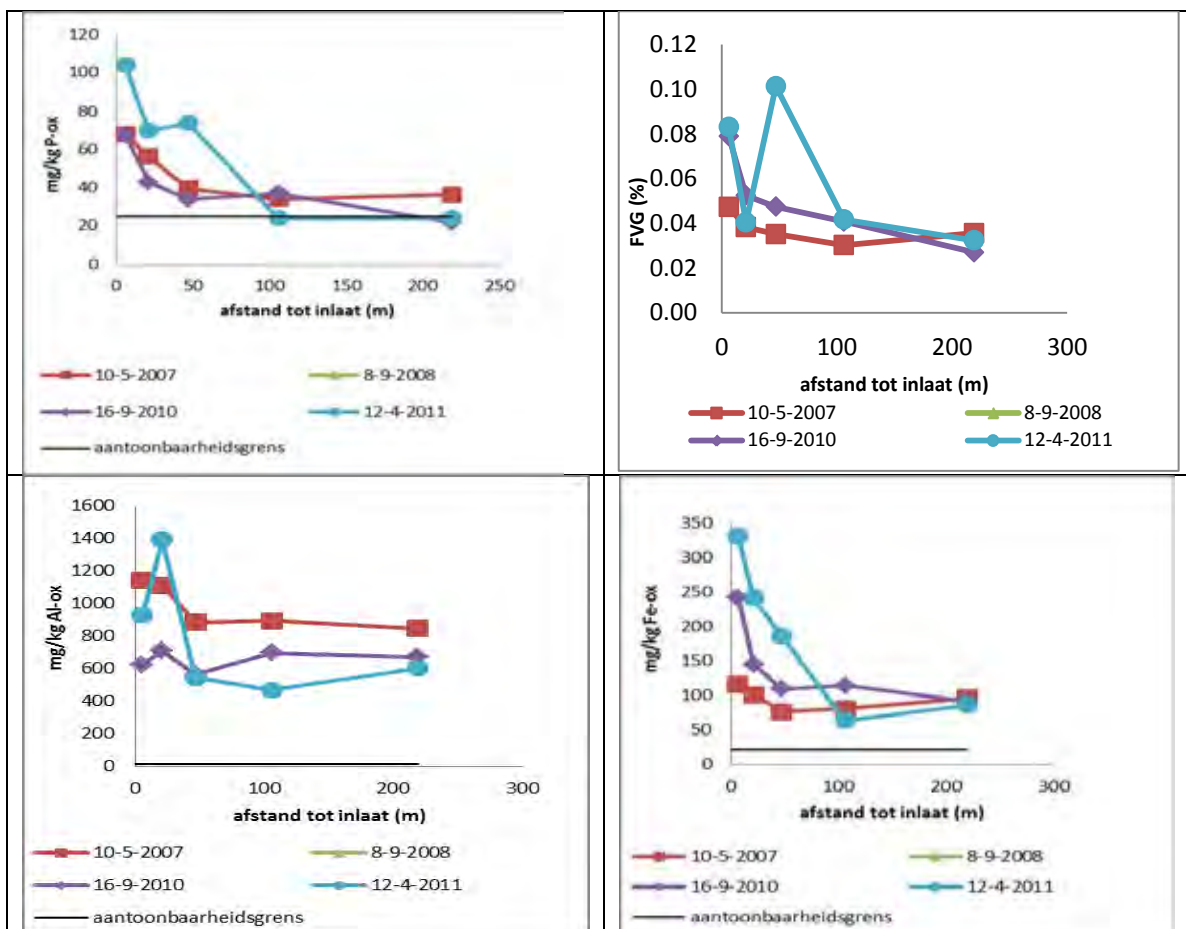
Blokafstand (m)	Diepte	pH-CaCl ₂	30-60 cm			FBF ratio	pH	60-90 cm			FBF ratio
			Al _{ox} (mmol/kg)	Fe _{ox} (mmol/kg)	P _{ox} (mmol/kg)			Al _{ox} (mmol/kg)	Fe _{ox} (mmol/kg)	P _{ox} (mmol/kg)	
0-10		4.6	41.8	1.5	1.8	0.041	4.6	72.8	3.8	4.5	0.058
10-20		4.6	59.1	3.2	3.6	0.057	4.6	47.0	1.5	2.1	0.043
20-40		4.6	31.8	1.5	1.4	0.042	4.7	43.4	1.7	2.2	0.049
40-80		4.6	39.1	1.9	1.5	0.036	4.6	38.8	2.0	1.6	0.038
80-140		4.5	33.7	1.6	1.2	0.033	4.6	29.6	2.1	1.1	0.036

De pH van de 0-10 cm bodemlaag is redelijk constant met de afstand en varieert van 5,4 tot 6,0 met een gemiddelde van 5,7 in 2008 (Tabel 4.6). De hoeveelheden met oxaalzuur extraheerbaar Al per afstand gemeten in 2008 zijn vergelijkbaar met de waarden per blok uit in 2007 met gemiddelde waarde van ca. 24 mmol Al/kg (figuur 4.17). De Al-ox neemt toe met de diepte in 2007 Oxaalzuur extraheerbaar Fe en P is in 2008 toegenomen in 2008 met een verdubbeling ten opzichte van 2007 en dan voornamelijk in blok 1 en 2. Dus dichtbij het inlaatpunt slaat Fe en P neer in minerale vorm en niet in de organische fractie en komt overeen met de totalen P. In de fosfaatverzadigingsgraad (FVG) per diepte per blok in 2007. De FVG is licht toegenomen t.o.v. 2007 (0,01-0,033) en in 2008: 0,03-0,10; in 2010: 0,03-0,08 en in 2011: 0,03-0,10.

4.3.3 Grondwaterbepalingen

Materiaal en methode

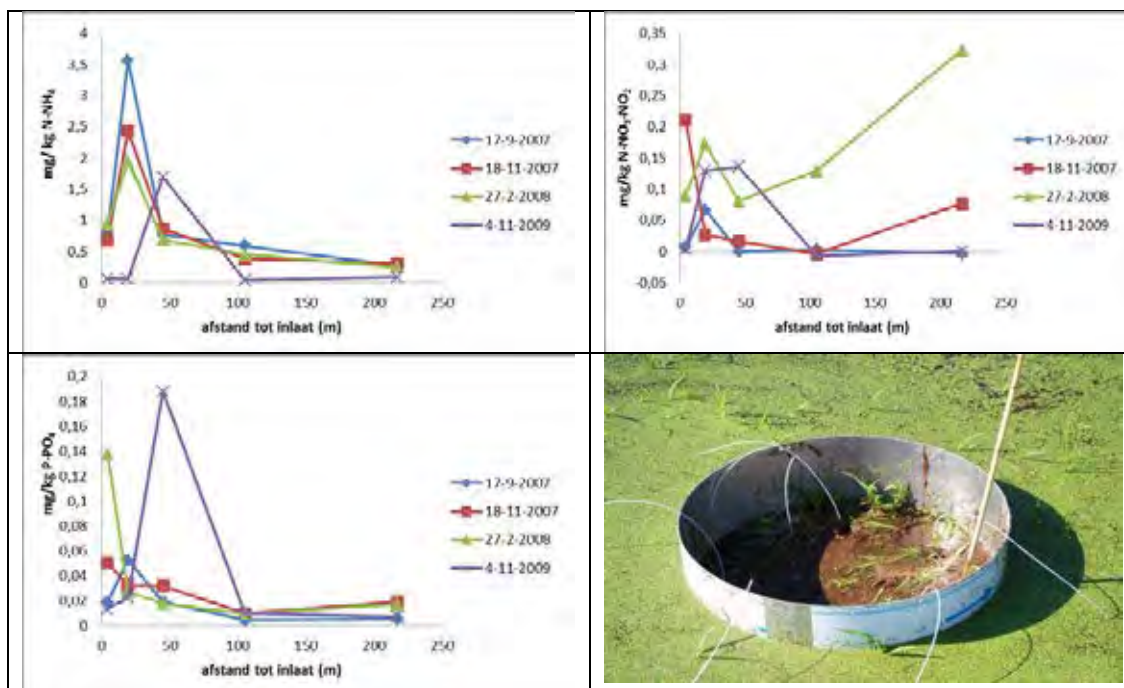
In mei 2007 werd in de onder 3.1.1 beschreven blokken cups geplaatst op de afstanden 4; 19; 45; 205 en 217 meter vanaf het inlaatpunt. Dit is dus ca. 2 meter verwijderd van de locaties voor bodembemonstering. Op 5, 25 en 45 cm bodemdiepte werden steeds 4 cups geplaatst. Per locatie en bodemdiepte werden mengmonsters (monsters van de 4 cups) gemaakt. In september, in november 2007 en in februari 2008 is het grondwater bemonsterd. De volgende analyses werden verricht: N- en P-totaal, N-NH₄, N-NO₃ + N-NO₂ en P-PO₄.



Figuur 4.17. De Pox, Feox, Alox en FVG (fosfaatbezettingsfractie $Pox / (Alox + Feox)$) in mg/kg per afstand van de 0-10 cm laag voor de jaren 2007-2011.

Resultaten

In september en december 2007, februari 2008 en in november 2009 zijn de analysesresultaten van $N-NO_3$, $N-NH_4$ en $P-PO_4$ bekend en zijn weergegeven in Figuur 4.18. Regelmatig lagen de waarden onder de detectiegrens. De $N-NH_4$ -gehalten zijn in het algemeen laag, met een uitschieter naar boven op 19 meter vanaf de inlaat. De $P-PO_4$ -gehalten zijn ook laag ($< 0,05$ mg/L), met enkele uitschieters naar boven op verschillende diepten en afstanden. Gemiddeld genomen zijn de $P-PO_4$ -gehalten hoger in november dan in september en in februari; en hoger in het eerste dan in het tweede gedeelte van het zuiveringsmoeras. Het $P-PO_4$ gehalte neemt over het algemeen af naarmate verder van de inlaat wordt gemeten. $N-NO_3$ is in februari 2008 aanzienlijk hoger waarschijnlijk doordat de opname in de wintermaanden achterblijft. In november 2009 is nogmaals het grondwater bemonstert. En de gemiddelde resultaten worden gepresenteerd. PO_4 en NH_4 waren extreem hoger op 2 locaties.



Figuur 4.181. N-NO₃, N-NH₄ en P-PO₄ gehalten in het grondwater op verschillende afstanden van de inlaat van het zuiveringsmoeras en bodemdiepten in september en november 2007, februari 2008 en november 2009.

4.3.4 Plantmateriaal

Materiaal en methode

In april 2007 werd het eerst geplante riet in het zuiveringsmoeras door proefbedrijf Vredepeel bemonsterd. In drie veldjes van 0.25 m² per blok werden rietplanten uitgegraven. Van de totale planten zijn na de oogst de wortelstokken apart van de stengels geanalyseerd. Tevens werd de bedekking van de vegetatie rond de uitgegraven veldjes geschat. Door proefbedrijf Vredepeel werden per veldje de versgewichten (stengels + wortelstokken) bepaald. Per blok zijn vervolgens mengmonsters gemaakt. Door BLGG Oosterbeek zijn per mengmonster de droge stof-, N- en P-gehalten bepaald. Door het CBLB werd van negen in begin juli 2007 geplante wortelstokken de hoeveelheid droge stof en de N- en P-gehalten bepaald.

In 2008, in 2009 en in 2010 zijn per blok op 5 september 2008 en op 7 september 2009 bovengrondse rietmonsters genomen. Het riet is in 2 plots met een oppervlakte van 50cm bij 50cm afgesneden op 40 cm boven de grond, de toekomstige maaihoogte met een maximale waterhoogte van 30 cm. De oogst is gedroogd bij 70°C en gemalen voor analyse op stikstof, fosfaat, kalium en chloor.

Opname stikstof en P

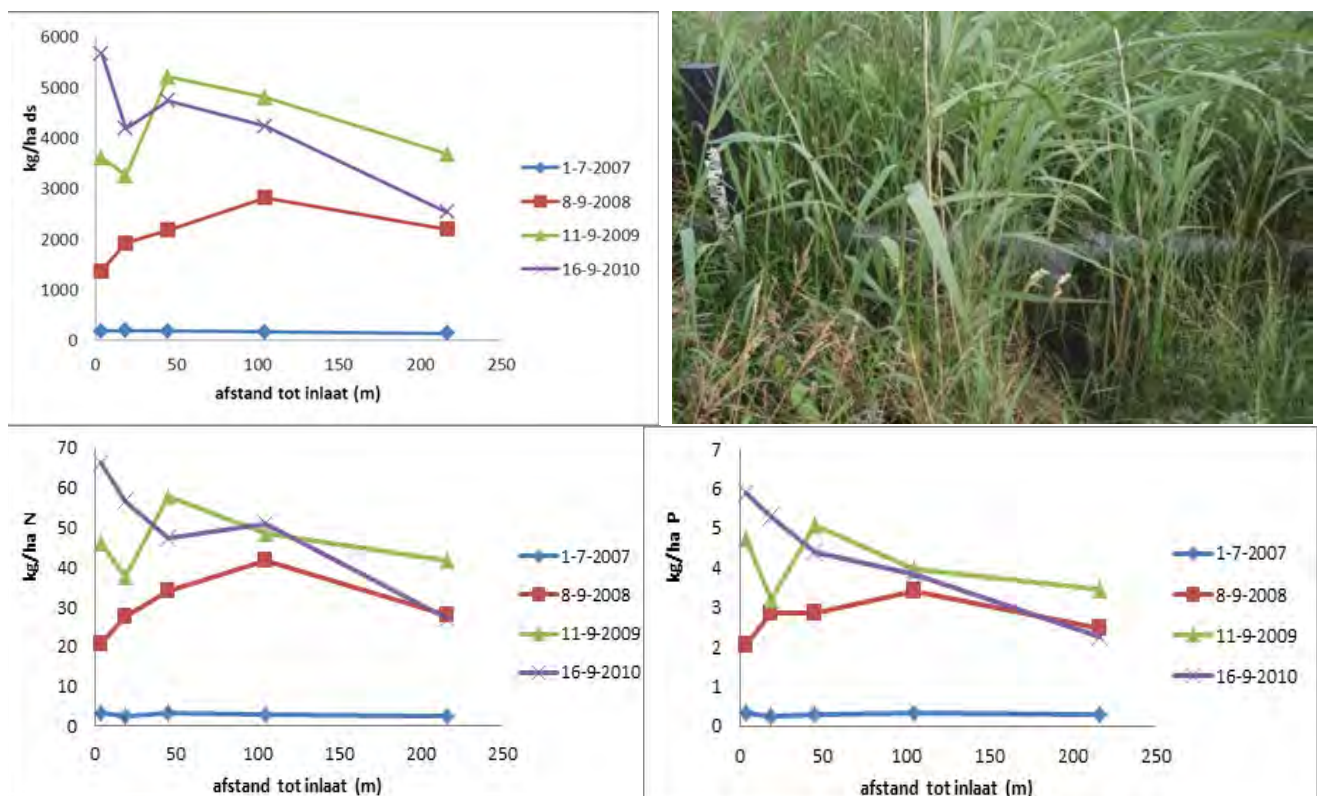
In de oogst van april 2007 zijn slechts kleine verschillen in stikstof en P gehalte tussen blokken. De in juli 2007 extra aangeplante 6000 wortelstokken bevatten in totaal 0.55 kg N en 0.11 kg P. Dit is resp. 4.2 kg N/ha en 0.73 kg P/ha zuiveringsmoeras.

In het najaar van 2008, in 2009 en in 2010 zijn per blok op 5 september bovengrondse rietmonsters genomen. Het riet is afgesneden op 40 cm boven de grond, de toekomstige maaihoogte met een maximale waterhoogte van 30cm. Per oppervlakte van 50 bij 50 cm is in tweevoud bemonsterd. De biomassa neemt toe per jaar dicht bij de inlaat. Verder van de inlaat ook maar niet in 2010. De zomer was droger dan in voorgaande jaren. Voor de N- en P-gehalten geldt hetzelfde. De productie is in 2009 afgenomen ten opzichte

van het jaar ervoor (Tabel 4.7). Daarnaast is het gehalte aan stikstof en P ook lager wat dus ook resulteert in lagere opname waarden van stikstof en P voor het gehele zuiveringsmoeras (). In de studie Lankheet (Mulder e.a. 2009) zijn aannames van 15 g N/kg en 1,5 g P/kg gebruikt wat goed overeenkomt met de waarden in het zuiveringsmoeras Limburg. De rietontwikkeling is na de laatste aanplant in april 2008 voorspoedig. Eind 2008, na 2½ jaar, groeit het riet goed en is het een gesloten dek aan het worden. In de tussenliggende tijd is op drie tijdstippen riet aangeplant: augustus 2006, augustus 2007 en in april 2008. Toch zijn er grote verschillen in dikte van de stengel waar te nemen. De jonge in april 2008 aangeplante planten zijn vele malen dunner dan de stengels aangeplant in augustus 2006. Ook de kleur is anders. De jonge planten zijn lichter van kleur dan de oudere planten die veel donkerder zijn.

Tabel 4.8. De hoeveelheid droge stof, het gehalte en de hoeveelheid stikstof en P in de totale bovengrondse biomassa in april 2007 en in de biomassa vanaf een hoogte van 40 cm in september 2008 en september 2009 per blok.

Blok_nr	Blok_opp m ²	Droge stof kg/blok			N-totaal g/kg ds			P-totaal g/kg ds		
		2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
jaar										
dect. lim.						1.1			0.25	
1	45	0.5	15	16	18.4	14.9	12.8	1.9	1.5	1.3
2	90	1.5	46	29	13.2	14.3	11.5	1.4	1.5	1.0
3	180	2.0	95	94	18.0	15.5	11.1	1.6	1.3	1.0
4	360	4.7	231	173	18.4	14.8	10.1	2.0	1.2	0.8
5	630	8.0	325	232	18.5	12.6	11.3	2.1	1.1	0.9
totaal	1305	16.6	711	545						



Figuur 4.19. De hoeveelheid droge stof, het gehalte en de hoeveelheid stikstof en P in de totale bovengrondse biomassa in april 2007 en in de biomassa vanaf een hoogte van 40 cm in het najaar van de jaren 2008-2010 per blok.

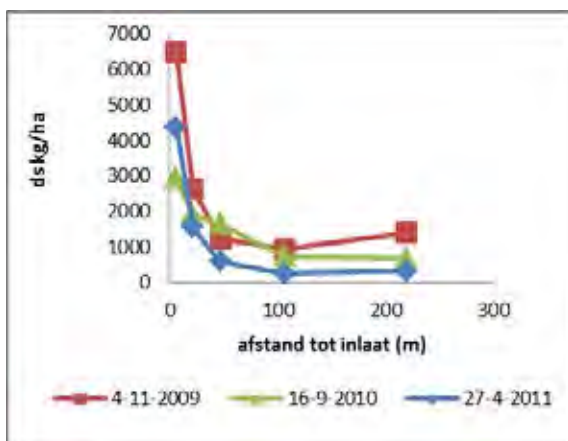
Opname Chloride

In het riet is aan de bovengrondse delen die geoogst zijn 40 cm boven het grondoppervlak in september 2009. Het totaal gehalte oplosbaar chloride in het riet is bepaald door middel van een extractie met 0.01M NaNO₃ en kleurmeting via FIA (de waterextractie). De waarden die in het riet gemeten zijn variëren tussen 4 en 5,8 g/kg en komen meer overeen met waarden gevonden in gras (4-14 g/kg) dan in mais (1,2-2,9 g/kg). De metingen aan gras en mais zijn uit het bufferstrokenproject (Noij en Heinen 2010).

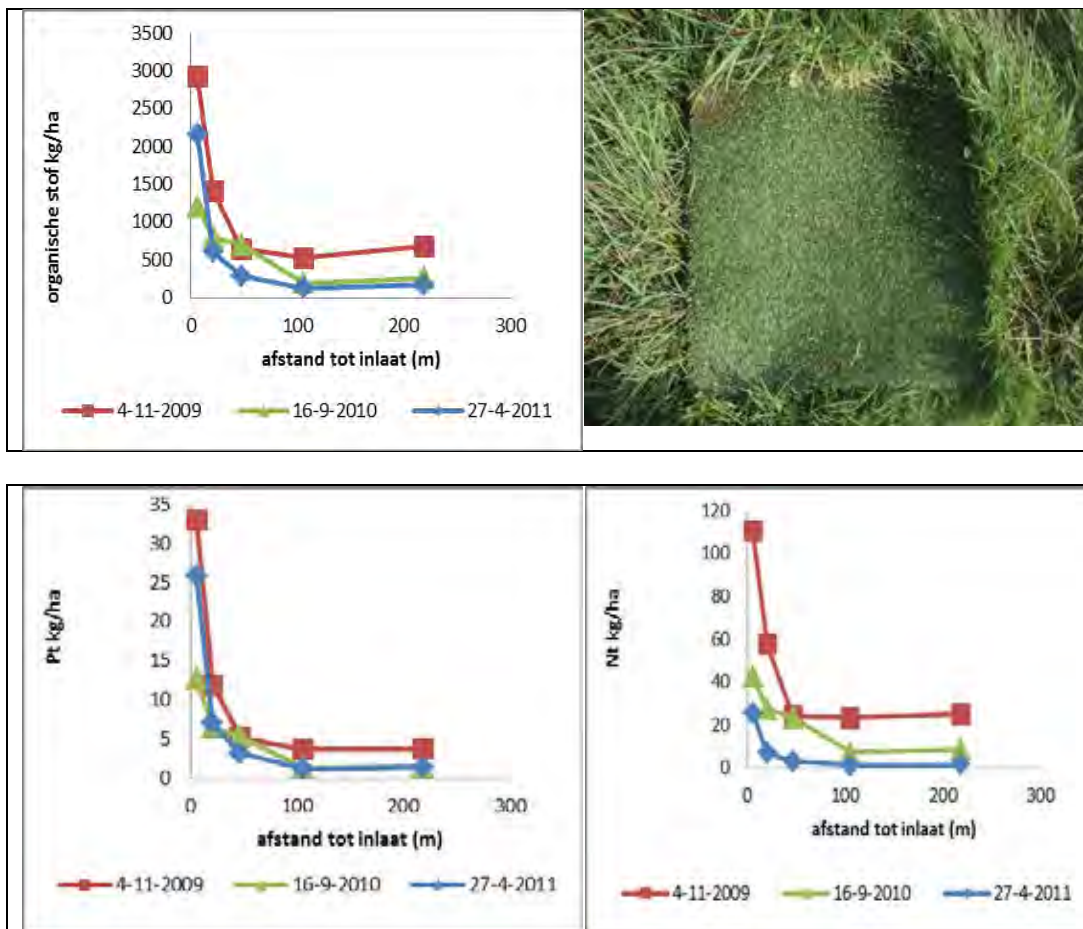
4.3.5 Sedimentatie metingen

Sinds 2007 worden metingen uitgevoerd naar het P zuiveringsrendement van het zuiveringsmoeras. Een van de mogelijkheden van verwijdering van P uit het oppervlaktewater is het neerslaan op de bodem door sedimentatie. Om te weten hoeveel P sedimenteert en waar wordt per september 2008 op 5 verschillende afstanden de sedimentatie bepaald. Per blok zijn 3 matten op een vaste afstand tot het inlaatpunt geplaatst (5,7, 20,6, 46,7, 106,5 en 218,7 m). De afstand is gelijk aan het middelste transect waar ook bodemonsters van bepaald zijn in 2008. De plaatsing van de matten valt samen met het weer "vol" zijn van het rietveld. Dus als de waterstand constant wordt gehouden. De matten hebben een afmeting van 0,50 x 0,50 m en zijn met lange nagels in de grond vastgestoken. Na een jaar zijn de sedimentmatten worden opgehaald en schoongespoten met een hogedruksput. Het sediment is opgevangen in emmers en na bezinking en droging in een stoof gewogen. Na gewichtsbepaling zijn diverse analyses op een mengmonsters gedaan zoals textuuranalyse ('laser particle sizer'), bepaling van gehalte aan organische stof (gloeiverlies bij 550°C), totaal stikstof en totaal P.

Het meeste sediment is dichtbij de inlaat gevonden waarna de hoeveelheid constant blijft na 40 m vanaf de inlaat (Figuur 4.20). Het verloop van de hoeveelheden organische stof, stikstof en fosfor volgen het verloop van de hoeveelheid sediment (Bijlage 6). Het merendeel van de nutriënten is stikstof en in veel mindere mate fosfor. Van het sediment is tussen de 45 en 55 % organische stof. Van de minerale delen is silt tot ca. 45 meter vanaf de inlaat het meeste aanwezig. Na 45 meter neemt het percentage zand toe en is dat dominant maar nog steeds minder dan aanwezig in de bodem (. Lutum percentage varieert ook en volgt de trend als van silt alleen wat minder sterk. Geconcludeerd sedimenteren de fijne delen eerst en later de grovere delen als zand.



Figuur 4.20. De hoeveelheid sediment in kg/ha met de afstand in sept 2009, sept 2010 en april 2011.



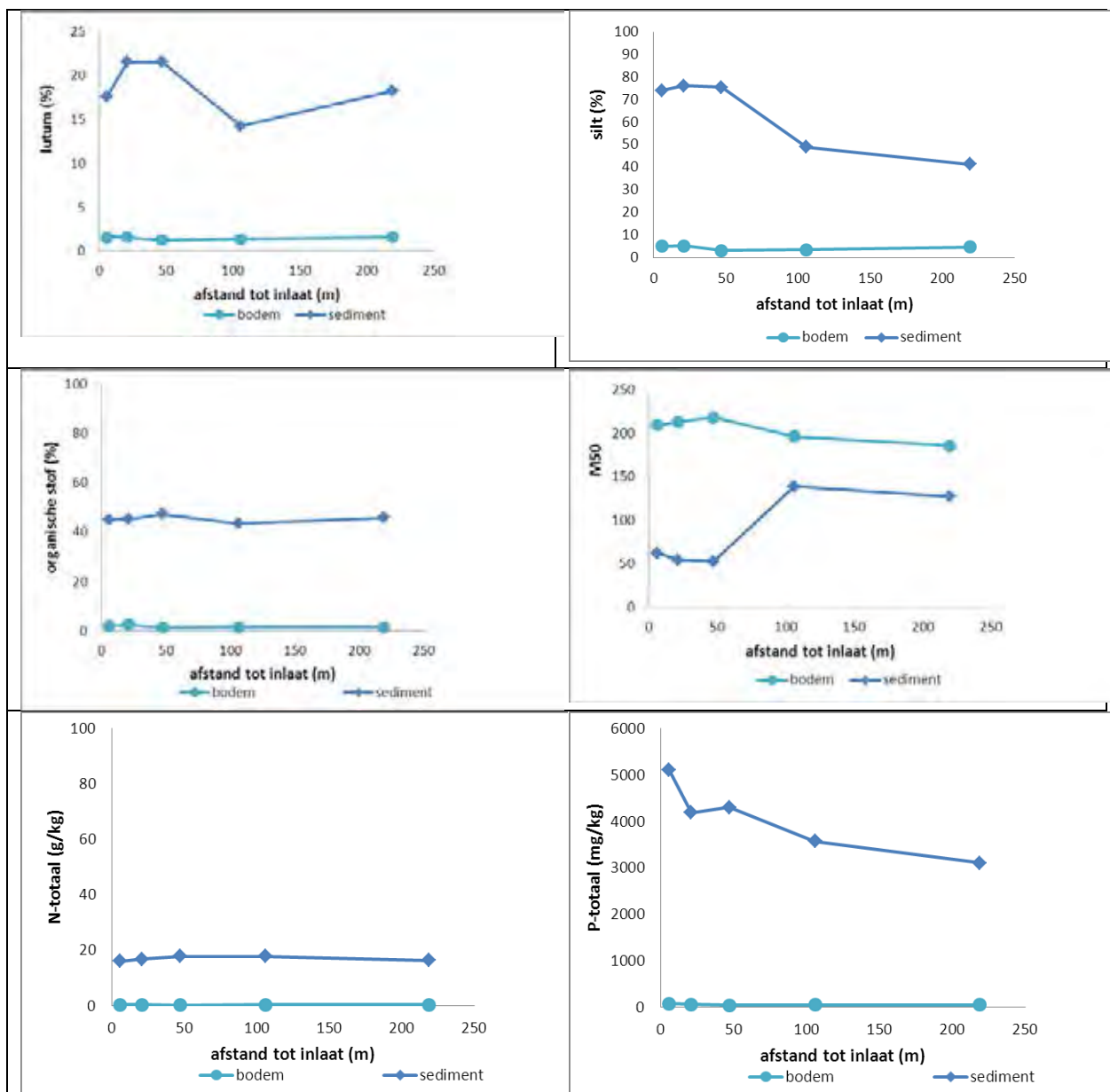
Figuur 4.21. De hoeveelheid organische stof, stikstof en P gehalten (kg/ha) van het sediment in 2009, 2010 en 2010.

De samenstelling van het sediment is sterk afwijkend van de bodemsamenstelling. Zand wordt minder aangevoerd maar organische stof, silt en lutum des te meer.

De gehalten van stikstof en P zijn veel hoger dan aanwezig in de bodem (Figuur 4.22). De bodem zal door de sedimentatie aangerijkt worden met niet alleen P maar ook met N.

4.3.6 Balans

Om een balans te kunnen uitrekenen moeten een aantal posten bekend zijn (Tabel 4.9). Ten eerste de gemeten hoeveelheden als de wateraanvoer en de afvoerposten als uitstroom, opname door riet en sedimentatie. Om de balans compleet te maken kan ten tweede uit de literatuur een schatting van de mineralisatie, denitrificatie gevonden worden. Gedeeltelijk kan de tabel nu worden ingevuld.



Figuur 4.22 Het gemiddelde percentage lutum, silt, organische stof, M50 en N en P van het sediment en de bodem voor de jaren 2008-2010.

Tabel 4.9. Hoeveelheden aan en afvoerposten van het zuiveringsmoeras in kg per jaar voor de periode sept 2008 tot sept 2009.

	N kg/ha	P kg/ha	N %vNin	P %vPin
opp. water_in	1839	95		
opp. water_uit	1283	41	70	44
retentie	557	53	30	56
riet	46	4	2	4
sedimentatie	241	57	13	60
verschil	270	-7	15	-8

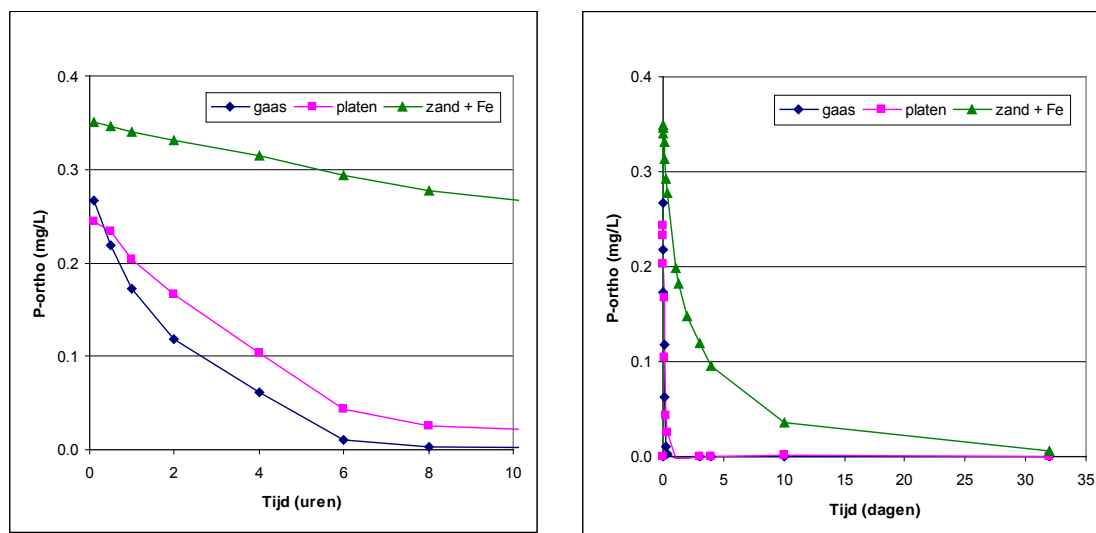
Van sept 2008 tot sept 2009 bestaat de retentie van N voor de helft uit processen binnen het zuiveringsmoeras en de andere helft waarschijnlijk uit denitrificatie en/of uitspoeling. Om een schatting te maken van de uitspoeling is voor 2010 de uitspoeling met de waterbalans berekend op 10% van het aangevoerde water. Wat maar een klein deel is van het grote verschil van bijna 50%.

Bij fosfor is dat anders en sedimenteert 60% van de wateraanvoer. De balans voor P is niet helemaal sluitend, er komt 8% vrij.

4.4 IJzerfilter

4.4.1 Laboratoriumexperiment

In 2008-09 zijn meerdere laboratoriumexperimenten uitgevoerd in verschillende opstellingen (Zweers et al. 2009). Drie materialen zijn gekozen voor het testen van de potentie van ijzervastlegging, te weten ijzergaas met een maaswijdte van 5 cm, ijzeren platen van 5 mm dik en ijzergrit met een korrelgrootte van ca. 2 mm. Het ijzergaas en de ijzeren platen zijn rechtop in een kunststof bak van 50 L geplaatst. Het ijzergrit (750 gram) is gemengd met 17 kg grof zand (< 2 mm) en op de boden van een gelijksoortige kunststof bak aangebracht. Aan de bakken werd gedestilleerd water (milli-Q) toegevoegd: 40 L aan de bakken met platen, en 30 L aan de bak met zand+grit; het waterniveau in alle bakken werd hierdoor ca. 17 cm. Vervolgens zijn de bakken gedurende vier etmalen belucht, waardoor het ijzer ging roesten. Daarna is 20 ml kaliumfosfaatoplossing (2,65 g P/L) KH_2PO_4 aan de bakken toegevoegd, en 15 ml aan de bak met zand+grit, om een beginconcentratie van ongeveer 0,3 mg P per L te bereiken. Daarna is op vooraf vastgestelde tijdstippen het resterend fosfaat in oplossing gemeten (ortho-P, totaal P), waardoor adsorptie-isothermen konden worden vastgesteld. De bakken werden regelmatig aangevuld met demiwater om voor de verdamping te compenseren en steeds gemengd voor monstername. Ter controle zijn pH metingen uitgevoerd. Ook is een vergelijking uitgevoerd van de resultaten met en zonder filteren van de monsters. Door het mengen voor monstername dwarrelen nl. veel roestdeeltjes op in de oplossing, die daarna weer bezinken.

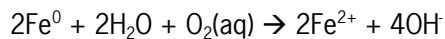


Figuur 4.23. Afname van fosfaatgehalte van de vloeistof in aanwezigheid van gaas, platen of zand met ijzergrit. Links: eerste 10 uur, rechts: gehele meetperiode.

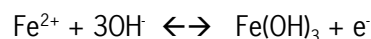
Uit Figuur 4.23 links blijkt dat bij het gaas en de platen de concentratie van ortho-P snel afneemt, na 8 uur is de beginconcentratie van 0,3 mg/L al vrijwel tot 0 gereduceerd. Dit verloopt iets sneller bij het gaas dan bij de platen, hoewel het gaas een wat kleinere oppervlakte heeft. Het gaas heeft echter een meer open structuur, waardoor vermoedelijk een betere menging optreedt wat het oxideren van het ijzer, en daarmee het vastleggen van P aan het gevormde ijzeroxide bevordert. Doordat er beter wordt gemengd is de effectiviteit beter dan bij de doorstroomexperimenten. Bij een verblijftijd van 2 uur wordt nu ca. 50% verwijderd, tegen ca. 20% in het doorstroomsysteem.

Bij het zand + grit verloopt het vastleggen van P veel trager: pas na 32 dagen is door P het niveau bereikt dat bij het gaas en platen al binnen 24 uur is bereikt. De beginconcentratie van P week af van de bedoelde concentratie: 0,35 i.p.v. 0,3 mg P/L; dit wordt veroorzaakt doordat de toegevoegde P alleen door het water boven de zandlaag heeft kunnen mengen, en niet door het water in de zandlaag. Hiervoor moet het door de bodemporiën diffunderen en dit is een langzaam proces. Dit langzame proces is vervolgens ook verantwoordelijk voor de langzame vastlegging van fosfaat in dit systeem. De kleine interactie van de bodem met het bovenstaande water blijkt ook uit de metingen van het ijzergehalte in het water. Dit is opgelost ijzer en daarom hoofdzakelijk ijzer(II). Bij het bodemfilter is dit laag en bij de platen en het gaas sterk verhoogd.

Ijzer lost in aanwezigheid van zuurstof op volgens de volgende reactie:



Dit kan gepaard gaan met een verhoging van de pH. Bij voldoende zuurstof oxideert Fe^{2+} verder tot Fe^{3+} en slaat weer neer:



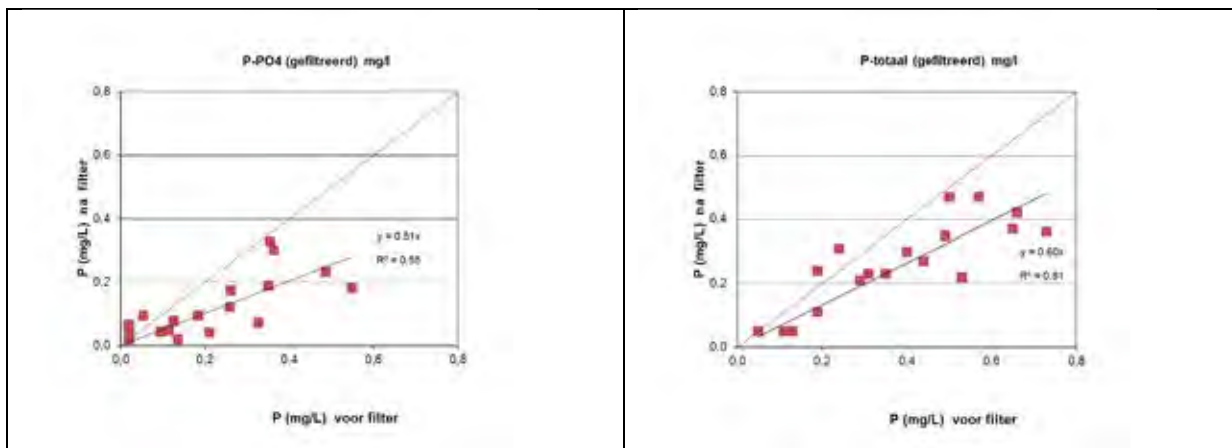
waardoor de pH weer kan dalen tot een neutraal niveau. In de oplossingen schommelde de pH tussen de 5,5 en 7 (Figuur 4.23, rechts); gemiddeld was deze 6. Er werden geen duidelijke verschillen gevonden tussen de behandelingen.

Na oxidatie van Fe^0 tot Fe^{2+} diffundeert Fe^{2+} eerst weg van het ijzeroppervlak, en pas in aanwezigheid van zuurstof slaat het neer als $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Bij de platen vindt dit proces plaats in de gehele oplossing en bij het zand alleen op de bodem.

4.4.2 Veldexperiment eerste resultaten najaar 2010 – voorjaar 2011

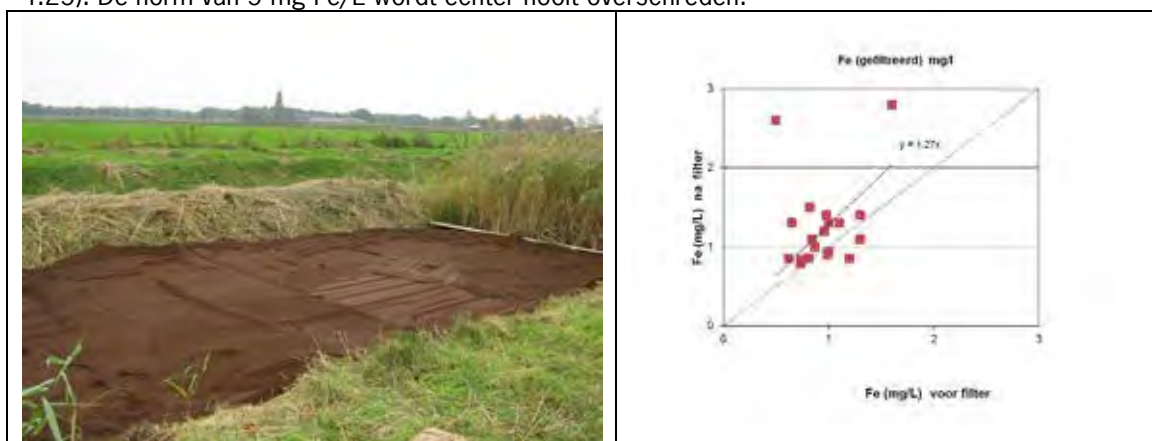
De laboratoriumexperimenten toonden aan dat het gebruik van Fe om P te binden, onafhankelijk van de vorm, veelbelovend is. De vraag was of dat nu ook in het veld, dus in de praktijk geldt. Daarvoor is in het najaar van 2010 met toestemming van het waterschap in het laatste gedeelte van het zuiveringsmoeras tussen twee de sedimentmeetpunten een bak gemaakt met de afmeting van 10 m lang en 5 m breed. Het is gevuld met 15 m³ ijzerzand afkomstig van het waterleidingbedrijf Brabant Delta en in totaal (.

Zowel totaal-P als $\text{PO}_4\text{-P}$ wordt vastgelegd in het ijzerzand (Figuur 4.24). De extra retentie is gemiddeld ca. 50% voor ortho-P en 40% voor totaal-P.. De MTR waarden van 0,10 mg $\text{PO}_4\text{/l}$ wordt bijna bereikt met een gemiddelde concentratie van 0.11 mg/L, de concentratie varieert tussen 0.02 en 0,33 mg $\text{PO}_4\text{/l}$.



Figuur 4.24. De retentie van P-PO₄ (links) en totaal-P (rechts; mg/l) door het ijzerzand in de winterperiode van oktober 2010 tot april 2011.

Het ijzergehalte van het water na het filter is licht verhoogd t.o.v. het instromende water (30%), Figuur 4.25). De norm van 5 mg Fe/L wordt echter nooit overschreden.



Figuur 4.25. Bovenaanzicht van het ijzerfilter na aanleg, en vrijkomen van ijzer vanuit het ijzerzand (rechts) in de winterperiode van okt 2010 tot april 2011.

4.5 Algemene conclusies

- De in totaal aangevoerde hoeveelheden N zijn meerdere malen groter dan die van P.
- Fosfor en stikstof worden beide vastgelegd in het zuiveringsmoeras. Het zuiveringsrendement voor P is hoger dan voor N.
- Zuivering vindt voornamelijk sterk in de winterperiode plaats vanwege de lage waterflux en de lagere concentraties van N en P in de zomer.
- De MTR waarden zijn voor N als voor P niet gehaald. Echter het ijzerzand verlaagt ortho-P bijna tot onder de MTR waarden.
- De sedimentatie van N en P vindt voornamelijk in de eerste helft van het moeras plaats door sedimentatie van de fijnere bodemdelen als lutum, silt en organische stof.
- Het riet groeit goed en de aanplant van riet in april 2008 heeft geresulteerd in een gesloten rietdek in het zuiveringsmoeras. De opname van N en P is echter laag ten opzichte van de andere retentieprocessen als denitrificatie en uitspoeling voor N en sedimentatie voor P.

- De bemonstering van de bodem per vaste afstand tot het inlaatpunt geeft voor de toekomst meer inzicht in hoe de bodem zal gaan veranderen.
- Na een jaar, in 2008, waren de totale hoeveelheden N en P in de bodem al fors toegenomen. De toename is niet het resultaat van de toename van organische stof die constant is gebleven (rond de 2%).
- De bindingscapaciteit van het moeras neemt toe door de toename van Fe-ox. Dus dichtbij het inlaatpunt slaan Fe en P neer in minerale vorm en niet in de organische fractie; dit verklaart de verhoogde totaalgehalten aan P.
- De efficiëntie van het zuiveringsmoeras kan vergroot worden als er gedurende het gehele jaar water door het zuiveringsmoeras stroomt. Een langere verblijftijd dan 1 dag is aan te bevelen. De tweede helft van het jaar 2008 stond het zuiveringsmoeras leeg vanwege te grote afvoer t.o.v. de aanvoer. In 2009 is de verblijftijd naar ca. 3 dagen gegaan. Een langere verblijftijd van 5-10 dagen vergroot de kans dat opgelost P wordt gebonden.

4.6 Aanbevelingen voor vervolg van metingen

- De bodem lijkt nog lang niet fosfaatverzadigd te zijn. Het verdient aanbeveling om de oplading van de bodem jaarlijks te volgen door Al-ox, Fe-ox en P-ox te bepalen;
- De verblijftijd is sinds 2009 gezet op 3 dag. In droge zomers valt het moeras droog. Vergroting van de verblijftijd kan een positief effect hebben op de vastlegging van fosfor mits het zuiveringsmoeras nat blijft. Het waterpeil mag niet onder het grondoppervlakte zakken.
- Sinds 2006 is het riet niet gemaaid. Na drie jaar na aanplant is het riet gemaaid. Het is aan te bevelen om jaarlijks te maaien op een hoogte van 40 cm. Net boven het waterniveau van 30 cm zodat het riet na maaien niet kan vollopen en verrotten.
- Het Fe-filter blijkt naar een winterseizoen de fosfor concentraties te verlagen naar de normwaarden. Voortzetting van de metingen kan de duurzaamheid van het systeem uiteindelijk in de tijd vaststellen.

5 Synthese technische resultaten natuurlijke zuiveringsmoerassen

5.1 Kenmerken van de verschillende zuiveringsmoerassen

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de verschillende zuiveringsmoerassen naast elkaar gezet. In deze paragraaf wordt eerst de aanleiding en opzet van de systemen vergeleken. In de volgende paragraaf worden de resultaten naast elkaar gezet waarna vanuit het technisch perspectief discussie en conclusies volgen.

De opzet van drie zuiveringsmoerassen met wateropslag op het PPO-proefbedrijf Vredepeel (Zuidoostelijk Zandgebied) is gekozen vanuit de wens om tot maximale reductie van emissies te komen. De verwachting was dat een systeem met wateropslag een veel hoger zuiveringsefficiëntie heeft dan van zuiveringsmoerassen die op natuurlijke wijze (hoog in de winter, maar laag in de zomer) hydraulisch worden belast. Met de wateropslag kan in de winterperiode nitraatrijk drainwater worden opgevangen, en gedurende de zomerperiode, wanneer de verwijderingscapaciteit van de zuiveringsmoerassen het hoogst is, door de zuiveringsmoerassen worden geleid. Er zijn diverse typen zuiveringsmoerassen getest om te bekijken welk zuiveringsmoeras het meest geschikt is voor het zuiveren van nitraatrijk drainwater. Horizontale systemen hebben een hoge efficiëntie, maar omdat er in eerste instantie weinig organische stof aanwezig is komt de zuivering trager op gang. In de in aanleg goedkopere vloeivelden stroomt het water over de bodem. Omdat de zuivering niet plaats vindt in de bodem is de zuiveringscapaciteit lager in vergelijking met horizontaal doorstroomde systemen. In een ander experimenteel zuiveringsmoeras is stro ingebracht om direct voldoende organische stof beschikbaar te hebben.

Het grondbeslag van zuiveringsmoerassen met een waterreservoir is erg groot. Daarom is gekozen om een beekbegeleidend vloeiveld langs een bestaande sloot te realiseren als alternatief extensief systeem. Dit beekbegeleidend vloeiveld wordt rechtstreeks belast met drainwater.

De bovengenoemde zuiveringssystemen zijn ontworpen om op perceels- of bedrijfsschaal te functioneren (Tabel 5.1). Dit vanuit de gedachte dat het zuiveren bij de bron het meest efficiënt is omdat er nog geen verdunning is opgetreden en het water de hoogste concentraties stikstof heeft. Samengevat zijn op PPO-proefbedrijf Vredepeel de volgende zuiveringssystemen aangelegd om de verwijdering van nitraat uit drainwater te monitoren:

1. vloeiveld met riet (surface flow)
2. horizontaal infiltratiefilter met riet (horizontal subsurface flow)
3. horizontaal infiltratiefilter gevuld met stro (horizontal subsurface flow)
4. beekbegeleidend vloeiveld (surface flow)

In Zuidoost Nederland vormt fosfaatuitspoeling uit landbouwgebieden veruit de belangrijkste bron van fosfaat in het oppervlaktewater. In het kader van het Proefproject Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg is het vloeiveld aan de Eeuwseloop aangelegd (Noij et al., 2006). Het vloeiveld wordt gevoed met drainwater, of indien dit te weinig is met oppervlaktewater uit de aangrenzende sloot. De monitoring van het vloeiveld is een onderdeel van een breed opgezet onderzoek om alternatieve maatregelen in de praktijk uit te proberen die fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater kunnen verminderen. Verwijdering van fosfaat vindt in het vloeiveld plaats door bezinking van slibdeeltjes met stikstof en fosfaat, opname van nutriënten door planten, denitrificatie naar de lucht en fosfaat kan worden vastgelegd aan de bodem of aan toegevoegd ijzer.

Het vloeiveld is ontworpen om op perceels- of regionale schaal te functioneren (Tabel 5.1). De voordelen van zuivering van drain- en oppervlaktewater op deze manier aanpakken, zijn aanzienlijk. In de eerste plaats

wordt het water dicht bij de bron gezuiverd. Hierdoor hoeft het niet over grote afstanden via dure leidingen en pompsystemen getransporteerd te worden (inclusief de bijbehorende graafwerkzaamheden). En het aldus gezuiverde afvalwater kan ook meteen, ter plaatse, afgevoerd worden naar een sloot, of het kan in de grond gedraineerd worden (website Ecofyt). De beoogd doelgroep zijn agrariërs, beleidsmedewerkers en waterbeheerders werkzaam bij Waterschappen, Dienst Landelijk Gebied en Provincies.

De verschillende karakteristieken van de onderzochte zuiveringsmoerassen zijn samengevat in Tabel 5.1). 3 Vloevelden en 2 horizontale zuiveringsmoerassen zijn bij het onderzoek betrokken en daarvan zijn alle systemen relevant voor de agrarische ondernemer. De systemen zijn toepasbaar in het zandgebied van Nederland waar zowel akkerbouw en vollegrondsgroenten als gras en mais verbouwd wordt. Met uitzondering van het horizontale zuiveringsmoeras met stro is riet gekozen als helofyt.

5.2 Vergelijk resultaten verschillende typen moerassen

De systemen op Vredepeel zijn 2- tot 3-wekelijks bemonsterd met debietproportionele meetapparatuur. Zodoende kon bij voldoende water jaarrond worden gemeten. De systemen met waterzak op Vredepeel zijn sinds 2006 in gebruik en er zijn daarmee 5 meetjaren. In de beide beekbegeleidende vloevelden is vanaf 2007 gemeten met in totaal 3,5 jaar.

5.2.1 Vergelijking concentraties

In de systemen met waterzak wordt voornamelijk in de winter nitraatrijk drainwater opgevangen. In een groot gedeelte van de zomer is er geen drainwater en de nitraatgehalten zijn veelal lager. Naar gelang de zuiveringscapaciteit is er vanuit de waterzak water naar de diverse systemen geleid.

De aangevoerde concentraties verschilden aanzienlijk per systeem. De hoogste waarden van nitraatstikstof werd gemeten in het beekbegeleidende vloeveld in Vredepeel. Afhankelijk van de geteelde gewassen spoelde met het drainwater meer of minder nitraat uit met maxima van 56 mg N-NO₃/L (Tabel 5.2). De hoogste aangevoerde concentratie van fosfaat werd gemeten in het beekbegeleidende vloeveld Eeuwseloop met een waarde van 0.29mg P-PO₄ (Tabel 5.3). Zowel in het horizontale zuiveringsmoeras met stro als het beekbegeleidende vloeveld Vredepeel waren de uitstroomconcentraties hoger dan de aangevoerde concentraties. De systemen leveren dus fosfaat na.

De doelconcentraties of MTR waarden voor stikstof werden in de systemen met waterzak gedurende een deel van de zomerperiodes bereikt, hoewel niet voor alle systemen in alle meetjaren (Figuur 5.1). De afname in de concentratie vanaf juli 2008 werd vooral veroorzaakt door het lagere stikstofgehalte van het drainwater. Het fosforgehalte in het drainwater van Vredepeel was zeer laag en op een aantal pieken na bleef het effluent steeds onder de doelconcentratie. De stikstof- en fosforconcentraties van de systemen zonder waterzak volgden de seizoenen waarbij de concentraties in de winter hoog waren en in de zomer laag. In de zomer is minder aanvoer vanuit de drains en een sterke opname door het gewas gecombineerd met de zuivering in het moeras.

Tabel 5.1. Kenmerken van de verschillende natuurlijke zuiveringsmoerassen van de praktijkexperimenten

	Zuiveringsmoerassen met wateropslag Vredepeel			Beekbegeleidende vloeivelden	
	Vloeiveld	Horizontaal zuiveringsmoeras met riet	Horizontaal zuiveringsmoeras met stro	Voor stikstof Vredepeel	Voor fosfaat Eeuwseloop
Type	Vloeiveld	Horizontaal doorstromend	Horizontaal doorstromend	Vloeiveld	
Internationaal type (Fonder & Headley 2010)	Surface flow (SF)	Horizontal Subsurface flow (HSSF)	Horizontal Subsurface flow (HSSF)	Surface flow (SF)	
Hoofdelement van zuivering	Stikstof			Stikstof	Fosfaat
Beoogd schaalniveau	Perceel, bedrijf			Perceel, bedrijf	Bedrijf, regio
Beoogde doelgroep	Agrarische ondernemer			Agrarische ondernemer	Agrarische ondernemer en Waterschap
Agrarische gebruik	akkerbouw en vollegrondsgroenten			akkerbouw en vollegrondsgroenten	Gras en mais
Vegetatie	riet	riet	rietzwenkgras	riet	
Aantal per m ²	10 planten	10 planten	ingezaaid	10 planten	4 wortelstokken
Maaibeheer	Jaarlijks in maart			Jaarlijks in maart	Jaarlijks in september
Lengte (m)	10	5	5	25	290
Afmeting (m ²)	64	32	32	75	1305
Afdichting	folie en antiworteldoek			folie en antiworteldoek	geen afdichting
Locatie	op perceel			aan de watergang	
Oppervlak land waarvan water opgevangen wordt (ha)	0.9 per filter, totaal 2.6			1.2	1) 6 2) 80 3) sloot

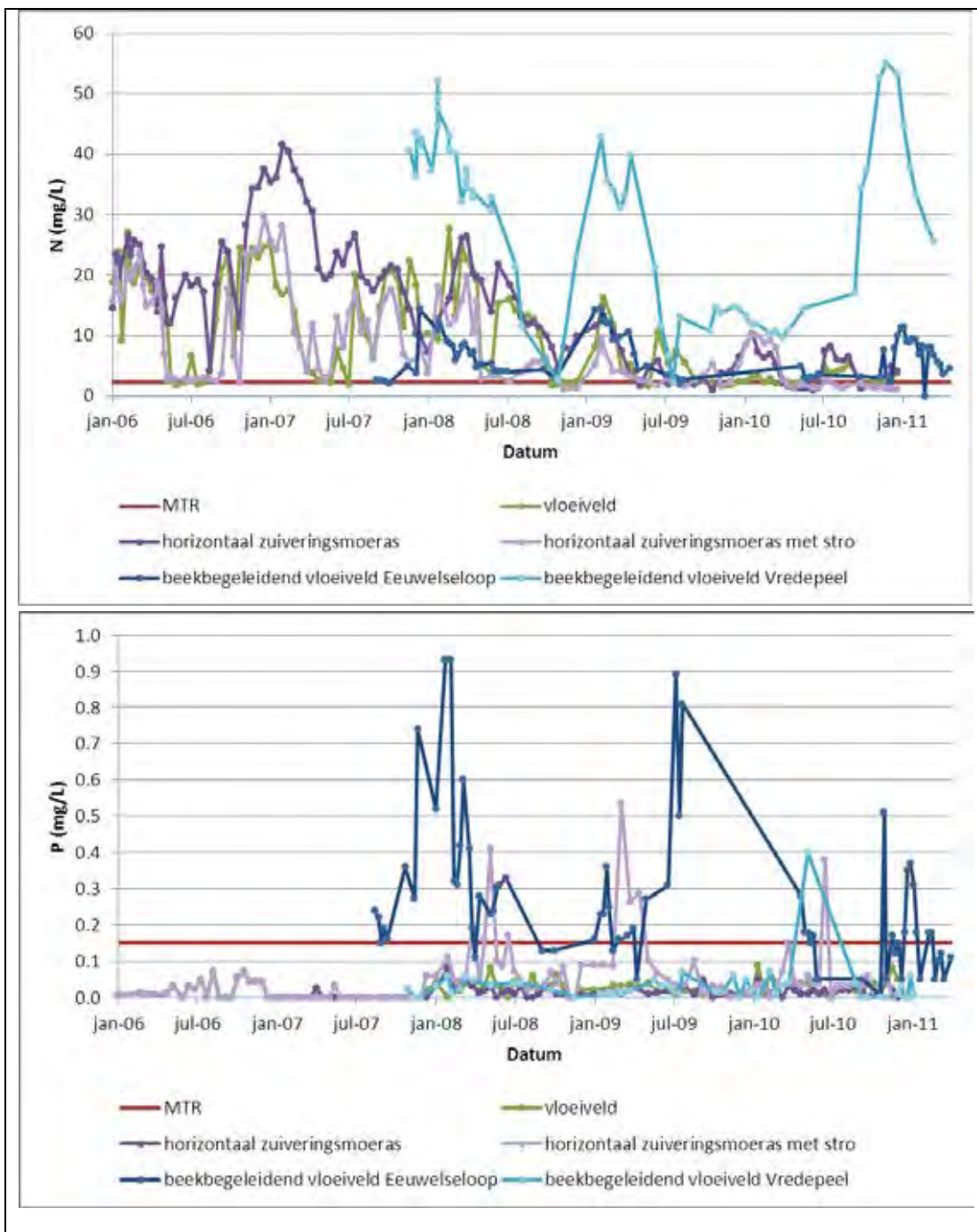
	Zuiveringsmoerassen met wateropslag Vredepeel			Beekbegeleidende vloeivelden	
	Vloeveld	Horizontaal zuiveringsmoeras met riet	Horizontaal zuiveringsmoeras met stro	Voor stikstof Vredepeel	Voor fosfaat Eeuwseloop
Jaar aanleg	2005			2006	
bodem	Lokaal zand vd 30-60 cm bodemlaag	Metselzand. Bij in- en uitgang ook kalksteen en grind	Lokaal zand vd 30-60 cm bodemlaag. Bij de uitgang grind.	Lokaal schraal zand	Lokaal zand
bijzonderheid				Drempel tussen veld en sloot	Dam tussen veld en sloot
Startjaar meting	2006			2007	
Meetmethode	2 tot 3-wekelijkse debietproportionele bemonstering			Tweewekelijks debietproportionele bemonstering bij voldoende drainwater	Debietproportioneel: 1 monster per 50 m ³ mengmonster van 10 monsters: 500m ³ /monster
Aanvullende metingen	Redoxpotentialen, zuurstofconcentratie, pH			Redoxpotentialen	Bodemchemie, sediment,
Hydraulische belasting (mm\dag)	8-50	15-100	15-100	0-1000	100
Verblijftijd (dag)	3-23	1.5-11	1.5-11	0.2-80	3

Tabel 5.2. Concentraties nitraatstikstof van het inlaat en uitstroomwater in mg/l.

Type	In			Ui			Rendement %
	min	max	mediaan	min	max	mediaan	
Horizontaal zuiveringsmoeras	7,6	37,7	23,6	0	39,5	12,7	39
Horizontaal zuiveringsmoeras met stro	7,6	37,7	23,6	0	28,1	3,2	76
Vloeveld	7,6	37,7	23,6	0	30,7	5,3	61
Beekbegeleidend vloeveld	3,2	56,0	34,8	2,1	55,1	34,3	8
Vredepeel							
Beekbegeleidend vloeveld	0,08	9,1	2,9	0,08	7,0	1,75	37
Eeuwseloop							

Tabel 5.3. Concentraties fosfaat (P-PO₄) van het inlaat en uitstroomwater in mg/l.

Type	In			Uit			Rendement %
	min	max	mediaan	min	max	mediaan	
Horizontaal zuiveringsmoeras	0	0,02	0	0	0,03	0,00	0
Horizontaal zuiveringsmoeras met stro	0	0,02	0	0	0,40	0,02	negatief
Vloeveld	0	0,02	0	0	0,05	0,00	negatief
Beekbegeleidend vloeveld	0	0,02	0	0	0,25	0,00	negatief
Vredepeel							
Beekbegeleidend vloeveld	0,02	0,88	0,22	0,02	0,74	0,11	53
Eeuwseloop							

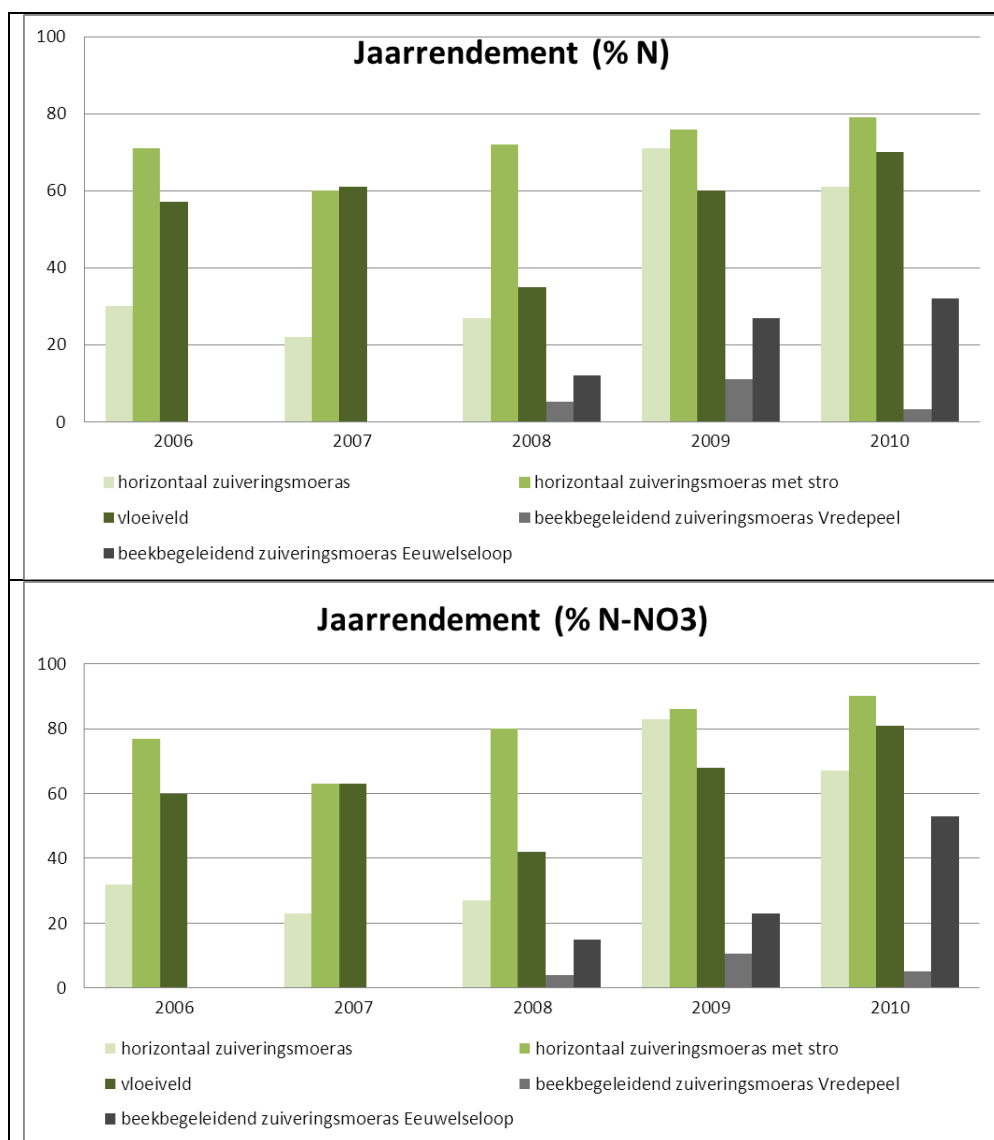


Figuur 5.1. De totaal stikstof en totaal fosforconcentratie van het uitstroomwater en de MTR in mg/L.

5.2.2 Vergelijking zuiveringsrendementen

De rendementen van de verschillende systemen verschilden aanzienlijk voor stikstof (Figuur 5.2). De systemen met waterzak functioneerden goed met rendementen tussen 20-80%. Het hoogste rendement wordt gehaald in het horizontale zuiveringsmoeras met stro. De aanwezigheid van stro vanaf het begin bevordert de afbraak van stikstof sterk. Het vloeiveld functioneerde bijna net zo goed als het horizontale zuiveringsmoeras met uitzondering van 2008. Opgemerkt moet worden dat het aangelegde vloeiveld twee keer zo groot was als de beide horizontale filters met dus een twee keer zo lange verblijftijd.

Het horizontale zuiveringsmoeras had een aanloop van drie jaar nodig voordat het goed functioneerde. De toename van organische stof in de vorm van dood riet is na die jaren wellicht voldoende. Aangevend moet worden dat de nitraatgehalten van het influent na die aanlooperperiode ook een stuk lager was. Beide beekbegeleidende vloeivelden hadden een veel lager laag rendement maar dat nam wel toe met de jaren. Hier speelde ook de rol van organische stof. Langs de Eeuwseleloop is dat hoger dan in Vredepeel met 2%. Verder verschilden beide vloeivelden in hydraulische belasting. Op Vredepeel viel het moeras droog in de zomerperiode wat effect had op het jaarrendement ondanks de hogere zuiveringscapaciteit in de zomer. Bij een droge periode kon in het moeras aan de Eeuwseleloop ook water aangevoerd worden uit de beek.

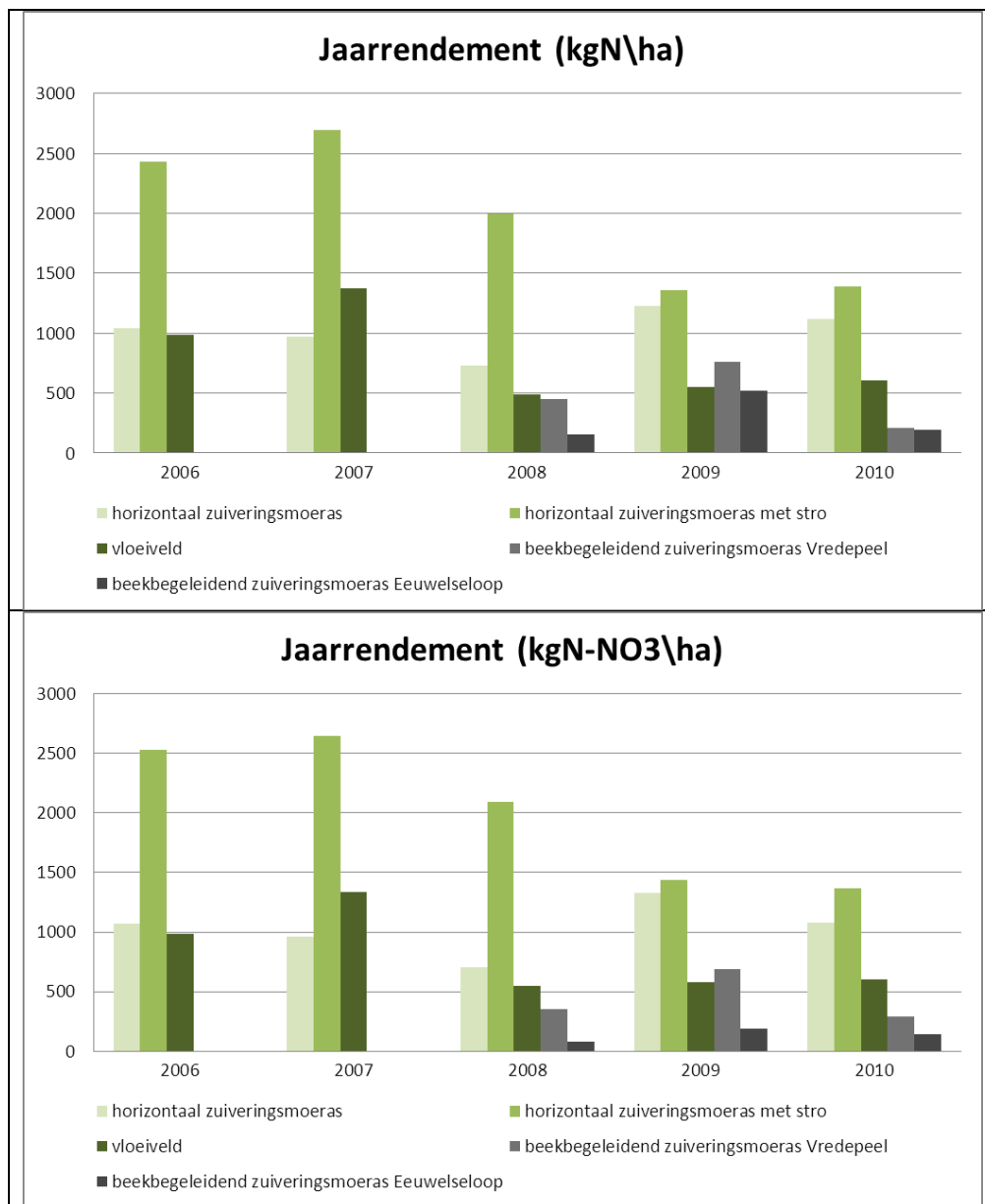


Figuur 5.2 Jaarrendementen van totaal stikstof, nitraatstikstof, totaal fosfor en fosfaat (%) voor de jaren 2006-2010.

Het nitraat rendement is hoger dan die van stikstof totaal. Deel van de totaal stikstof bestaat uit organisch gebonden stikstof en ammonium dat niet door denitrificatie kan worden omgezet.

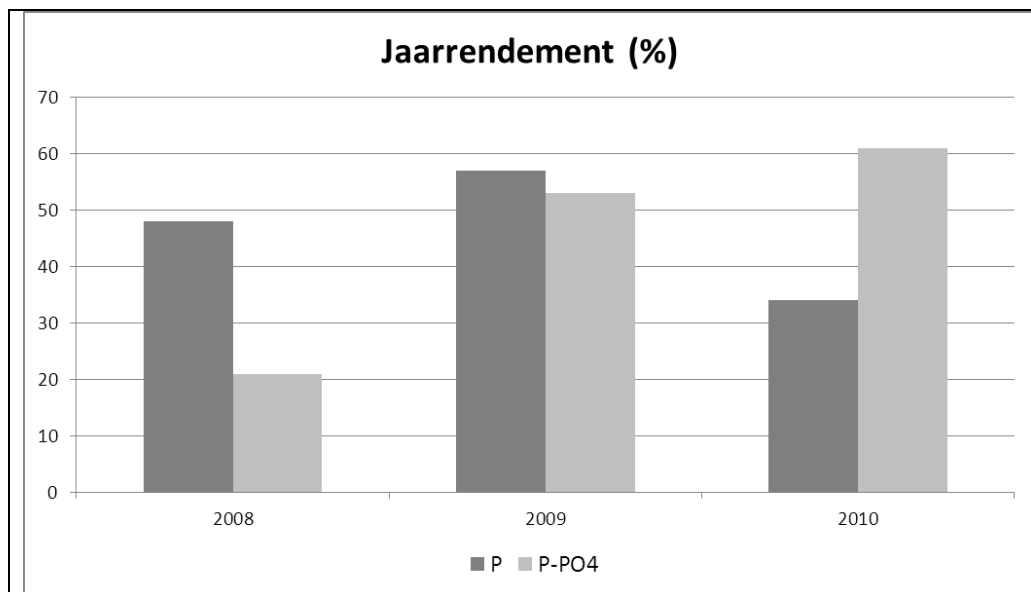
Uit de hoeveelheden is op te maken dat omgerekend naar ha zuiveringsmoeras het horizontale zuiveringsmoeras met stro veruit de meeste kg stikstof en nitraat zuiverde (Figuur 5.3). Doordat in de getoetste systemen met wateropslag het vloeiveld twee keer zo groot was als de horizontale systemen was bij vergelijkbare zuiveringspercentage de retentie in kg/ha zuiveringsmoeras twee keer zo laag. De zuivering van de vloeivelden verschilden niet zoveel van elkaar. Tussen de jaren en de systemen waren de

verschillen in opzet groot. Wel en niet gecontroleerde aanvoer en grote verschillen in stikstofconcentraties van het influent. Daarnaast zal hoeveelheid organische beschikbare stof een rol hebben gespeeld.



Figuur 5.3 Jaarretenties van totaal stikstof, en nitraat (kg/ha) voor de jaren 2006-2010.

September 2007 is gestart met meten in het beekbegeleidende vloeveld aan de Eeuwelseloop. In Figuur 5.4 zijn de jaarrendementen vanaf 2008 gepresenteerd. De zuiveringsrendementen van totaal fosfor variëren tussen jaren van 32 tot 56%. Het zuiveringsrendement van fosfaat neemt toe met de jaren tot 60% in 2010. De verblijftijd en bindingsmogelijkheden zijn bepalend voor het rendement. De verblijftijd is sinds 2008 constant. De verhoging kan verklaard worden uit een toename in bindingscapaciteit.



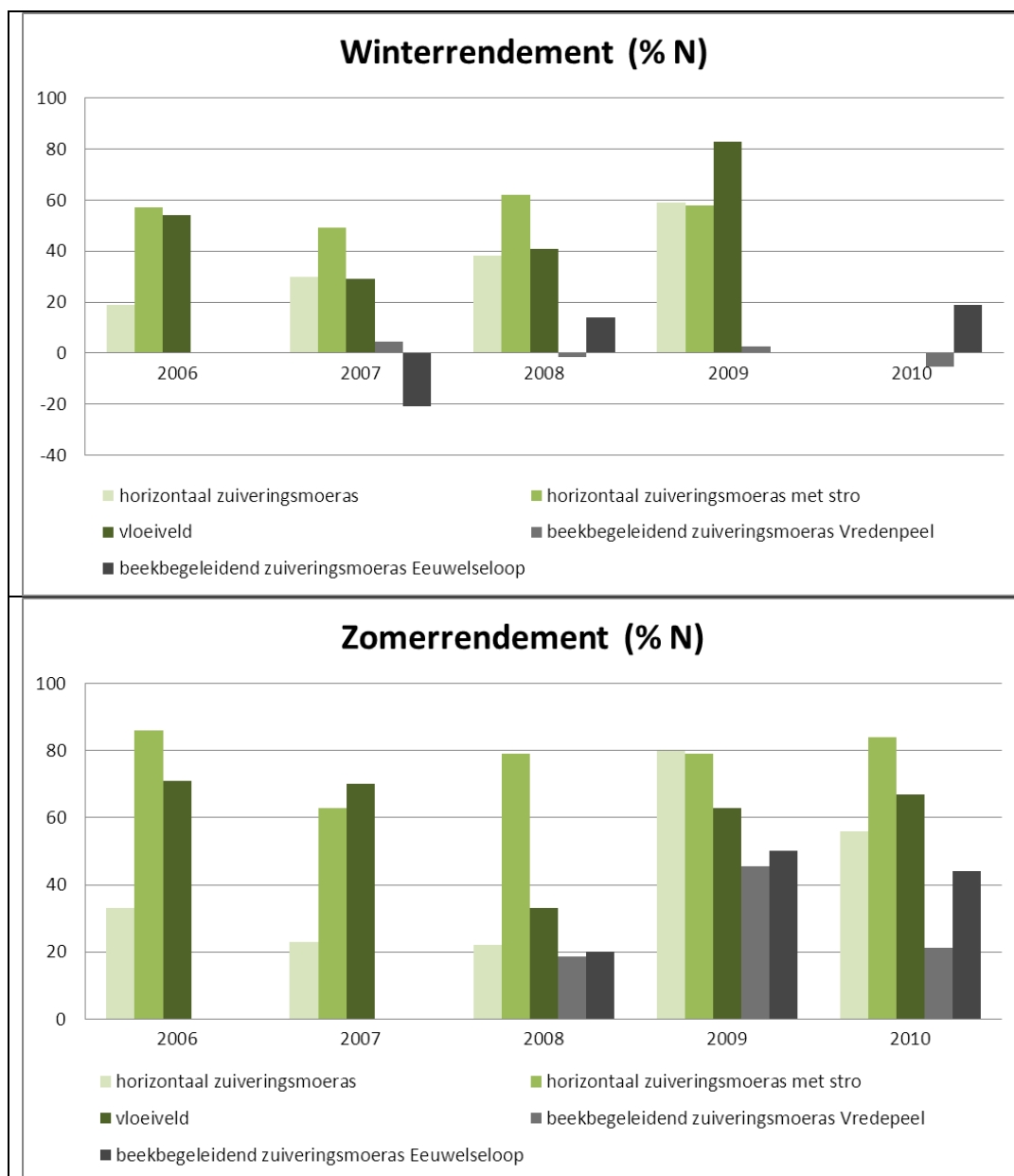
Figuur 5.4 Jaarrendementen van totaal fosfor en fosfaat (P-PO₄) (%) voor het beekbegeleidende zuiveringsmoeras Eeuwseloop in de jaren 2008-2010.

5.2.3 Vergelijking seizoenszuiveringsrendementen

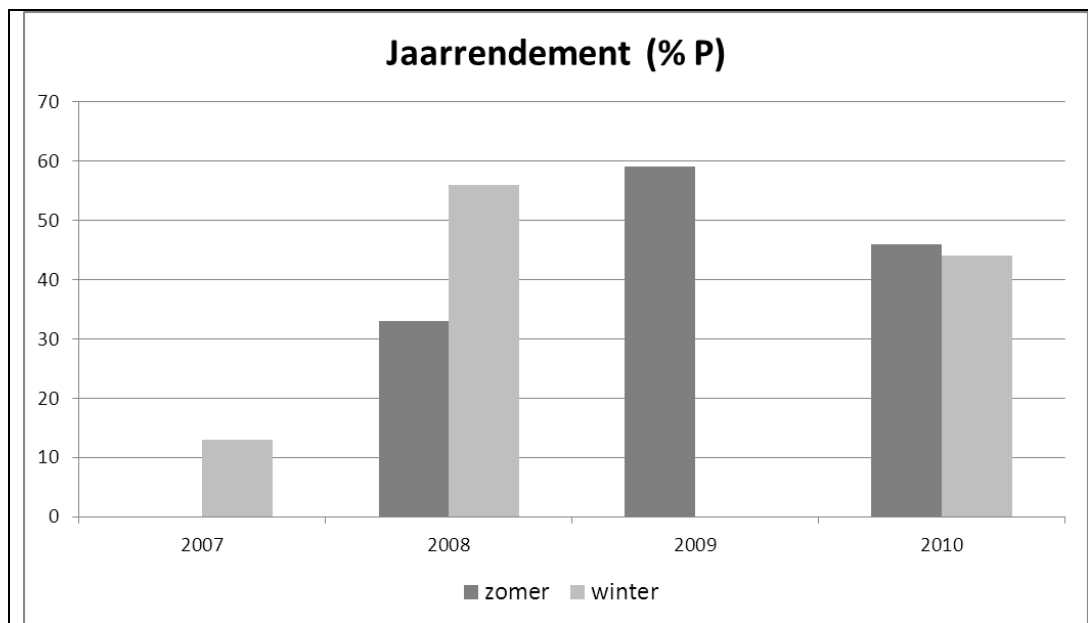
Voor stikstof is de verwachting dat de hoogste rendementen gehaald worden in de zomer in de systemen met waterzak. Los van het horizontale zuiveringsmoeras die pas na 3 jaren rendeert zijn de zomerrendementen hoger dan in de winter (Figuur 5.5). Echter de winterrendementen zijn niet laag met waarden van rond de 50%.

In beide beekbegeleidende vloeivelden zijn er naast perioden met retentie ook perioden dat er stikstof wordt nageleverd. In het beekbegeleidend vloeiveld in Vredepeel kan bij grote hoeveelheden drainwater in de winter de in de zomer, bij droge perioden, gesedimenteerde stikstof weer in oplossing komen. Het riet wordt pas in het vroege voorjaar gemaaid. In het najaar en de winter komt het blad van het riet in het vloeiveld terecht en van daaruit kan stikstof uitspoelen.

De fosforrendementen verschillen per jaar en per seizoen maar verschillen niet zoveel per seizoen. De variatie per jaar is groter dan per seizoen. Fosfor wordt niet zoals stikstof omgezet door micro-organismen. Binding is een proces en is niet temperatuur afhankelijk maar wel afhankelijk van Fe en Al. Fe is weinig aanwezig echter Al is ruim aanwezig. De fosforbinding gaat goed. Het effect van het extra ijzer dat eind 2010 is toegevoegd is nog niet zichtbaar in de rendementen.



Figuur 5.5 Winter- en zomerrendementen van totaal stikstof (%) in 2006, 2007, 2008, 2009 en 2010.



Figuur 5.6 Winter- en zomerrendementen van totaal fosfor (%) voor de Eeuwselseloop in de jaren 2008-2010.

5.2.4 Vergelijking effectiviteit met andere experimenten

Het vergelijken van de effectiviteit van de experimenten met andere helofytenfilters wordt bemoeilijkt door het feit dat er geen toepassingen bekend zijn van zuiveringsmoerassen voor drainagewater uit de landbouw. De gevonden effectiviteit kan wel enigszins vergeleken worden met de effectiviteit van zuiveringsmoerassen voor oppervlaktewater onder Nederlandse omstandigheden.

Voor de vergelijking van de zuiveringsrendementen van de verschillende typen moerassen te Vredepeel wordt verwezen naar paragraaf 5.2.2. De resultaten van deze proeven laten zien dat met zuivering van drainagewater door zuiveringsmoerassen een retentie van 60% voor stikstof te bereiken valt. Dit is een inschatting op grond van een 5 jarige meetreeks, die recht doet aan de gevonden spreiding, welke onder minder gecontroleerde praktijksituaties haalbaar zal zijn.

Op Waterpark Het Lankheet is een beekbegeleidend vloeiveld ingericht voor de verwijdering van fosfor. De resultaten geven aan dat een zuiveringsrendement voor fosfor haalbaar is van 45% (Meerburg et al., 2010; Tabel 6.5). Dit is vergelijkbaar met de fosforretentie van 50% in het beekbegeleidend vloeiveld bij de Eeuwselseloop met een zeer verschillende schaal en opzet. Ook de stikstof retentie, wat niet het primaire doel is van deze systemen, is vergelijkbaar.

In de bufferstrook langs de Strijbeekse beek te Noord-Brabant wordt een verwijderingsefficiëntie van stikstof uit het drainwater van gemiddeld 7.5% bereikt (Antheunisse et al., 2008). Dit erg lage rendement komt overeen met het moerasbufferstrook voor de verwijdering van stikstof te Vredepeel. Het werkingsprincipe van het moeras langs de Strijbeekse beek berust vooral op horizontale stroming door de bodem, wat verschilt van het watervoerende vloeiveld van de moerasbufferstrook te Vredepeel (zie 3.4.1). Deze systemen hebben een ongecontroleerde toevoer van water. Dit leidt tot een grote fluctuatie van de hydraulische- en nutriëntenbelasting; het filter kan zelfs geheel droogvallen. Het is de vraag of met deze opzet hoge zuiveringsrendementen behaald kunnen worden. Beide moerasbufferstroken waren bovendien vrij recent aangelegd; gebrek aan organisch materiaal kan hebben bijgedragen aan het lage rendement.

5.3 Technische conclusies over de zuiveringssystemen

Om een vergelijking te kunnen maken tussen de verschillende moerassen is het goed om eerst een onderscheid te maken waarvoor het moeras is aangelegd. Een moeras voor verwijdering van stikstof moet anders worden aangelegd dan voor verwijdering van fosfaat. Daarnaast zijn er keuzes gemaakt die te maken hebben met het onderzoeksdoel en de specifieke omstandigheden op de locaties.

Uitgedrukt in kg/ha verwijderde het strofilter de grootste hoeveelheid stikstof. Dat komt door de zomerzuivering, hoge organisch stofgehalte in de bodem, voldoende aanvoer van water en hoge temperaturen van boven 10°C in de zomermaanden. Door de aanwezigheid van een organische stof bron verliep de denitrificatie vanaf het begin voorspoeding. Voor het horizontale filter en het vloeiveld nam het organische stof gehalte toe door dood riet en is de verwachting dat het efficiëntie zal toenemen. Doordat het maaien in het voorjaar plaats vindt komt veel van het dode blad in het moeras. Bij maaien in het najaar is dat veel minder. De hoeveelheid organische stof kan worden gestuurd door het gemaaide riet wel of niet af te voeren.

Door de wateropslag was gedurende de hele zomer voldoende water aanwezig om optimaal van de denitrificatiecapaciteit te profiteren. In de beekbegeleidende vloeivelden is de wateraanvoer vooral in de zomer een probleem. Langs de Eeuwseloop is daarom een mogelijkheid gecreeerd om bij watertekort water uit de beek zelf aan de voeren. Die mogelijkheid is er niet op Vredepeel waardoor in een deel van de zomer bijna niets wordt gezuiverd en het jaarrendement wordt gedrukt.

Het effect van de plantensoort is moeilijk aan te geven. In de meeste filters is riet geplant. In het strofilter is rietzwenkgras gezaaid. Onder de natte groeiomstandigheden werd het rietzwenkgras steeds meer verdrongen door natuurlijk voorkomende planten als lisdodde en pitrus. De gewasopname was laag. De planten beïnvloeden wel de bodemcondities positief door de inbreng van zuurstof.

Onder de meeste filters was folie aangebracht om een gesloten waterbudget op te kunnen stellen. Wateraanvoer door kwel en afvoer door infiltratie kon daardoor niet plaats vinden. Langs de Eeuwseloop is de schatting dat in de zomermaanden wanneer de peilverschillen tussen het moeras en de beek het grootst zijn het moeras ca. 10% van het water "verliest". Dus een deel van het aangevoerde water gaat via de bodem naar de beek. Of dat nadelig is voor de waterkwaliteit is moeilijk te zeggen. Van waterzuivering in de Hollandse duinen is bekend dat zuivering door de bodem ook succesvol optreedt.

Voor het zuiveringsrendement van stikstof is de verblijftijd belangrijk en daarmee zowel de totale oppervlakte als de lengte. Omdat voor de fosfor zuivering bezinking en binding belangrijke processen zijn is naast een voldoende verblijftijd voldoende lengte van belang. Het moeras langs de Eeuwseloop was met een lengte van 300 meter vele malen langer dan de andere systemen. Voor bezinking en hechting van fosfor aan deeltjes is de totale lengte niet nodig geweest. Uit metingen in de bodem blijkt dat de meest sedimentatie in de eerste 40 meter heeft plaats gevonden.

De verwachte stikstofzuiveringsrendementen in de zuiveringsmoerassen met riet zullen nog kunnen toenemen. Voor het strofilter is de vraag of de natuurlijke vegetatie de rol als organische stof-bron kan overnemen als het stro is verteerd. Of de overige filters de rendementen van het strofilter halen hangt deels af van de aanwezigheid van makkelijk afbreekbaar organische stof.

In hoeverre de verblijftijd een rol speelt is onduidelijk. In de experimenten is weinig gevarieerd met verschillende verblijftijden. Een relatie met de omvang is wel te verwachten. Hoe groter het veld hoe groter de zuivering. Ook is niet duidelijk of de hoogte van de stikstofconcentratie bepalend is voor het zuiveringsrendement.

De beekbegeleidende vloeivelden zullen altijd een vrij laag rendement voor stikstof zuivering houden. In de winter, met een grote aanvoer van water en hoge stikstofconcentraties, is de zuiveringscapaciteit laag. De veel grote zuiveringscapaciteit in de zomerperiode wordt minder goed benut door een lagere aanvoer van

water en lagerstikstofconcentraties. De efficiëntie van de beekbegeleidende vloeivelden kan worden vergroot als er het hele jaar door water door het zuiveringsmoeras stroomt.

Het proces van fosfor zuivering is temperatuur onafhankelijk en het hele jaar door vindt fosforzuivering plaats. In vergelijking met de vastlegging van fosfor door sedimentatie was de fosforopname in het gewas laag. Maatregelen om de sedimentatie te bevorderen zullen de totale efficiëntie verhogen. Daarnaast is een verhoging van de fosforbindingscapaciteit van de bodem te bereiken door toevoeging van fosforbinders als Fe gruis. Het regelmatig verwijderen van fosfor rijk slib door baggeren vergroot de zuivering ook. Het rendement van het beekbegeleidend vloeiveld op Vredepeel kan mogelijk verhoogd worden door te zorgen dat in de zomerperiode meer water voor het systeem beschikbaar is. Daarbij kan jaarlijks maaien met afvoer in september zorgen voor de optimale afvoer van opgenomen fosfor.

6 Perspectieven van natuurlijke zuivering van drainage- en slootwater in de landbouw

6.1 Aanpak

De experimenten waarvan de technische resultaten in de bovenstaande hoofdstukken zijn beschreven, zijn aangelegd vanuit de gedachte van kleinschalige zuiveringsmoerassen op bedrijfsniveau of wellicht nog kleiner, op perceelsniveau. Dit heeft een aantal voordelen: een klein zuiveringsmoeras kan gemakkelijk ingepast worden; de teler kan het zuiveringsmoeras zelf beheren en de emissie wordt zo dicht mogelijk bij de bron aangepakt. Nadeel is dat veelal goede landbouwgrond uit productie moet worden genomen voor het zuiveringsmoeras. Bij een zuiveringsmoeras op het perceel is veelal geen toestroom via vrij verval mogelijk, wat een investering in pompen en leidingen vergt. Op kleinere schaal in de akkerbouw toegepast, zorgt de gewasrotatie voor een jaarlijks fluctuerende vracht. Dit werkt negatief uit op het zuiveringsrendement. Op gebiedsniveau zijn een aantal belangrijke voordelen te behalen:

- er kan gekozen worden voor de minst productieve, percelen;
- dit zijn vaak laag gelegen, natte percelen, wat toestroom door vrij verval mogelijk maakt;
- er kan schaalvoordeel bereikt worden met een groter moeras i.p.v. vele kleine;
- er wordt een constante nutriënten belasting bereikt.

De zuiveringsmoerassen te Vredepeel zijn experimenteel opgezet, waarbij naar een maximale zuivering van het drainwater van het aangesloten blok wordt gestreefd. Daarom zijn een aantal voorzieningen getroffen die voor de landbouwpraktijk minder voor de hand liggen; bijvoorbeeld het gebruik van waterdichte folie ter voorkoming van lekstromen van en naar de ondergrond en het installeren van een waterzak voor het opvangen van nutriënten-rijk drainwater. Hiermee is een substantieel deel van de kosten van deze zuiveringsmoerassen gemoeid. Daarnaast waren de voorzieningen ook vanuit onderzoeksoogpunt gewenst om bijvoorbeeld water- en stofbalansen op te kunnen stellen.

De hoge zuiveringsrendementen zijn daarmee in de experimenten behaald tegen hoge kosten. Deze behaalde resultaten zijn de basis voor de studie naar de perspectieven van natuurlijke zuivering van drainagewater uit de landbouw. In deze studie worden de kosten berekend van eenvoudiger, meer praktijkgerichte ontwerpen van zuiveringsmoerassen en van zuiveringsmoerassen die zijn opgeschaald naar grotere schaalniveaus: van perceels- en bedrijfsniveau naar lokaal en regionaalniveau.

De kosteneffectiviteit is de centrale parameter in deze studie naar de perspectieven van natuurlijke waterzuivering voor de landbouw. De effectiviteit en de kosten van de maatregel worden afgewogen tegen 'concurrerende' maatregelen. Kosteneffectiviteit wordt uitgedrukt in de kosten die voor een gezuiverde kg stikstof of fosfaat nodig zijn (€/kg stikstof of fosfor). In paragraaf 6.5 wordt de vergelijking met andere maatregelen aangegaan. De berekening van de kosten en kosteneffectiviteit is gedaan vanuit het perspectief van de agrarisch ondernemer en het waterschap die staan voor de beslissing om te investeren in de maatregel. Kwantificering van overige (maatschappelijke) kosten en baten vallen buiten de scope van deze studie, maar worden wel in kwalitatieve zin besproken in paragraaf 6.5.

De werkelijke kosten voor aanleg en onderhoud van de zuiveringsmoerassen te Vredepeel tegen het prijspeil van 2004 zijn gebruikt voor de kostenberekening, bovendien is gerekend met een vergoeding voor de grondoppervlakte die het zuiveringsmoeras in eventueel de waterbuffer in beslag neemt. De investeringen voor de aanleg en de aanplant worden afgeschreven over de technische levensduur van 20 jaar (niet verdisconteerd, lineair). Er is niet gerekend met kosten voor rente en verzekering.

Een meer praktische, goedkopere opzet op dezelfde kleine schaal is ontworpen als eerste variant voor verkennende berekeningen aan de opschaling van zuiveringsmoerassen voor de landbouw. Vervolgens zijn verschillende varianten stapsgewijs opgeschaald naar een zuiveringsmoeras voor een landbouwgebied. Bij een meer grootschalige, extensiever aangelegde en beheerde opzet zijn schaalvoordelen te behalen door lagere kosten per m². Echter, de effectiviteit zal lager zijn dan in de experimentele zuiveringsmoerassen. Voor deze praktijkvarianten worden kosten en kosteneffectiviteit berekend, beide afgeleid van de werkelijk gemaakte kosten en de behaalde zuiveringsresultaten van de geteste zuiveringsmoerassen.

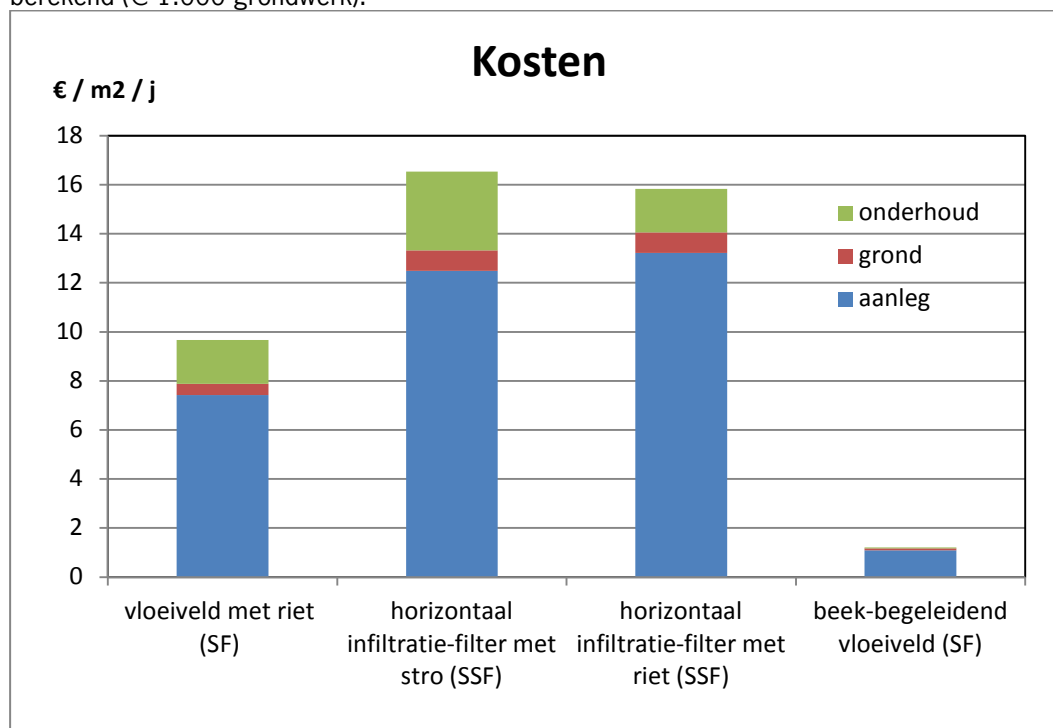
6.2 Kosten en kosteneffectiviteit van de aangelegde zuiveringsmoerassen te Vredepeel

De zuiveringsmoerassen te Vredepeel met wateropslag zijn opgezet met als doel een maximale zuivering van stikstof uit het drainwater van het aangesloten perceel. Daartoe is voor een kleine schaal en een relatief dure opzet gekozen met gekoppelde drainagebuizen, een waterbuffer in een kunststof zak en een aanvoersysteem met regelkranen. Bovendien zijn (dure) voorzieningen getroffen om betrouwbaar het zuiveringseffect te kunnen meten, zoals het aanbrengen van een waterdichte kunststof folie onder het zuiveringsmoeras.

Figuur 6.1 en Tabel 6.1 geeft de jaarlijkse kosten voor aanleg, grondbeslag en onderhoud van de 3 zuiveringsmoerassen weer, zoals deze zijn aangelegd te Vredepeel (bron: Ecofy, 2004) en het beekbegeleidend vloeiveld te Vredepeel. De aanlegkosten van het beekbegeleidend zuiveringsmoeras langs de Eeuwselsoep zijn niet meer volledig te achterhalen. De geschatte kosten voor een praktijkontwerp van dit zuiveringsmoeras zijn meegenomen in 6.3.5. Voor de grondprijs is een jaarlijks bedrag van 800€/ha in rekening gebracht, conform de geschatte prijs voor kortlopende huur van agrarische grond in de Peel. De beekbegeleidende zuiveringsmoerassen zijn aanzienlijk goedkoper dan de aangelegde veldjes. De grondkosten zijn laag, omdat geen wateropslag aanwezig is die oppervlakte inneemt. De aanleg is goedkoop wegens het ontbreken van een opslag en grondfolie en het onderhoud is niet veel duurder dan regulier slootonderhoud.

Van de aangelegde veldjes zijn de horizontale infiltratiefilters duurder dan het vloeiveld vooral vanwege de hogere kosten voor aanleg. Het filter met stro is duur in onderhoud omdat wordt aangenomen dat het stro elke 5 jaar moet worden vervangen.

De waterbuffer heeft een capaciteit van ca. 600 m³. Dit water wordt gelijk over de 3 veldjes verdeeld. Op grond van het verwachte zuiveringsrendement van de zuiveringsmoerassen is het vloeiveld 2x zo groot dan de horizontale infiltratiefilters. De waterzak (investering = € 13.500) maakt een aanzienlijk deel van de kosten van de zuiveringsmoerassen uit. Als alternatief is opslag in een vijver met een gelijke oppervlakte berekend (€ 1.000 grondwerk).



Figuur 6.1. Kosten van de zuiveringsmoerassen te Vredepeel.

Tabel 6.1. Kosten en kosteneffectiviteit van de experimentele zuiveringsmoerassen te Vredepeel op basis van de gemiddelde stikstofretentie van 2006 t/m 2010.

	vloeveld met riet (SF)	horizontaal infiltratiefilter met stro (HSSF)	horizontaal infiltratiefilter met riet (HSSF)	beek-begeleidend vloeveld (SF)
Kosten (€ / m ² / j)				
aanleg	7.43	12.49	13.22	1.09
grond	0.46	0.83	0.83	0.08
onderhoud	1.78	3.21	1.78	0.05
Totaal	9.66	16.53	15.83	1.21
Gezuiverde vracht (kg N / ha / j)	1194	2947	1519	633
Effectiviteit (% N retentie)	56%	69%	36%	7.5%
Kosten N zuivering (€ / kg)	80.91	56.58	104.23	19.17

Bij de berekening van de kosteneffectiviteit van de zuiveringsmoerassen zijn de kosten van de zuiveringsmoerassen toegerekend aan de zuivering van stikstof uit het oppervlaktewater. De kosten efficiëntie van het beekbegeleidend vloeveld is het gunstigst. Door een hoge hydraulische en nutriënten belasting wordt ondanks een lage zuiveringseffectiviteit toch nog een gezuiverde vracht van 633 kg stikstof per jaar bereikt. Gecombineerd met lage jaarlijkse kosten leidt dit tot een gunstige kosteneffectiviteit voor het beekbegeleidend vloeveld: minder dan 20€ per gezuiverde kg stikstof. Het horizontaal infiltratiefilter met riet daarentegen scoort een zeer ongunstige kosteneffectiviteit. Dit is te verklaren door de (zeer) lage effectiviteit in de eerste jaren van het moeras. Wanneer de effectiviteit van het vloeveld (56%) wordt aangehouden voor het horizontaal infiltratiemoeras met riet, resulteert dit in een kosteneffectiviteit van ca 66 € / kg N.

6.3 Ontwerpen van natuurlijke zuiveringsmoerassen voor de praktijk

6.3.1 Ontwerpen voor opschaling

Schaalgrootte

Verhoeven et al. (2006) gaan uit van een verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit van meer dan 20%. De uitgebreide literatuurstudie in hetzelfde artikel (Verhoeven et al., 2006) laat zien dat de waterkwaliteit in een stroomgebied significant zal verbeteren wanneer het oppervlak 'wetlands' minimaal 4-5% bedraagt. Tanner et al. (2003) en Clevering et al. (2004) berekenen dat met helofytenfilters een kleiner oppervlak nodig is van ongeveer 2-3% in het hele stroomgebied. De verwijderingsefficiëntie van de filters is dan ongeveer 80%.

De kosten per m² van de zuiveringsmoerassen zullen lager worden naarmate een groter zuiveringsmoeras wordt aangelegd. Deze schaalvoordelen ontstaan vooral door een efficiëntere inzet van mechanisatie voor aanleg en onderhoud, relatief minder kosten voor pompen en leidingen en overige algemene kosten. Zo is het vergraven en vlakken van een groter oppervlakte zuiveringsmoeras of buffervijver goedkoper per m². Bij grotere oppervlakten valt te besparen op de plantkosten van riet. De kosteneffectiviteit is doorgerekend van drie schaalgroottes: een (klein) landbouwperceel (de schaal van de experimenten), een (groot) perceel van 10 ha en een gebied van 1000 ha. Daarnaast is een zuiveringsmoeras langs een beek voor de directe zuivering van 6 ha landbouwwater doorgerekend. De oppervlakte verhoudingen wateropslag (in sloot of vijver) : moeras zijn voor de verschillende opschalingen gelijk gehouden. De hydraulische belasting voor de zuiveringsmoerassen op gebiedsniveau, vracht en effectiviteit kunnen daardoor gelijk aan die op perceelsniveau worden ingeschat.

Ontwerpvarianten

In de praktijk kan worden volstaan met meer eenvoudige ontwerpen dan de experimentele veldjes. Vooral de buffering van de wateraanvoer kan goedkoper en het beheer kan minder intensief. Deze meer op de praktijk toegesneden ontwerpen worden gebruikt voor de bepaling van de kosten en kosteneffectiviteit van zuiveringsmoerassen voor drainagewater.

Een zeer 'extensieve' variant is het gebruik als zuiveringsmoeras van het bestaande slootsysteem. Dit legt geen beslag op landbouwgrond; grond is geen kostenpost. Bovendien zijn met deze maatregel geen aanlegkosten gemoeid; het beheer is gericht op een vitale rietvegetatie in de sloot. Deze vorm van slootbeheer is waarschijnlijk extensiever –om de paar jaar uitmaaien- dan het gangbare beheer van jaarlijks maaien (zie KRW-IP project 'Helofytenfilters in sloten'). Daar staat echter weinig of geen controle over de watertoevoer tegenover, wat tot een lagere effectiviteit zal leiden.

De mogelijkheid van riet in de sloot als zuiverende maatregel hangt af van de hydraulische situatie. Sloten die voor deze maatregel geschikt zijn, zijn de hele zomer watervoerend. Hieraan kan het plaatsen van extra stuwtes bijvoorbeeld bijdragen. Meer riet in de sloot zal de hydraulische weerstand vergroten. De opstuwting door stuwtes of riet in de sloot mag niet ontoelaatbaar groot worden. De dimensionering van het slootsysteem ten opzichte van de minimaal benodigde afvoercapaciteit is hierbij van belang.

Het beekbegeleidend vloeiveld te Vredepeel is in feite een zuiveringsmoeras in de sloot. Hierbij is het slootprofiel breder gemaakt en is een overlooptrempel naar de sloot aangelegd. Dit ontwerp is als variant doorgerekend.

Uit de experimenten bleken verschillen in effectiviteit tussen de vloeivelden en de horizontaal doorstroomde zuiveringsmoerassen met riet en met stro voor stikstofretentie. Er wordt bij deze studie naar de perspectieven niet gespecificeerd naar deze 3 types, omdat de verschillen in zuiveringsrendement niet goed verklaard kunnen worden. Uitgangspunt voor de berekening van de kosteneffectiviteit van de aangelegde zuiveringsmoerassen is een realistische schatting van de kosten en een realistisch gemiddelde effectiviteit over de 3 experimentele zuiveringsmoerassen.

Desalniettemin is het de moeite waard om het gunstige zuiveringsrendement van het experimentele zuiveringsmoeras met stro verder te onderzoeken. De verwachting is dat de zuiverende werking van stro is overgenomen door de spontaan ontstane lisdoddevegetatie. Wellicht is het inbrengen van stro bij aanleg van een zuiveringsmoeras een methode om ook tijdens de aanloopperiode, wanneer het (riet-)gewas nog niet volgroeid is, meteen een zuiverende werking te realiseren.

Regulering wateraanvoer

Voor een optimale zuiverende werking van zuiveringsmoerassen is een constant waterniveau in het zuiveringsmoeras en een regelmatige aanvoer van water vereist. Wanneer een zuiveringsmoeras in een extreem geval droog komt te staan, valt de zuivering vanzelfsprekend weg en zal het rendement na hervatting van de wateraanvoer nog geruime tijd laag zijn. In Nederland is sprake van een netto neerslagoverschot. Dit zorgt per saldo voor waterafvoer vanuit de landbouwgebieden. In potentie is daarmee drainagewater beschikbaar voor de voeding van zuiveringsmoerassen. Neerslag en verdamping verloopt echter a-synchroon in de tijd, wat leidt tot droge periodes, vooral in de zomer.

Een buffer voor de aanvoer van water is in het systeem opgenomen om met de 3 experimentele zuiveringsmoerassen een maximaal rendement te behalen. Het toepassen van een buffer werkt tweeledig gunstig op de retentie-capaciteit van een zuiveringsmoeras. Enerzijds is de hydraulische belasting beter controleerbaar en wordt droogvallen van het zuiveringsmoeras in de zomer voorkomen. Anderzijds wordt de buffer gebruikt om het meest nutriëntenrijke water in het zuiveringsmoeras te brengen, waardoor de gezuiverde vracht groter is.

Water uit een watervoerend lichaam kan voor de aanvoer in droge periodes worden gebruikt, wanneer dit in de nabijheid aanwezig is. Voor het beekbegeleidend zuiveringsmoeras kan óf drainagewater óf water uit de naburige beek worden ingelaten.

Voor buffering van wateraanvoer wordt in de praktijkontwerpen een vijver aangelegd als alternatief voor de waterzak. Enig verlies door wegzijging is acceptabel, waardoor folie onder de buffer of onder het zuiveringsmoeras achterwege kan blijven. Als de ondergrond teveel doorlatend is (wat leidt tot droogvallen), kan een verdicht kleidek worden aangebracht. Opslag in het bestaande slootsysteem is interessant omdat dit geen aanvullend beslag op landbouwgrond legt; in een aantal ontwerpen is dit doorgerekend. De mogelijkheid voor wateropslag in bestaande sloten is afhankelijk van de hydraulische situatie. Met extra stuwtes kan een buffer worden gecreëerd. Door de minder gereguleerde wateraanvoer wordt echter een

lager zuiveringsrendement verwacht dan bij aangelegde moerassen. Dit vertaalt zich uiteindelijk door in een zekere kosteneffectiviteit per gezuiverde kg stikstof of fosfor.

Bij de opschaling zijn zeven varianten ontworpen; toenemend in omvang, met verschillende opties van waterbuffering, een beekbegeleidend zuiveringsmoeras en een zuiveringsmoeras in het bestaande slootsysteem. Een overzicht van de varianten staat in tabel 6.2 en bijlage 8.

6.3.2 Variant 1: zuiveringsmoeras voor een klein perceel

Als eerste variant is een meer praktische, goedkope uitvoering van de experimentele moerassen voor de zuivering van het drainagewater van 2.4 ha landbouwgrond ontworpen. Belangrijkste besparingen zijn het niet plaatsen van folie onder de zuiveringsmoerassen en de aanleg van een vijver voor waterberging, met een gelijke inhoud en oppervlakte dan die van de waterzak (de stuwhoogte bedraagt 75cm). In de experimenten wordt de wateropslag gevoed vanuit een verzameldrain, waar de drainagebuizen op uitkomen. In variant 1 is de drainage niet 'samengesteld' gemaakt, maar wordt uitgegaan van een eenvoudig stuwte waarachter het water voor in de opslagvijver wordt opgepompt. Zuiveringsmoeras en vijver liggen op maaiveldhoogte, wat een pompsysteem nodig maakt om water vanuit de sloot op te pompen. Voor de effectiviteit wordt een gemiddelde van 60% geschat op basis van de langjarige resultaten van de 3 experimentele zuiveringsmoerassen. Op basis van het gemiddelde is deze schatting conservatief; wat wordt gerechtvaardigd door de redelijk grote variabiliteit van de uitkomsten. Deze schatting hoort bij het in de proeven gehanteerde belastingsniveau; dit is afhankelijk van de verhouding oppervlakte zuiveringssysteem en landbouwgrond. Voor het ontwerp is uitgegaan van een vloeiveld met riet, omdat deze de laagste kosten heeft en het beste landschappelijk inpasbaar is. Met eenzelfde hydraulische belasting en dimensionering heeft het zuiveringsmoeras in variant 1 een oppervlakte van 200m², ofwel ca. 1% van de landbouwgrond. Zuiveringsmoeras plus buffer samen neemt ruim 4% grond in beslag. In de perspectievenstudie wordt verder geen onderscheid gemaakt naar de uitvoering van het zuiveringsmoeras. Elke specifieke situatie in de praktijk vraagt om een specifiek ontwerp.

6.3.3 Variant 2: zuiveringsmoeras op perceelsniveau (groot perceel) met vijver

In variant 2 is het zuiveringsmoeras opgeschaald van 2.4 ha landbouwgrond naar 10 ha landbouwgrond; de schaal van een groter perceel. Het bijbehorend zuiveringsmoeras voor 50% van het drainagewater is 830 m² groot. Er wordt een waterbuffer gecreëerd welke naar verhouding even groot is als in de experimenten, wat neerkomt op 2500 m³. Wateropslag vindt plaats in een aangelegde vijver en bovendien wordt rekening gehouden met een zekere opslagcapaciteit in de sloot. Om wateropslag in de sloot mogelijk te maken is een stuwte nodig, waarvandaan water naar maaiveldhoogte wordt gepompt. De mogelijkheden voor wateropslag in de sloot zijn vanzelfsprekend afhankelijk van de (hydrologische) kenmerken van het gebied. Naast wateropslag in de sloot zijn andere, wellicht beter inpasbare maatregelen voor het vasthouden of conserveren van water. Op perceelsniveau valt te denken aan het toepassen van samengestelde peilgestuurde drainage. Deze optie is verder niet doorgerekend.

De omringende sloten met een totale lengte x breedte van ca. 1000 x 1,20 m kunnen bij opstuwning van 30cm ca. 400m³ water bufferen. Dat is slechts 16% van de gewenste buffercapaciteit; de rest -84%- wordt gebufferd door de vijver. Een vijver van 0,4 ha met een maximale stuwhoogte van 55 cm kan de resterende capaciteit van 2100 m³ leveren. Voor een optimale zuiverings efficiëntie wordt eerst zo veel mogelijk nutriëntenrijk slootwater in het zuiveringsmoeras en in de vijver gelaten; water in de vijver wordt bewaard voor droge tijden. Met deze manier van waterbuffering wordt verondersteld dat een rendement van 60% haalbaar is.

6.3.4 Variant 3: zuiveringsmoeras op perceelsniveau (groot perceel) zonder vijver

Het zuiveringsmoeras beslaat 0,8% van de oppervlakte landbouwgrond; met de wateropslag loopt het grondbeslag op tot 4,8%. Dit ruimtebeslag is voor de landbouwsector een groot bezwaar wat toepassing van natuurlijke zuivering van drainagewater in de weg staat. In variant 3 wordt daarom een zuiveringsmoeras zonder aangelegde vijver voor waterbuffering ontworpen. Waterbuffering vindt alleen plaats in het bestaande slootsysteem. Er wordt van uit gegaan dat dit slechts een buffering van 16% van de gewenste hoeveelheid oplevert (zie berekening onder variant 2). Een hogere buffercapaciteit zonder beslag

op landbouwgrond kan wellicht worden bereikt met aanvullende waterconserverende maatregelen. De watertoevoer –en daarmee de hydraulische belasting- zal door deze kleinere buffer in droge perioden lager zijn, met een groter risico dat het zuiveringsmoeras droog komt te staan. Het rendement wordt door de geringere controle over de watertoevoer teruggebracht van 60% naar 40%. Met deze indicatieve, ruwe schatting kan uiteindelijk de orde-grootte van de kosteneffectiviteit van de maatregel zonder buffervijver worden bepaald.

6.3.5 Variant 4: beekbegeleidend zuiveringsmoeras

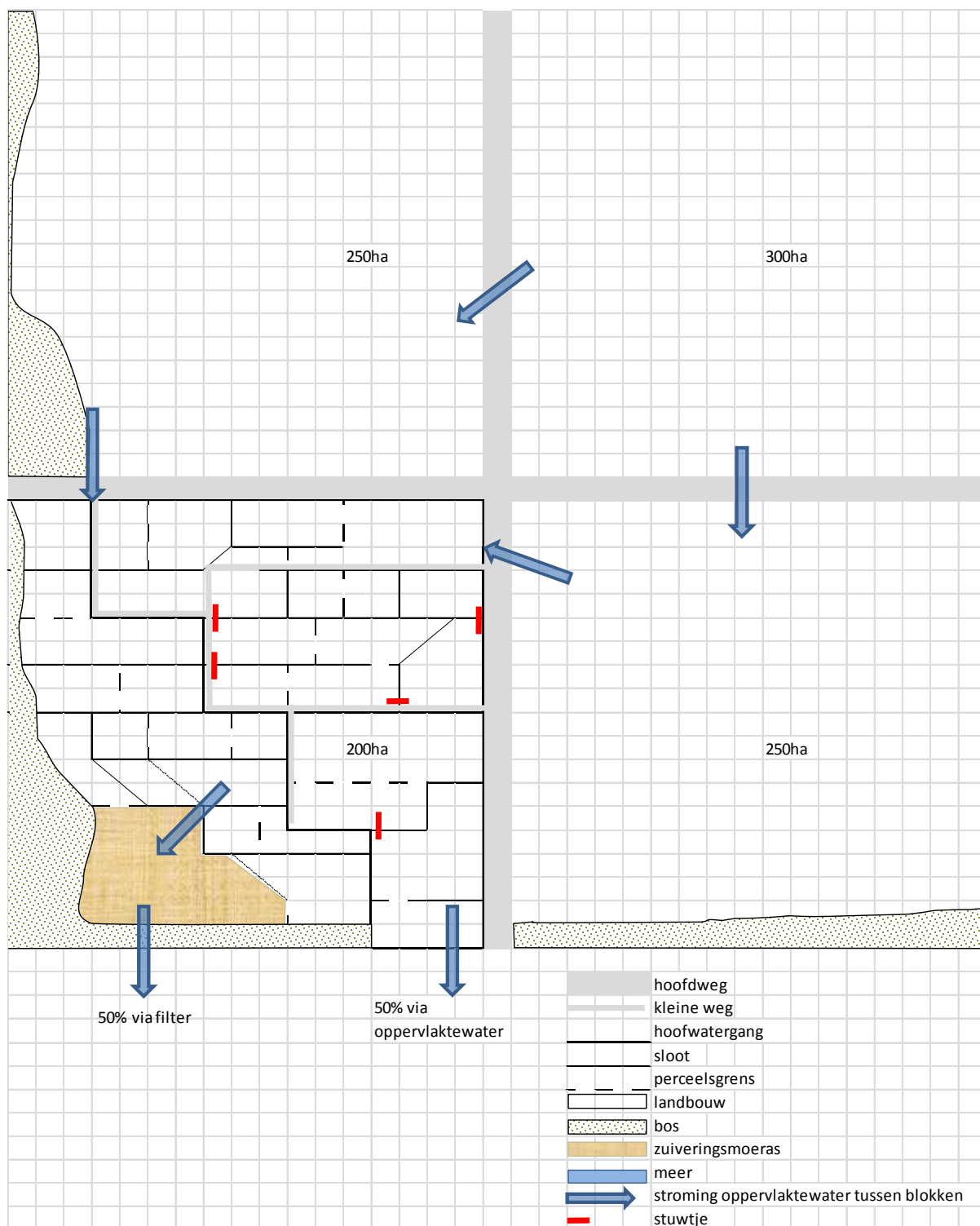
In variant 4 is het experimentele beekbegeleidend zuiveringsmoeras doorgerekend, wanneer dit in de praktijk uitgevoerd zou worden. Het beekbegeleidend zuiveringsmoeras heeft de mogelijkheid om via een 3 weg-klep direct water toe te voeren uit de drainage van 6 ha landbouwgrond of water uit de belendende beek. Met deze constructie wordt relatief nutriëntenrijk drainagewater gebruikt wanneer dit beschikbaar is én wordt droogvallen van het zuiveringsmoeras in de zomer voorkomen -mits de beek voldoende watervoerend blijft. Dit is een gunstige optie t.o.v. een aangelegde buffer, omdat het geen extra ruimte in beslag neemt. Het beekbegeleidend vloeiveld is met een ruimtebeslag van 2,2% ruim gedimensioneerd t.o.v. de 3 experimentele veldjes. Het beekbegeleidend zuiveringsmoeras is ontworpen voor fosfaat verwijdering, maar zuivert vanzelfsprekend ook stikstof uit het water. De langgerekte vorm van dit zuiveringsmoeras bevordert sedimentatie van vaste delen in het water; een belangrijke zuiveringsroute voor fosfor. Het gevonden zuiveringsrendement voor stikstof is laag (30%); problemen met de ontwikkeling van een vitaal rietgewas kan hier een oorzaak van zijn. In de vergelijking met de overige varianten wordt hetzelfde rendement van 60% aangehouden.

6.3.6 Variant 5: zuiveringsmoeras op gebiedsniveau met vijver

De gebiedsvarianten (5 tot en met 7) gaan uit van een zuivering van drainagewater uit een landbouwgebied van 1.000 ha. In variant 5 vindt zuivering plaats in een moeras van 8,3 ha, waarbij waterberging in een aangelegde vijver van 40 ha en het slootsysteem plaatsvindt. De vijver kan ook dienen als waterberging voor het gebied; de vraag is echter of waterberging goed combineert met buffering van water voor het moeras. Voor waterbuffering in het slootsysteem worden, evenals bij de perceelsvarianten 2 en 3 extra stuwtjes geplaatst (aanne: 20 stuks in het hele gebied). Het zuiveringsmoeras op gebiedsniveau, zoals in variant 5 ontworpen (zie Figuur 6.2), vraagt om een herziening van de slootpeilen in het gebied. In het ontwerp is sprake van natuurlijk verval richting het zuiveringsmoeras. Het laagste deel van het gebied is hydrologisch gezien de meest voor de hand liggende locatie voor het moeras. De wateraanvoer naar de vijver wordt gereguleerd met een pompsysteem.

6.3.7 Variant 6: zuiveringsmoeras op gebiedsniveau zonder vijver

In variant 6 vindt zuivering van 1.000 ha landbouwgrond plaats in een moeras van 8,3 ha, met alleen beperkte waterberging in het bestaande slootsysteem (zie variant 3). De waterbuffering in het slootsysteem wordt bereikt met plaatsing van 20 stuwtjes in het gebied van 1000 ha. Aangenomen wordt dat het water door het slootsysteem zonder aanvullende pompen etc. naar het zuiveringsmoeras stroomt. Wanneer de varianten 5 en 6 in een gebiedsherinrichting wordt meegenomen zal het op relatief weinig bezwaren van de landbouw stuiten, omdat de meest productieve gronden in gebruik blijven, terwijl landbouwwater gezuiverd het gebied verlaat via een zuiveringsmoeras op een nat gedeelte. Dit zuiveringsmoeras op gebiedsniveau is erop gericht dat het oppervlaktewater gezuiverd het landbouwgebied verlaat; het slootwater in het gebied is nog niet gezuiverd en voldoet evt. niet aan de MTR.



Figuur 6.2 Schematische weergave van het ontwerp van een zuiveringsmoeras op gebiedsniveau

6.3.8 Variant 7: zuiveringsmoeras in bestaande sloten op gebiedsniveau

In variant 7 vindt zuivering plaats in de sloot. In het bestaande slootsysteem in het fictieve gebied kan ca 2.5 ha moeras gerealiseerd worden. Sloten die niet permanent watervoerend zijn, worden in de zomer zo lang mogelijk watervoerend gehouden met de plaatsing van stuwte in het gebied (aanname: 20 stuks). Riet wordt niet meer jaarlijks uitgemaaid, maar beheer is gericht op de ontwikkeling van een vitale begroeiing *in* de sloot. Het verlengen van de watervoerende periode en aangepast rietbeheer is van belang voor

maximalisatie van het zuiveringsrendement in de sloot. Wanneer de doorstroming hierdoor teveel belemmerd wordt is, kan bijvoorbeeld verbreding van het slootprofiel plaatsvinden of kan gekozen worden voor de aanleg van moerasbufferstroken; de sloot kan dan eventueel 'conventioneel' uitgemaaid worden. De hydraulische belasting van dit zuiveringsmoeras in de sloot is door het jaar heen zeer variabel. Daardoor is de zuiveringsefficiëntie, ondanks de maatregelen om dit te bevorderen naar verwachting relatief laag. Nagenoeg alle gebiedswater stroomt echter door het 'zuiveringsmoeras', zodat toch nog een redelijke retentie (vracht) wordt bereikt. Het voordeel van dit zuiveringsmoeras op gebiedsniveau is wel dat waterzuivering door het hele gebied plaatsvindt; niet alleen in een zuiveringsmoeras, waar het gebiedswater samenstroomt (zoals in variant 5 en 6).

De ervaring uit het KRW-IP project 'Helofytenfilters in sloten' leert dat conventioneel rietbeheer in Noord-Groningen (jaarlijks uitmaaien op het niveau van de slootbodem) uiteindelijk leidt tot het zicht terugtrekken van riet uit de slootbodem. Riet wordt alleen nog aangetroffen in het talud van de sloot. Waarschijnlijk wordt bij conventioneel beheer het wortelstelsel van het *in* de sloot groeiend riet door de jaren heen dermate uitgeput dat daar geen hergroei meer optreedt.

6.3.9 Overzicht varianten

In tabel 6.2 en bijlage 8 is een overzicht opgenomen van de eigenschappen van de varianten.

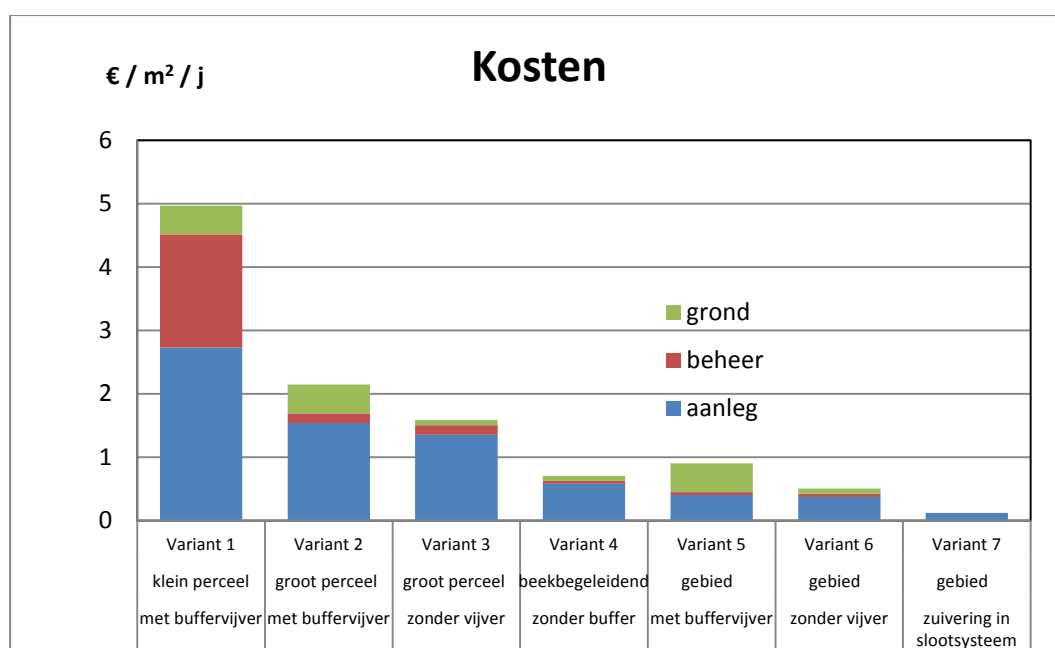
Tabel 6.2 Overzicht eigenschappen varianten voor berekening kosteneffectiviteit

Variant	Variant 1	Variant 2	Variant 3	Variant 4	Variant 5	Variant 6	Variant 7
Schaal	klein perceel	perceel	perceel	beekbegeleidend	gebied	gebied	gebied
oppervlak filter (m2)	200	830	830	1300	8.3 ha	8.3 ha	in slootsysteem
toevoerend oppervlak landbouw (ha)	2.4	10	10	6 ha (direct) 80 ha (via beek)	1000	1000	1000
Oppervlakte waterbuffer	900 m2 vijver	0.4 ha vijver + slootsysteem	in slootsysteem	-	40 ha vijver + slootsysteem	in slootsysteem	in slootsysteem
Inhoud waterbuffer							
buffer in sloot (m3)	-	600	600	-	60000	60000	60000
buffer in vijver (m3)	600	1900	-	-	190000	-	-
opslag (m3 buffer /100m2 landbouw)	4.7	5.0	1.2	-	5.0	1.2	2.4
Ruimtebeslag							
ruimtebeslag filter (netto)	0.8%	0.8%	0.8%	2.2%	0.8%	0.8%	0.0%
ruimtebeslag incl. buffer	4.6%	4.8%	0.8%	2.2%	4.5%	0.8%	0.0%
Kengetallen waterzuivering							
vracht via filter (kg N / jaar)	44	185	185	281	18500	18500	29250
vracht via filter (kg N / ha / jaar)	2220	2229	2229	2149	2229	2229	11700
rendement N	60%	60%	40%	30%	60%	40%	10%
retentie (kg N / ha / jaar)	1332	2220	1480	670	2220	1480	1170
vracht via filter (kg P / jaar)				16.5			
vracht via filter (kg P / ha / jaar)				126			
rendement P				50%			
retentie (kgP/ha/j)				61			

6.4 Kosten en kosteneffectiviteit van natuurlijke zuiveringsmoerassen

6.4.1 Kosten bij opschaling van natuurlijke zuiveringsmoerassen

Figuur 6.3 geeft de jaarlijkse kosten voor aanleg, grondbeslag en onderhoud van de 7 varianten weer. Van variant 1 tot 6 neemt de grootte van het zuiveringsmoeras toe. Opschaling leidt tot een besparing in kosten van aanleg en vooral beheer; variant 7 is zeer extensief in aanleg en beheer. Door grootschaliger werken met meer mechanisatie ontstaan schaalvoordelen (kostenbesparing per m² moeras). De kosten van de factor grond blijven gelijk, immers de grondprijs per m² moeras blijft gelijk bij opschaling; € 0,80 m²/jaar voor de varianten zonder en € 0,46 m²/jaar voor de varianten met buffervijver. Verhoudingsgewijs nemen de grondkosten dus toe met de grootte van het moeras. In Bijlage 8 is een specificatie van de geschatte kosten van de varianten opgenomen.



Figuur 6.3 Kosten van de 7 varianten van zuiveringsmoerassen.

De kosten voor beheer bestaan uit het jaarlijks maaien van het riet en onderhoud en beheer van eventueel een pompsysteem. Voor variant 1 zijn voor het maaien de kosten, zoals deze voor de experimenten zijn gemaakt door het proefbedrijf Vredepeel overgenomen. Omdat de schaalgrootte vanaf variant 2 tot 6 vergelijkbaar wordt met die van Waterpark Het Lankheet zijn de werkelijke kosten voor maaien in loonwerk van dit zuiveringsmoeras overgenomen (450€ per ha). Kosten voor onderhoud dalen van € 1,78 m²/jaar voor variant 1 naar € 0,05 m²/jaar voor de varianten 2 t/m 6. In variant 7 worden geen kosten voor onderhoud gerekend, aangezien kosten voor slootonderhoud reeds gemaakt worden. Slootonderhoud ten behoeve van waterzuivering betekent zelfs een besparing ten opzichte van conventioneel beheer, omdat niet meer jaarlijks gemaaid wordt; dit wordt niet meegenomen in de kostenberekening.

De grootste verschillen in jaarkosten tussen de verschillende zuiveringsmoerassen worden veroorzaakt door de aanlegkosten. Voor variant 1 zijn deze afgeleid van het experimentele vloeiveld en bedragen ca. € 55 per m² (Tabel 6.3). Dit is een aanzienlijke besparing ten opzichte van het experimentele vloeiveld (ca. € 81 per m²). Het grootste deel van deze besparing komt voort uit het vervangen van de waterzak (kostprijs € 13 500) door een vijver voor wateropslag. De vereenvoudiging van de uitvoering resulteert in een besparing in arbeidsuren voor variant 1. Voor de eerste opvang van drainagewater is een stuwte aangelegd in plaats van samengestelde drainage. De totale jaarlijkse kosten voor variant 1 dalen van ca. 10 € naar ca. € 5 per m² (Figuur 6.3).

Tabel 6.3 Indicatie van de kosten voor aanleg van een zuiveringsmoeras van 200 m² (variant 1)

	Investing		
	1.000 € / 200 m ²	€ / m ²	€ / m ² / j
rietplanten	1.1	5.41	0.27
grondwerk filter	2.4	11.93	0.60
grondwerk vijver	1.6	7.81	0.39
stuwte	3.0	15.00	0.75
arbeidsuren	1.8	9.10	0.45
divers materiaal	1.1	5.42	0.27
Totaal	10.9	54.67	2.73

Kosten voor de aanleg van 830 m² zuiveringsmoeras (variant 2 en 3) bedragen respectievelijk ca. € 31 en € 26 per m². De belangrijkste posten zijn de aanplant van rietplanten, grondwerk voor zuiveringsmoeras en bergingsvijver en uren arbeid. Om het slootsysteem geschikt te maken voor buffering zijn een (klein) pompsysteem (van € 1700 of € 0,10 per m² per jaar) en een stuwte (van € 3000 of € 0,18 per m² per jaar) opgenomen. Voor onderhoud en beheer van het pompsysteem is een gelijk bedrag aangenomen. Jaarlijkse kosten voor aanleg bij afschrijving over 20 jaar bedragen € 1,54 per m² per jaar voor variant 2 met vijver en € 1,35 per m² per jaar voor variant 3 (Tabel 6.4). De aannames over de kosten van variant 4; het beekbegeleidend systeem zijn opgenomen in Bijlage 8.

Tabel 6.4 Indicatie van de kosten voor aanleg van een zuiveringsmoeras van 830 m² (varianten 2 en 3)

	Investing		
	1.000 € / 830 m ²	€ / m ²	€ / m ² / j
rietplanten	4.5	5.41	0.27
grondwerk filter	5.0	5.97	0.30
grondwerk vijver	3.1	3.75	0.19
stuwte	3.0	3.61	0.18
pompsysteem 'klein'	1.7	2.05	0.10
arbeidsuren	5.0	6.06	0.30
divers materiaal	3.3	3.96	0.20
Totaal	25.6	30.81	1.54

De kosten voor de aanleg van een moeras van 8,3 ha volgens de varianten 5 en 6 bedragen respectievelijk ca. € 8,00 per m² en € 7,60 per m² en zijn gespecificeerd in Tabel 6.5. Op dergelijke grote schaal zal voordeel te behalen zijn uit de plantkosten van riet. Aangenomen wordt een halvering van de plantkosten (van € 5,41 per m² naar € 2,70 per m²) welke deels wordt bereikt door inkoopvoordeel, deels door het aanhouden van een lagere plantdichtheid. Mogelijk duurt het daardoor langer na aanplant voordat de maximale zuiverings-efficiëntie wordt bereikt (hiermee is geen rekening gehouden). Riet zaaien in plaats van planten zou de kosten nog verder kunnen reduceren, maar de zuiverende werking zal nog later op gang komen. In variant 5 wordt, aanvullend aan de buffering in de sloten, een vijver van 40 ha aangelegd. Op deze schaal zijn de werkzaamheden voor de aanleg van een vijver vergelijkbaar met die van de in de praktijk gebruikte methode van het inunderen van bollenpercelen. De kosten voor inunderen van (bollen-) land bedragen bijvoorbeeld € 900 per ha (Dwarswaard, 2010). In variant 5 en 6 wordt het slootsysteem gebruikt voor waterberging door plaatsing van 20 stuwtes in het gebied van 1000 ha. In variant 6 is de capaciteit van het slootsysteem de enige voorziening voor waterbuffering voor het zuiveringsmoeras en worden hiervoor alleen de stuwtes geplaatst.

Tabel 6.5 Indicatie van de kosten voor aanleg van een zuiveringsmoeras van 8,3ha (varianten 5 en 6)

	Investering		
	1.000 € / 8,3 ha	€ / m ²	€ / m ² / j
rietplanten	224	2.70	0.14
grondwerk filter	198	2.39	0.12
grondwerk vijver	37	0.45	0.02
stuwtes (20)	60	0.72	0.04
pompsysteem 'groot'	5	0.06	0.00
arbeidsuren	101	1.21	0.06
divers materiaal	41	0.49	0.02
Totaal	666	8.03	0.40

Volgens variant 7 kan in het bestaande slootsysteem in het fictieve gebied (zie Figuur 6.2) ca. 2.5 ha 'moeras' gerealiseerd worden. De kosten per m² moeras in Figuur 6.3 is op basis van deze 2.5 ha. Het rietbeheer wordt aangepast; wat geen kosten met zich meebrengt (wellicht is sprake van een kostenreductie door minder intensief slootonderhoud). Ook de aanlegkosten zijn nihil. De investering in stuwtes (20 stuks in het gebied) zijn de enige kosten.

6.4.2 Kosteneffectiviteit bij opschaling van natuurlijke zuiveringsmoerassen

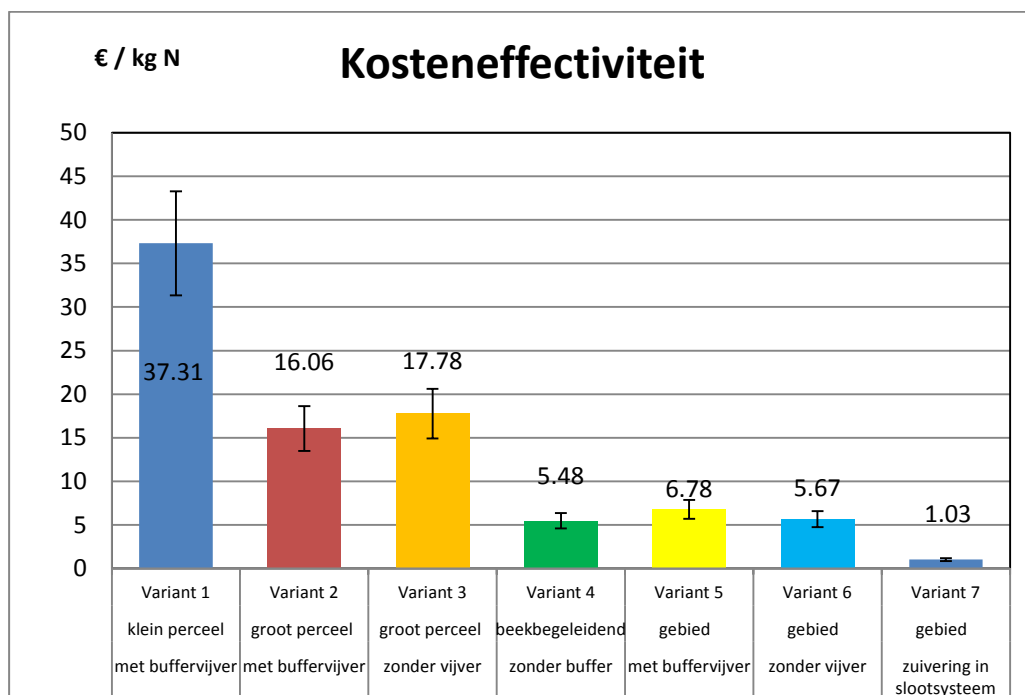
De kosten voor een meer praktische uitvoering van het zuiveringsmoeras op dezelfde schaal als de experimentele zuiveringsmoerassen bedragen ruwweg de helft ca. € 37 per kg N voor variant 1 (Figuur 6.4). De hoog-laag aanduiding in het staafdiagram duidt op de kosteneffectiviteit wanneer de effectiviteit (in % stikstofretentie) respectievelijk 20% lager of hoger is dan de berekende waarde.

Een schaalniveau groter (perceel van 10 ha) halveren de kosten nogmaals naar € 16 tot € 18 per kg N voor variant 2 en 3. Een gecontroleerde toevoer van water via een buffervijver laat een gunstiger kosteneffectiviteit zien. Rekening houdend met de onzekerheidsmarge over de effectiviteit, presteren variant 2 en 3 gelijk.

De experimentele zuiveringsmoerassen te Vredepeel zijn ontworpen voor de verwijdering van stikstof, terwijl het beekbegeleidend zuiveringsmoeras ontworpen is voor de verwijdering van fosfor. De vergelijking van kosteneffectiviteit tussen de varianten is gedaan op basis van stikstofverwijdering. Dit maakt de vergelijking met het beekbegeleidend zuiveringsmoeras lastig, omdat de fosfaat verwijdering niet in de kosteneffectiviteit meegenomen wordt. De effectiviteit voor stikstofverwijdering van variant 4 is laag: 30%. Door de lage jaarlijkse kosten is de kosteneffectiviteit gunstig ten opzichte van de andere aangelegde zuiveringsmoerassen.

Varianten 5 en 6 –een verdere opschaling van de varianten 2 en 3- leiden tot een gunstiger kosteneffectiviteit door een verdere verlaging van de aanlegkosten. In dit grootschalige zuiveringsmoeras lijken de meerkosten van een buffervijver niet op te wegen tegen de hogere efficiëntie die daarmee bereikt wordt (in tegenstelling tot bij variant 2 en 3).

De laagste kosteneffectiviteit wordt bereikt met een zuiveringsmoeras in bestaande sloten, variant 7.



Figuur 6.4 Kosteneffectiviteit voor de verwijdering van stikstof van de 7 varianten van zuiveringsmoerassen. De hoog-laag indicaties in de staafdiagram geven de kosteneffectiviteit aan bij een 20% lager of hoger zuiveringsrendement.

6.5 Toepasbaarheid van natuurlijke zuivering van drainagewater

6.5.1 Koppeling andere functies

Helofytenfilters vervullen naast de zuiverende werking op het oppervlaktewater ook nog andere functies. Riet of een helofyt als lisdodde hoort oorspronkelijk in veel Nederlandse landschappen thuis. In agrarische gebieden zijn veel van deze moeras- en slootvegetaties verdwenen. De aanleg van helofytenfilters kan hier een landschappelijke waarde vervullen. Een rietveld is de habitat van vele soorten vogels, insecten, amfibieën en kleine zoogdieren. Een permanente groei van riet in sloten blijkt tot een grote toename van verschillende soorten rietvogels te leiden (onder andere Blauwborst, Kleine Karekiet, Rietzanger en Rietgors; ANV Wierde en Dijk, 2011). Een helofytenfilter heeft daarmee een waardevolle functie voor de natuur en kan bijdragen aan een grotere biodiversiteit. De keerzijde van de verrijking van de biodiversiteit is dat zuiveringsmoerassen een goede leefomgeving voor steekmuggen zijn. Voor bewoning in de buurt kan dit overlast veroorzaken; steekmuggen hebben waarschijnlijk een actieradius van enkele honderden meters. In horizontaal doorstroomde 'subsurface' systemen zijn insecten geen probleem, in vloevelden mogelijk wel.

Bij de besproken varianten voor de praktijk worden voorzieningen getroffen om de watervoorziening van de zuiveringsmoerassen te reguleren. Daartoe wordt in natte perioden neerslag vastgehouden in het slootstelsel of in een waterreservoir in de vorm van een vijver. Dit vergroot het waterbergend vermogen en helpt het tegengaan van verdroging van het gebied. Eventueel kan dit waterreservoir of het zuiveringsmoeras door opzetten van het waterpeil tijdelijk worden gebruikt voor extra wateropslag, maar dit zal het zuiveringsrendement negatief beïnvloeden.

Het geogoste rietgewas heeft een economische waarde. Het kan bijvoorbeeld gebruikt worden als energieleverancier, stalstrooisel of vulmateriaal. Voor gebruik als dakbedekking zal de kwaliteit van het riet onvoldoende zijn. Riet is met een hoge biomassa-productie van ca. 30 ton ds/ha (de Blaeij en Reinhard, 2008) een interessant alternatief voor overige energiegewassen.

De economische verwaardiging wordt interessant bij grote productstromen van een zuiveringsmoeras van grote omvang. Ook maatschappelijke functies, zoals natuur, landschap en waterberging, komen beter tot

uiting bij voldoende schaalgrootte. Op gebiedsniveau wordt echter wel de inpasbaarheid in het landschap en in het watersysteem belangrijk, zoals aangegeven bij de varianten voor de praktijk.

De combinatie van deze vele maatschappelijk en economische functies waaraan een zuiveringsmoeras kan bijdragen is een bron van inspiratie voor aansprekende vormen van recreatie en kennisoverdracht. Op deze wijze ontstaat meer draagvlak in de samenleving, wat de weg opent voor een bredere toepassing van deze maatregel.

6.5.2 Externe effecten

In moerassen legt de biomassa koolzuurgas vast en uit het moeras komt methaan (moerasgas) en lachgas vrij. In de besproken experimenten zijn geen gasmetingen verricht. In het kader van deze studie wordt deze 'broeikasgas balans' kort besproken.

Methaan komt vrij bij de afbraak van organisch materiaal onder anaerobe omstandigheden. Dit afbraakproces verloopt veel langzamer dan de aanvoer van biomassa door afgestorven planten. In moerassen hoopt dus organisch materiaal op; de basis van veenvorming. De bijdrage aan het broeikaseffect van methaan is echter 23x groter dan die van dezelfde hoeveelheid koolzuurgas. In de atmosfeer oxideert methaan echter vrij snel tot CO₂ en water. Overigens niet alle methaan bereikt de lucht, maar kunnen door aerobe bacteriën in het moeras in worden omgezet. Op lange termijn is het effect van een levend moeras op de broeikasgasbalans positief, omdat het effect van de opslag van grote hoeveelheden (lang-cyclisch) CO₂ groter is dan de productie van (kort-cyclisch) methaan (Dise, 2009). In helofytenfilters wordt regelmatig organisch materiaal afgevoerd, wat daarmee niet meer beschikbaar is voor methaanvorming. De broeikasgasbalans is daarmee gunstiger dan van een onbeheerd moeras.

De bijdrage van lachgas aan het broeikaseffect is zeer groot; het levert een 298x grotere bijdrage dan dezelfde hoeveelheid koolzuurgas en is bovendien zeer persistent in de atmosfeer. Bij zowel de vorming als de afbraak van nitraat kan een klein deel als lachgas vrijkomen. Nitrificatie en denitrificatie grijpen op elkaar in en zijn op verschillende wijze afhankelijk van de beschikbaarheid van zuurstof, nitraatconcentratie en pH (Šebek en Schils, 2006). De lachgasproductie bleek zeer variabel binnen en tussen seizoenen, van uur tot uur en van dag tot dag in dezelfde RWZI (Voorthuizen, 2010). Dit maakt een kwantitatieve benadering van de lachgasproductie van moerassen erg moeilijk.

6.5.3 Inpasbaarheid in bedrijfsvoering en gebied

De perspectieven voor toepassing van natuurlijke zuivering worden -naast de effectiviteit en de kosten- bepaald door inpasbaarheid in de bedrijfsvoering van de landbouw en de inpasbaarheid in het gebied en het watersysteem.

De zuiveringsmoerassen te Vredepeel en langs de Eeuwseloop zijn aangelegd op uitspoelingsgevoelige, laaggelegen zandgronden met een hoge grondwaterstand en waterafvoer via oppervlaktewater. Op Vredepeel werden vooral vóór 2008 intensieve (sterk stikstofbehoefte) gewassen geteeld op de percelen bij het zuiveringsmoeras (sla, prei, spinazie, buxus; zie Figuur 2.3). In deze jaren was de effectiviteit (gezuiverde kg N) van de moerassen het grootst.

De proef bij de Eeuwseloop laat ook goede resultaten zien met de verwijdering van fosfor. Fosfor is minder mobiel in de bodem dan stikstof; uitspoeling van fosfor naar het oppervlaktewater laat gedurende het bouwplan een gelijkmatiger patroon zien. De retentie van fosfor wordt bevorderd door de langwerpige vorm (langere af te leggen weg door het filter) en wordt nog eens vergroot door combineren van het zuiveringsmoeras met een ijzerfilter.

Hieruit kan worden geconcludeerd dat zuiveringsmoerassen toepasbaar zijn in gebieden met uitspoelingsgevoelige gronden en intensieve teelten. Dit zijn de gebieden waar de MTR voor nutriëntengehaltes in het oppervlaktewater het meest worden overschreden. Bij de praktische ontwerpen voor zuiveringsmoerassen (zie paragraaf 6.3) zijn een aantal criteria besproken die de uiteindelijke uitvoering van het moeras en daarmee ook de inpasbaarheid bepalen. Elke specifieke situatie vraagt om een specifiek ontwerp voor een optimale (kosten-)effectiviteit.

Op de hoger gelegen zandgronden is veel minder afvoer via drainage en sloten en daardoor ook minder overschrijdingen van de MTR voor nutriënten in oppervlaktewater. In deze gebieden zijn zuiveringsmoerassen zijn geen oplossing. Voor de kleigebieden kunnen zuiveringsmoerassen wel een

oplossing zijn, al zijn de resultaten uit dit onderzoek niet extrapoleerbaar naar de omstandigheden in kleigebieden.

Zeer bepalend voor de inpasbaarheid de schaal waarop het zuiveringsmoeras wordt aangelegd. De varianten 1 tot en met 3 zijn ontworpen op perceelsniveau. Dit heeft als voordeel dat deze dicht bij de bron kunnen worden aangelegd. Wanneer na verloop van jaren echter het bouwplan verandert naar minder intensieve gewassen (zoals op Vredepeel na 2008), zal de effectiviteit dalen. Het grondbeslag van ca. 1% wordt door de boerenbelangenorganisaties, zeker op percelen waar intensieve groententeelt plaatsvindt, onacceptabel groot gevonden. Dit ruimtebeslag wordt nog aanzienlijk groter (ca. 4%) bij toepassing van een opslagbuffer voor water. Vanuit kosten oogpunt vallen de berekende jaarlijkse grondkosten nogal mee: ca. € 90 (variant 1) tot € 380 (variant 2). Het 'wegvallen' van een stukje goede productiegrond blijkt een zwaarwegend argument op zich te zijn.

Wanneer uitspoeling van nutriënten meer een algemeen gebiedsprobleem is, kan meer bereikt worden met een groot zuiveringsmoeras op gebiedsniveau in plaats van meerdere moerassen op perceelsniveau. Hiervoor moet in een gebied een oppervlakte van tientallen hectares gevonden worden (variant 5 en 6). Een groot zuiveringsmoeras kan bijvoorbeeld als onderdeel van het waterplan van een gebiedsinrichting worden opgenomen. Op gebiedsniveau kan gezocht worden naar een locatie waar de hydrologie en bodemgesteldheid gunstig zijn voor een moeras. Deze lager gelegen, natte, dus minder productieve gronden zijn minder aantrekkelijk voor de landbouw.

Voor een groot zuiveringsmoeras op gebiedsniveau geldt echter dat niet zozeer de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landbouwgebied, maar de waterkwaliteit van het uitgaande water verbetert. Er zal bovendien altijd enige retentie in het slootsysteem plaatsvinden. Bij zuivering door riet in de sloot verbetert de waterkwaliteit door het hele gebied.

6.5.4 Beheer en verantwoordelijkheid

Het is uiteindelijk zowel in het belang van de waterschappen als de landbouw dat de waterkwaliteit aan de MTR voldoet. Oplossingen moeten dan ook gevonden worden door dialoog tussen de waterschappen en de landbouw. De problematiek is afhankelijk van de kenmerken van het gebied en de landbouwpraktijk. Dit leidt tot een probleembeschrijving en een plan van aanpak op gebiedsniveau. Een dergelijke aanpak wordt ontwikkeld en toegepast in het IP-KRW project 'Landbouw Centraal'.

Zuiveringsmoerassen voor de behandeling van drainagewater uit de landbouw kan een onderdeel uit dit plan van aanpak zijn voor het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlaktewater. Wanneer lokaal nutriëntenconcentraties overschreden worden, kan een zuiveringsmoeras op kleine schaal een geschikte maatregel zijn. Hiervoor zijn afspraken met individuele ondernemers te maken om een of meerdere kleinschalige zuiveringsmoerassen aan te leggen. Voor elke situatie geldt een specifiek ontwerp, zo goed mogelijk in de bedrijfsvoering ingepast met een goede kosteneffectiviteit.

Wanneer nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater op grotere schaal in het gebied worden overschreden kan een oplossing liggen in een groot moeras op gebiedsniveau. Een dergelijk moeras van tientallen hectares dient een gemeenschappelijk doel van het waterschap en meerdere ondernemers. Een groot moeras kan handiger zijn voor bijv. controle en monitoring door een waterschap. De aanleg van een groot moeras kan lopen via procedures die vergelijkbaar zijn met de aanleg van een gebiedsvoorziening voor waterberging, als onderdeel van het waterplan van een gebiedsinrichting.

Het beheer valt uiteen in twee onderdelen: het instellen van de watertoevoer naar het moeras en het periodiek onderhoud van het moeras (maaien, uitbaggeren). Het is goed mogelijk en efficiënt om de ondernemer het beheer van een klein moeras te laten uitvoeren. Dit vraagt om goede afspraken. Ook de instellingen van de watertoevoer (met bijv. stuwtes, pompen) worden met het waterschap afgesproken. Het beheer van een groot moeras kan onder verantwoordelijkheid van een (agraris) ondernemer of het waterschap plaatsvinden. Een agraris) ondernemer heeft doorgaans niet de machines beschikbaar voor het maaien en baggeren van een groot moeras. Dit kan worden uitgevoerd door een loonwerker.

6.5.5 Financiering

Natuurlijke zuivering van drainagewater is een geschikte maatregel voor de zuivering van oppervlaktewater van nutriënten. Aan de maatregel zijn kosten verbonden voor het grondbeslag voor de aanleg van het zuiveringsmoeras en eventueel een waterbuffer. Grondkosten zijn nihil wanneer zuivering in het slootsysteem wordt toegepast. Bovendien vergt de maatregel investeringskosten en jaarlijkse kosten voor beheer. Het bereiken van een kwaliteit van het oppervlaktewater in landbouwgebieden die voldoet aan de MTR is een gezamenlijke verantwoordelijkheid van de landbouwsector en de waterschappen. Bij wie de rekening voor deze kosten geheel of gedeeltelijk kan worden neergelegd is een politieke discussie, die buiten de scope van dit rapport ligt.

Om de maatregel op enige schaal toegepast te krijgen door agrarisch ondernemers zal een (gedeeltelijke) financiële vergoeding moeten plaatsvinden. Deze vergoeding kan komen van de waterschappen als verantwoordelijke voor de oppervlaktewaterkwaliteit.

Onder het toekomstige GLB de landbouwproductie meer gekoppeld worden aan maatschappelijke waarden. Dat betekent dat boeren worden beloond voor hun bijdrage aan gewenste maatschappelijke waarden, zoals landschap, milieu en natuur. Zuiveringsmoerassen dragen naast verbetering van de waterkwaliteit bij aan verschillende maatschappelijke waarden (zie paragraaf 6.5.1). Concrete regelingen zijn echter nog niet ingevoerd.

Het aanleggen van een groot zuiveringsmoeras opent ook kansen voor ondernemers om inkomsten uit verschillende bronnen te combineren. Voorbeelden zijn een vergoeding voor waterzuivering en wateropslag in piekperioden van het waterschap, een recreatie- en educatiecentrum voor natuur en milieu en een kunstroute door het rietmoeras. Daarnaast kan een afnemer gezocht worden voor het geoogste riet (tot 30 ton biomassa), bijvoorbeeld voor de productie van elektriciteit en warmte voor een bedrijf, een instelling, een zwembad of een woonwijk.

6.6 Vergelijking andere maatregelen

6.6.1 Typen maatregelen

Het vergt in de Nederlandse situatie veel inspanning om de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water te behalen. In het landelijk gebied is vooral de landbouw de veroorzaker van te hoge emissies van fosfor en stikstof naar het oppervlaktewater. Het huidige landbouwbeleid is vooral gericht op maatregelen aan de bron. De kwaliteit van het oppervlaktewater is bijvoorbeeld met de regulering van gewasbemesting met dierlijke mest en kunstmest de laatste decennia aanzienlijk verbeterd. Om de genoemde doelen te halen zijn echter aanvullende maatregelen nodig. Deze kunnen bestaan uit een verdere aanscherping van de brongerichte maatregelen. Dit zal tot grote weerstand in de agrarische sector leiden, omdat intensievere teelten op uitspoelingsgevoelige, lichte gronden met nog lagere bemestingsniveaus zeer lastig of onmogelijk zullen worden.

Voor brongerichte maatregelen komt vroeg of laat de grens van wat haalbaar, acceptabel en betaalbaar is in zicht. Met alternatieve, effectgerichte maatregelen kan de landbouw een bijdrage leveren aan het behalen van de KRW doelstellingen. Onder andere in de 'Ex-ante evaluatie landbouw en KRW' (van der Bolt e.a., 2008) worden helofytenfilters als kosteneffectieve maatregelen gezien om emissies van stikstof en fosfaat te verminderen. Effectgerichte maatregelen zijn overigens geenszins een vervanger voor maatregelen aan de bron en schoon werken volgens goede landbouwpraktijk (het heeft geen zin om te 'dweilen met de kraan open').

Zuivering met helofytenfilters is een alternatieve, aanvullende maatregel voor (aanscherping van) het mestbeleid om de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijk gebied te verbeteren. Vergelijking van het effect en de kosteneffectiviteit tussen deze maatregelen valt buiten de scope van deze studie. Voor de vergelijking wordt kosteneffectiviteit uitgedrukt in de totale kosten die worden gemaakt om de vracht

stikstof of fosfor met 1 kg terug te brengen.

Tabel 6.6 Stikstof- en fosforretentie van enkele zuiveringsmoerassen voor oppervlaktewater in het landelijk gebied in Nederland

Benaming	Type	Retentie (%)	
		stikstof	fosfor
Vredepeel vloeiveld	vloeiveld met riet	60	n.v.t.
Vredepeel moerasbufferstrook	beekbegeleidend vloeiveld	8	n.v.t.
Eeuwselseloop vloeiveld	beekbegeleidend vloeiveld	40	50
Waterpark Het Lankheet	vloeiveld met riet	47	45
Strijbeekse beek moerasbufferstrook	Horizontaal doorstroomd filter met riet	7.5	n.v.t.

6.6.2 Vergelijking kosten en kosteneffectiviteit

In de literatuur worden uiteenlopende kosten voor helofytenfilters voor de zuivering van oppervlaktewater in het landelijk gebied in Nederland gevonden, wegens ontwerp voor uiteenlopende doeleinden en onder uiteenlopende bodem- en gebiedskenmerken. Bovendien kunnen de kosten die gemaakt moeten worden voor een betrouwbare watertoevoer sterk uiteenlopen; deze kunnen nihil zijn wanneer het moeras hydrologisch gezien gunstig in het gebied ligt, maar kunnen ook zeer aanzienlijk zijn wanneer water moet worden aangevoerd. Door deze verschillen in opzet lopen kosten en effectiviteit van de moerassen zeer uiteen; onderstaande vergelijking moet daarom met de nodige voorzichtigheid worden bekeken.

De totale investeringskosten voor de aanleg van een moeras van 8,3 ha in de regionale variant 6 bedragen 80.000 €/ha (zie paragraaf 6.3.7). De belangrijkste kostenposten zijn grondwerk (24.000 €/ha) en de aanplant van riet (33.000 €/ha, incl. arbeid). Dit totaalbedrag komt overeen met de raming in de Ex Ante Evaluatie, waar is gerekend met geschatte totale investeringskosten voor een helofytenfilter van 80.000 €/ha (Reinhard et al., 2008; Noij et al., 2008).

Door DHV zijn in opdracht van RIZA de kosten van maatregelen uit de KRW verkennen doorgerekend (Jansen en Benoist, 2006). De kosten voor een helofytenfilter van 30 ha zijn geraamd op 22.000 €/ha. Hiervan is 2.000 €/ha voor het aanleggen van een aarden wal gerekend en 20.000 €/ha voor de aanplant van riet. Deze berekening komt aanzienlijk goedkoper uit dan variant 6 uit de perspectievenstudie. Vooral de kosten voor grondwerk zijn aanzienlijk lager. Het benodigde grondwerk is van vele lokale factoren afhankelijk (niveau oppervlaktewater, voldoende vlakligging, ondoorlatendheid bodem, etc.).

De aanlegkosten van het beekbegeleidend systeem van Waterpark het Lankheet zijn bepaald op 14.000 €/ha (12.000 €/ha voor de aanplant van riet, 2.000 €/ha grondwerk). Daarnaast is voor 75.000 €/ha geïnvesteerd in de aanleg van een aanvoerkanaal. Tegenover een laag bedrag voor de aanleg van het rietveld staat een hoge investering voor toevoer van water naar het moeras. Met deze investering wordt wel een continue watertoevoer gegarandeerd, wat erg gunstig is voor het zuiveringsrendement.

De investeringskosten van een beekbegeleidend systeem zijn in deze studie berekend op 116.000 €/ha (variant 4). Dit is een fors hoger bedrag dan is aangenomen door Noij et al. (2008): 60.000 €/ha. Met een verdere opschaling van variant 4 (1300m²) is dit bedrag waarschijnlijk wel te bereiken (niet doorgerekend).

Concluderend kan gesteld worden dat de kosten van de varianten op gebiedsniveau aan de bovenkant liggen van de in de binnenlandse literatuur gevonden kosten voor zuiveringsmoerassen. Hierbij moet bedacht worden dat voor de niet-beekbegeleidende varianten in deze studie is geïnvesteerd in een

waterbuffer voor een meer gecontroleerde watertoevoer, resulterend in een hogere stikstofretentie. In beekbegeleidende systemen is doorgaans voldoende water voorhanden; echter voor het vloeiveld te Lankheet zijn ook aanzienlijke kosten gemaakt voor de toevoer van water. Wanneer de ingeschatte kosten van de in dit hoofdstuk beschreven varianten in werkelijkheid lager uitvallen, zal de kosteneffectiviteit nog gunstiger uitpakken.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Algemene conclusies

7.1.1 Technische resultaten

Aanleg van natuurlijke zuiveringsmoerassen is een relatief effectieve maatregel om stikstof en fosfaat te verwijderen uit drain- en slootwater. In de onderzochte zuiveringsmoerassen op proefbedrijf Vredepeel met een gecontroleerde watertoevoer kon meer dan 60% van de aangeboden stikstof worden verwijderd, dit komt overeen met een verwijdering van gemiddeld 800-1900 kg/ha zuiveringsmoeras per jaar. In vergelijkbare horizontale moerassen zijn zonder waterzak retenties van maximaal 42 % gehaald in een recente studies waarbij verschillende zuiveringsmoerassen met elkaar vergeleken werden (Vyzamal 2007) en maxima van 55% in waterpark Lankheet (Meerburg et al. 2010). In het beekbegeleidend vloeiveld met ongecontroleerde aanvoer van drainwater op proefbedrijf Vredepeel was het zuiveringsrendement van stikstof fors lager, minder dan 10% (ca. 200 tot 750 kg N/ha/jaar). In het beekbegeleidend vloeiveld aan de Eeuwseloop kon meer dan 50% van het opgeloste fosfaat verwijderd worden (14 kg P-PO₄/ha/jaar) en bijna 40% van de nitraatstikstof (ca. 700-1050 kg/ha/jaar). De fosfaatverwijdering uit de zuiveringsmoerassen op Vredepeel was nihil omdat het drainwater nauwelijks fosfaat bevatte. De waarden gemeten in Waterpark Lankheet (Meerburg et al. 2010) zijn vergelijkbaar.

Er was een grote variatie in stikstofrendementen en retentie tussen het zomer en het winterseizoen mede als gevolg van verschillen in hydraulische belasting en gehalten: hoog in de zomer en laag in de winter. Door het sterk terugbrengen van de hydraulische belasting in de zuiveringsmoerassen in Vredepeel kon ook in de winter nog een vrij goed zuiveringspercentage worden gehaald ondanks de lagere temperaturen. Voor het beekbegeleidend vloeiveld in Vredepeel was het rendement bij een grote aanvoer van drainwater in de winter vrijwel nihil, terwijl in de zomerperiode door het ontbreken van drainwater de retentiecapaciteit niet altijd werd benut. Ook langs de Eeuwseloop waren door de lage waterflux en lage concentraties van stikstof en fosfor in de zomer de rendementen niet zo hoog.

De retentie en het zuiveringsrendement is sterk afhankelijk van verblijftijd in het zuiveringsmoeras. De verblijftijd is vervolgens weer afhankelijk van de gekozen omvang van het zuiveringsmoeras en de instelling van de hydraulische belasting. Met een wateropslag is de verblijftijd goed te sturen, zonder wateropslag is dat lastiger. Door te sturen in de verblijftijd kan het zuiveringsrendement worden beïnvloed. Uit de resultaten van o.a. het strofilter bleek dat ook bij een kortere verblijftijd dan 3 dagen goede resultaten te halen zijn. Daarnaast beïnvloeden andere, niet of nauwelijks te sturen factoren de retentie en het rendement, als bijvoorbeeld de temperatuur en de concentraties van stikstof en/of fosfaat van het inkomende water.

De gehalten bij de uitstroom van de zuiveringsmoerassen voldeed gemiddeld genomen niet aan de MTR. In de zuiveringsmoerassen met wateropslag varieerde het stikstofgehalte bij de uitstroom van 2 tot 42 mg/l N totaal tot 2009 en daarna met maxima van 15 mg/l. In verwachting varieerden de concentraties sterk over het jaar: in de winterperiode waren ze hoog, in de zomerperiode daalden ze na enkele jaren na aanleg veelal tot onder de MTR van 2,2 mg/l N. Ook in het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop daalden de concentraties in de zomerperiode vooral onder de MTR. Na plaatsing van het ijzerfilter werd daar ook de MTR-waarde voor fosfor vrijwel gehaald. Voor een goede aquatische ecologie is vooral van belang dat de concentraties in het zomerseizoen onder de MTR zijn. Dit is bij deze systemen dus het geval. In het beekbegeleidend vloeiveld op proefbedrijf Vredepeel werden de stikstofconcentraties van het drainwater in het zuiveringsmoeras slechts beperkt verlaagd en werd de MTR zowel in de zomer als de in de winter niet gehaald.

Door het opslaan van nitraatrijk drainwater werd een deel van de stikstofvrucht verschoven van de winter naar de zomer. Uitgaande van goed werkende filters is dit voor de kwaliteit van het slootwater geen probleem. Als het filter echter niet goed werkt is de stikstofbelasting en het nitraatgehalte in het slootwater hoger dan dat het geweest zou zonder de wateropslag. Immers in een groot deel van de zomer spoelt

helemaal geen drainwater uit.

De meetperiode van de experimenten is met 3,5 tot 5 jaar nog relatief kort voor de levensduur van de filters (> 20 jaar). In enkele zuiveringsmoerassen, met name het horizontaal zuiveringsmoeras met riet, zagen we nog een duidelijke ontwikkeling in de zuiveringsrendementen. Ook is nog onduidelijk welk onderhoud nodig is aan de zuiveringsmoerassen om ze goed te laten functioneren, waaronder de maaifrequentie en wel of niet afvoeren van het gemaaid riet. In het zuiveringsmoeras met stro was de verwachting dat elke 3-5 jaar het stro vervangen moest worden. Het blijkt echter tot nu toe nog niet nodig te zijn. De resultaten van het beekbegeleidend vloeiveld te Vredepeel waren in de eerste 3,5 jaar zeer wisselend waardoor nog geen harde conclusies getrokken kunnen worden.

De zuiveringsmoerassen op proefbedrijf Vredepeel zijn allen gericht op verwijdering van stikstof. De fosfaatconcentraties in het drainwater op het proefbedrijf bleken erg laag te zijn. Wel is er sprake van nalevering van fosfaat uit de zuiveringsmoerassen. In de zuiveringsmoerassen met riet is dit zeer weinig. In het zuiveringsmoeras met stro is dit nog wel een behoorlijke hoeveelheid. De concentraties bevonden zich vrijwel altijd onder de MTR en gezien het fosfaatarme slootwater is een wat hogere concentratie ecologisch gezien wellicht juist welkom in het totale slootstelsel. Het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop is gericht op fosfaatverwijdering. De MTR waarden werden bijna bereikt. Door toevoeging van een ijzerfilter worden de MTR waarden voor fosfor gehaald, maar het is nog te vroeg om het te beoordelen omdat slechts 1 winterseizoen is gemeten. In het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop treedt ook nog een aanzienlijke stikstofverwijdering op. De verwijdering voor fosfor of stikstof is te sturen door keuzes in o.a. maai-beheer en verblijftijden in het zuiveringsmoeras.

De vegetatie van de zuiveringsmoerassen bestond vooral uit riet. We hebben één zuiveringsmoeras getest met stro als koolstofbron voor de denitrificatie waarop rietzwenkgras is ingezaaid. Hier ontstond na enkele jaren een zeer gevarieerde vegetatie. Deze vegetatie met o.a. lisdodde paste goed in het zuidoostelijk zand waar riet veel minder vaak voorkomt. Het inbrengen van stro blijkt een goede optie te zijn, echter het lijkt er sterk op dat de organische stof uit de wortels van de vegetatie ook van belang zijn voor de stikstofverwijdering aangezien het stro grotendeels nog niet verteerd is terwijl dat op basis van de retentie wel verwacht werd. Uit de laboratoriumproeven blijken houtsnippers door de lage afbraaksnelheid geen goede koolstofbron te zijn.

De zuiveringsmoerassen gericht op stikstofverwijdering zijn jaarlijks in het voorjaar gemaaid om de hergroei van het riet te bevorderen. Bij maaien in de nazomer kan met het riet meer stikstof en fosfaat worden verwijderd, maar de hergroei van het riet is veelal minder doordat er te weinig nutriënten naar de wortelstokken zijn getransporteerd. Het maaisel is in het vroege voorjaar zelfs niet afgevoerd om voldoende koolstof in de systemen te houden. In de zuiveringsmoerassen in Vredepeel, gericht op een zo groot mogelijke denitrificatiecapaciteit is de opname en afvoer van stikstof in riet een relatief beperkt deel van de retentie. In het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop is gekozen om te starten met jaarlijks maaien na de eerste drie jaar. Het maaien vindt plaats in het najaar om daarmee de maximale hoeveelheid fosfor.

In de ontwerpen is getracht om binnen de randvoorwaarden tot een maximale verwijdering van stikstof of fosfaat te komen. Vanuit de experimenten zijn er echter nieuwe inzichten opgedaan om tot betere ontwerpen te komen: Het beekbegeleidend vloeiveld te Vredepeel stond vaak droog in de zomer vanwege een gebrek aan drainage water. De zuiveringscapaciteit werd hiermee niet goed benut. Het is gewenst om continu water te kunnen aanvoeren, eventueel uit andere bronnen als sloten zoals in het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop is gedaan. Toevoeging van stro lijkt vanaf de aanleg van een zuiveringsmoeras tot hoge retenties te kunnen leiden. Toevoeging van stro kan een goede optie zijn, ook in zuiveringsmoerassen met riet. Als de nalevering van fosfaat uit het stro een probleem vormt zijn aanvullende maatregelen nodig. Te denken valt een koppeling van verschillende typen filters, zoals een strofilter met een rietfilter of het plaatsen van een ijzerfilter.

De huidige zuiveringsmoerassen zijn experimentele opstellingen die een kleine omvang hebben en waar

omwille van het onderzoek keuzes zijn gemaakt die in praktijksituaties anders worden ingevuld zoals de keuze voor folie onder de zuiveringsmoerassen te Vredepeel en de keuze voor een waterzak voor de wateropslag. De zuiveringsmoerassen met wateropslag waren zo ontworpen dat het deel van het drainwater met de hoogste concentraties stikstof opgevangen en gezuiverd zou worden. Het bleek echter dat het lastig is om te bepalen welk deel van het drainwater opgevangen moet worden en dat de wateropslag ook op korte termijn gevuld kon zijn. Ook vereist dit een ingewikkeld aanvoersysteem bij aanvoer vanuit verschillende percelen en bedrijven en regelmatige metingen van de concentraties in het aangevoerde water. Om tot praktische systemen te komen lijkt het beter om de aanvoer van water zo eenvoudig mogelijk te maken.

7.1.2 Kosten en perspectieven

De aanname is dat de maatregel het meest effectief is dichtbij de bron. Echter de kosteneffectiviteit is het gunstigst op grotere schaalniveaus. De kosteneffectiviteit voor stikstof zakt van ca. € 18 per kg N naar ca. € 5 per kg N. Ook is de effectiviteit van het zuiveringsmoeras het hoogste bij gecontroleerde wateraanvoer. De kosteneffectiviteit bij gecontroleerde wateraanvoer is voor een moeras op perceelsniveau gunstiger en op gebiedsniveau minder gunstig. Hier zijn de verschillen wel beperkt tot ca. € 1-2 per kg N. Het lijkt dus beter uit kosteneffectiviteitsoogpunt om zuiveringssystemen op grotere schaal aan te leggen en niet op individuele boerenbedrijven. De kosteneffectiviteit voor fosfor is ca. € 115 per kg fosfor

Het is onduidelijk hoe toepassing van zuiveringsmoerassen in de praktijk gefinancierd moet worden. Agrarische ondernemers zullen wegens het ontbreken van baten voor hen niet vrijwillig gaan investeren in de aanleg en beheer van zuiveringsmoerassen. Gezien de verantwoordelijkheid voor de waterkwaliteit en de gunstige kosteneffectiviteit lijkt een zuiveringsmoeras op gebiedsniveau het meest perspectiefvol. De verantwoordelijkheid voor financiering, aanleg en beheer kan het beste bij het waterschap liggen. In de toekomst ontstaan er wellicht kansen voor de vergoeding van maatschappelijke diensten vanuit het omgevormde GLB.

Het ruimtebeslag van de zuiveringsmoerassen varieert van ca. 1% van het landbouwareaal waarvan water gezuiverd wordt. Wanneer men echter ook water wil opslaan stijgt het ruimtebeslag naar ca. 4%, afhankelijk van de omvang en diepte van het waterreservoir. Voor de boerenbelangenorganisaties is dit ruimtebeslag een belangrijk punt in de keuze van maatregelen om emissies te beperken en met name zuiveringsmoerassen met wateropslag wijzen ze hierdoor af.

Het ruimtebeslag is minder een probleem wanneer het zuiveren van water gekoppeld kan worden aan andere doelen als waterberging, natuurontwikkeling of recreatie. Ook is de keuze waar de zuiveringsmoerassen aan te leggen van belang. Het beste kan dit op laaggelegen delen in een gebied die landbouwkundig minder interessant zijn.

De zuiveringsmoerassen zijn allen ontwikkeld in de laaggelegen zandgebieden waar grondwater dicht bij het oppervlak zit en water deels via oppervlakte water wordt afgevoerd. Zuiveringsmoerassen zijn voor de hoger gelegen zandgronden geen oplossing vanwege het gebrek aan sloten en drainage. Voor de kleigebieden kan het een oplossing zijn al zijn de resultaten uit dit onderzoek niet extrapolieerbaar naar de omstandigheden in kleigebieden.

Zuivering in het bestaande slootsysteem lijkt, op grond van indicatieve waarden, in vergelijking met zuiveringsmoerassen een kosten effectieve maatregel. Bekend is dat in het bestaande slootsysteem ook een behoorlijke retentie optreedt, zeker als er helofyten in groeien. Dit betekent echter dat bij toepassing van zuiveringsmoerassen direct bij de bron, de effectiviteit van de zuivering in het bestaande slootsysteem minder benut wordt. Wanneer het landbouwwater via het slootsysteem toestroomt naar een groot zuiveringsmoeras op gebiedsniveau, wordt wel deze zuiverende werking van sloten wel benut.

Het is in dit onderzoek niet mogelijk om aan te geven op welk percentage land de maatregel toegepast of geïmplementeerd kan worden. Het toepassen van zuiveringsmoerassen is maatwerk gezien de verschillende doelstellingen per gebied, verschillende hydrologische omstandigheden en verschillende

belastingen met nutriënten. De maatregel lijkt ons vooral effectief in gebieden met hoge nutriëntenemissies.

7.2 Aanbevelingen

7.2.1 Aanbevelingen voor landelijk beleid

Natuurlijke zuiveringssystemen zoals hier onderzocht zijn op basis van dit onderzoek een effectieve en kosteneffectieve maatregel om nutriëntenemissies uit landbouwgebieden op de lagergelegen zandgronden in Nederland te beperken. Hiermee kunnen lokale ecosystemen worden verbeterd en verminderd ook de nutriëntenvracht naar de kustwateren. De meetperiodes zijn nog tekort voor harde uitspraken. Ten opzichte van veel maatregelen lijkt zowel de effectiviteit als de kosteneffectiviteit gunstig. Wel is de vraag wat de effectiviteit op gebiedsniveau is wanneer ook de retentie van het huidige slootsysteem wordt meegewogen. De maatregel moet gebiedsspecifiek bekeken worden op toepasbaarheid en lijkt het beste toepasbaar in gebieden met hoge nutriëntenemissies. Financiering, aanleg en beheer lijkt het beste onder verantwoordelijkheid van waterschappen te kunnen gebeuren.

Voor doorrekening van de maatregel in beleidsinstrumenten als de KRW-verkenner en de KRW-echo is het lastig om aan te geven op welk percentage gebied de maatregel toepasbaar is en/of toegepast gaat worden en welk deel van het drain- en slootwater van een gebied via het zuiveringsmoeras zal lopen. Dit is zeer gebiedsafhankelijk.

7.2.2 Aanbevelingen voor initiatiefnemers en beheerders van zuiveringsmoerassen

Zuiveringsmoerassen kunnen een effectieve en kosteneffectieve maatregel zijn om nutriëntenemissies te beperken. Hieronder een aantal aanbevelingen waar en hoe de zuiveringsmoerassen aan te leggen.

- Overweeg om zuiveringsmoerassen aan te leggen in gebieden met een hoge nutriëntenemissie en met ruimte voor aanleg van de zuiveringsmoerassen op laaggelegen gronden in het gebied.
- Een waterberging voor het zuiveringsmoeras is wenselijk of als alternatief berging van water in het gebied zelf om het zuiveringsrendement te vergroten.
- De te zuiveren stof (stikstof, fosfaat) bepaalt de inrichting en beheer van het zuiveringsmoeras. Bij stikstof is denitrificatie het overheersende proces, bij fosfaat is sedimentatie het overwegende proces eventueel in combinatie met adsorptie (aan bijvoorbeeld ijzer).

7.2.3 Aanbevelingen voor nader onderzoek

Het is aan te bevelen het onderzoek in de hier onderzochte zuiveringssystemen voort te zetten om zo een beter beeld te krijgen van de werking over langere termijn. De meetperiodes zijn eigenlijk nog te kort voor een betrouwbaar beeld over de werking van de systemen.

Daarnaast is het goed om reeds aangelegde praktijksystemen ook te monitoren en de gegevens van de verschillende systemen gezamenlijk te analyseren om tot een beter beeld te komen van de prestaties van zuiveringssystemen.

Ook zal vergeleken moeten worden wat de retenties is van het bestaande slootssystemen in vergelijking met de aanleg van zuiveringsmoerassen in deze systemen.

De rol van stro (en evt. andere alternatieve organische stofbronnen) in het verwijderen van stikstof kan ook verder onderzocht worden. Het zuiveringsmoeras met stro was het best presterende systeem maar onduidelijk is nog wat de functie van stro is in het zuiveringsproces.

Referenties

- Antheunisse, AM, Mm Hefting en EJ Bos (2008). Moerasbufferstroken langs watergangen; haalbaarheid en functionaliteit in Nederland. STOWA rapportnummer 2008-07
- Arheimer B & Wittgren H (1994). Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio* 23: 378-386
- ANV Wierde & Dijk (2011). Kaantjes & Raandjes. Brochure, Leens.
- Bachand PAM and Horne AJ (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I Very high nitrate removal rates in a macrocosm study - Special Issue Nitrogen and phosphorus retention in wetlands. *Ecological Engineering* 14: 1 2 9-15.
- Baker LA (1998). Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Science and Technology* 38 (1): 389-395
- Jansen, S. en F. Benoist (2006). Kennissysteem Maatregelen; kostenkennallen maatregelen. DHV Arnhem.
- Blaeij, A.T. de en A.J. Reinhard (2008). Een waterpark als alternatief; MKBA aanleg multifunctioneel helofytenfilter op Waterpark Het Lankheet. Rapport 2008-061. LEI Wageningen UR, Den Haag
- Bolt FJE van der, Bosch H van der, Brock ThCM, Hellegers PJGJ, Kwakernaak C, Leenders TP, Schoumans OF en Verdonschot PFM (2003) *AQUAREIN: Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor de landbouw natuur recreatie en visserij Altera-rapport 835*
- 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, H. M. Mulder (2008). Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Effect van voorgenomen en potentieel aanvullende maatregelen op de oppervlaktewater-kwaliteit voor nutriënten. *Alterra rapport 1687*
- Borin, M., Bonaiti, G., Giardini (2001). Controlled Drainage and Wetlands to Reduce Agricultural Pollution. *Journal of Environmental Quality* 30: 1330-1340
- L Braskerud BC (2002). Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18: 351-370
- Brix H (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development present status and future perspectives. *Wat Sci Tech* 30: 209-223
- Clevering, O.A., A.L. Smit, T.G.L. Aendekerk en N.S van Wees (2004). Mogelijkheden voor hergebruik en zuivering van uitgespoelde nutriënten. Deskstudie in het kader van het project Nutriënten Waterproof, LNV-programma's systeeminnovatie open teelten (400-I en 400-III). Systeeminnovatierapport, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving, Sector Akkerbouw, Groene Ruimte en Vollegrondsgroenten, december 2004, 52 pp. + bijlagen.
- Clevering, O.A., G.J. Noij, A. van den Toorn, J. van Kleef, W.J.M. de Groot, A.J. Zweers en W.J. Chardon. 2007. Zuiveringsmoeras Eeuwselseloop; Voortgangsrapportage 2007. Intern rapport.
- Crumpton WG (2001). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds; the importance of a watershed scale approach. *Wat Sci Tech* 44: 559-564.
- Crumpton, WG (2000). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds; the importance of a watershed scale approach. *Water Science and Technology* vol. 44, no 11/12, pp. 559-564
- De Haan, J.J. (ed) (2005). *Nutriënten Waterproof, Interne rapportage van de planvormingsfase*. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving. Lelystad.
- Dise, N.B. (2009). Peatland Response to Global Change. *Science* 326:810-811.
- Dunne EJ, Reddy KR and Carton OT (2005). Nutriëntmanagement in agricultural watersheds A wetlands solution Wageningen Academic Publishers
- Dwarswaard, A (2010). Inundatie goed op te nemen in vruchtwisseling. *Bloembollennisie* 201:22.
- Ecofyt (2004). Ontwerp helofytenfilters Vredepeel. Oirschot.
- Fermor PM, Hedges PD, Gilbert JC and Gowing DJG (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England *Hydrological Processes* 15(4): 621-631.
- Goering, HK en PJ van Soest (1970). Forage fibre analyses. Agriculture handbook No 379. US Department of agriculture, 1970.
- Haan, J.J. (2006). *Terugdringen nutriëntenverliezen. Nutriënten Waterproof van plan tot uitvoering*. Systeeminnovatieprogramma open teelten. PPO-publicatienr. 351. Praktijkonderzoek Plant en

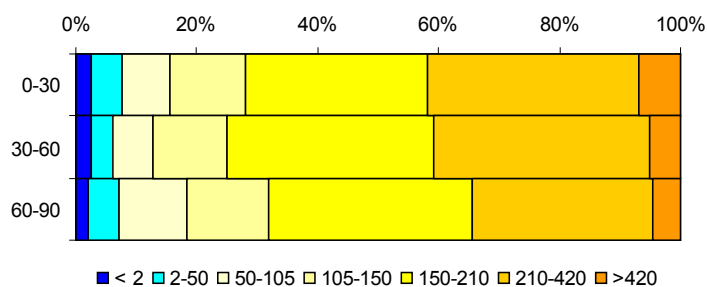
- Omgeving. Lelystad.
- Haan, J.J. de; Geel, W.C.A. van; Verstegen, H.A.G.; Hendriks-Goossens, V.J.C. (2010). Nutriënten Waterproof : Nitraatnorm op zand verdraagt geen intensieve landbouw. Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., (PPO / rapport)
- Haberl R and Perfler R (1991). Nutrient removal in a reed bed system *Water Science and Technology* 23: 729-737.
- Hey DL (2002). Nitrogen farming: Harvesting a different crop. *Restoration Ecology* 10: 1-10
- Hey DL, Urban LS and Kostel JA (2005). Nutrient farming: The business of environmental management. *Ecological Engineering* 24: 279-287
- Hoffmann, CC, J Uusi-Kamppa, HC Bruun Hansen & B. Kronvang. 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38: 1942-1955.
- Hume NP, Fleming MS and Horne AJ (2002). Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetland microcosms. *Water Research* 36: 577-584
- Ingersoll TL and Baker LA (1998). Nitrate removal in wetland microcosms - *Water Research Oxford* 32 (3): 677 684.
- Kadlec RH (2002). Constructed wetlands to remove nitrate In: Dunne EJ, Reddy KR and Carton OT (eds). Nutriëntmanagement in agricultural watersheds A wetlands solution. Wageningen Academic Publishers.
- Kadlec RH (2005). Nitrogen farming for pollution control - *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 40: 1307-1330.
- Kadlec RH and Knight RL (1996). *Treatment Wetlands* - Lewis Publishers Boca Raton.
- Ligtvoet, W., Beugelink, G. C. Brink, R. Franken & F. Kragt. 2008. Kwaliteit voor later; ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water. PBL publicatienr. 50041001/2008. MNP, Bilthoven.
- Mars, H. de. 2008. Second opinion over functioneren rietfilter Eeuwseloop. Haskoning, Maastricht.
- Meerburg, BG, PH Vereijken, W. de Visser, J. Verhagen, H. Korevaar, EP Querner, AT de Blaeij and A. van der Werf (2010). Surface water sanitation and biomass production in a large constructed wetland. *Wetlands Ecology and Management* 18:463-470.
- Moussinie en van Diggelen & Vegter Nutriëntenverwijdering in overstromingsmoerassen. 2009. *H2O* 12: 29-32
- Mulder, H.M., L.P.A. van Gerven, E.P. Querner & A.K. van der Werf (2009). Waterkwaliteit op het landgoed Lankheet. Zuiverende werking van rietvelden en de Buurserbeek. Alterra-rapport 1878
- Noij, G.J. (2006). Projectplan: Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg: Plan van Aanpak en Monitoring. Intern rapport.
- Noij, G.J. (2008). Projectplan: Fosfaatpilot Noord- en Midden-Limburg: Monitoring uitmijnen, afspoeling en zuiveringsmoeras. Intern rapport.
- Noij, G.J., W. Corré, E. van Boekel, H. Oosterom, J. van Middelkoop, W. van Dijk O. Clevering, L. Renaud, J. van Bakel (2008). Kosteneffectiviteit van alternatieve maatregelen voor bufferstroken in Nederland. Aterra rapport 1618.
- Paludan C, Alexeyev FE, Drews H, Fleischer S, Fuglsang A, Kindt T, Kowalski P, Moos M, Radlowki A, Stromfors G, Westberg V and Wolter K (2002). Wetland management to reduce Baltic sea eutrophication. *Water Science and Technology* 45: 87-94.
- Reinhard, A.J., V.G.M. Linderhof, R. Michels en N.B.P. Polman (2008). Landbouwkosten van KRW-maatregelen voor de Ex Ante Evaluatie. LEI, Den Haag.
- Sebek LBJ en RLM Schils (2006). Verlaging van methaan- en lachgasemissie uit de Nederlandse melkveehouderij: implementatie van reductiemaatregelen op praktijkbedrijven binnen project Koeien & Kansen. Rapport 16. Animal Science Group. Wageningen UR.
- Tanner CC, Nguyen ML and Sulkias JPS (2005). Constructed wetland attenuation of nitrogen exported in subsurface drainage from irrigated and rain-fed dairy pastures. *Water Science and Technology* 51: 55-61.
- Toet S, Bouwman M, Cevaal A and Verhoeven JTA (2005). Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Thypha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent - *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 40:1133-1156
- Voorthuizen, E. van, M. Kampschreur, M. van Loosdrecht en C. Uijterlinde (2010). Emissies van

- broeikasgassen van rwzi's. *H₂O* 14/15:30-33.
- Vos JA de, Clevering OA en Sival FP (2006). Stikstof- en fosfaatverliezen naar grond- en oppervlaktewater bij vernatting van landbouwgronden Syntheserapport Alterra-rapport 1393
- Vymazal J (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years' experience. *Ecological Engineering* 18(5) Special Iss SI: 633-646.
- Vymazal J, Dušek J, Kvet J (1999). Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study - In: Vymazal J (ed) *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands* Backhuys Publishers pp 85-100
- Vyzamal, J. 2009. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Tot. Env.* 380: 48-65
- Vymazal, J. (red) (2010). *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer.
- Willems W, Beusen AHW, Renaud LV, Luesink HH, Conijn JG, Oosterom HP, Born GJ vd, Kroes JG, Groenendijk, P Schoumans OF (2005). Nutriëntenbelasting van bodem en water: verkenning van de gevolgen van het nieuwe mestbeleid (NMP Rapport 500031003/2005).
- Zweers, H., W.J. Chardon, G.J. Noij & J. Harmsen (2009). Fosfaatverwijdering door middel van ijzerfilters; Laboratoriumexperimenten. Alterra Intern rapport.

Bijlage 1 Samenstellen grond in zuiveringsmoerassen met wateropslag te Vredepeel

Tabel B.1. Samenstelling van het metselzand (voor horizontaal filter) als ook van de grond afkomstig van Vredepeel (voor vloeiveld en strofilter). Er werden drie monsters *per substraattypen* genomen.

		Metselzand			geel zand (Vredepeel)		
		1	2	3	1	2	3
NO ₃ -N	mg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,1	0,5	< 0,5
NH ₄ -N	mg/l	0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
N-totaal	mg N/kg	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100	< 100
P-totaal	mg P ₂ O ₅ /100 g	11	8	6	8	8	9
P	mg P/kg	< 0,20	0,21	0,76	0,24	0,61	< 0,20
Pw	mg P ₂ O ₅ /l	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4
pH-KCl		4,7	4,8	4,3	5,6	5,7	5,6
o.s.	%	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
CaCO ₃	%	< 0,1	0,1	< 0,1	0,2	0,2	0,1
Al-Ox	mmol Al/kg	< 3	< 3	< 3	16	14	18
Fe-Ox	mmol Fe/kg	2	2	1	< 2	< 2	< 2
P-Ox	mmol P/kg	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2



Figuur B 1. Korrelgrootteverdeling (%) per bodemlaag van 30 cm van substraat afkomstig van Vredepeel. Klei (0 – 50 μm); fijn zand (50 – 210 μm) en grof zand (> 210 μm). Het betreft leemarm matig fijn zand.

Bijlage 2 Chemische samenstelling van het grondwater (2007-2009) van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwselseloop

* Tussen haakjes de aantoonbaarheidsgrens

datum	afstand vanaf begin (m)	diepte (cm)	N-NH ₄	N-(NO ₃ +NO ₂)	P-PO ₄
			[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
			(0.04)*	(0.03)*	(0.02)*
17-9-2007	4	5	1.64	0.01	0.05
17-9-2007	4	25	0.14	0.00	0.00
17-9-2007	4	45	0.66	0.01	0.01
17-9-2007	19	5	2.37	0.01	0.02
17-9-2007	19	25	4.92	0.19	0.12
17-9-2007	19	45	3.40	0.00	0.03
17-9-2007	45	5	1.39	0.00	0.05
17-9-2007	45	25	0.38	0.00	0.00
17-9-2007	45	45	0.53	0.00	0.01
17-9-2007	105	5	0.45	0.00	0.01
17-9-2007	105	25	0.84	0.01	0.00
17-9-2007	105	45	0.49	0.00	0.00
17-9-2007	217	5	0.21	-0.01	0.01
17-9-2007	217	25	0.18	-0.01	0.01
17-9-2007	217	45	0.42	0.01	0.00
18-11-2007	4	5	1.30	0.60	0.12
18-11-2007	4	25	0.49	0.02	0.02
18-11-2007	4	45	0.25	0.01	0.02
18-11-2007	19	5	1.22	0.06	0.01
18-11-2007	19	25	3.29	0.02	0.05
18-11-2007	19	45	2.79	0.00	0.04
18-11-2007	45	5	1.06	0.01	0.05
18-11-2007	45	25	0.52	0.03	0.01
18-11-2007	45	45	1.01	0.01	0.04
18-11-2007	105	5	0.26	-0.01	0.01
18-11-2007	105	25	0.21	0.01	0.01
18-11-2007	105	45	0.67	-0.01	0.02
18-11-2007	217	5	0.30	0.03	0.03
18-11-2007	217	25	0.19	0.02	0.01
18-11-2007	217	45	0.46	0.18	0.03
27-2-2008	4	5	0.32	0.08	0.01
27-2-2008	4	25	1.77	0.04	0.39
27-2-2008	4	45	0.72	0.15	0.02
27-2-2008	19	5	2.40	0.15	0.03
27-2-2008	19	25	0.66	0.31	0.02
27-2-2008	19	45	2.80	0.06	0.03
27-2-2008	45	5	0.63	0.05	0.02
27-2-2008	45	25	0.94	0.18	0.03
27-2-2008	45	45	0.51	0.01	0.01
27-2-2008	105	5	0.66	0.34	0.02
27-2-2008	105	25	0.37	0.01	0.01
27-2-2008	105	45	0.34	0.04	0.01
27-2-2008	217	5	0.23	0.32	0.02
27-2-2008	217	25	0.45	0.32	0.02

datum	afstand vanaf begin (m)	diepte (cm)	N-NH ₄	N-(NO ₃ +NO ₂)	P-PO ₄
			[mg/l] (0.04)*	[mg/l] (0.03)*	[mg/l] (0.02)*
27-2-2008	217	45	0.09	0.33	0.01
04-11-2009	4	45	0.11	0.00	0.01
04-11-2009	19	45	0.07	0.13	0.04
04-11-2009	45	45	5.00	0.33	0.53
04-11-2009	105	45	0.07	0.00	0.02
04-11-2009	217	45	0.26	0.00	0.02
04-11-2009	4	25	0.05	0.01	0.01
04-11-2009	19	25	0.08	0.11	0.03
04-11-2009	45	25	0.07	0.03	0.00
04-11-2009	105	25	0.04	-0.01	0.01
04-11-2009	217	25	0.00	0.01	0.00
04-11-2009	4	5	0.04	0.00	0.02
04-11-2009	19	5	0.05	0.15	0.01
04-11-2009	45	5	0.02	0.05	0.03
04-11-2009	105	5	0.01	-0.01	0.01
04-11-2009	217	5	0.02	-0.01	0.00

Bijlage 3 Samenstelling rietplanten van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwselseloop

Het drooggewicht en de samenstelling van de wortelstokken van de bovengrondse biomassa van de rietplanten (2007 en 2009-2010).

Datum	Monster- omschrijving	Nt g/kg	Pt g/kg	K g/kg	Cl g/kg	partij-1	partij-2	Nr.	Ligging	Blok				Totaal	N-totaal	P-totaal	N-totaal	P-totaal
						totaal droog- gewich t	totaal droog- gewicht			Lengte	Breedte	Afstand	kg/ha					
						g	g		m	m	m	m	kg/ha	g/kg ds	g/kg ds	kg/ha	kg/ha	
aantoonbaarheidsgrens		1.1	0.25											1.1	0.25			
1-7-2007	1-3	18.4	1.9					1	0-10	10	4.5	4	180.2	18.4	1.9	3.3	0.3	
1-7-2007	4-6	13.2	1.4					2	10-30	20	4.5	19	190.7	13.2	1.4	2.5	0.3	
1-7-2007	7-9	18	1.6					3	30-70	40	4.5	45	187.7	18	1.6	3.4	0.3	
1-7-2007	10-12	18.4	2					4	70-150	80	4.5	104	164.4	18.4	2	3.0	0.3	
1-7-2007	13-15	18.5	2.1					5	150-290	140	4.5	217	136.1	18.5	2.1	2.5	0.3	
8-9-2008	1	14.9	1.49			70.6	67.0	1	0-10	10	4.5	4	1375.9	14.9	1.49	20.5	2.1	
8-9-2008	2	14.3	1.49			54.2	138.5	2	10-30	20	4.5	19	1926.1	14.3	1.49	27.5	2.9	
8-9-2008	3	15.5	1.31			110.3	107.9	3	30-70	40	4.5	45	2182.0	15.5	1.31	33.8	2.9	
8-9-2008	4	14.8	1.21			223.5	58.4	4	70-150	80	4.5	104	2819.5	14.8	1.21	41.7	3.4	
8-9-2008	5	12.6	1.12			125.1	95.1	5	150-290	140	4.5	217	2202.5	12.6	1.12	27.8	2.5	
11-09-2009	Blok 1	12.8	1.31	10.4	5.82	247.4	113.5	1	0-10	10	4.5	4	3608.3	12.8	1.31	46.2	4.7	
11-09-2009	Blok 2	11.5	0.98	7.6	4.04	85.2	240.3	2	10-30	20	4.5	19	3254.5	11.5	0.98	37.4	3.2	
11-09-2009	Blok 3	11.1	0.97	8.4	4.93	195.1	326.2	3	30-70	40	4.5	45	5213.0	11.1	0.97	57.9	5.1	
11-09-2009	Blok 4	10.1	0.83	7.4	4.18	179.0	301.4	4	70-150	80	4.5	104	4803.1	10.1	0.83	48.5	4.0	
11-09-2009	Blok 5	11.3	0.94	8.8	4.87	172.4	196.2	5	150-290	140	4.5	217	3686.4	11.3	0.94	41.7	3.5	
16-09-2010	Blok 1	11.7	1.04	7.7		426.2	140.8	1	0-10	10	4.5	4	5670.2	11.7	1.04	66.3	5.9	
16-09-2010	Blok 2	13.5	1.26	11.6		166.3	253.0	2	10-30	20	4.5	19	4192.5	13.5	1.26	56.6	5.3	
16-09-2010	Blok 3	10	0.93	7		202.0	272.3	3	30-70	40	4.5	45	4742.9	10	0.93	47.4	4.4	
16-09-2010	Blok 4	12	0.91	9		293.4	129.6	4	70-150	80	4.5	104	4230.6	12	0.91	50.8	3.8	
16-09-2010	Blok 5	10.6	0.89	8.7		116.2	137.7	5	150-290	140	4.5	217	2539.5	10.6	0.89	26.9	2.3	

Bijlage 4 De textuur van de bodem en het sediment (2007 en 2008-2010) van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwselseloop

In 2007 de uitgangssituatie van alle blokken. In 2008-2010 mengmonsters.

Datum	diepte	lengte (elk blok vanaf inlaat) m	afstand m	Gemid-delde afstand tot inlaat	blok	laag	Lab code	lutum < 2 µm %	< 16 µm %	silt 2-50 µm %	leem 0-50 µm %	zand > 50 µm %	M50	<125 %	<250 %	<500 %	<1000 %	<2000 %
10-05-2007	0-10 cm					1	21	1.53	1.75	2.43	3.96	95.30						
10-05-2007	10-30 cm					2	22	1.55	2.55	2.56	4.11	95.00						
10-05-2007	30-60 cm					3	23	1.66	2.10	4.21	5.87	92.80						
10-05-2007	60-90 cm					4	24	2.20	1.98	3.92	6.12	91.50						
3-10-2008	0-10 cm	10	2.4	6	1	1	1	1.01		2.44	3.45	96.55	198					
3-10-2008	0-10 cm	10	5.7	6	1	1	2	1.30		4.39	5.70	94.31	209					
3-10-2008	0-10 cm	10	9.0	6	1	1	3	1.21		4.23	5.40	94.56	227					
3-10-2008	0-10 cm	20	14.0	21	2	1	4	0.90		2.17	3.10	96.93	225					
3-10-2008	0-10 cm	20	20.6	21	2	1	5	1.36		4.71	6.10	93.93	202					
3-10-2008	0-10 cm	20	27.3	21	2	1	6	0.86		1.85	2.70	97.29	225					
3-10-2008	0-10 cm	40	33.3	47	3	1	7	0.85		1.47	2.30	97.68	232					
3-10-2008	0-10 cm	40	46.7	47	3	1	8	0.78		1.18	2.00	98.04	218					
3-10-2008	0-10 cm	40	60.0	47	3	1	9	1.20		3.54	4.70	95.26	204					
3-10-2008	0-10 cm	80	79.8	106	4	1	10	1.33		2.85	4.20	95.82	175					
3-10-2008	0-10 cm	80	106.5	106	4	1	11	1.12		3.08	4.20	95.80	198					
3-10-2008	0-10 cm	80	133.1	106	4	1	12	1.13		3.73	4.90	95.14	215					
3-10-2008	0-10 cm	140	172.0	219	5	1	13	1.23		3.43	4.70	95.34	180					
3-10-2008	0-10 cm	140	218.7	219	5	1	14	1.19		3.10	4.30	95.71	184					
3-10-2008	0-10 cm	140	265.3	219	5	1	15	1.69		5.77	7.50	92.54	194					
11-9-2009	1-0 cm	10	5.7	6	1	0	8	20.9		73.0	93.9	6.1	59					
11-9-2009	1-0 cm	20	20.6	21	2	0	7	25.9		72.6	98.5	1.5	53					
11-9-2009	1-0 cm	40	46.7	47	3	0	10	27.2		72.8	100.0	0.0	50					
11-9-2009	1-0 cm	80	106.5	106	4	0	11	15.5		41.9	57.4	42.6	159					

Datum	diepte	lengte (elk blok vanaf inlaat)	afstand	Gemid-delde afstand tot inlaat	blok	laag	Lab	lutum < 2 µm	< 16 µm	silt 2-50 µm	leem 0-50 µm	zand > 50 µm	M50	<125	<250	<500	<1000	<2000
		m	m				code	%	%	%	%	%		%	%	%	%	%
16-9-2010	0-10 cm	10	2.4	6	1	1	1	1.78	4.32	6.05	7.83	92.17	197	23.4	72.3	96.6	100	100
11-9-2009	1 -0 cm	140	218.7	219	5	0	9	8.7		28.3	37.0	63.0	133					
16-9-2010	0-10 cm	10	5.7	6	1	1	2	2.08	4.96	6.18	8.26	91.74	204	21.3	70.1	95.9	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	9.0	6	1	1	3	1.5	3.51	4.16	5.66	94.34	222	14.8	62.6	95.6	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	14.0	21	2	1	4	1.91	4.6	5.2	7.11	92.89	204	21.3	69.7	96.4	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	20.6	21	2	1	5	2.72	8.55	10.6	13.3	86.7	207	25.9	70.2	95.8	99.9	100
16-9-2010	0-10 cm	10	27.3	21	2	1	6	1.54	3.81	4.4	5.94	94.06	217	15.1	65.3	97	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	33.3	47	3	1	7	1.76	4.53	5.27	7.03	92.97	217	16.5	66.3	97	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	46.7	47	3	1	8	1.24	2.61	2.59	3.83	96.17	219	13.5	63.5	95	99.99	100
16-9-2010	0-10 cm	10	60.0	47	3	1	9	1.18	2.56	2.74	3.92	96.08	221	14.2	61.8	93.5	99	100
16-9-2010	0-10 cm	10	79.8	106	4	1	10	1.25	2.24	2.42	3.67	96.33	189	22	73.2	96.9	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	106.5	106	4	1	11	1.84	3.9	5.02	6.86	93.14	198	25.2	69.2	95.5	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	133.1	106	4	1	12	1.74	4.35	5.71	7.45	92.55	205	21.3	68.5	95.5	99.998	100
16-9-2010	0-10 cm	10	172.0	219	5	1	13	1.48	3.39	4	5.48	94.52	212	17	66.7	96.4	100	100
16-9-2010	0-10 cm	10	218.7	219	5	1	14	1.73	3.67	4.97	6.7	93.3	170	31	79.8	96.3	99.999	100
16-9-2010	0-10 cm	10	265.3	219	5	1	15	2.34	5.97	8.76	11.1	88.9	176	34.5	77.3	95.8	98.8	100
16-9-2010	1 -0 cm	10	5.7	6	1	0	1	14.2	57.7	71.7	85.9	14.1	66	100	100	100	100	100
16-9-2010	1 -0 cm	20	20.6	21	2	0	2	18.1	69.3	77.1	95.2	4.8	56	100	100	100	100	100
16-9-2010	1 -0 cm	40	46.7	47	3	0	3	18.5	74.8	79.1	97.6	2.4	56	100	100	100	100	100
16-9-2010	1 -0 cm	80	106.5	106	4	0	4	9.54	27.9	27.8	37.3	62.7	119	71.8	99.5	100	100	100
16-9-2010	1 -0 cm	140	218.7	219	5	0	5	11.9	34.7	33.4	45.3	54.7	122	73.9	99.4	100	100	100

Bijlage 5a Chemische samenstelling van de bodem (2007-2010) van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseleloop

* tussen haakjes de aantoonbaarheidsgrens

datum	code	diepte	lengte (elk blok vanaf inlaat) m	afstand m	gemiddelde afstand tot inlaat m	blok	laag	Nt	Pt	P	pH	N-NH4	N- (NO3+N02)	Nts
								g/kg	mg/kg	mg/kg		mg/kg N	mg/kg N	mg/kg N
								(0.3)*	(100)*	(1)*				
10-05-2007	S 10	0-10 cm	10	5.7	6	1	1	0.14	43	0.2	4.53	1.7	-0.1	5
10-05-2007	S 10	10-30 cm	10	5.7	6	1	2	0.32	65	0.1	4.60	2.5	0	5
10-05-2007	S 10	30-60 cm	10	5.7	6	1	3	0.28	78	-0.1	4.59	4.1	0.3	7
10-05-2007	S 10	60-90 cm	10	5.7	6	1	4	0.51	159	0.1	4.64	10.7	0.4	15
10-05-2007	S 20	0-10 cm	20	20.6	21	2	1	0.27	40	-0.4	4.70	1.5	-0.1	5
10-05-2007	S 20	10-30 cm	20	20.6	21	2	2	0.21	42	-0.2	4.56	2.2	0.1	5
10-05-2007	S 20	30-60 cm	20	20.6	21	2	3	0.43	67	-0.1	4.57	7	0.2	10
10-05-2007	S 20	60-90 cm	20	20.6	21	2	4	0.35	70	0.1	4.56	3.3	0	6
10-05-2007	S 40	0-10 cm	40	46.7	47	3	1	0.29	44	-0.1	4.75	1.5	-0.1	4
10-05-2007	S 40	10-30 cm	40	46.7	47	3	2	0.11	41	-0.4	4.69	2.3	-0.2	5
10-05-2007	S 40	30-60 cm	40	46.7	47	3	3	0.19	60	-0.1	4.64	3.4	-0.1	6
10-05-2007	S 40	60-90 cm	40	46.7	47	3	4	0.36	73	-0.3	4.72	6.1	-0.1	9
10-05-2007	S 80	0-10 cm	80	106.5	106	4	1	0.12	24	0.1	4.59	1.5	0	4
10-05-2007	S 80	10-30 cm	80	106.5	106	4	2	0.1	19	0.1	4.52	1.7	-0.1	4
10-05-2007	S 80	30-60 cm	80	106.5	106	4	3	0.38	39	-0.1	4.63	5.1	-0.1	8
10-05-2007	S 80	60-90 cm	80	106.5	106	4	4	0.35	62	-0.2	4.64	4.8	-0.2	7
10-05-2007	S 140	0-10 cm	140	218.7	219	5	1	0.23	50	0.1	4.60	2.4	-0.1	5

datum	code	diepte	lengte (elk blok vanaf inlaat)	afstand	gemiddelde afstand tot inlaat	blok	laag	Nt	Pt	P	pH	N-NH4	N- (NO3+NO2)	Nts		
			m		m			m	g/kg	mg/kg		mg/kg	mg/kg N	mg/kg N	mg/kg N	
								(0.3)*	(100)*	(1)*				(1)*	(0.5)*	(4)*
10-05-2007	S 140	10-30 cm	140	218.7	219	5	2	0.17	36	-0.4	4.51	1.8	-0.2	4		
10-05-2007	S 140	30-60 cm	140	218.7	219	5	3	0.3	39	0.1	4.52	2.5	-0.2	5		
10-05-2007	S 140	60-90 cm	140	218.7	219	5	4	0.28	23	-0.1	4.62	2.5	-0.2	5		
08-09-2008	1	0-10 cm	10	2.4	6	1	1	0.21	51	-0.1	6.04	0.9	0	3		
08-09-2008	2	0-10 cm	10	5.7	6	1	1	0.23	49	0	5.55	0.9	-0.1	4		
08-09-2008	3	0-10 cm	10	9.0	6	1	1	0.42	73	-0.3	5.40	1.1	-0.1	4		
08-09-2008	4	0-10 cm	20	14.0	21	2	1	0.19	43	0	5.88	0.9	-0.1	3		
08-09-2008	5	0-10 cm	20	20.6	21	2	1	0.36	66	-0.1	5.53	1.6	0	5		
08-09-2008	6	0-10 cm	20	27.3	21	2	1	0.16	28	-0.3	5.91	0.8	-0.1	2		
08-09-2008	7	0-10 cm	40	33.3	47	3	1	0.20	38	0.3	5.87	0.8	-0.1	3		
08-09-2008	8	0-10 cm	40	46.7	47	3	1	0.13	27	0	5.95	0.7	-0.1	2		
08-09-2008	9	0-10 cm	40	60.0	47	3	1	0.30	53	-0.5	5.61	1	-0.1	4		
08-09-2008	10	0-10 cm	80	79.8	106	4	1	0.17	48	0.3	5.60	0.9	-0.1	4		
08-09-2008	11	0-10 cm	80	106.5	106	4	1	0.20	40	-0.2	5.74	0.9	-0.1	4		
08-09-2008	12	0-10 cm	80	133.1	106	4	1	0.20	35	0	5.71	0.8	-0.1	3		
08-09-2008	13	0-10 cm	140	172.0	219	5	1	0.23	50	-0.3	5.60	0.9	0.1	4		
08-09-2008	14	0-10 cm	140	218.7	219	5	1	0.18	37	-0.2	5.48	1.1	0	4		
08-09-2008	15	0-10 cm	140	265.3	219	5	1	0.32	60	-0.4	5.72	1.4	0	5		
16-09-2010	1	0-10 cm	10	2.4	6	1		0.3	105	0.4	5.98	3.6	2.8	10		
16-09-2010	2	0-10 cm	10	5.7	6	1		0.3	71	0.3	5.75	5	2	10		
16-09-2010	3	0-10 cm	10	9.0	6	1		0.3	53	0.4	5.91	3.2	0.1	8		
16-09-2010	4	0-10 cm	20	14.0	21	2		0.2	57	0.3	5.92	3.1	0.4	7		
16-09-2010	5	0-10 cm	20	20.6	21	2		0.5	65	0.4	5.48	4.3	0.5	9		
16-09-2010	6	0-10 cm	20	27.3	21	2		0.2	48	0.3	5.92	3.7	0.1	7		

datum	code	diepte	lengte (elk blok vanaf inlaat)	afstand	gemiddelde afstand tot inlaat	blok	laag	Nt	Pt	P	pH	N-NH4	N- (NO3+NO2)	Nts		
			m		m			m	g/kg	mg/kg		mg/kg	mg/kg N	mg/kg N	mg/kg N	
								(0.3)*	(100)*	(1)*				(1)*	(0.5)*	(4)*
16-09-2010	7	0-10 cm	40	33.3	47	3		0.3	51	0.3	5.86	3.1	0.3	7		
16-09-2010	8	0-10 cm	40	46.7	47	3		0.3	43	0.4	5.84	3.2	0.3	7		
16-09-2010	9	0-10 cm	40	60.0	47	3		0.3	46	0.4	5.81	3	0.6	6		
16-09-2010	10	0-10 cm	80	79.8	106	4		0.3	49	0.2	5.70	3.5	0.3	6		
16-09-2010	11	0-10 cm	80	106.5	106	4		0.3	73	0.3	5.63	3.6	0.2	8		
16-09-2010	12	0-10 cm	80	133.1	106	4		0.3	50	0.3	5.71	2.4	0.2	6		
16-09-2010	13	0-10 cm	140	172.0	219	5		0.3	60	0.2	5.77	2.4	0.3	5		
16-09-2010	14	0-10 cm	140	218.7	219	5		0.2	57	0.2	5.75	3.3	6.9	13		
16-09-2010	15	0-10 cm	140	265.3	219	5		0.3	57	0.2	5.69	1.8	0.1	5		
12-04-2011	1	0-10 cm	10	5.7	6	1		0.4	80		5.79					
12-04-2011	2	0-10 cm	20	20.6	21	2		0.7	96		5.46					
12-04-2011	3	0-10 cm	40	46.7	47	3		0.5	40		5.94					
12-04-2011	4	0-10 cm	80	106.5	106	4		0.3	16		5.86					
12-04-2011	5	0-10 cm	140	218.7	219	5		0	14		5.54					

Bijlage 5b Chemische samenstelling bodem van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop

* tussen haakjes de detectiegrens

datum	code	diepte	Lab	P-PO ₄	Al-ox	Fe-ox	P-ox	organische stof (105-550°C)	P (t=004 uur)	P (t=008 uur)	P (t=024 uur)	P (t=048 uur)	P (t=072 uur)	P (t=144 uur)	P (t=192 uur)	vocht	K
	code			[mg/kg P]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[% stoof- droog]	[mg/kg]
				(0.4)*	(15)*	(20)*	(25)*	(0.3)*								(0.3)*	(100)*
10-05-2007	S 10	0-10 cm	1	0.1	627	78.8	36.9	1.36	0	1.06	3.06	5.05	4.92	4.92	5.45		
10-05-2007	S 10	10-30 cm	2	0.1	846	88.4	42.7	1.46	-1.99	-1.33	1.46	3.86	4.12	4.52	5.05		
10-05-2007	S 10	30-60 cm	3	0.1	1127	82.8	54.9	1.93	0.4	1.07	4.26	3.86	5.33	7.73	7.86		
10-05-2007	S 10	60-90 cm	4	0.1	1965	210	138	2.93	0.4	2.26	4.66	6.26	7.73	10.5	12.7		
10-05-2007	S 20	0-10 cm	5	0.1	778	80.6	24.9	1.84	-1.2	-0.13	1.86	2.26	1.73	3.73	4.66		
10-05-2007	S 20	10-30 cm	6	0.1	807	59.1	25	1.48	0.4	0.67	1.87	1.07	2.54	1.34	2.27		
10-05-2007	S 20	30-60 cm	7	0.1	1595	180	111	3.04	-1.6	-0.93	-0.53	-1.33	-1.07	-1.47	-1.33		
10-05-2007	S 20	60-90 cm	8	0.1	1267	86.5	64.7	2.35	-0.4	0.67	2.66	6.26	7.73	9.72	10.7		
10-05-2007	S 40	0-10 cm	9	0.1	630	59.4	15.1	1.11	-1.2	-0.13	1.06	1.86	1.33	2.13	4.25		
10-05-2007	S 40	10-30 cm	10	0.2	880	69.2	31.1	2.11	1.2	1.46	1.86	1.46	2.53	4.52	3.9		
10-05-2007	S 40	30-60 cm	11	0.1	858	81.5	43.3	1.93	1.2	3.07	5.07	8.27	9.34	11.3	12.7		
10-05-2007	S 40	60-90 cm	12	0.1	1170	94.8	68.9	2.33	1.6	2.67	7.07	10.7	12.5	14.1	15.5		
10-05-2007	S 80	0-10 cm	13	0.1	800	53.2	27.1	1.25	-0.4	0.67	1.86	3.46	4.52	4.13	3.46		
10-05-2007	S 80	10-30 cm	14	0.1	678	50.5	14.9	1.19	0	0.67	1.86	4.26	4.93	5.73	5.86		
10-05-2007	S 80	30-60 cm	15	0.1	1056	108	45.3	2.17	0.4	2.27	3.87	7.48	6.95	7.75	7.88		
10-05-2007	S 80	60-90 cm	16	0.1	1046	112	48.5	2.3	0.4	4.27	7.47	9.08	10.9	12.9	13.5		
10-05-2007	S 140	0-10 cm	17	0.1	799	91.1	41	1.56	2	3.87	6.28	9.49	11.4	10.2	13.9		
10-05-2007	S 140	10-30 cm	18	0.1	879	84.9	33	1.78	0.8	2.26	4.26	4.66	5.33	5.33	8.26		
10-05-2007	S 140	30-60 cm	19	0.1	910	92	36.6	1.91	-0.8	0.27	2.66	3.86	4.13	4.53	9.46		
10-05-2007	S 140	60-90 cm	20	0.1	800	117	35.1	1.61	0	1.07	3.47	5.07	4.54	5.74	9.48		

datum	code	diepte	Lab	P-PO ₄	Al-ox	Fe-ox	P-ox	organische stof (105-550°C)	P (t=004 uur)	P (t=008 uur)	P (t=024 uur)	P (t=048 uur)	P (t=072 uur)	P (t=144 uur)	P (t=192 uur)	vocht	K
				[mg/kg P]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[% stof- droog]	[mg/kg]
	code			(0.4)*	(15)*	(20)*	(25)*	(0.3)*								(0.3)*	(100)*
08-09-2008	1	0-10 cm	1	0.1				1.1								0.24	
08-09-2008	2	0-10 cm	2	0.1				1.7								0.36	
08-09-2008	3	0-10 cm	3	0.1				2.5								0.53	
08-09-2008	4	0-10 cm	4	0.1				1.1								0.22	
08-09-2008	5	0-10 cm	5	0.1				3.2								0.63	
08-09-2008	6	0-10 cm	6	0.1				1.3								0.25	
08-09-2008	7	0-10 cm	7	0.2				0.9								0.15	
08-09-2008	8	0-10 cm	8	0.1				0.8								0.17	
08-09-2008	9	0-10 cm	9	0.1				2.1								0.41	
08-09-2008	10	0-10 cm	10	0				1.1								0.33	
08-09-2008	11	0-10 cm	11	0.1				1.1								0.25	
08-09-2008	12	0-10 cm	12	0				1.3								0.27	
08-09-2008	13	0-10 cm	13	0.1				1.4								0.3	
08-09-2008	14	0-10 cm	14	0.1				1.2								0.29	
08-09-2008	15	0-10 cm	15	0.1				2.2								0.54	
16-09-2010	1	0-10 cm	1	0.1	662	309	79	1.9								0.4	
16-09-2010	2	0-10 cm	2	0	591	178	55	1.9								0.3	
16-09-2010	3	0-10 cm	3	0.1	622	241	69	1.5								0.3	
16-09-2010	4	0-10 cm	4	0	623	158	47	1.8								0.3	
16-09-2010	5	0-10 cm	5	0	1106	167	49	4								0.5	
16-09-2010	6	0-10 cm	6	0.1	403	111	33	1.2								0.2	
16-09-2010	7	0-10 cm	7	0	587	130	41	1.5								0.2	
16-09-2010	8	0-10 cm	8	0.1	531	101	29	1.1								0.2	
16-09-2010	9	0-10 cm	9	0	569	97	31	1.3								0.3	
16-09-2010	10	0-10 cm	10	0	549	75	25	1.3								0.2	

datum	code	diepte	Lab	P-PO ₄	Al-ox	Fe-ox	P-ox	organische stof (105-550°C)	P (t=004 uur)	P (t=008 uur)	P (t=024 uur)	P (t=048 uur)	P (t=072 uur)	P (t=144 uur)	P (t=192 uur)	vocht	K
				[mg/kg P]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[% stoof- droog]	[mg/kg]
	code			(0.4)*	(15)*	(20)*	(25)*	(0.3)*								(0.3)*	(100)*
16-09-2010	11	0-10 cm	11	0	880	174	63	2								0.4	
16-09-2010	12	0-10 cm	12	0	661	94	23	1.6								0.3	
16-09-2010	13	0-10 cm	13	0.1	656	98	35	1.6								0.3	
16-09-2010	14	0-10 cm	14	0	563	93	17	1.3								0.3	
16-09-2010	15	0-10 cm	15	0	800	84	13	1.9								0.4	
12-04-2011	1	0-10 cm	1		929	332	104	2.5								0.4	667
12-04-2011	2	0-10 cm	2		1389	242	70	4.8								0.4	796
12-04-2011	3	0-10 cm	3		546	186	74	1.7								0.2	342
12-04-2011	4	0-10 cm	4		470	64	24	1								0.2	809
12-04-2011	5	0-10 cm	5		603	86	24	1.3								0.2	1045

Bijlage 6a Samenstelling van het sediment van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwseloop

* tussen haakjes de detectiegrens

Datum	Blok	afstand (m)	hoeveelheid g ds/m ²	K [mg/kg ds]	Nt [g/kg ds] (0.3)*	Pt mg/kg ds (100)*	organische stof (105-550°C) [%]	K g/m ²	Nt g/m ²	Pt g/m ²	kg ds/ha	Nt kg /ha	Pt kg/ha
11-09-2009	1	6	648	4746	17.1	5083	45.1	3.074	11.08	3.29	6477	110.8	32.9
11-09-2009	2	21	262	3729	21.9	4571	53.8	0.978	5.75	1.20	2624	57.5	12.0
11-09-2009	3	47	124	2196	19.7	4273	51.9	0.271	2.43	0.53	1236	24.3	5.3
11-09-2009	4	106	94	2020	25.0	3996	56.2	0.190	2.35	0.38	939	23.5	3.8
11-09-2009	5	219	140	1684	18.0	2708	48.4	0.235	2.51	0.38	1396	25.1	3.8
16-9-2010	1	6	295	2640	14.5	4336	40.6	0.778	4.27	1.28	2945	42.7	12.8
16-9-2010	2	21	190	2451	14.5	3425	41.8	0.465	2.75	0.65	1899	27.5	6.5
16-9-2010	3	47	166	1797	14.1	3283	41.8	0.298	2.34	0.54	1657	23.4	5.4
16-9-2010	4	106	74	1689	9.6	1861	26.1	0.125	0.71	0.14	741	7.1	1.4
16-9-2010	5	219	68	1797	12.6	2181	37.8	0.123	0.86	0.15	684	8.6	1.5
12-4-2011	1	6	437		16.4	5895	49.3		7.17	2.58	4373	71.7	25.8
12-4-2011	2	21	155		13.9	4567	39.8		2.15	0.71	1547	21.5	7.1
12-4-2011	3	47	60		19.8	5344	47.8		1.19	0.32	600	11.9	3.2
12-4-2011	4	106	25		19	4847	47.7		0.48	0.12	253	4.8	1.2
12-4-2011	5	219	33		18.6	4436	51		0.62	0.15	333	6.2	1.5

Bijlage 6b Sedimentsamenstelling van het beekbegeleidend vloeiveld langs de Eeuwselseloop

Datum	Blok	afstand m	organische stof (105-550°C) g/m ²	os kg/ha	Lutum (<2um) %	silt (2-50um) %	Zand (>50um) %	M50
11-09-2009	1	6	292.13	2921.28	20.9	73	6.1	59
11-09-2009	2	21	141.17	1411.71	25.9	72.6	1.5	53
11-09-2009	3	47	64.15	641.48	27.2	72.8	0	50
11-09-2009	4	106	52.75	527.53	15.5	41.9	42.6	159
11-09-2009	5	219	67.57	675.66	8.69	28.31	63	133
16-9-2010	1	6	119.58	1195.81	14.2	71.7	14.1	66
16-9-2010	2	21	79.36	793.64	18.1	77.1	4.8	56
16-9-2010	3	47	69.28	692.77	18.5	79.1	2.4	56
16-9-2010	4	106	19.35	193.49	9.54	27.76	62.7	119
16-9-2010	5	219	25.86	258.55	11.9	33.4	54.7	122
12-4-2011	1	6	215.61	2156.05	17.7	77.3	5	58
12-4-2011	2	21	61.56	615.57	20.5	78.7	0.8	55
12-4-2011	3	47	28.68	286.80	18.8	74.6	6.6	57
12-4-2011	4	106	12.08	120.84	17.6	77.4	5	56
2-4-2011	5	219	17.00	170.00	34.0	62.4	3.6	56

Bijlage 7 Waterkwaliteit Middenpeellossing en Eeuwseloop (2007)

In mg/L	Middenpeellossing		Eeuwseloop	
	oktober	november	oktober	november
Cl	38	36	39	35
Fe	670	1800	740	1100
N-Kjehdahl	2,9	8,9	2,4	3,5
N-NH ₄	0,6	1,7	0,4	0,6
N-NO ₃ /NO ₂	<0,15	0,6	<0,15	0,8
N-totaal	2,2	6,8	2,5	3,5
P-totaal				
ongefiltreerd	0,23	1,4	0,16	0,15
P-PO ₄	0,12	0,80	0,10	0,080
P-totaal				
gefiltreerd	0,17	1,0	0,14	0,16

Bijlage 8 Berekening kosten en kosteneffectiviteit voor de 7 varianten

Variant	SF vloeiveld (riet)	SSF boerenfilter (stro)	SSF horizontaal rietfilter	SF moeras-bufferstrook	Variant 1	Variant 2	Variant 3	Variant 4	Variant 5	Variant 6	Variant 7
Schaal	experimenteel	experimenteel	experimenteel	experimenteel	klein perceel	perceel	perceel	beekbegeleidend	gebied	gebied	gebied in slootsysteem
oppervlak filter (m2) toevoerend oppervlak landbouw (ha)	64 0.8	32 0.8	32 0.8	75 1.2	200 2.4	830 10	830 10	1300 6 ha (direct) 80 ha (via beek)	8.3 ha 1000	8.3 ha 1000	1000
Oppervlakte waterbuffer	300 m2 waterzak	300 m2 waterzak	300 m2 waterzak	-	900 m2 vijver	0.4 ha vijver + slootsysteem	in slootsysteem	-	40 ha vijver + slootsysteem	in slootsysteem	in slootsysteem
Inhoud waterbuffer											
buffer in sloot (m3)	-	-	-	onbekend	-	600	600	*	60000	60000	60000
buffer in zak of vijver (m3)	600	600	600	-	600	1900	-	-	190000	-	-
opslag (m3 buffer /100m2 landbouw)				onbekend	4.7	5.0	1.2	-	5.0	1.2	2.4
Ruimtebeslag											
ruimtebeslag filter (netto)	0.8%	0.4%	0.4%	0.6%	0.8%	0.8%	0.8%	2.2%	0.8%	0.8%	0.0%
ruimtebeslag incl. buffer	4.6%	4.2%	4.2%	-	4.6%	4.8%	0.8%	2.2%	4.5%	0.8%	-
Kengetallen waterzuivering											
vracht via filter (kgN/j)	15	15	15	22	44	185	185	281	18500	18500	29250
vracht via filter (kgN/ha/j)	2313	4625	4625	2960	2220	2229	2229	2149	2229	2229	11700
rendement N	60%	60%	60%	60%	60%	60%	40%	30%	60%	40%	10%
retentie (kgN/ha/j)	1388	2775	2775	1776	1332	2220	1480	670	2220	1480	1170
vracht via filter (kgP/j)								16.5			
vracht via filter (kgP/ha/j)								126			
rendement P								50%			
retentie (kgP/ha/j)								61			

*) 'ongelimeerde' aanvoer (beek)

Variant afschrijftermijn: 20 j	SF vloeiveld (riet)	SSF boerenfilter (stro)	SSF horizontaal rietfilter	SF moeras- bufferstrook	Variant 1	Variant 2	Variant 3	Variant 4	Variant 5	Variant 6	Variant 7
AANLEG	7.43	12.49	13.22	1.09	2.73	1.54	1.35	0.58	0.40	0.38	0.12
<i>afdichtfolie en worteldoek</i>	<i>0.38</i>	<i>0.49</i>	<i>0.43</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
10 x €0.54 / m2											
<i>rietplanten</i>	<i>0.27</i>	<i>0.00</i>	<i>0.27</i>	<i>0.24</i>	<i>0.27</i>	<i>0.27</i>	<i>0.27</i>	<i>0.24</i>	<i>0.14</i>	<i>0.14</i>	-
<i>grondwerk filter</i>	<i>0.60</i>	<i>0.89</i>	<i>0.89</i>	<i>0.16</i>	<i>0.60</i>	<i>0.30</i>	<i>0.30</i>	<i>0.16</i>	<i>0.12</i>	<i>0.12</i>	-
<i>waterzak</i>	13500 €	<i>7.03</i>	<i>7.03</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>grondwerk bergingsvijver</i>	-	-	-	-	<i>0.39</i>	<i>0.19</i>	-	-	<i>0.02</i>	-	-
1/2planten 1/2rest											
<i>uren</i>	<i>2.17</i>	<i>1.58</i>	<i>1.60</i>	<i>0.45</i>	<i>0.45</i>	<i>0.30</i>	<i>0.30</i>	<i>0.18</i>	<i>0.061</i>	<i>0.061</i>	-
<i>divers materiaal</i>	<i>0.50</i>	<i>2.50</i>	<i>2.99</i>	<i>0.23</i>	<i>0.27</i>	<i>0.20</i>	<i>0.20</i>	-	<i>0.02</i>	<i>0.02</i>	-
<i>stuwte</i>	3000 €				<i>0.75</i>	<i>0.18</i>	<i>0.18</i>		<i>0.04</i>	<i>0.04</i>	<i>0.12</i>
<i>pompsysteem klein</i>	1700 €	*	*	*	*	<i>0.10</i>	<i>0.10</i>				
<i>pompsysteem groot</i>	2500 €								<i>0.002</i>		
BEHEER	1.78	3.21	1.78	0.05	1.78	0.15	0.15	0.05	0.05	0.05	0.00
<i>riet maaien</i>	<i>1.78</i>	<i>3.21</i>	<i>1.78</i>	<i>0.05</i>	<i>1.78</i>	<i>0.05</i>	<i>0.05</i>	<i>0.05</i>	<i>0.05</i>	<i>0.05</i>	<i>0</i>
<i>onderhoud/beheer</i>											
<i>pompsysteem</i>						<i>0.10</i>	<i>0.10</i>		<i>0.002</i>		
GROND	0.46	0.83	0.83	0.08	0.46	0.46	0.08	0.08	0.46	0.08	0
TOTAAL KOSTEN	9.66	16.53	15.83	1.21	4.97	2.15	1.59	0.71	0.91	0.51	0.12
KOSTENEFFECTIVITEIT (€/kgN)	80.91	56.58	104.23	19.17	37.31	16.06	17.78	5.48	6.78	5.67	1.03
idem (€/kg P)								115.19			

*) zijn reeds opgenomen in de werkelijke kosten van de experimentele filters

