

Zuiveringsmoerassen voor drainwater

Tussenrapportage

OA Clevering, HAG Verstegen, MJM van Meyel en JJ de Haan

© 2007 Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veeleelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Praktijkonderzoek Plant & Omgeving.

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V. is niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij gebruik van gegevens uit deze uitgave.

Dit onderzoek is gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid via het programma Vitaal landelijk gebied thema Water en de Kennisbasis Duurzame Landbouw thema Mest en Mineralen

Projectnummer: 32510307/325004207

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Akkerbouw, Groene Ruimte en Vollegrondsgroenten

Adres : Edelhertweg 1,
: Postbus 430, 4800 AK Lelystad

Tel. : 0317 - 47 83 00

Fax : 0317 - 47 83 01

E-mail : info.ppo@wur.nl

Internet : www.ppo.wur.nl

Inhoudsopgave

pagina

SAMENVATTING.....	5
1 INLEIDING	7
2 ONTWERP EN AANLEG ZUIVERINGSMOERASSEN	9
2.1 Ontwerp.....	9
2.1.1 Samenstelling drainwater.....	9
2.1.2 Nitraatverwijdering	9
2.2 Aanleg	11
2.2.1 Algemeen.....	11
2.2.2 Moerasfilters met waterreservoir.....	11
2.2.3 Moerasbufferstrook	15
3 METINGEN	19
3.1 Moerasfilters	19
3.1.1 Hydraulische belasting	19
3.1.2 Nutriëntenbelasting	19
3.1.3 Redoxpotentialen en zuurstofgehalte	20
3.1.4 Berekening effectiviteit van de moerasfilters	21
3.2 Moerasbufferstrook	21
4 RESULTATEN	23
4.1 Hydraulische belasting	23
4.2 Stikstof	23
4.2.1 Omzettingen in de waterzak.....	23
4.2.2 Totaal stikstof	24
4.2.3 Nitraat	26
4.3 Fosfaat	27
4.3.1 Orthofosfaat	27
4.3.2 Totaal fosfor.....	27
4.4 Kalium en natrium	28
4.4.1 Kalium	28
4.4.2 Natrium.....	28
4.5 Redoxpotentialen en zuurstof.....	29
4.5.1 Redoxpotentialen	29
4.5.2 Zuurstofconcentraties	30
5 DISCUSSIE	35
5.1 Effectiviteit van de zuiveringsmoerassen.....	35
5.2 Processen in de filters	35
5.3 Inpasbaarheid.....	36
6 CONCLUSIES	39
REFERENTIES.....	41
BIJLAGE 1	43

Samenvatting

De Kaderrichtlijn Water (KRW) formuleert doelstellingen om te komen tot een goede chemische en ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. De richtlijn is in 2000 geïntroduceerd om een duurzaam gebruik van water in Europa te bevorderen en de ecologie van watersystemen te beschermen en waar nodig te verbeteren. Het ecologisch herstel van oppervlaktewateren in Nederland vergt inspanningen op verschillende terreinen. Een belangrijk aandachtsgebied is het terugdringen van de belasting van het oppervlaktewater met schadelijke stoffen en met de nutriënten fosfor en stikstof.

In de Decemhernota 2006 wordt aangegeven dat voor de eerste generatie deelstroomgebiedsplannen (DSGP) maatregelen zouden moeten worden opgenomen waarmee 80% van de KRW-doelstellingen worden gehaald. De eerste DSGP-plannen moeten in 2009 in Brussel liggen. De lastigere maatregelen staan in de planning voor de tweede generatie DSGP-plannen, die in 2015 in Brussel moeten liggen. De Decemhernota 2006 roept alvast op om op zoek te gaan naar goedkope en innovatieve maatregelen. Belangrijk daarbij is dat WB21- en KRW-maatregelen zoveel mogelijk worden gecombineerd.

De landbouw is een van de belangrijkste bronnen van fosfor- en stikstofbelasting van het oppervlaktewater. Om deze belasting terug te dringen is in 2006 nieuw generiek mestbeleid ingevoerd, waarmee een grote stap voorwaarts wordt gezet in het verlagen van de nutriëntenoverschotten. Uit berekeningen van het MNP blijkt dat in de periode 2015-2030 ten opzichte van 2003 op zandgrond de stikstofbelasting van het oppervlaktewater met 22% zal zijn afgenomen en de fosfaatbelasting met 18%. Door waterbeheerders wordt echter aangegeven dat deze afname in belasting waarschijnlijk niet voldoende is, er zijn dus extra maatregelen nodig.

Wat betreft stikstof is de belasting van het oppervlaktewater vooral hoog bij uitspoelingsgevoelige teelten op zandgrond. Uit het bedrijfssysteemonderzoek voor de openteelten op proefbedrijf Vredepeel blijkt dat ondanks vergaande brongerichte maatregelen de nitraatconcentraties in drainwater voor deze teelten hoger zijn dan 100 mg/L. Omgerekend naar stikstofvrachten spoelt jaarlijks meer dan 50 kg N/ha naar het oppervlaktewater uit.

In het buitenland zijn er goede ervaringen met moerasfilters en -bufferstroken om de nitraatbelasting van het oppervlaktewater te verminderen. De aanleg van zuiveringsmoerassen op boerenland wordt o.a. door de Scandinavische landen en de Verenigde Staten financieel ondersteund.

Om de perspectieven van zuiveringsmoerassen onder Nederlandse omstandigheden te onderzoeken zijn in 2005 drie moerasfilters en in 2006 één moerasbufferstrook op proefbedrijf Vredepeel aangelegd. Voor uitspoelingsgevoelige teelten (vollegrondsgroenteteelt en boomteelt) is er voor gekozen om het nitraatrijke drainwater eerst in een waterzak (600 m³) op te slaan en vervolgens gedoseerd (temperatuurafhankelijk) door de moerasfilters, namelijk een vloeiveld, een horizontaal infiltratiefilter en een strofilter, te leiden. Het vloeiveld en infiltratiefilter zijn met riet ingeplant, het strofilter met rietzwenkgras. De filters zijn ontworpen om nitraat via denitrificatie te verwijderen. De verwachting is dat de filters verschillen in effectiviteit, kosten, inpasbaarheid in de bedrijfsvoering en combineerbaarheid met andere functies.

Voor de minder uitspoelingsgevoelige akkerbouwgewassen is er voor gekozen om niet eerst drainwater op te vangen, maar dit direct door een moerasbufferstrook te leiden, waarna het via de aangrenzende sloot wordt afgevoerd. De effectiviteit wordt vergeleken met een referentiesloot.

In dit rapport wordt ingegaan op het ontwerp en de aanleg van de verschillende zuiveringsmoerassen en worden de eerste onderzoekresultaten van de moerasfilters gepresenteerd.

In 2006 was de hydraulische belasting van de drie moerasfilters 600 m³/jaar. De waterzak werd dus 3x verversd. De hydraulische belasting van het horizontaal infiltratiefilter en het strofilter varieerde tussen de 22 mm/dag in de winterperiode en 115 mm/dag in de zomerperiode. De hydraulische belasting van het

vloeveld was 2x lager. De N-concentratie in het influent was gemiddeld 29 mg/l, waarvan 96% in de vorm van nitraat. In de waterzak trad nagenoeg geen stikstofverwijdering op. In de beide rietfilters werd ca. 1450 kg N/ha en in het strofilter 3600 kg N/ha verwijderd. Het zuiveringsrendement was voor het vloeveld, strofilter en horizontale infiltratiefilter resp. 56, 71 en 31%.

Om het denitrificatieproces goed te laten verlopen zijn hoge temperaturen, het optreden van zuurstofloosheid en de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbaar koolstof belangrijke randvoorwaarden. In de winterperiode was de N-verwijdering ca. 3 - 4x lager als in de zomerperiode. De effectiviteit van het horizontaal infiltratiefilter viel tegen vanwege hoge zuurstofconcentraties in dit filter. De effectiviteit van het vloeveld en het strofilter is goed te noemen. De verwachting is dat door accumulatie van rietstrooisel de effectiviteit van de rietfilters in de loop van de tijd zal toenemen, maar zal de effectiviteit van het strofilter in de loop van de tijd afnemen vanwege een afnemende beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar koolstof. Het substraat in dit filter kan echter relatief gemakkelijk en goedkoop worden vervangen.

Op proefbedrijf Vredepeel spoelt nauwelijks P uit. De P-concentraties in het drainwater lagen veelal onder de detectiegrens. De drie moerasfilters leverden fosfaat na. De nalevering van het horizontale infiltratiefilter en het vloeveld was verwaarloosbaar, dat van het strofilter was echter aanzienlijk, ca. 15 kg P/ha. De verwachting is dat nalevering in de loop van de tijd zal afnemen.

Het grondbeslag van de filters is relatief laag: 1.1% voor het horizontale en strofilter en 2.2% voor het vloeveld. Vooral het waterreservoir neemt veel grond in beslag: 6.9% bij een hoogte van 1 meter en 3.5% bij een hoogte van 2 meter. Een dergelijk grondbeslag betekent dat in praktijk moerasfilters met waterreservoir alleen haalbaar zijn als het waterreservoir óók een WB21-, natuur- en/of recreatieve bestemming krijgt. Belangrijk voor nitraatverwijdering is dat jaarrond water aanwezig moet zijn, immers de effectiviteit is in de zomerperiode vele malen hoger dan in de winterperiode. De aanlegkosten van het vloeveld waren 85 euro/m², voor het horizontaal infiltratiefilter 233 euro/m² en voor het strofilter 106 euro/m². Hierbij zijn de kosten van het uit de productie nemen van landbouwgrond niet meegerekend. Tot nu toe lijken het vloeveld en strofilter de beste perspectieven te bieden zowel wat betreft de kosteneffectiviteit en de landschappelijke inpasbaarheid, de beste perspectieven te bieden. Een minpunt van het strofilter is dat P uit het stro vrijkomt. De combinatie van een strofilter en vloeveld met riet biedt wellicht mogelijkheden.

De effectiviteit van de moerasbufferstrook wordt vanaf 18 mei 2007 bepaald. De drainafvoer in de periode 18 mei t/m 1 oktober 2007 was 26 mm. In deze periode spoelde er via de drains 9 kg/ha totaal-N uit, waarvan 7,3 kg als nitraat-N. De stikstofretentie in de moerasbufferstrook was 6%.

1 Inleiding

De Nederlandse landbouw, als een van de belangrijkste bronnen van N- en P-emissies naar het oppervlaktewater, zal grote inspanningen moeten verrichten om aan de waterkwaliteitseisen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) te voldoen. Het huidige generieke beleid, gericht op het verder terugdringen van emissies van nutriënten zal waarschijnlijk niet overal toereikend zijn (van der Bolt *et al.*, 2003; Decemhernota 2006). Daarbij komt dat door najleffecten door ophoping van nutriënten in het verleden het nog erg lang kan duren voordat de N- en P-belasting van het oppervlakte- en grondwater substantieel zijn afgenomen (Willems *et al.*, 2006).

Waterbeheerders zijn druk aan de slag om deelstroomgebiedsplannen (DSGP) op te stellen. In deze plannen worden doelen en bijbehorende maatregelen vastgelegd. In de eerste generatie DSGP-plannen zouden maatregelen moeten worden opgenomen waarmee 80% van de KRW-doelstellingen worden gehaald (Decemhernota 2006). Deze eerste generatie plannen moeten in 2009 in Brussel liggen. De lastigere maatregelen staan in de planning voor de tweede generatie DSGP-plannen. Deze plannen moeten in 2015 in Brussel liggen. In de Decemhernota 2006 wordt alvast een oproep gedaan om op zoek te gaan naar goedkope en innovatieve maatregelen. Ook wordt een oproep gedaan om WB21- en KRW-maatregelen zoveel mogelijk te combineren.

Op het PPO-proefbedrijf Vredepeel (zuidoostelijk zandgebied) is de afgelopen decennia uitgebreid onderzoek verricht naar systeeminnovaties om de nitraatvrachten naar het grond- en oppervlaktewater zoveel mogelijk te verminderen. Het blijkt dat met vergaande brongerichte maatregelen (het verminderen van bodemoverschotten) belangrijke vooruitgang kan worden geboekt, maar dat de waterkwaliteitsnormen voor nitraat in grond- en oppervlaktewater met name in de vollegrondsgroenteteelt en boomteelt nog niet worden gehaald (zie informatiebladen Nutriënten Waterproof op www.syscope.nl). Metingen wijzen uit dat de nitraatconcentraties in drainwater vaak boven de 100 mg/l uitstijgen.

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 N-belasting van de Oostzee te verminderen (zie o.a. Paludan *et al.*, 2002). 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 Practise gezien.

In Nederland is nog niet eerder onderzoek gedaan naar de mogelijkheden om moerasfilters en -bufferstroken op boerenland in te zetten om de stikstofbelasting vanuit de landbouw te verminderen. Wel zijn er ervaringen met helofytenfilters voor het nazuiveren van effluent en voor oppervlaktewater (zie Waterharmonica, Stowa-rapport 2005-18). Het zuiveringsrendement, uitgedrukt in kilo's verwijderde N of P per oppervlakte-eenheid, wordt echter vaak niet bepaald. Uitzonderingen zijn het onderzoek op het landgoed Het Lankheet naar de effectiviteit van rietfilters om beekwater te zuiveren en het onderzoek dat door de Universiteit van Utrecht wordt uitgevoerd naar de effectiviteit van moerasbufferstroken langs de Chaamse beek.

In deze studie onderzoeken wij de perspectieven van zuiveringsmoerassen in het agrarisch gebied. Naast het bepalen van de effectiviteit, willen wij ook de kosten en de inpasbaarheid in de agrarische bedrijfsvoering in kaart brengen. Daarnaast kijken wij naar de combineerbaarheid met andere functies in het landelijk gebied.

Het onderzoek naar moerasfilters is in 2005 gestart en dat naar moerasbufferstroken in 2006. In dit verslag wordt ingegaan op het ontwerp en aanleg van de zuiveringsmoerassen en op de eerste onderzoeksresultaten.

2 Ontwerp en aanleg zuiveringsmoerassen

2.1 Ontwerp

2.1.1 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 P-concentratie van het drainwater is veelal lager dan 0,05 mg/L. Bij het ontwerp van de zuiveringsmoerassen hebben wij ons daarom op de verwijdering van nitraat gericht.

2.1.2 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.

Temperatuur

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 N per oppervlakte-eenheid m/dag

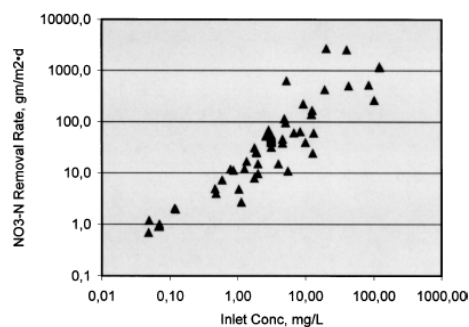
θ temperatuurcoëfficiënt voor N-verlies

T temperatuur

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).

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.

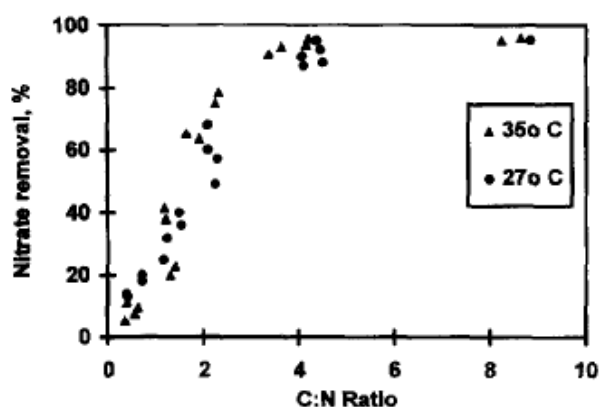
Tabel 2.1. Gemiddelde maandelijkse temperatuur en de berekende efficiëntie van nitraat-N verwijdering t.o.v. 20°C (efficiëntie bij 20°C op 1 gesteld) en de maandgemiddelde dagelijkse verwijdering van nitraat-N (in kg/ha .dag) bij een jaarlijkse totale N-verwijdering tussen de 1000 en 3000 kg N per ha zuiveringsmoeras.

	Temp °C	efficiëntie %	Jaarlijkse N-verwijdering (kg/ha)				
			1000	1500	2000	2500	3000
			Dagelijkse N-verwijdering (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

Koolstof

Drainwater is vergeleken met afvalwater relatief zuurstofrijk, maar koolstofarm. Dit betekent dat in zuiveringsmoerassen koolstof aanwezig moet zijn om achtereenvolgens de O₂- en NO₃⁻-consumptie 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 gewasresten aan te brengen.

Voor denitrificatie van 1 kg nitraat-N is 1.107 kg C nodig (Kadlec, 2002). Echter niet alle koolstof in plantmateriaal is gemakkelijk 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 Aanleg

2.2.1 Algemeen

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 moerasfilters worden gevoed. Hierdoor kan in de winterperiode nitraatrijk drainwater worden opgevangen, en gedurende de zomerperiode gedoseerd d.w.z. afhankelijk van de temperatuur door de filters worden geleid. Wij verwachten van een dergelijk systeem met wateropslag een veel hoger rendement dan van filters die op natuurlijke wijze (hoog in de winter, maar laag in de zomer) hydraulisch worden belast.

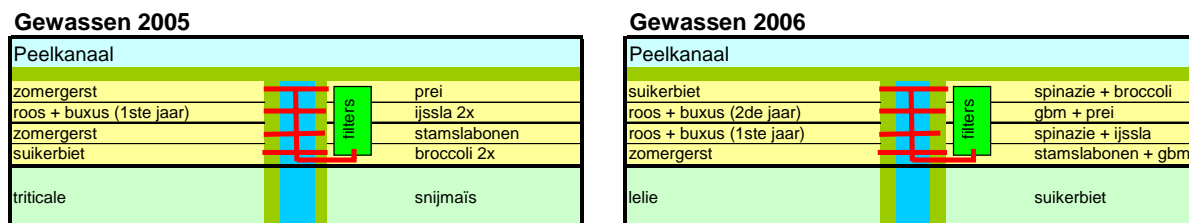
Voor de minder uitspoelingsgevoelige akkerbouwgewassen is het grondbeslag van het waterreservoir te groot. Daarom is voor deze gewassen gekozen voor een moerasbufferstrook langs een bestaande sloot. Deze moerasbufferstrook wordt rechtstreeks belast met drainwater.

2.2.2 Moerasfilters met waterreservoir

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 2.3). 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.



Figuur 2.3. Gewassen in 2005 en 2006. 2x = dubbelteelt; gbm = groenbemester.

Aanleg waterzak en aansluiting drains op een verzameldrain



Aanleg waterzak (maart 2005)



Waterzak met moerasfilters (maart 2005)



Aansluiting drains op verzameldrain



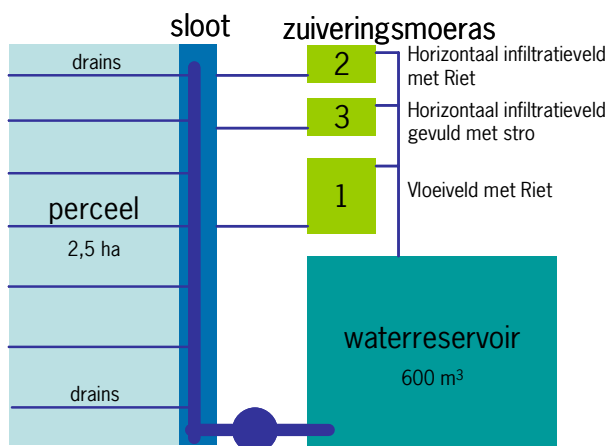
Verzameldrain



Drains en moerasfilters

Moerasfilters algemeen

Er zijn drie filters aangelegd, een vloeiveld met riet (surface flow), een horizontaal infiltratiefilter met riet (subsurface flow) en een horizontaal infiltratiefilter gevuld met stro (Figuur 2.4). De zuiveringsmoerassen zijn aangelegd door Ecofy (www.ecofyt.nl).



- (1) *Vloeiveld. 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 moerasfilters en waterzak en werkingsprincipes

Ligging waterzak en moerasfilters op Vredepeel



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



Moerasfilters (links van de waterzak). Langs de sloot rechts van de waterzak is in 2006 een moerasbufferstrook aangelegd.

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 moerasfilters is stro aangebracht om het denitrificatieproces al direct na aanleg te stimuleren.

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

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

Bekleding van de moerasfilters



Aanbrengen afdichtingsfolie



Aanbrengen anti-worteldoek.

Vloeiveld

Het vloeiveld heeft een oppervlakte van 64 m² (10 * 6,4 m); met een waterschijf van 20 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.

Aanleg vloeiveld en plantmateriaal



Uitgraven van het vloeiveld (maart 2005)



Plantmateriaal (maart 2005)



Aanplanten riet in vloeiveld (maart 2005)



Riet in vloeiveld (juni 2005).

Horizontaal infiltratiefilter

Het horizontaal infiltratiefilter heeft een oppervlakte van 32 m² (5 bij 6,4 m). Om het water goed over het filter 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 filter 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 filter is beplant met 10 rietplanten per m². Horizontale doorstroming in het filter wordt bereikt door het waterniveau in de instroomzone op 5 cm -mv te handhaven; en in de uitstroomzone op 20 cm -mv.

Aanleg horizontaal infiltratiefilter



Het vullen van het filter met metselzand



Het filter direct na aanplant

Strofilter

Het strofilter heeft dezelfde dimensies en inrichting als het horizontaal infiltratiefilter. Het filter is evenals het vloeiveld gevuld met zand afkomstig van het proefbedrijf. In het filter is 306 kg stro verdeeld over 5 lagen aangebracht (Tabel 2.2). Het strofilter is vervolgens ingezaaid met rietzwenkgras.

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

Zuiveringsmoeras	kg totaal stro	g totaal			g / m ²		
		C	N	P	C	N	P
horizontaal filter	36	8352	121	31	261	3,8	1,0
strofilter	306	142000	2000	520	4438	63,0	16,9

Aanleg strofilter



Het vullen van de instroomopening met zand



Het aanbrengen van stro en zand

2.2.3 Moerasbufferstrook

In 2006 is onderzoek gestart naar de effectiviteit van een moerasbufferstrook langs een bestaande sloot. De nutriëntenretentie in de moerasbufferstrook + 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 de moerasbufferstrook op dezelfde diepte ligt als de sloot. De moerasbufferstrook wordt gescheiden van de sloot door een drempel (Figuur 2.5).

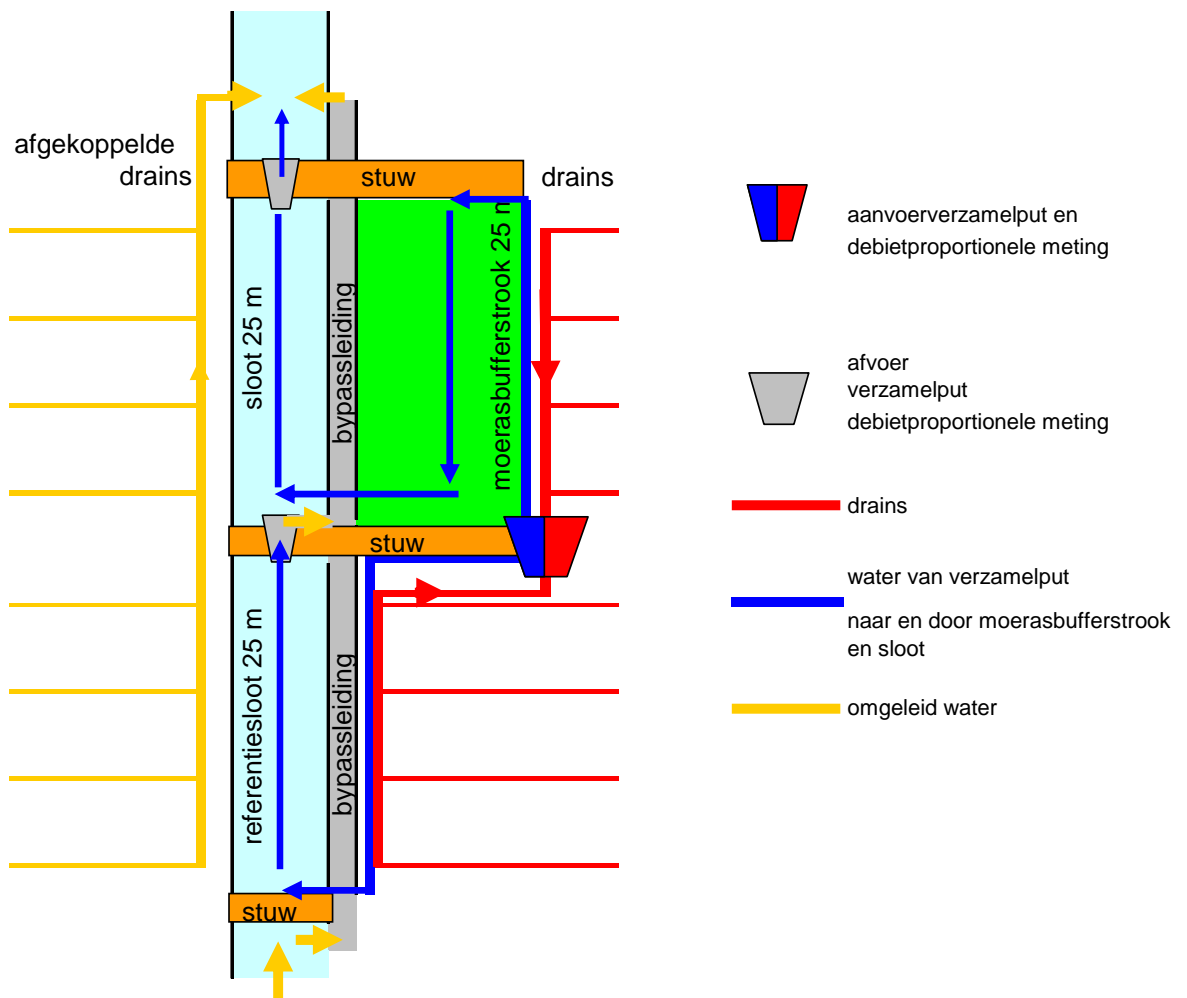
Van 10 drains wordt het drainwater opgevangen. De 10 drains ontwateren een oppervlak van 11640 m². Het drainwater wordt gemengd in een verzamelput en wordt vervolgens voor de helft door de

moerasbufferstrook geleid alvorens het in de sloot terecht komt, de andere helft van het drainwater komt rechtstreeks in een referentiesloot terecht. Monsternamen vindt debietproportioneel plaats.

Het slootwater van de 'bovenstrooms' gelegen percelen wordt via een bypassbuis omgeleid, deze bypassbuis dient tevens als drempel tussen de moerasbufferstrook en sloot. Ook het drainwater van de drains aan de overzijde van het sloot wordt omgeleid. Dit betekent dus dat de bufferstrook + sloot met hetzelfde water wordt gevoed als de referentiesloot (Figuur 2.5).

De moerasbufferstrook 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 de moerasbufferstrook folie en antiworteldoek aangebracht. Aan de sloot en referentiesloot zijn geen ingrepen verricht.

De debietproportionele meetapparatuur is in het voorjaar 2007 geïnstalleerd.



Figuur 2.5. Ontwerp voor het onderzoek naar de werking van moerasbufferstroken

Moerasbufferstrook



Aanleg moerasbufferstrook zomer 2006



Aanleg bypassbuis langs referentiesloot



Moerasbufferstrook en verzamelput na aanleg



Verzamelput



Moerasbufferstrook met debietproportionele meetapparatuur (3x)



Moerasbufferstrook en sloot met drempel (augustus 2007)

3 Metingen

3.1 Moerasfilters

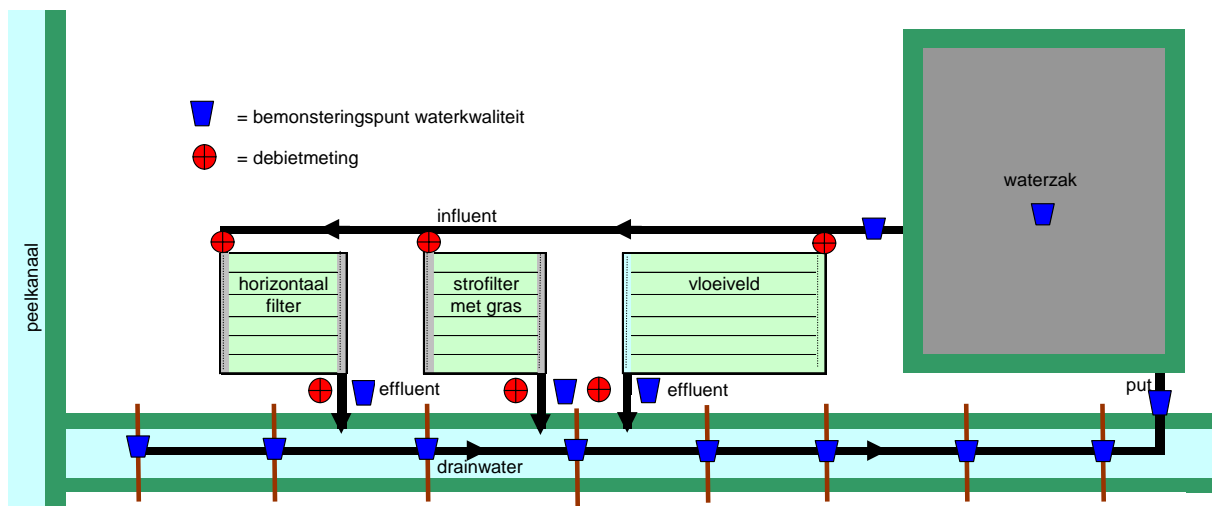
3.1.1 Hydraulische belasting

Na aanleg zijn zowel aan de inlaat- (tussen de waterzak en filters) 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 neerslag (lokale regenmeter), de referentiegewasverdamping (meetstation Volkel op 19 km) en de gewascoëfficiënt van riet en rietzwenkgras.

De gewasverdamping (evapotranspiratie) wordt berekend als: $ET = K_c * ETo$. Waarbij ET de verdamping van het gewas is, K_c de gewascoëfficiënt en ETo de referentiegewasverdamping. De referentiegewasverdamping wordt gedefinieerd als de verdamping van gras bij onbeperkte nutriënten- en vochtvoorziening. Voor rietzwenkgras is een K_c -waarde van 1 gebruikt. 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. Omdat het riet in het horizontaal infiltratiefilter slechter groeide dan in het vloeiveld is voor K_c -waarden hoger dan 1 één 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.

3.1.2 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 filters (influent) en in het effluent (3x) (Figuur 3.1).

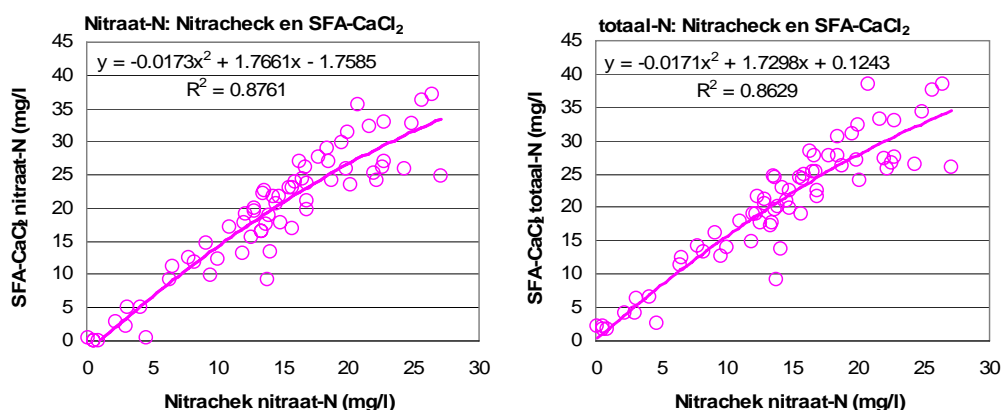


Figuur 3.1. Ligging van drains, filters en bemonsteringspunten voor waterkwaliteit en debietmetingen. Pijlen geven de stroomrichting weer.

Vanwege de droge zomer 2005 kon pas vanaf december 2005 drainwater worden opgevangen en door de filters worden geleid. Het drainwater wordt in principe iedere twee weken opgevangen en geanalyseerd op concentraties K, Na, ortho-P, totaal-P, ammonium-N, nitraat-N en N-totaal door het Chemisch Biologisch

Laboratorium Bodem te Wageningen. K, Na en P worden bepaald met ICP-AES Varian en NH_4 , NO_3+NO_2 , PO_4 en totaal-N met SFA- CaCl_2 . Tweewekelijks wordt op het proefbedrijf Vredepeel het nitraatgehalte tevens met nitrameet bepaald.

De nitrameet is een reflectometer met een bereik van 5-500 mg/l nitraat: omgerekend 1,1 – 113 mg/l nitraat-N. Het voordeel van nitrameet is dat dit een eenvoudige en op het proefbedrijf zelf uit te voeren meetmethode is. Omdat begin 2006 de analysefrequentie hoger was met nitrameet dan met SFA is besloten om voor januari en februari de N-concentraties zoals bepaald door SFA- CaCl_2 af te leiden uit de nitrameetmetingen. De relatie tussen nitrameet en SFA- CaCl_2 is in Figuur 3.2. weergegeven.



Figuur 3.2. Nitraat-N bepalingen met nitrameet (x-as) en SFA- CaCl_2 (y-as) voor nitraat-N en totaal-N (mg/l).

3.1.3 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. De zuurstofconcentratie in het in- en effluent wordt ook tweewekelijks bepaald.

De relatie tussen de dominante redoxreacties en redoxpotential is in Tabel 3.1 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.

Tabel 3.1. Redoxreacties, energieproductie en redoxpotentialen.

Substraat	Product	Energie kJ/ H_2	Redoxpotential (mV)
$\text{O}_2 + 2\text{H}_2$	$2\text{H}_2\text{O}$	-237	> +330
$2\text{NO}_3^- + 5\text{H}_2 + 2\text{H}^+$	$\text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	-223	+220
$\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2 + 2\text{H}^+$	$\text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$	-150	+220
$\text{MnO}_2 + \text{H}_2 + 2\text{H}^+$	$\text{Mn}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	-157	+200
$2\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{H}_2 + 4\text{H}^+$	$2\text{Fe}^{2+} + 6\text{H}_2\text{O}$	-44	+120
$(\text{SO}_4)^{2-} + 4\text{H}_2$	$\text{S}^{2-} + 4\text{H}_2\text{O}$	-38	-150
$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2$	$\text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-33	-250

3.1.4 Berekening effectiviteit van de moerasfilters

De effectiviteit van de moerasfilters 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 filters is het zuiveringrendement vergeleken met het gemiddelde rendement 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 N 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)

3.2 Moerasbufferstrook

Vanaf het voorjaar 2007 worden de nutriënten in het in- en effluent debietproportioneel gemeten met drie Iso 4700 samplers. Iedere 500 L wordt een monster genomen, mengmonsters bestaan uit 10 monsters van 500 L, dus in totaal 5 m³. De monsters worden geanalyseerd bij Laboratorium Bodem te Wageningen. In de moerasbufferstrook wordt tweewekelijks de redoxpotential in drie herhalingen op een diepte van 15 cm bepaald.

Debietproportioneel meetapparaat



Iso 4700 gekoelde bemonsteringsapparaat



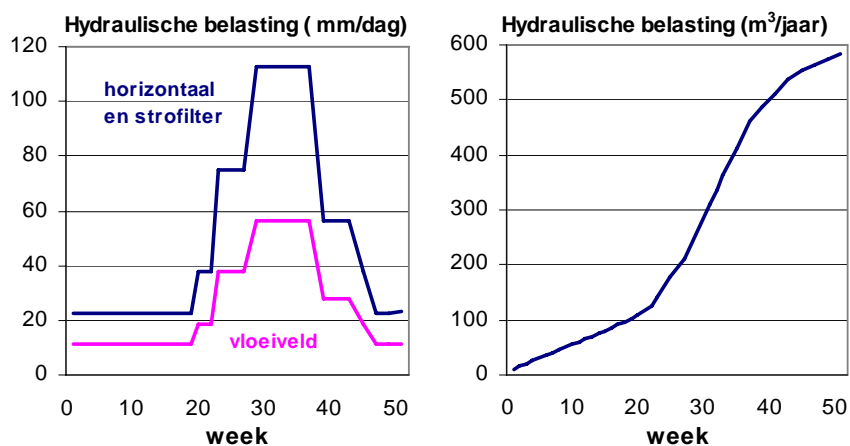
4 Resultaten

4.1 Moerasfilters

4.1.1 Hydraulische belasting

De hydraulische belasting werd aangepast aan het zuiveringsrendement van het moerasfilter met de hoogste efficiëntie. In principe werd de hydraulische belasting verhoogd als de nitraat-N concentraties lager werden dan 3 mg/l.

In figuur 4.1 is de gemiddelde dagelijkse hydraulische belasting van de filters en de totale belasting weergegeven.



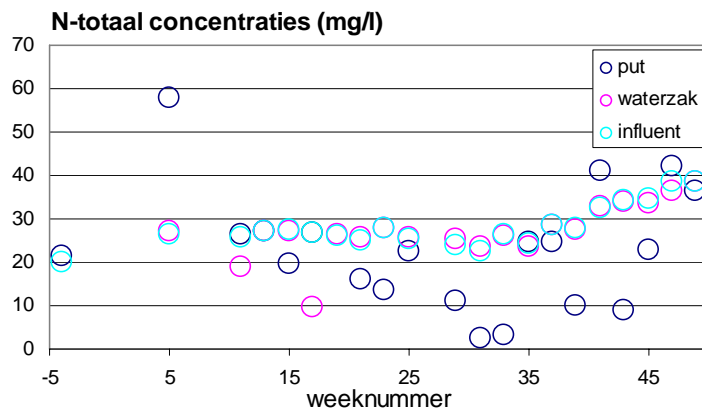
Figuur 4.1. De dagelijkse hydraulische belasting (mm/dag) en cumulatieve hydraulische belasting (m³/filter) in 2006.

Omdat het vloeiveld 2x groter is als de twee andere moerasfilters is de hydraulische belasting per oppervlakte-eenheid 2x lager. De drie filters werden in 2006 elk gevoed met ca. 600 m³ drainwater, wat gelijk is aan de maximale inhoud van de waterzak. Dit betekent dat in 2006 de waterzak 3x is ververst.

4.1.2 Stikstof

Omzettingen in de waterzak

In de waterzak kan ook denitrificatie optreden, vooral als in het drainwater veel organisch materiaal aanwezig is. De verblijftijd van het drainwater was in 2006 gemiddeld genomen vier maanden. In Figuur 4.2 zijn de nitraat-N concentraties in de put, waterzak en influent weergegeven. Water uit de put wordt alleen in de waterzak gepompt bij hoge N-totaal concentraties. Uit deze figuur kan worden opgemaakt dat er nauwelijks denitrificatie in de waterzak optrad.

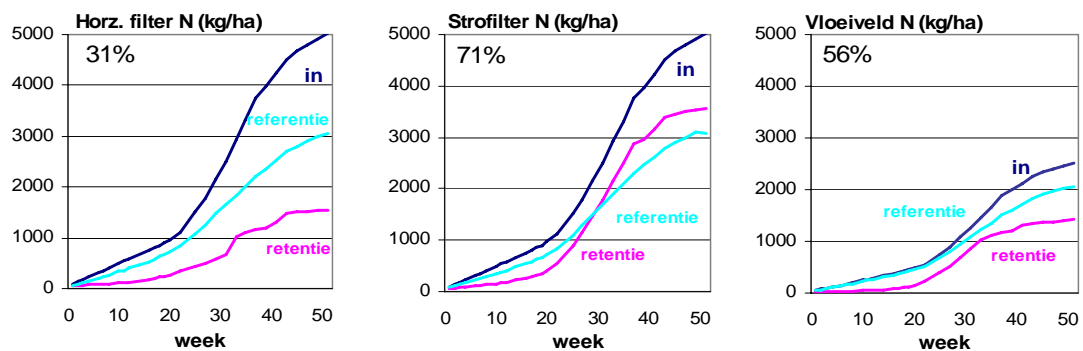


Figuur 4.2. N-totaalconcentraties (mg/l) in de put, waterzak en influent in 2006.

Totaal stikstof

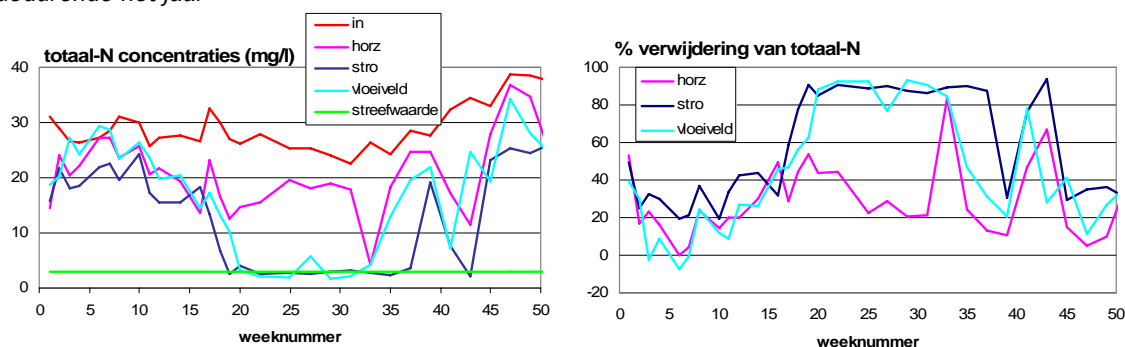
Cumulatief

In figuur 4.3 is de cumulatieve stikstofbelasting en –retentie weergegeven per hectare moerasfilter. De stikstofbelasting van het horizontaal infiltratiefilter en strofilter was 2x hoger als die van het vloeiveld. Echter de retentie per hectare lag voor het horizontaal infiltratiefilter en het vloeiveld in dezelfde orde van grootte (resp. 1543 en 1421 kg N/ha). In het strofilter was de retentie 3575 kg N/ha. De referentieretentie, berekend op basis van de internationale literatuur (3.1.4), was voor het horizontaal infiltratie- en strofilter ca. 2x hoger als de werkelijke retentie. Opvallend is dat de werkelijke retentie vooral bij lagere temperaturen lager was dan de referentie.



Figuur 4.3. De cumulatieve N-belasting, N-retentie (werkelijk en referentie) in kg N/ha in de drie filters in het jaar 2006.

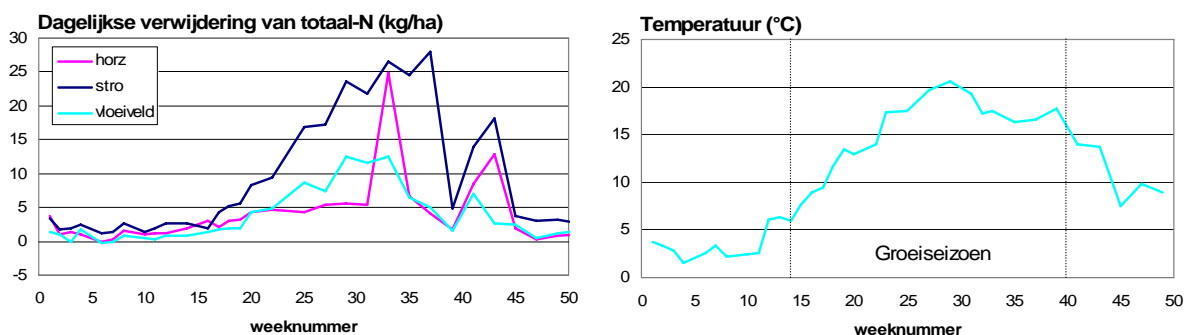
Gedurende het jaar



Figuur 4.4. Totaal-N concentraties (mg/l) en % totaal-N verwijdering in 2006

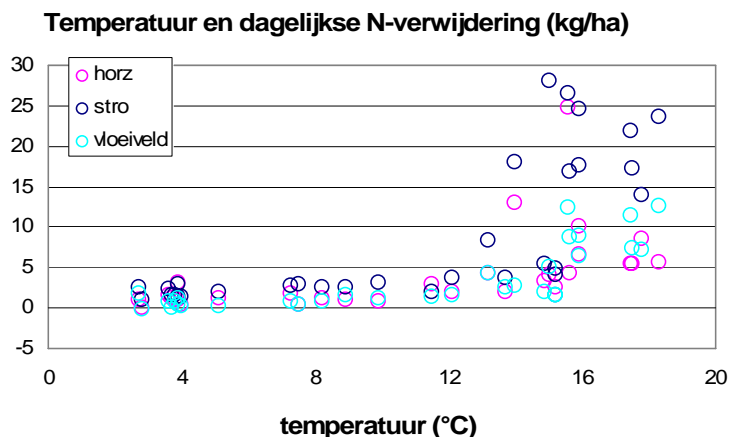
De totaal-N concentraties in het influent waren gedurende het eerste deel van het jaar relatief constant, maar namen in het najaar 2006 sterk toe. De gemiddelde waarde was 29 mg/l. In het winterhalfjaar werd de streefwaarde van 3 mg/l totaal-N niet gehaald, gedurende het zomerseizoen was dit wel het geval, met name het strofilter was effectief in het verwijderen van stikstof.

De gemiddelde dagelijkse totaal-N verwijdering en temperatuur zijn in Figuur 4.5 gegeven. De gemiddelde dagelijkse N-verwijdering was voor het horizontaal infiltratiefilter 1.3, 5.8 en 4.3 kg N/ha; voor het strofilter 2.1, 15.1 en 7.4 kg/ha en voor het vloeiveld 0.6, 6.3 en 2.6 kg N/ha in resp. de periode januari t/m maart, april t/m september en oktober t/m december 2006.



Figuur 4.5 Gemiddelde dagelijkse totaal-N verwijdering (kg/ha) en temperatuur in 2006.

In figuur 4.6 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.



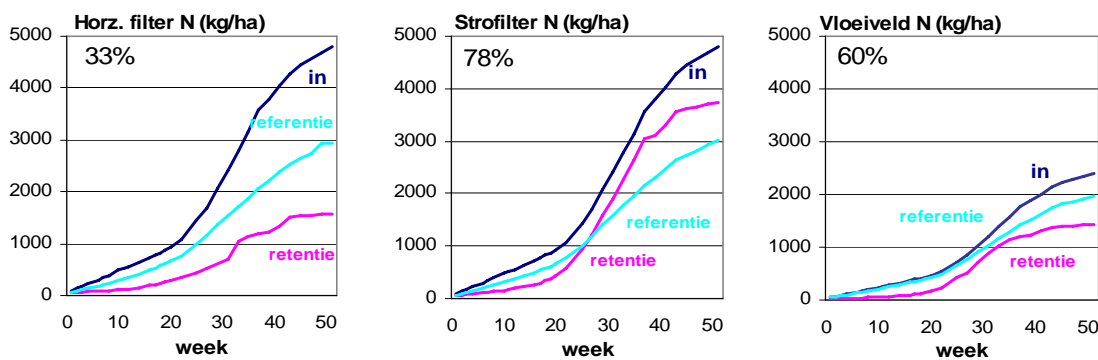
Figuur 4.6 Relatie tussen de temperatuur en dagelijkse verwijdering van totaal-N (kg/ha) voor de drie filters in 2006.

Nitraat

Cumulatief

Het percentage nitraat-N dat in de filters werd vastgehouden was hoger dan het percentage totaal-N (Figuur 4.3 en Figuur 4.7).

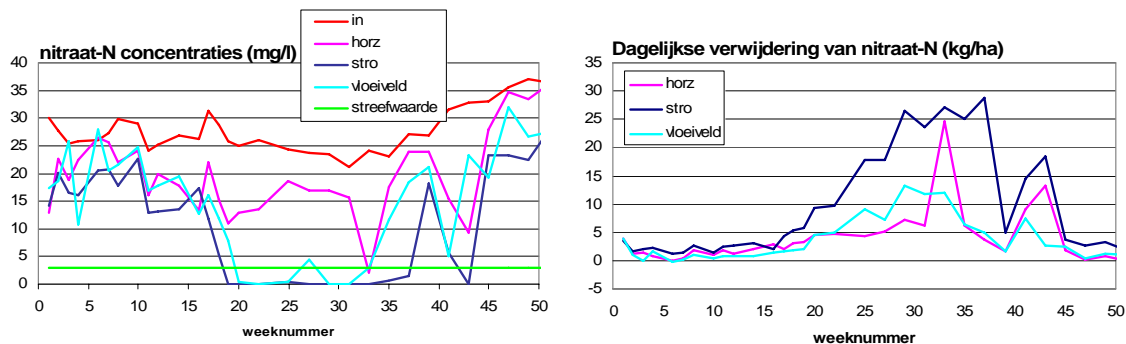
In het horizontaal infiltratiefilter, strofilter en vloeiveld werd resp. 1563, 3728 en 1436 kg nitraat-N/ha vastgehouden. De totale N-retentie was resp. 1543, 3575 en 1421 kg N/ha. Dit betekent dat nalevering optrad van andere N-vormen. Nalevering van ammonium-N was resp. 14, 70 en 7 kg/ha (data niet gepresenteerd). Dit betekent dat ook resp. 6, 83 en 8 kg organisch N/ha werd nageleverd.



Figuur 4.7. De cumulatieve belasting en retentie (werkelijk en referentie) van nitraat-N in kg N/ha in de drie filters in 2006.

Gedurende het jaar

Als Figuur 4.4 met Figuur 4.8 wordt vergeleken valt op dat nitraat gedurende de zomerperiode bijna volledig verdween. Dit betekent dat in de zomerperiode alleen organisch gebonden N en ammonium-N uitspoelden.

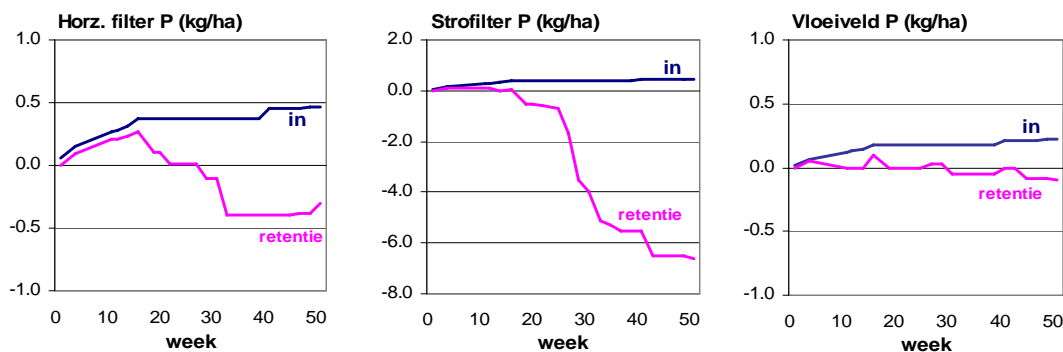


Figuur 4.8. Gemiddelde nitraat-N concentraties (mg/l) en gemiddelde dagelijkse nitraat-N verwijdering (kg/ha) in 2006.

4.1.3 Fosfaat

Orthofosfaat

De hoeveelheid ortho-P in het influent is nagenoeg verwaarloosbaar. Op jaarbasis is dit slechts 0.5 kg/ha voor het horizontaal infiltratie- en strofilter. Alle filters leverden ortho-P na. Nalevering door het horizontaal filter en vloeiveld is verwaarloosbaar, maar aanzienlijk voor het strofilter, namelijk 7 kg ortho-P/ha (Figuur 4.9).



Figuur 4.9. De cumulatieve belasting en retentie van ortho-P (kg P/ha) voor de drie zuiveringsmoerassen in het jaar 2006. Negatieve waarden duiden op P-nalevering.

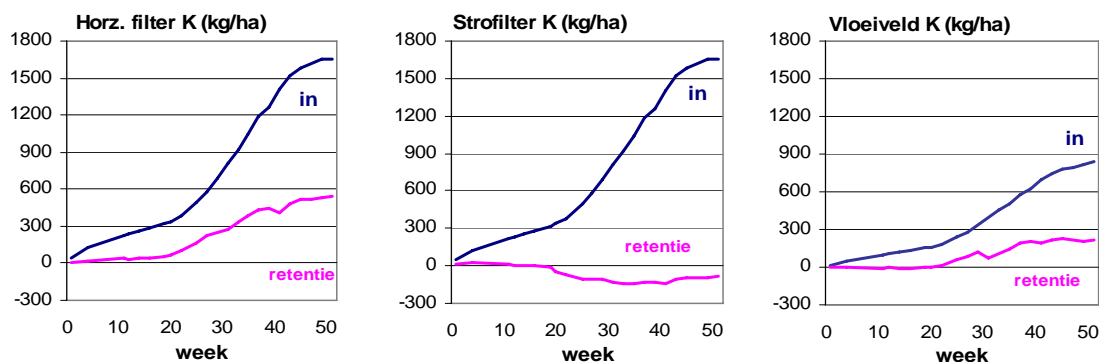
Totaal fosfor

Totaal-P werd pas vanaf week 31 bepaald. De concentraties totaal-P in het influent waren erg laag, en vaak onder de detectiegrens (< 0.02 mg/l). De nalevering van totaal-P werd geschat op 1, 15 en 3 kg P/ha voor resp. het horizontaal infiltratiefilter, strofilter en vloeiveld.

4.1.4 Kalium en natrium

Kalium

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 Na- en K-retentie ook iets over de N en P gewasopname.

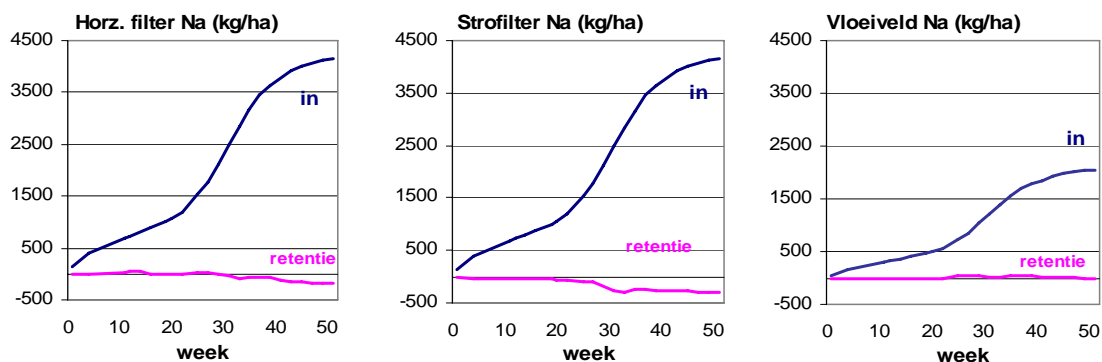


Figuur 4.10. De cumulatieve belasting en retentie van kalium (kg K/ha) van de drie filters in het jaar 2006. Negatieve waarden duiden op K-nalevering.

Via drains spoelde een aanzienlijke hoeveelheid K uit (Figuur 4.10). In het horizontaal infiltratiefilter was de K-retentie meer als 2x hoger als in het vloeiveld, terwijl het riet in het infiltratiefilter slechter groeide. Voor het vloeiveld valt te verwachten dat kaliumretentie vooral het gevolg was van gewasopname. Dit zou betekenen dat riet in 2006 ca. 220 kg K/ha heeft opgenomen. Het strofilter leverde relatief gezien een geringe hoeveelheid K na.

Natrium

In het influent was een grote hoeveelheid natrium aanwezig (Figuur 4.11). Zowel het horizontaal infiltratiefilter als strofilter leverde natrium na. Riet lijkt niet of nauwelijks natrium op te nemen.

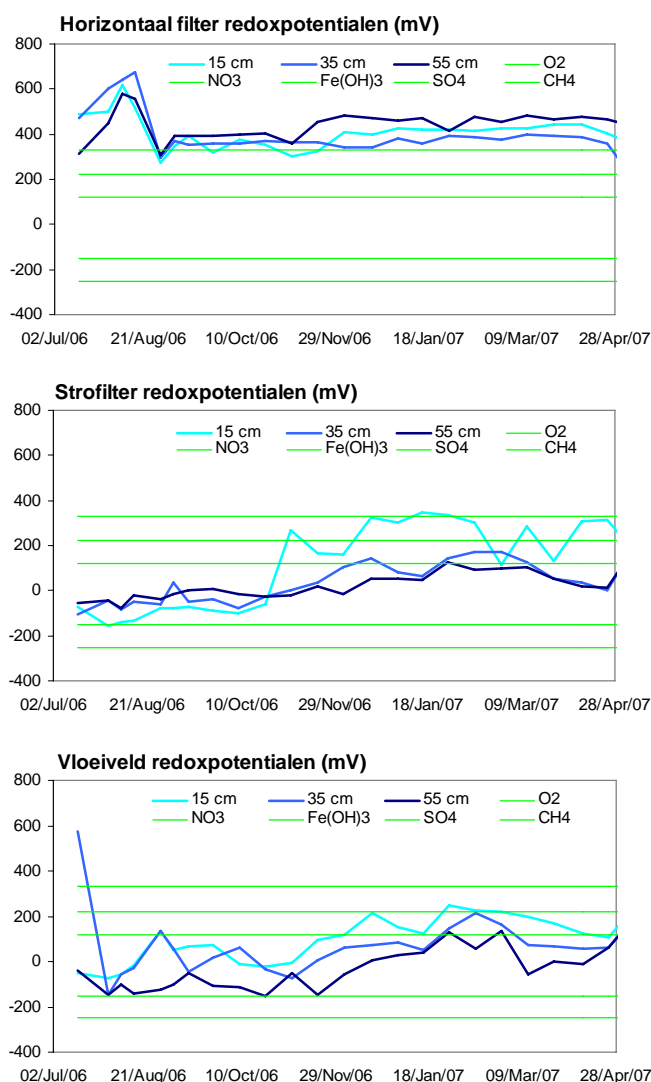


Figuur 4.11. De cumulatieve belasting en retentie van natrium (kg Na/ha) voor de drie moerasfilters in het jaar 2006. Negatieve waarden duiden op Na-nalevering.

4.1.5 Redoxpotentialen en zuurstof

Redoxpotentialen

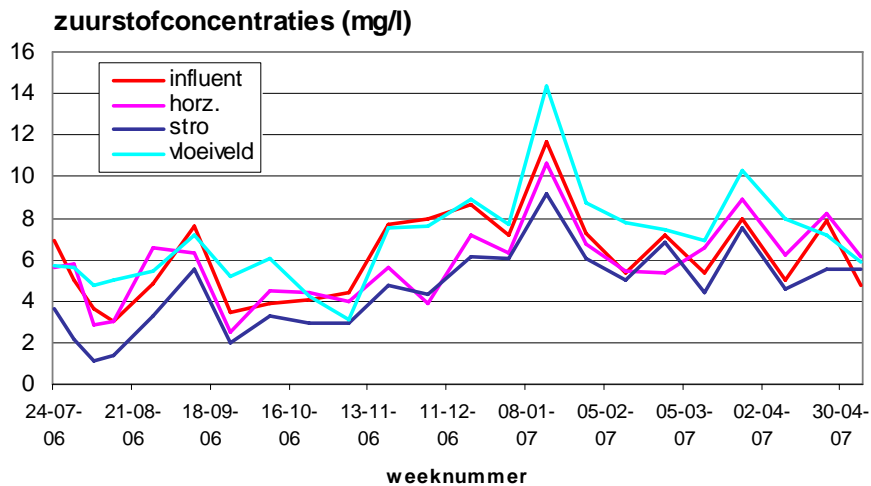
In Figuur 4.12 zijn de redoxpotentialen in de drie filters weergegeven. Opvallend is dat de redoxpotentialen in het horizontaal infiltratiefilter erg hoog waren. In dit filter zou dan ook nauwelijks nitraatreductie (denitrificatie) moeten optreden. In het strofilter bleef de redoxpotentiaal in de bovenste bodemlaag ook vrij hoog, dieper in het filter daalde de redoxpotentiaal tot aan het niveau van ijzerreductie. De redoxpotentialen waren in het vloeiveld op een diepte van 15 cm beduidend lager dan in het vloeiveld, maar waren op een diepte van 35 en 55 cm –mv vergelijkbaar met die in het strofilter. In alle moerasfilters lagen de redoxpotentialen boven het niveau van methaanproductie. De redoxpotentialen waren in de zomerperiode beduidend lager dan in de winterperiode.



Figuur 4.12. Redoxpotentialen (mV) op 15, 35 en 55 cm –mv in de filters. 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).

Zuurstofconcentraties

Zuurstofconcentraties in het in- en effluent zijn een indicatie voor het ontstaan van zuurstofloosheid in de moerasfilters. Zoals te verwachten waren de zuurstofconcentraties in de winterperiode hoger dan in de zomerperiode. Verrassend is dat 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. De O_2 -concentraties in het effluent van het strofilter zijn lager dan in het horizontaal infiltratiefilter, hetgeen overeenkomt met de verschillen in redoxpotentialen.



Figuur 4.13. Zuurstofconcentraties (mg/l) in het in- en effluent van de drie filters vanaf eind juli 2007 t/m eind april 2007.

Ontwikkeling van de moerasfilters tussen maart 2005 – juni 2007



maart 2005



juni 2005



april 2006



mei 2006



april 2007



mei 2007



juni 2007

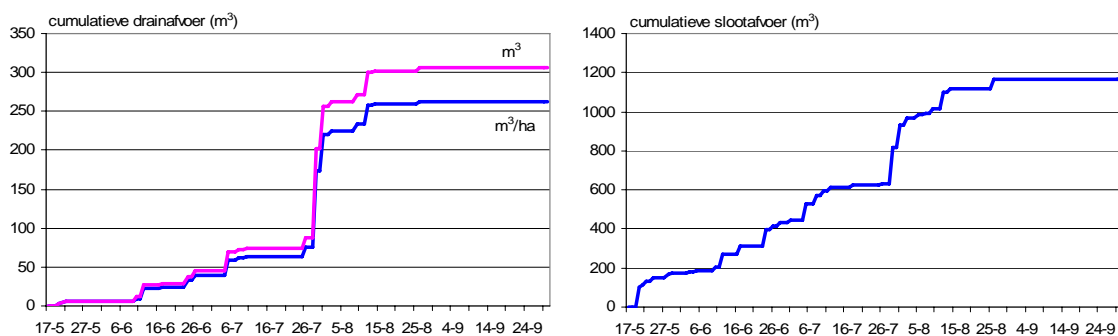
4.2 Moerasbufferstrook

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

Vanaf 1 oktober 2007 wordt het effluent uit de moerasbufferstrook rechtstreeks bemonsterd. Hier worden de resultaten voor de periode 18 mei – 1 oktober gepresenteerd.

4.2.1 Watervrachten

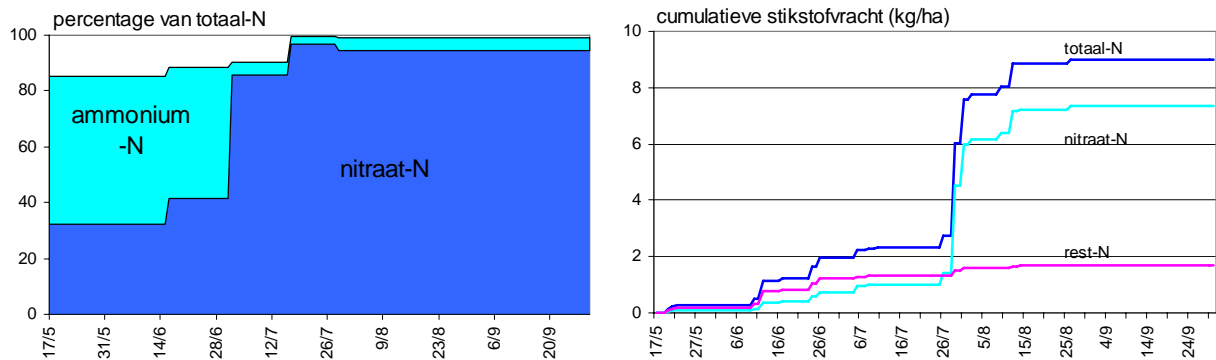
In Figuur 4.14 is de cumulatieve drainafvoer weergegeven voor de periode 18 oktober t/m 1 oktober 2007. In deze periode is de drainafvoer naar het oppervlaktewater 26 mm (= 300 m³ voor een oppervlakte van 11640 m² landbouwgrond). In deze periode was de hoeveelheid neerslag 367 mm, de evapotranspiratie (snijmaïs) ca. 425 mm. De slootafvoer is ca. 1200 m³. Dit betekent dat het drainwater 25% uitmaakt van de totale slootafvoer. Het totale oppervlaktewater landbouwgrond dat afwatert op het bemeten slootgedeelte is onbekend.



Figuur 4.14. 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 + moerasbufferstrook en referentie zijn bij elkaar opgeteld.

4.2.2 Nutriënten in drainwater

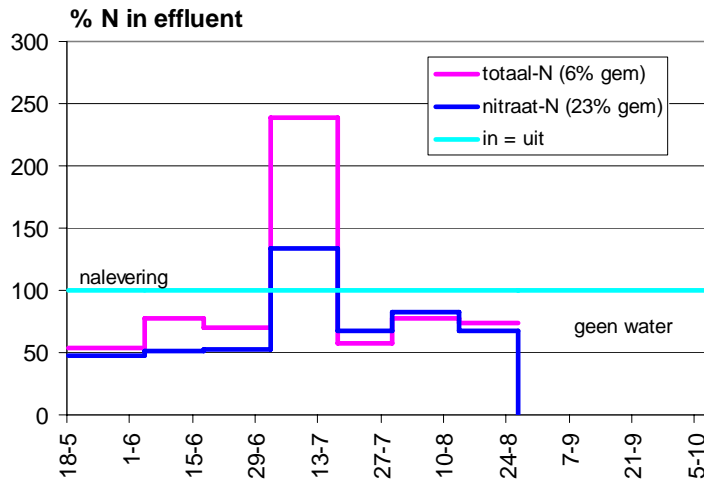
In Figuur 4.15 is de samenstelling van het drainwater weergegeven en de cumulatieve N uitspoeling via de drains. De uitspoeling van P was verwaarloosbaar. In de periode mei tot eind juni bestaat het drainwater voor meer dan 50% uit ammonium, na eind juni bevat drainwater eigenlijk alleen maar nitraat. In de periode 18 mei t/m 1 oktober spoelt 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 4.15. Drainwater: Stikstof fracties (%) en cumulatieve N-vracht (kg N/ha) in de periode 18 mei tot 1 oktober 2007.

4.2.3 Effectiviteit moerasbufferstrook

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



Figuur 4.16. % N in het effluent in de periode 18 mei t/m 1 oktober 2007. In de periode eind augustus – 1 oktober was er geen drainafvoer.

5 Discussie

5.1 Effectiviteit van de zuiveringsmoerassen

Bij het ontwerp van de zuiveringsmoerassen werd op grond van literatuurgegevens ervan uitgegaan dat het horizontaal infiltratiefilter 2x effectiever zou zijn als het vloeiveld (Vymazal, 2002), en dat het strofilter in de eerste jaren effectiever zou zijn dan de beide rietfilters. In het eerste onderzoeksjaar bleek dat het horizontaal infiltratiefilter en het vloeiveld even effectief waren. Uit nog niet gepubliceerde data blijkt dat de effectiviteit van het vloeiveld in 2007 verder toeneemt. Uit de hoge redoxpotentialen in het horizontaal infiltratiefilter kan worden opgemaakt dat niet of nauwelijks zuurstofloosheid optrad. Een teken dat (te) weinig koolstof wordt geproduceerd. Het iets betere resultaat van het strofilter dan van het vloeiveld kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de toevoeging van een kleine hoeveelheid stro. Overigens kan ook in moerassen die overwegend zuurstofrijk zijn lokaal denitrificatie optreden (Kadlec, 2002). De lage koolstofproductie in het horizontaal infiltratiefilter 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. Echter gewasanalyses laten geen tekorten zien. Een tweede mogelijkheid is dat metselzand een slecht groeimedium voor riet is, vanwege een hoge mechanische weerstand.

In beide rietfilters werd een zuiveringsrendement van gemiddeld 1450 kg N/ha en in het strofilter van 3600 kg N/ha behaald. De gemiddelde dagelijkse N-verwijdering van 4 kg/ha in het vloeiveld en het horizontaal infiltratiefilter komt goed overeen met de literatuur (Kadlec & Knight, 1996). Wel waren er grote verschillen tussen de seizoenen. De N-verwijdering was vooral in de periode januari t/m maart 2006 erg laag en lager dan berekend met de temperatuurcoëfficiënt voor N-verlies (zie 2.1.2). Erg hoge zomerwaarden zoals voor het strofilter 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_{20} -waarden van de zuiveringsmoerassen waren 13.9, 48.3 en 16.9 m/jaar voor resp. het horizontaal infiltratiefilter, strofilter 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 infiltratiefilter en vloeiveld aan de lage kant zijn. De verwachting is dat de waarden in de loop van de tijd zullen toenemen.

5.2 Processen in de filters

In het horizontaal infiltratiefilter en strofilter zijn naast koolstof, ook nutriënten met het stro ingebracht. In het strofilter was dit resp. 4430 g C, 63 g N en 17 g P/m², in het horizontaal infiltratiefilter resp. 261 g C, 4 g N en 1 g P/m². Uitgaande van 15% beschikbaar C in het stro (zie 2.1.2) betekent dit dat in 2006 ca. 2730 g C/m² nodig was om het denitrificatieproces goed te laten verlopen. Dit zou kunnen betekenen dat het strofilter nog voor ongeveer één jaar voldoende C kan leveren.

Een groot nadeel van het aanbrengen van stro in de moerasfilters is dat nalevering van nutriënten plaatsvindt, daarnaast treedt er, zij het in veel minder mate, ook nalevering plaats uit het substraat. Echter zowel het metselzand voor het horizontaal infiltratiefilter als het zand afkomstig van het proefbedrijf is relatief voedselarm (zie Bijlage 1). De nalevering van P uit stro kan een belemmering zijn voor het gebruik van stro in filters. De vraag is daarom of het voor het zuiveren van relatief stikstofrijk, maar fosfaatarm drainwater het niet beter zou zijn om in een vloeiveld stro aan te brengen. Een alternatief zou zijn om een strofilter voor te schakelen aan een vloeiveld. Het riet kan dan in beide gevallen het vrijkomende P opnemen.

In de moerasfilters werd een deel van de P, K en Na in het influent aan bodemdeeltjes gebonden of door riet opgenomen. In het horizontaal infiltratiefilter en vloeiveld vond netto vastlegging van kalium plaats. Aangezien kalium in organisch stofarme zandgrond erg mobiel is, kan worden verondersteld dat althans in het vloeiveld kaliumretentie (212 kg/ha) vooral werd veroorzaakt door rietopname. Uitgaande van gemiddeld genomen iets hogere N- dan K-opname door riet (zie Tabel 5.1) kan worden verondersteld dat waarschijnlijk ca. 200-250 kg N/ha door riet is genomen, dit is ca. 15% van de totale N-verwijdering. Deze waarde komt goed overeen met natuurlijke moerassen (zie Kadlec, 2005). Opvallend is de zeer hoge K-retentie van 540 kg/ha in het horizontaal infiltratiefilter. Vanwege de veel slechtere groei van riet in dit filter dan in het vloeiveld lijkt hier een deel van de K ook te worden geadsorbeerd aan het substraat. De hoeveelheid natrium in drainwater is bijna net zo hoog als die van nitraat. Door de moerasfilters werd echter geen natrium vastgehouden. Uit Tabel 5.1. blijkt dat de Na-opname door riet in het algemeen erg laag is.

Tabel 5.1. Maximale N, P, K en Na (kg/ha) hoeveelheden in de bovengrondse biomassa van riet in Europese zuiveringsmoerassen en natuurlijke moerassen (Gegevens grotendeels uit Vymazal *et al.* 1999).

land	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)	Na (kg/ha)	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)

5.3 Inpasbaarheid

Ruimtebeslag

Voor het berekenen van het ruimtebeslag gaan wij ervan uit dat de gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot 300 mm is, waarvan 200 mm via drains uitspoelt (zie de Vos *et al.*, 2006). Dit betekent dat er 2000 m³/ha uitspoelt. De hydraulische belasting van de drie filters was 585 m³. Dit betekent dat 3x het volume van de waterzak (inhoud 600 m³) door de filters werd geleid. Per filter is dan een opslag nodig van 200 m³. Ieder filter zuiverde dus drainwater van ca. 2915 m² landbouwgrond. Het grondbeslag van het horizontaal infiltratiefilter en strofilter is dan 1.1% en van het vloeiveld 2.2%. Het waterreservoir neemt echter veel meer grond in beslag, namelijk 6.9% en 3.5% bij een reservoirhoogte van resp. 1 en 2 m. Bij waterreservoirs met een hoogte van 1 meter is dan het totale grondbeslag ca. 8%; bij een waterreservoir met hoogte van 2 meter is dit 4%.

Kosten en meekoppeling

De filters verschillen in kosten, efficiëntie, natuurwaarde en inpasbaarheid (Tabel 5.1). Vooraf was het de verwachting dat de natuurwaarde van het vloeiveld het grootst zal zijn, en daardoor uitstekend past binnen de groenblauwe dooradering. Echter in 2006-2007 is een zeer dichte rietvegetatie aanwezig waarvan de natuurwaarde vooralsnog gering is, mogelijk kan op termijn riet gebruikt worden als biomassagewas. Echter dit mag niet ten koste gaan van de koolstofproductie.

Het horizontaal infiltratiefilter is volgens de gangbare technische specificaties voor nitraatverwijdering aangelegd. Dit filter kent de hoogste aanlegkosten. De verwachting was dat het zuiveringsrendement hoger zou zijn dan van het vloeiveld, wat voornamelijk niet het geval is. Ook in 2007 lijkt het zuiveringsrendement achter te blijven. Het strofilter is het meest experimentele filter. In dit filter worden koolstofrijke gewasresten (stro) van het bedrijf zelf gebruikt. De verwachting vooraf was dat dit filter nauwelijks natuurwaarde zou hebben. Echter de vegetatie is hier het meest divers. Waarschijnlijk is het nodig het substraat twee- of driejaarlijks te vervangen. Onderzocht zal worden of dit als bodemverbeteraar kan worden gebruikt.

Tabel 5.1. Kale aanlegkosten filters (incl. BTW), ruimtebeslag, verwachte efficiëntie, meekoppeling met natuur en inpasbaarheid.

	kosten		ruimtebeslag relatief	efficiëntie		natuur	inpasbaarheid
	euro	euro/m2		bij aanleg	op termijn		
Vloeiveld	5461	85	100 %	laag	toename	goed	goed
Horizontaal	7466	233	50 %	laag	toename	slecht	matig
Stro	3385	106	50 %	hoog	afname	matig	goed

Uit de onderzoeksresultaten blijkt dat vooral gedurende de zomerperiode nitraatverwijdering plaatsvindt, het lijkt dan ook niet zinvol om moerasfilters 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 een apart rapport zal verder worden ingegaan op de koppeling van KRW en WB21 maatregelen.

In deze studie is specifiek gekeken naar de effectiviteit van zuiveringsmoerassen en moerasbufferstroken. In gebieden met lagere N-belasting 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



Strofilter





Vloeveld



Vloeveld – strofilter – horizontaal filter

6 Conclusies

In 2005 is onderzoek gestart naar de mogelijkheden van zuiveringsmoerassen op boerenland om nitraat uit drainwater te verwijderen.

Voor uitspoelingsgevoelige teelten (vollegrondsgroenten en boomteelt) is ervoor gekozen om het drainwater eerst op te slaan alvorens het gedoseerd (temperatuurafhankelijk) door zuiveringsmoerassen wordt geleid. Er zijn drie zuiveringsmoerassen een vloeiveld met riet, een strofilter met rietzwenkgras en een horizontaal infiltratiefilter met riet. Metingen vinden plaats vanaf eind 2005.

Voor de minder uitspoelingsgevoelige akkerbouwgewassen is ervoor gekozen drainwater door een moerasbufferstrook te leiden voordat het in een sloot terechtkomt. De werking van de moerasbufferstrook met bijbehorende sloot wordt vergeleken met een referentiesloot. Debietproportionele metingen vinden plaats vanaf het voorjaar 2007.

Conclusies zuiveringsmoerassen:

- Het drainwater bevatte gemiddeld genomen 29 mg/l totaal-N, waarvan 96% nitraat. De hoeveelheid totaal-P lag meestal beneden de detectiewaarde.
- In het waterreservoir trad geen noemenswaardige denitrificatie op.
- De hydraulische belasting van het horizontaal infiltratiefilter en het strofilter varieerde tussen de 22 en 115 mm, de hydraulische belasting van het vloeiveld was 2x lager.
- In het horizontaal infiltratiefilter, strofilter en vloeiveld werd respectievelijk 1436, 3728 en 1563 kg N/ha verwijderd. Het zuiveringrendement was resp. 31, 71 en 56%.
- De gemiddelde dagelijkse N-verwijdering was in de periode januari t/m maart 1.1; 1.9 en 0.6 kg N/ha; in april t/m september 5.8; 15.0 en 6.3 kg N/ha en in oktober t/m december 4.3; 7.4 en 2,6 kg N/ha voor resp. het horizontaal infiltratiefilter, het strofilter en vloeiveld.
- De N-verwijdering is sterk gerelateerd aan de temperatuur, en bij lage temperaturen (januari t/m maart) lager dan volgens de literatuur
- Alle filters leverden P na. Echter alleen de P-nalevering uit het strofilter was substantieel, namelijk ca. 15 kg P/ha.
- Het grondbeslag van het horizontaal infiltratiefilter en strofilter 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 kosten van de zuiveringsmoerassen waren: vloeiveld < strofilter < horizontaal infiltratiefilter. De natuurwaarde van het strofilter 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.

Conclusies moerasbufferstrook:

- 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 de moerasbufferstrook was 6%.

Referenties

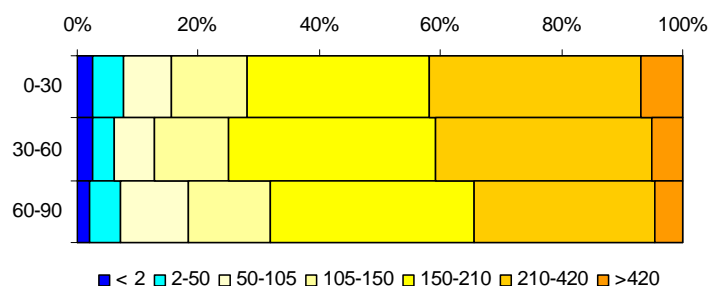
- Arheimer B & Wittgren H (1994). Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport. *Ambio* 23: 378-386
- Bachand PAM and Horne AJ (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I Very high nitrate removal rates in a macrocosm study - Special Issue Nitrogen and phosphorus 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
- Bolt FJE van der, Bosch H van der, Brock ThCM, Hellegers PJGJ, Kwakernaak C, Leenders TP, Schoumans OF en Verdonshot PFM (2003) *AQUAREIN: Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor de landbouw natuur recreatie en visserij Altera-rapport 835*
- 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
- Crompton WG (2001). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds; the importance of a watershed scale approach. *Wat Sci Tech* 44: 559-564.
- Dunne EJ, Reddy KR and Carton OT (2005). *Nutriëntmanagement in agricultural watersheds A wetlands solution* Wageningen Academic Publishers
- Fermor PM, Hedges PD, Gilbert JC and Gowing DJG (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England *Hydrological Processes* 15(4): 621-631.
- 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
- 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.
- 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.
- 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
- 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
- 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).

Bijlage 1

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 substraattype 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 ₂₀₅ /100 g	11	8	6	8	8	9
P	mg P/kg	< 0,20	0,21	0,76	0,24	0,61	< 0,20
P _w	mg P ₂₀₅ /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



B 2. **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.**