Mogelijkheden voor hergebruik en zuivering van uitgespoelde nutriënten

systeem



innovatie

WAGENINGEN UR
For quality of life

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)

Olga Clevering (Praktijkonderzoek Plant en Omgeving)
Bert Smit (Plant Research International)
Theo Aendekerk (Praktijkonderzoek Plant en Omgeving)
Nikaj van Wees (Praktijkonderzoek Plant en Omgeving)

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.
Akkerbouw, Groene Ruimte en Vollegrondsgroenten PPO nr. 530133
December 2004

© 2004 Wageningen, Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of 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 is een document, uitsluitend bedoeld voor intern gebruik binnen Wageningen UR dan wel met toestemming door derden. Niets uit dit document mag zonder toestemming van de auteurs worden gebruikt, vermenigvuldigd of verspreid voor extern gebruik.

Dit rapport is gefinancierd door Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit: vanuit de LNV-programma's 400-I en 400-III en 417.

Projectnummer: 530133

Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.
Akkerbouw, Groene Ruimte en Vollegrondsgroenten
Adres : Edelhertweg 1, 8219 PH Lelystad
: Postbus 430, 8200 AK Lelystad
Tel. : 0320 – 29 11 11
Fax : 0320 – 23 04 79
E-mail : info.ppo@wur.nl
Internet : www.ppo.wur.nl

Inhoudsopgave

pagina

SAMENVATTING 5

1 INLEIDING 7
1.1 Aanleiding 7
1.2 Normering 7
1.3 Doel van deze studie 8
1.4 Verantwoording en afbakening 8

2 ONVERMIJDBARE VERLIEZEN IN HET BEDRIJFSSYSTEEMONDERZOEK 9
2.1 Algemeen 9
2.2 Onvermijdbare stikstofverliezen 9
2.2.1 Najaarsverliezen 10
2.2.2 Uitspoeling gedurende het groeiseizoen 10
2.3 Onvermijdbare fosfaatverliezen 11
2.4 Conclusies 12

3 METINGEN VAN STIKSTOF EN FOSFAAT IN DRAIN- EN SLOOTWATER 13
3.1 Resultaten metingen drainwater Vredepeel 2003 13
3.2 Piekafvoeren 14
3.3 Samenstelling drain- en slootwater (Telen met toekomst) 14
3.4 Conclusies 15

4 WATERCONSERVERING, OPSLAG EN HERGEBRUIK DRAINWATER 17
4.1 Waterconservering in percelen 17
4.1.1 Buitenlandse ervaringen 17
4.1.2 Onderzoek peilbeheer Vredepeel & Veulen 17
4.1.3 Alternatief waterbeheer 18
4.2 Waterberging voor hergebruik 19
4.2.1 Waterberging in bestaande sloten 19
4.2.2 Gesloten drainsysteem en reservoirs 20
4.2.3 Bergingssloten 21
4.3 Hergebruik 21
4.3.1 Vochtbehoefte gewassen 21
4.3.2 Beregenen versus subinfiltratie 21
4.4 Conclusies 22

5 BUFFERSTROKEN EN SLOTEN 23
5.1 Droge bufferstroken 23
5.1.1 Algemeen 23
5.1.2 Situatie Vredepeel 24
5.1.3 Kosten droge bufferstroken 24
5.2 Moerasbufferstroken 24
5.2.1 Algemeen 24
5.2.2 Efficiëntie moerasbufferstroken voor zuiveren drainwater 25
5.2.3 Inrichting moerasbufferstrook 26
5.2.4 Maaibeheer moerasvegetatie 26
5.2.5 Kosten natte bufferstroken 27

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

5.3 Zuivering in sloten 28
5.4 Conclusies 28

6 HELOFYTENFILTERS 31
6.1 Inleiding 31
6.1.1 Typen helofytenfilters 32
6.1.2 Zuivering oppervlaktewater 32
6.2 Efficiëntie Vloeivelden 33
6.2.1 Leeftijd 33
6.2.2 Laagst te behalen concentraties 34
6.2.3 Efficiëntie in relatie tot belasting 34
6.2.4 Berekening benodigde oppervlakte helofytenfilter voor nitraatverwijdering 34
6.2.5 Efficiëntie vloeivelden voor de verwijdering van fosfaat 40
6.3 Efficiëntie Infiltratievelden 40
6.3.1 Horizontale filters voor denitrificatie 40
6.3.2 Filters voor het verwijderen van fosfaat 41
6.4 Combinatie van filters en inrichting 42
6.5 Kosten aanleg 43
6.6 Conclusies 43

7 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN 45

8 REFERENTIE 49

BIJLAGEN 53

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Samenvatting

Ook als vergaande (brongerichte) maatregelen genomen worden ter beperking van nutriëntenemissies naar het milieu worden in sommige gevallen de normen voor oppervlaktewater en grondwater niet gehaald. Dit rapport richt zich op de mogelijkheden om ook deze verliezen, nutriënten die in ruimte en tijd buiten het opnamebereik van plantenwortels vallen nadat alle brongerichte maatregelen uitgevoerd zijn, weer terug in de landbouwkundige kringloop te krijgen, dan wel maatregelen te treffen waardoor nutriëntenemissies naar de verschillende milieucompartimenten (lucht, oppervlakte- en grondwater) voorkomen wordt (effect- en procesgerichte maatregelen).

De studie heeft zich gericht op de omstandigheden van PPO-proefbedrijf Vredepeel, waar bedrijfssystemenonderzoek gedaan wordt naar het terugdringen van nutriëntenemissies.
Op Vredepeel (zandgrond) zijn percelen gedraineerd op ca. 80 cm –mv. De slootdichtheid is ca. 60 strekkende m sloot ha^{-1} landbouwgrond.

Op basis van in het verleden uitgevoerd onderzoek is geschat dat als alle brongerichte maatregelen worden uitgevoerd, in een akkerbouwrotatie gemiddeld in het najaar ca. 30 kg minerale N ha^{-1} in het bodemprofiel achterblijft. Bij uitspoelingsgevoelige teelten (groenten, bollen) kan zowel gedurende het groeiseizoen als in het najaar ca. 25-50 kg N ha^{-1} uitspoelen. De uitspoeling van P is op Vredepeel laag te noemen. Maatregelen om de nutriëntenbelasting te verminderen dienen zich daarom vooral op N te richten. Maatregelen die in beeld komen zijn; (i) peilbeheer, (ii) aanleg van bufferstroken; (iii) opslag van water in combinatie met hergebruik of zuivering.

De onderzoeksresultaten naar peilbeheer (drains onder water) op Vredepeel laten vooralsnog geen eenduidig beeld zien. Peilverhoging leidt tot lagere N beschikbaarheid voor het gewas, minder nitraat in het bodemprofiel en in grondwater. De verwachting was dat door peilverhoging een substantiële hoeveelheid nitraat door denitrificatie naar de lucht zou emitteren. Metingen laten echter zien dat er onder de bouwvoor slechts weinig denitrificatie optreedt, zodat nog onduidelijk is op welk tijdstip en langs welke transportroute minerale N uit het bodemprofiel verdwijnt. Omdat peilverhoging tot hogere P concentraties in het grondwater leidt, wordt peilverhoging vooralsnog niet gezien als een duurzame oplossing om de nutriëntenbelasting te verminderen.

Droge bufferstroken worden op percelen met buisdrainage omzeild en bieden daarom een geringe bijdrage in het vasthouden/verwijderen van N en P. Een alternatief is drains in moerasbufferstroken uit te laten monden, hiervoor dient een accoladeprofiel (ook wel tweefasenprofiel genoemd) aangelegd te worden. De efficiëntie van moerasbufferstroken wordt sterk bepaald door de (onregelmatige) aanvoer van water en nutriënten via drains en de geringe zuivering vanwege lage temperaturen gedurende het winterseizoen. De efficiëntie is ca. 10-50% van een zuiveringmoeras met een gelijkmatige hydraulische en nutriëntenbelasting.

Opslag van alle drainwater is niet rendabel, daarom wordt gekozen voor de opslag van alleen hoge concentraties N 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 m^3 ha^{-1} landbouwgrond. Hierbij wordt uitgegaan dat opvang van 100 mm water met daarin 25-50 kg N nodig is voor 25% van het areaal. Per beteeld oppervlak van 10 ha zou dan een bassin van 2 500 m^3 aangelegd moeten worden. Als opslag kan het beste gekozen worden voor een reservoir van 2 m hoogte met afgedichte bodem.

Hergebruik van drainwater inclusief de daarin aanwezige nutriënten is alleen mogelijk bij gewassen met een vraag naar water en nutriënten waarbij een spreiding in de tijd wenselijk is.
Ook essentieel is dat de met drainwater gegeven nutriënten in mindering gebracht moeten kunnen worden op de basisbemesting omdat anders geen besparing op zal treden. Naast beregenen kan ook gedacht worden aan druppelfertigatie, waarbij eventueel extra nutriënten kunnen worden toegevoegd.

Het zuiveren van drainwater kan plaatsvinden in zuiveringsmoerassen, zowel vloeivelden als horizontale infiltratievelden zijn geschikt voor het verwijderen van nitraat. Berekend werd dat bij een gelijkmatig nitraataanbod (hiervoor is een reservoir als buffer noodzakelijk) voor het zuiveren van 10, 15 en 30 tot 3 mg L^{-1} nitraat-N, respectievelijk 2,1, 2,8 en 4,1% van de landbouwgrond omgezet zou moeten worden in zuiveringsmoeras. In Nutriënten Waterproof wordt uitgegaan van 3% zuiveringsmoeras.

In onderstaande tabel is de kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen weergegeven.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Vanuit het hoogste zuiveringsrendement is een gesloten drainagesysteem + waterreservoir in combinatie met een zuiveringsmoeras het meest geschikt. Vanuit het reservoir kan water zowel hergebruikt als gezuiverd worden. Een dergelijk systeem lijkt echter alleen financieel haalbaar te zijn bij de meer kleinschalige bedrijven met hoog salderende gewassen.

Tabel S.1. Geschatte kosteneffectiviteit van maatregelen voor 10 ha Nutriënten Waterproof.
NB waterreservoirs en zuiveringsmoeras zijn gedimensioneerd voor 2.5 van de 10 ha.

Maatregel	kg N	kg P [1]	Oppervlakte	Kosten Investering (€)
Waterconservering door subinfiltratie	Onduidelijk		Nvt	Nvt
Waterberging in sloten	Geringe denitrificatie	Nauwelijks	Nvt	Nvt
Droge bufferstroken (2 x 3 m)	Nihil	Nihil	0,36 ha	€ 50 – 140
Natte bufferstroken (6 m breed) [2]	70 – 350 kg N	< 4,5 kg P	0,36 ha	€ 17 400 – 45 400
Natte bufferstroken (3 m breed) [2]	20 – 100 kg N	< 2,2 kg P	0,18 ha	€ 9 200 – 23 200
Gesloten drainagesysteem			Nvt	€ 20 000
Waterreservoir aardenwal 2 500 m^3	100 – 200 kg N	< 1 kg P	0.20 ha	€ 20 000
Waterreservoir (silo) 2 500 m^3	100 – 200 kg N	< 1 kg P	0,10 ha	€ 40 000
Pompen etc. (stroom aanwezig)			Nvt	€ 10 000
Beregenen	< 125 kg N	< 1 kg P		Fertigatiesysteem?
Zuiveringsmoeras [3]	125 kg N	< 1 kg P	0,075 ha	€ 15 000 – 25 000

[1] Rendement P wordt bepaald door het lage aanbod aan P (< 0,45 kg P ha^{-1}) uit landbouwgrond en een maximale P retentie in laagbelaste systemen van ca. 12 kg P ha^{-1} wetland.
[2] Rendement N natte (moeras) bufferstroken en zuiveringsmoeras berekend op een te behalen effluentconcentratie van 3 mg L^{-1}.
[3] Berekend voor een gelijkmatig aanbod van ca. 60 kg N ha^{-1} landbouwgrond.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De studie richt zich op het opvangen van onvermijdbare nutriëntenverliezen uit landbouwpercelen door proces- en effectgerichte maatregelen, waardoor de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater vanuit de landbouw zover mogelijk wordt teruggedrongen. Onvermijdbare verliezen zijn verliezen die nog optreden nadat alle denkbare brongerichte maatregelen op het gebied van milieubewust nutriëntenmanagement uitgevoerd zijn. Dit behelst o.m. beperking inzet organische mest, geleide bemesting, rekening houden met mineralisatie, teelt van groenbemesters/vanggewassen en afvoer van gewasresten. Het gaat om nutriënten die zich op een gegeven moment buiten het opnamebereik (tijd en plaats) van planten bevinden en dus op korte of langere termijn zullen emitteren naar het grond- en/of oppervlaktewater of naar de lucht. Procesgerichte maatregelen zijn maatregelen die ingrijpen op de transportroute tussen de niet bewortelde bodemlaag en grond- of oppervlaktewater (bijvoorbeeld door veranderingen in de grondwaterstand of aanleg van bufferstroken); effectgerichte maatregelen zijn maatregelen in het oppervlaktewater zelf.

1.2 Normering

Door van Liere & Jonker (2002) zijn voorlopige waterkwaliteitsnormen opgesteld voor de verschillende watertypen (Bijlage 1). Welke streefwaarden uiteindelijk in KRW (Kaderrichtlijn Water) zullen worden gebruikt, is onbekend. Hierbij speelt ook de discussie over de noodzakelijkheid van scherpe normen voor kunstmatige watersystemen, zoals sloten. Normen zullen naar verwachting regiospecifiek worden ingevuld. Ook het voorkomen van afwenteling gaat een belangrijke rol spelen. Dit zou kunnen betekenen dat agrarisch water dat op een beek geloosd wordt op het inlaatpunt zal moeten voldoen aan de eisen van beekwater in plaats van slootwater.

Omdat de normering voor de omgeving Vredepeel nog niet bekend is, wordt in deze studie niet uitgegaan van de MTR (maximaal toelaatbaar risico), maar van de streefwaarden voor grond- en oppervlaktewater (Tabel 1.1).

Tabel 1.1. Maximale toelaatbare risico's (MTR) en streefwaarden van nutriëntenconcentraties in grond- en oppervlaktewater voor zandgrond in mg L^{-1}.

	grondwater		oppervlaktewater[2]	
	MTR	Streefwaarde	MTR	Streefwaarde
Totaal-N			2,2	1
Totaal-P		0,4	0,15	0,05
Nitraat-N[1]	11	6		
Ammonium-N		2		

[1]) I.p.v. nitraat is nitraat-N weergegeven.
[2]) Deze waarden gelden als zomergemiddelde waarden voor eutrofiëringsgevoelige, stagnante oppervlaktewateren. Voor de overige wateren zijn deze waarden richtinggevend.

1.3 Doel van deze studie

Voor het bedrijfssysteemonderzoek Nutriënten Waterproef is nagegaan:
1. In hoeverre nutriënten die buiten bereik van de wortelzone gespoeld zijn hergebruikt of gezuiverd kunnen worden;
2. In hoeverre de streefwaarden voor oppervlaktewater haalbaar zijn;
3. In hoeverre maatregelen binnen de bedrijfsvoering kunnen worden geoptimaliseerd.

1.4 Verantwoording en afbakening

De laatste jaren zijn diverse overzichtsrapporten verschenen over maatregelen om de nutriëntenbelasting van oppervlaktewater te verminderen (zie o.a. Art, 1998; van Diepen e.a., 2002 en van Beek e.a., 2003). In dit rapport worden alleen relevante maatregelen voor Vredepeel besproken en wordt de kosteneffectiviteit van deze maatregelen zo goed mogelijk bepaald. In dit verslag wordt verder niet ingegaan op technieken afkomstig uit de zuiveringstechnologie. Door Clevering e.a. (2003) is een dergelijke exercitie voor P verricht in opdracht van de provincie Noord-Brabant. Het blijkt dat deze technieken momenteel niet rendabel toe te passen zijn voor het zuiveren van oppervlaktewater. Dit hangt zowel samen met de piekaanvoer van P met drainwater als ook met de lage effluentconcentraties (< 0,05 mg P L^{-1}) die voor oppervlaktewater vereist worden. In grote lijnen geldt hetzelfde voor de zuivering van N.

Afbakening
- De studie richt zich in de eerste plaats op omstandigheden zoals die op proefbedrijf Vredepeel voorkomen (qua gewassen, hydrologische situatie, grondsoort (nat zand) etc.).
- De studie richt zich in hoofdzaak op N- en P-emissies naar grond- en oppervlaktewater.
- Bij het beoordelen van beheersmaatregelen moet afwenteling op andere milieucompartimenten voorkomen worden. Bijvoorbeeld, het stimuleren van denitrificatie door peilverhoging kan de nitraatbelasting van grond- en oppervlaktewater verminderen, maar de keerzijde is een mogelijke verhoging van de N2O-emissie (broeikaseffect) en fosfaatuitspoeling.
- De economie blijft meer op afstand, er wordt aan duurzame oplossingen op lange termijn gedacht.
- Waar mogelijk koppeling met natuur (blauwe en groene diensten) en waterberging.
- Minimaal gebruik van grondwater voor beregening.

Opbouw rapport
Kwantificering nutriëntenverliezen:
- Hoofdstuk 2: N- en P-verliezen op Vredepeel.
- Hoofdstuk 3: N- en P-concentraties in drain- en slootwater.

Kwantificering maatregelen:
- Hoofdstuk 4: Waterconservering en hergebruik drainwater.
- Hoofdstuk 5: Bufferstroken en sloten.
- Hoofdstuk 6: Helofytenfilters.

Conclusies en aanbevelingen
- Hoofdstuk 7 gaat in op de kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen.

2 Onvermijdbare verliezen in het bedrijfssysteemonderzoek

2.1 Algemeen

Op Vredepeel heeft in de afgelopen jaren (2001-2003) binnen het project Telen met toekomst systeemonderzoek plaatsgevonden. Een drietal bedrijfssystemen werd onderzocht die verschillen in de mate waarin nutriëntenoverschotten gereduceerd werden, en daarmee de mate waarin de waterkwaliteitsnormen voor grond- en oppervlaktewater worden bereikt. In het meest vergaande systeem A2 zijn o.a. de volgende maatregelen van kracht geweest:

- Afzien van organische bemesting;
- Zoveel mogelijk rekening houden met de te verwachten mineralisatie uit bodem en gewasresten;
- Geleide bemesting;
- Vanggewassen waar mogelijk.

Verondersteld wordt dat met dit systeem de grenzen bereikt zijn voor telers. Nog verdergaande brongerichte maatregelen betekenen in veel gevallen opbrengst- of kwaliteitsverliezen. Wel is de mogelijkheid van het afvoeren van gewasresten en groenbemesters nog niet gerealiseerd. Het tekort op de organische stof balans kan hierdoor wel worden vergroot.

2.2 Onvermijdbare stikstofverliezen

Als belangrijke indicator voor N-verliezen in de winterperiode wordt de hoeveelheid minerale N in de herfst in het bodemprofiel gezien. In 2001 werd gemiddeld in november in het A2 systeem een hoeveelheid minerale N in het profiel (0-90 cm) aangetroffen van 38 kg N ha^{-1} (variërend van 11 – 65). In 2002 was dit gemiddeld 25 (tussen 20-40) kg N ha^{-1}.

Op zich zou het mogelijk moeten zijn om met deze relatief lage hoeveelheden minerale N in het profiel de grondwaterkwaliteitsnorm te halen. Immers, als alle N die in het najaar in het profiel aanwezig is, naar het grondwater zou uitspoelen dan mag maximaal 45 kg N ha^{-1} aanwezig zijn om de norm van 50 mg L^{-1} nitraat = 11 mg L^{-1} N niet te overschrijden bij een jaarlijks neerslagoverschot van ca. 400 mm. Hierbij wordt ervan uitgaan dat geen denitrificatie optreedt.

Hoewel de hoeveelheden minerale stikstof onder deze 45 kg ha^{-1} liggen, geven metingen door Alterra en RIVM aan dat de norm van 50 mg nitraat L^{-1} ook in dit systeem overschreden wordt. Er werd tussen de 50-70 mg nitraat L^{-1} gevonden. Dit kan een aanwijzing zijn dat ook in de loop van het groeiseizoen al verliezen optreden en/of dat mineralisatie in de winterperiode bijdraagt aan de uitspoeling.

Conclusie:
Met de meest vergaande (agrarische) maatregelen is de laagst mogelijke hoeveelheid Nmin in het najaar (eind oktober) in de laag 0-90 cm ca. 30 kg N ha^{-1}. Verwacht mag worden dat gemiddeld genomen eenzelfde hoeveelheid ook al eerder in het groeiseizoen verloren gaat. Wel moet bedacht worden dat hier sprake is van een akkerbouwrotatie, in een (intensief) groenteteeltsysteem zullen de verliezen waarschijnlijk (aanmerkelijk) groter zijn.

Om na te gaan in hoeverre het mogelijk is drainwater te hergebruiken of te zuiveren is aandacht besteed aan de volgende vragen:

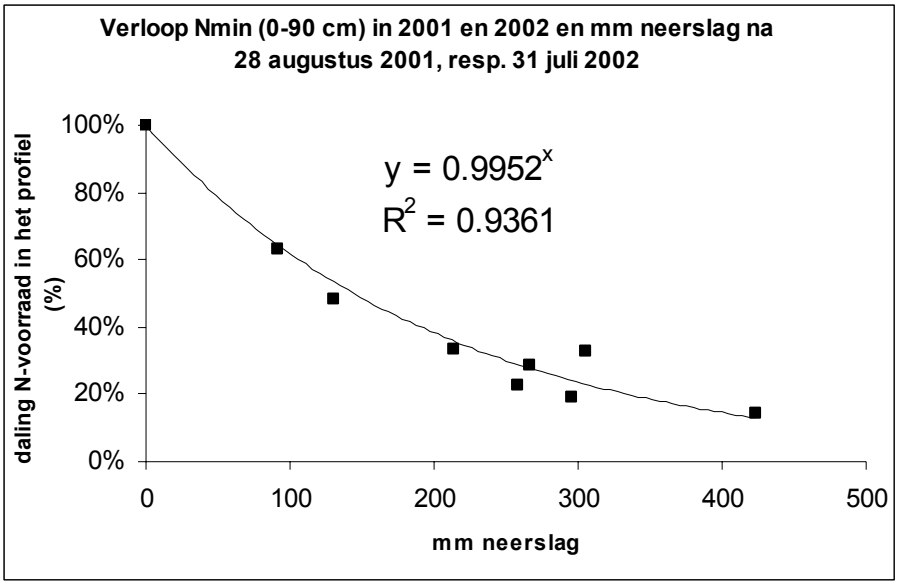
- Hoe snel spoelt een hoeveelheid N die op een bepaald moment in het profiel aanwezig is uit als er geen opname door een gewas plaatsvindt? Welke hoeveelheden neerslag zijn hier bij betrokken?

- Hoe belangrijk is tussentijdse uitspoeling (welke gewassen, wanneer, welke hoeveelheden water zijn hierbij betrokken)?

2.2.1 Najaarsverliezen

In braakveldjes op Vredepeel (2001-2003) vond veelal tot augustus/september door mineralisatie een toename van de Nmin plaats. Vervolgens trad er een daling van de hoeveelheid Nmin in het totale profiel (0-90 cm) op. Als deze daling het gevolg is van uitspoeling dan kan geconcludeerd worden dat in de maanden september en oktober meer uitspoeling plaatsvond dan in de periode vanaf november. In werkelijkheid zal de uitspoeling nog iets hoger zijn omdat in de herfst ook nog mineralisatie plaatsvindt.

In 2001 en 2002 spoelde na resp. 1 september, 1 augustus gemiddeld ca. 25 kg N ha^{-1} per 100 mm neerslag uit. In de winter gaat de uitspoeling minder snel (10-25 kg N ha^{-1} per 100 mm neerslag) dan in de zomer/herfst (25-50 kg N ha^{-1} per 100 mm neerslag) maar dit houdt verband met de hoeveelheid minerale N die op dat moment aanwezig is. In 2003 is het verband tussen neerslag en vermindering van de hoeveelheid N van een heel andere orde. Een zeer geringe neerslaghoeveelheid zorgde toen voor een sterke verlaging van de hoeveelheid Nmin in de bodem (wellicht spelen hier door de droge zomer andere processen, zoals verminderde mineralisatie en immobilisatie, een belangrijker rol dan in de twee voorgaande jaren).



Figuur 2.1. Het verloop van de Nmin in 2001 en 2002 (als percentage van de hoeveelheid Nmin op resp. 28 augustus 2001 en 31 juli 2002) in relatie tot de cumulatieve neerslaghoeveelheid. Gegevens van braakvelden op Vredepeel.

Als we alleen uitgaan van de gegevens van 2001 en 2002 (Figuur 2.1) dan blijkt dat in de herfst en winter 40% van de op dat moment aanwezige stikstof per 100 mm water uitspoelt. Dit stemt overeen met de onderzoeksgegevens van Roorda van Eisinga (1964) en de Willigen (1975), zij vonden per 145 mm neerslag een halvering van de N-concentratie.

2.2.2 Uitspoeling gedurende het groeiseizoen

Modelberekeningen geven aanwijzingen dat tussentijdse verliezen in de eerste 6 maanden van het jaar te verwaarlozen zijn ten opzichte van die in de rest van het jaar. Volgens Assinck & de Willigen (2004) bedraagt de hoeveelheid N die tot half september uitspoelt voor de meeste gewassen niet meer dan 25 kg N ha^{-1}, bij sommige gewassen lijkt substantieel meer uit te spoelen, bijvoorbeeld bij aardappelen ca. 50 kg N ha^{-1}. Deze hoeveelheden spoelen vrij geleidelijk uit, na half september echter (althans in de jaren 2001 – 2002) gaat de uitspoeling veel sneller. De mate van uitspoeling vóór september hangt af van:

- Het gewas (opnamepatroon, oogsttijdstip en bewortelingsdiepte);
- Het neerslagpatroon;
- Het bemestingsregime (met name de hoeveelheid N die gedurende een bepaalde tijd in het profiel

aanwezig is en onderhevig kan zijn aan uitspoeling). Van belang is of de bemesting geleidelijk gegeven kan worden of dat door de hoge opnamesnelheid van het gewas een grote bufferhoeveelheid aanwezig moet zijn. Het laatste kan leiden tot een aanzienlijke uitspoeling bij calamiteiten;
- De grondsoort en het grondwaterpeil in relatie tot de bewortelbare zone.

Een gewas dat gedurende langere tijd een grote hoeveelheid minerale N in het profiel heeft (bijvoorbeeld aardappelen) zal meer risico lopen dan een gewas met een lage behoefte waarbij de bemesting gedeeld wordt over het seizoen. Tabel 2.1 geeft een indicatie wanneer voor bepaalde gewassen het risico op uitspoeling groot is.

In Tabel 2.2 is een samenvatting gegeven van de verwachte uitspoeling. Opvangen van een substantiële hoeveelheid N via het drainwater zal dus al gauw betekenen dat 100 mm moet worden opgevangen, dit betekent 1 000 m^3 ha^{-1} water waarin dan in veel gevallen niet meer dan 50 kg N (schatting) zal zitten.

Tabel 2.1. Schatting van het gevaar van N-uitspoeling per seizoen en per gewas (+ = gevaar voor uitspoeling; - = minder gevaar voor uitspoeling).

Gewas	Apr-juni (vj)	juli-sep (zomer)	okt-dec (herfst)	jan-mrt (winter)
Ervaringen uit 2001-2003 op Vredepeel				
Granen	-	+	+	-
Aardappel	-	+	+	-
Suikerbiet	-	-+	+-	+
Snijmaïs	-	+	+	-
Erwt met boon	-	+	+	+
Schatting gewassen in Nutriënten Waterproof				
Prei	-	+	+	+
Spinazie	+	+	+	-+
Sla	+	+	+	+
Broccoli	-	+	+	+
Siergewassen				
Groenblijvend	-	-	-/+	-
Bladverliezend	+/-	-	-/+	+
Koolzaad	-	+	+	-

Tabel 2.2. Samenvatting N-vrachten per seizoen.

Seizoen	N-vrachten (kg N ha^{-1})
Zomer	25 - 50
Nazomer - Herfst	25 - 50
Winter	10 - 25

2.3 Onvermijdbare fosfaatverliezen

Telen met toekomst (en daarmee de kernbedrijven) had tot doel om op termijn ook voor grondwater 0,4 mg P en aan de aangescherpte oppervlaktewaterkwaliteitsnorm van 0,05 mg P-totaal L^{-1} te voldoen. Dit laatste is een scherpere eis, dan die waarop de definitie van de fosfaatverzadigingsgraad (FVG) is gebaseerd (namelijk 0,15 mg P-totaal L^{-1}). Om de aangescherpte waterkwaliteitsnorm te behalen mag de FVG niet hoger zijn dan 10%.

De bouwvoor in Vredepeel heeft een FVG van 50% en de laag 0-100 cm van gemiddeld 25%. De FVG neemt met de diepte af. De bodem van Vredepeel kan dus volgens de aangescherpte waterkwaliteitsnormen fosfaatverzadigd genoemd worden (Ehlert & Koopmans, 2004). Door Ehlert &

Koopmans (2004) is berekend dat jaarlijks uit de bouwvoor 1,5 kg P spoelt. Tot een diepte van 50-60 cm is dit 0,45 kg P ha^{-1} $jaar^{-1}$.

Resultaten van Alblas (2002) laten zien dat op perceel 39 (normaal peil van het waterpeilproefveld) in het uitspoelingsseizoen 2001-02 en 2002-03 er respectievelijk 0,10 en 0,05 mg L^{-1} P-totaal in het grondwater werd aangetroffen (zie ook Hoofdstuk 4). Deze waarden liggen ver onder de grondwaternorm van 0,4 mg L^{-1}, maar gemiddeld iets boven de streefwaarde voor oppervlaktewater.

2.4 Conclusies

Bij gewassen waarbij in de maanden september en oktober een substantiële hoeveelheid N in het profiel aanwezig is zou vooral in deze maanden drainwater opgevangen moeten worden. De mogelijkheden om de nutriënten in deze periode opnieuw te benutten zijn echter kleiner.
Voor bepaalde gewassen kan het lonend zijn om drainwater ook in het groeiseizoen op te vangen (groentegewassen en aardappelen), de mogelijkheden om deze nutriënten in het systeem te houden via beregening zijn dan groter. Er moet in een akkerbouwrotatie rekening gehouden worden dat per hectare minimaal 1 000 m^3 opgevangen moet worden met een totale N-hoeveelheid van 25-50 kg. In intensieve rotaties (bollen, groenten) gevallen kan wellicht drainagewater met hogere concentraties en N-vrachten worden opgevangen. In het navolgende wordt ervan uitgegaan dat jaarlijks op slechts 25% van het areaal het nodig zal zijn drainwater op te vangen. Uitgaande van 10 ha bedrijfssysteemonderzoek zal dan een opvang van minstens 2 500 m^3 gerealiseerd moeten worden. Bij een goede monitoring van de concentratie, waarbij alleen drainwater verzameld wordt boven een kritieke grenswaarde (11 mg N L^{-1} of lager) kan wellicht de hoeveelheid water nog aanzienlijk beperkt worden.
In het bovenstaande wordt er van uitgegaan dat uitspoelingsgevoelige en minder uitspoelingsgevoelige gewassen afwisselend in de tijd geteeld worden, dit maakt het noodzakelijk dat een opvangmogelijkheid voor alle percelen gerealiseerd moet worden. In de situatie dat alleen uitspoelingsgevoelige gewassen geteeld worden zal eerder tot aanleg overgegaan kunnen worden.

De P-concentratie in drainwater zullen naar verwachting laag zijn (rond de streefwaarden voor oppervlaktewater).

3 Metingen van stikstof en fosfaat in drain- en slootwater

3.1 Resultaten metingen drainwater Vredepeel 2003

Op Proeflocatie Vredepeel wordt op perceel 38 en 39 wordt door Alterra en PPO (de Vos, 2003) onderzoek gedaan naar de landbouwkundige en milieukundige gevolgen van peilverhoging (zie 4.2.1 voor proefopzet). Door Alterra wordt flow-proportioneel de vrachten en concentraties aan nitraat en orthofosfaat in uitstromend drainwater (laag peil) en instromend infiltrerend slootwater (hoog peil) bepaald. Tot nu toe (eind mei 2004) zijn alleen de analyseresultaten tot 9 december 2003 bekend (van Rijn, 2004). Deze gegevens zijn doorberekend van drain- naar hectareniveau (Tabel 3.1).

Tabel 3.1. Hoeveelheid uitstromend drainwater (laag peil) en infiltrerend slootwater (hoog peil) en hoeveelheid en concentraties ortho-P (PO_4-P), ammonium-N (NH_4-N) en nitraat-N (NO_3-N) in de periode 1 mei t/m 9 december 2003. Hoeveelheden zijn per meetperiode en als daggemiddelden gegeven. Gegevens Alterra (van Rijn, 2004).) T = totaal; G = gemiddeld. Op het perceel werden aardappelen geteeld. Samenvatting N-vrachten per seizoen.

UIT: Drainwater				**IN: Slootwater**			
Water	$m^3\ ha^{-1}$	Mm	$m^3\ ha^{-1}\ d^{-1}$	**Water**	$m^3\ ha^{-1}$	mm	$m^3\ ha^{-1}\ d^{-1}$
1 mei - 27 mei	100	10	3,7	1 mei – 12 aug	750	75	7,2
28 mei – 17 juni	200	20	9,5				
18 juni – 17 juli	1200	120	40,0	13 aug – 5 sept	1200	120	50,0
18 juli – 5 sept	100	10	2,1				
6 sept – 7 okt	600	60	18,7	6 sept – 9 dec	250	25	2,6
8 okt – 9 dec	250	25	4,0				
Totaal/gemiddeld	***T** 2450*	***T** 245*	***G** 11,0*		***T** 2200*	***T** 220*	***G** 9,9*
PO_4-P	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$	**PO_4-P**	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$
1 mei – 27 mei	0,51	0,005	0,019	1 mei – 12 aug	119,8	0,160	1,15
28 mei – 17 juni	0	<0,055	0				
18 juni – 17 juli	183	0,153	6,10	13 aug – 5 sept	145,1	0,121	6,04
18 juli – 5 sept	0,83	0,008	0,02				
6 sept – 7 okt	76,6	0,128	2,39	6 sept – 9 dec	177,5	0,710	1,83
8 okt – 9 dec	0,86	0,003	0,01				
Totaal/gemiddeld	***T** 262*	***G** 0,042*	***G** 1,17*		***T** 442*	***G** 0,390*	***G** 1,98*
NH_4-N	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$	**NH_4-N**	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$
1 mei – 27 mei	0,94	0,009	0,035	1 mei – 12 aug	280,2	0,374	2,69
28 mei – 17 juni	0,48	0,002	0,023				
18 juni – 17 juli	70,1	0,058	2,34	13 aug – 5 sept	101,4	0,084	4,22
18 juli – 5 sept	0,01	0	0,00				
6 sept – 7 okt	13,45	0,022	0,42	6 sept – 9 dec	0,7	0,003	0,01
8 okt – 9 dec	4,42	0,018	0,07				
Totaal/gemiddeld	***T** 89,5*	***G** 0,017*	***G** 0,401*		***T** 382,0*	***G** 0,185*	***G** 1,71*
NO_3-N	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$	**NO_3-N**	$g\ ha^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$g\ ha^{-1}\ d^{-1}$
1 mei – 27 mei	3028	30,3	108	1 mei – 12 aug	1013	1,4	9,7
28 mei – 17 juni	5228	26,1	249				
18 juni – 17 juli	2297	1,9	77	13 aug – 5 sept	1761	1,5	73,4
18 juli – 5 sept	1354	13,5	27				
6 sept – 7 okt	3564	5,9	111	6 sept – 9 dec	1067	4,3	11,0
8 okt – 9 dec	4529	18,1	72				
Totaal/gemiddeld	***T** 19999*	***G** 15,4*	***G** 89*		***T** 3841*	***G** 2,6*	***G** 17,1*

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

De hoeveelheid water die via drains bij het lage peil uit het perceel stroomt, is ongeveer even hoog als de hoeveelheid water die bij subinfiltratie in het perceel stroomt (Tabel 3.1). De hoeveelheid water die in de periode 18 juni – 17 juli afgevoerd wordt (120 mm) is erg hoog te noemen en komt overeen met de helft van de totale afvoer. In deze periode spoelt relatief veel orthofosfaat uit. Deze hoge waterafvoer hangt samen met een plotselinge slootwaterpeilverlaging van 30 cm als gevolg van een verminderde wateraanvoer door het Waterschap Peel & Maasvallei. De resultaten van deze periode zijn dan ook niet representatief te noemen voor 'normale' weerjaren, maar laten wel duidelijk de interacties zien tussen waterbeheer en nutriëntenuitspoeling. Opvallend zijn de veel hogere orthofosfaatconcentraties in het slootwater (gemiddeld 0,39 mg L^{-1}) dan in het drainwater (gemiddeld 0,042 mg L^{-1}). Ondanks de hoge P-uitspoeling in de periode 18 juni –17 juli ligt de gemiddelde uitspoeling via drains dus beneden de streefwaarde van 0,05 mg L^{-1} P.

De hoeveelheid minerale N bestaat bijna volledig uit nitraat. Het uitspoelingspatroon van nitraat laat een volledig ander beeld zien dan dat van orthofosfaat. Duidelijk is dat in de periode 1 mei -17 juni (begin teeltseizoen) veel N uitspoelt. Later in het groeiseizoen spoelt veel minder N uit, wat waarschijnlijk samenhangt met de droge zomer maar ook met een lagere N-voorraad in de bodem. Over de hele onderzoeksperiode is 20 kg N ha^{-1} via drains uitgespoeld, met een gemiddelde concentratie van nitraat-N van 15,4 mg L^{-1}. De nitraat-N concentraties in het slootwater (gemiddeld 2,6 mg L^{-1}) zijn veel lager en liggen net boven de MTR-waarde van 2 mg L^{-1}.

3.2 Piekafvoeren

In bovengenoemd onderzoek van de Vos (paragraaf 3.1) was het niet mogelijk piekafvoeren binnen de verschillende meetperioden te bepalen. Uit onderzoek van van den Eertwegh e.a. (1999) blijkt dat er grote dagelijkse schommelingen in N- en P-concentraties in drains en perceelssloten optreden. Ook zijn er verschillen tussen N en P in tijdstip van piekafvoer. Uitspoeling vindt voornamelijk gedurende het winterseizoen plaats: veelal is er een hoge piekvracht die wordt gevolgd door een geleidelijke afnemende dagvracht (Figuur 3.1).

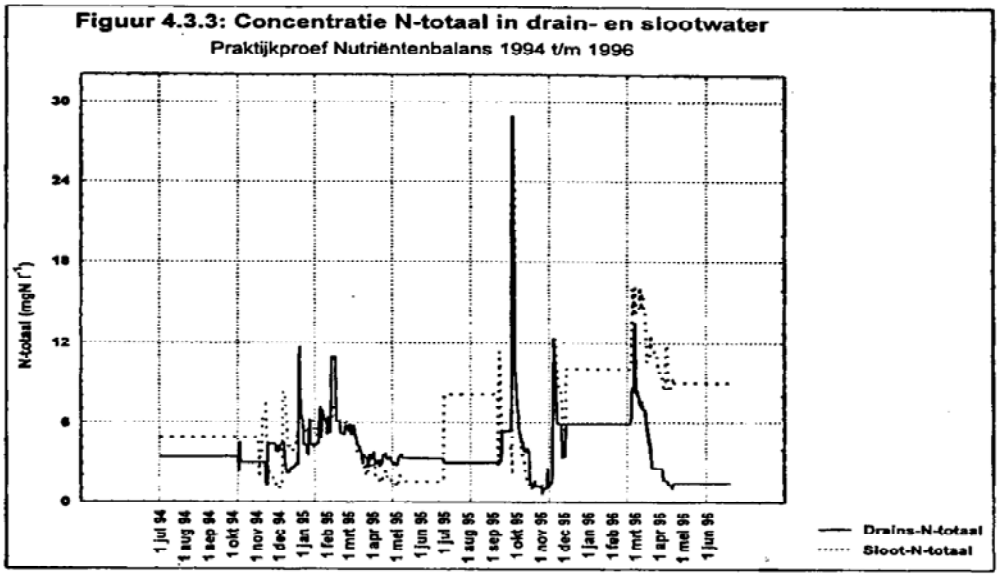
3.3 Samenstelling drain- en slootwater (Telen met toekomst)

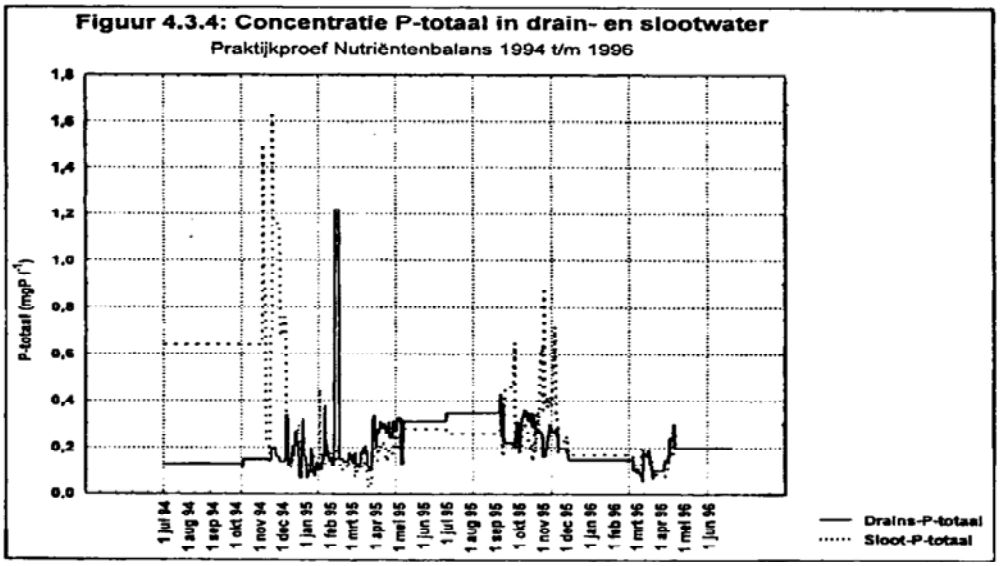
Om het rendement van hergebruik en zuiveren van drainwater te kunnen bepalen is het belangrijk de samenstelling van drainwater te kennen. In het onderzoek van de Vos (paragraaf 3.1) worden N en P alleen in opgeloste vorm bepaald, in Telen met toekomst werden ook totaal-N en totaal-P bepaald voor bloembolbedrijven (duinzandgrond) en akkerbouwbedrijven op klei (van den Berg & Pulleman, 2003). De totale uitspoeling is niet vergelijkbaar met de situatie op Vredepeel, daarom zijn nitraat-N, ammonium-N en ortho-P als percentages van de totale uitspoeling weergegeven (Tabel 3.2).

Uit deze tabel blijkt dat het grootste deel van de uitgespoelde N en P in opgeloste vorm aanwezig is. Hoge ammoniumconcentraties worden vooral op bloembollenbedrijven gevonden en op Vredepeel zal het percentage nitraat hoger zijn (zie ook paragraaf 3.1). De hoeveelheid organisch en/of aan slibdeeltjes gebonden N en P is dus zeer gering. Deze resultaten komen overeen met wat in de buitenlandse literatuur wordt gevonden (Hoofdstuk 6).

Tabel 3.2. Gemiddelde (min-max) concentraties van nitraat-N (NO_3-N), ammonium-N (NH_4-N) , organisch-N en ortho-P (PO_4-P) als percentage (%) van resp. totaal-N en totaal-P in drain- en oppervlaktewater van vijf akkerbouwbedrijven op klei en drie bloembolbedrijven (metingen februari 2002) (van den Berg & Pulleman, 2003).

	NO_3-N	NH_4-N	Organisch-N	PO_4-P
Drains	69 (n.m. - 97)	18 (1 - 79)	13 (4 - 22)	100 (67 - 98)
Sloot	62 (10 - 90)	19 (3 - 74)	19 (9 - 22)	87 (n.m. - 96)





Figuur 3.1. Totaal-N en totaal–P concentraties in drain- en slootwater op zavel. Overgenomen van van den Eertwegh e.a. (1999).

3.4 Conclusies

- In 2003 zijn de N-concentraties in drainwater fors hoger dan de streefwaarden; de P-concentraties lagen gemiddeld genomen onder de streefwaarden voor oppervlaktewater.
- Uit landbouwpercelen (zie ook Hoofdstuk 6) spoelt N voornamelijk in de vorm van nitraat uit, P in de vorm van orthofosfaat.
- De N- en P-concentraties in slootwater kunnen sterk afwijken van die in drainwater. In 2003 lagen de N-concentraties iets boven de MTR-waarden, de P-concentraties liggen hier fors boven.
- Op Vredepeel dienen maatregelen te worden genomen om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen, en zich vooral te richten op nitraat. Bij plotselinge peilverlagingen is het ook zinvol P op te vangen.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

4 Waterconservering, opslag en hergebruik drainwater

4.1 Waterconservering in percelen

4.1.1 Buitenlandse ervaringen

Waterconservering houdt in dat door het (langer) vasthouden van water infiltratie van oppervlaktewater naar het grondwater wordt bevorderd. Het vasthouden van oppervlaktewater resulteert dus in hogere grondwaterpeilen, waardoor minder beregend hoeft te worden. Uit buitenlands literatuuronderzoek blijkt dat door peilopzetten al dan niet in combinatie met subinfiltratie ca. 15-30% minder water wordt afgevoerd dan met conventionele vrije drainage (Clevering, 2004). Waterconservering leidt in het algemeen. ook tot nutriëntenconservering, wel kunnen er verschuivingen in emissieroutes naar grond- en oppervlaktewater en lucht optreden.

In droge zomers zorgt peilopzetten voor een betere vochtvoorziening in de onverzadigde bodemzone. Door het opzetten van peilen: (i) is de benutting van nutriënten door het gewas beter, waardoor er na de oogst minder nutriënten in de bodem achterblijven; (ii) ontstaan er in klei minder krimpscheuren, waardoor minder organisch gebonden N en P en landbouwchemicaliën bij een eerste regenbui na droogte via drains uitspoelen en (iii) worden chemicaliën mogelijk beter afgebroken. In natte zomers kan waterconservering, door het geringere waterbergend vermogen van de bodem, tot afspoeling van verontreinigingen leiden. Uit het literatuuronderzoek kwam verder naar voren dat hogere grondwaterpeilen in het algemeen niet tot hogere nitraatemissies naar het oppervlaktewater leiden. Het blijkt dat vooral denitrificatie, dus emissies naar de lucht, wordt gestimuleerd. Wel leiden hogere grondwaterpeilen vooral in fosfaatverzadigde gronden tot hogere P-emissies naar het oppervlaktewater. Ook leiden peilverhogingen tot hogere emissies van chemicaliën naar het oppervlaktewater, dit vanwege een geringere verblijftijd in de bodem.

4.1.2 Onderzoek peilbeheer Vredepeel & Veulen

Sinds 2000 wordt op Vredepeel (perceel 38 & 39) en Veulen onderzoek gedaan naar de landbouwkundige en milieukundige gevolgen van peilverhoging (Alblas e.a., 2002; de Vos e.a., 2003; Clevering e.a., 2004).

Op Vredepeel is het peil verhoogd door het plaatsen van stuwen en het aanleggen van nieuwe drains op 75-80 cm diepte (drainafstand 8 m) boven de bestaande drains die op 120 cm diepte (drainafstand 15 m) liggen. Bij het hoge peil vindt gedurende het groeiseizoen infiltratie van slootwater in het perceel plaats via de ondiep gelegen drains. Bij het lage peil monden de drains boven water uit. In Veulen liggen de drains op 100 cm diepte (drainafstand 8 m). In de winter staat het water net onder de eindbuizen; in de zomer is het waterpeil 40 cm hoger en vindt dus infiltratie plaats. In Veulen is juist een lager peil aangelegd door het graven van een diepere sloot langs een deel van het perceel. Hierdoor monden de drains boven water uit. Peilverschillen worden pas na de voorjaarswerkzaamheden ingesteld.

Uit het onderzoek komt naar voren dat door subinfiltratie grondwaterpeilen bij het hoge peil ca. 30 cm hoger zijn dan bij het lage peil (resp. 82 en 110 cm –mv). Hierdoor hoeft er bij het hoge peil minder beregend te worden. In normale vrij natte jaren zijn bij N-bemesting beneden het landelijk advies de gewasopbrengsten in het algemeen lager bij het hoge dan lage peil. Als volgens advies wordt bemest zijn er geen opbrengstverschillen tussen peilen (data niet gepresenteerd). Ook is na de oogst (behalve bij stamslabonen) de hoeveelheid aanwezige minerale N in de bodem lager bij het hoge peil (Tabel 4.1). In normale jaren is er bij het lage peil dus meer N beschikbaar voor het gewas. In droge jaren zijn de opbrengsten (indien onvoldoende beregend wordt), door een betere vochtvoorziening, juist hoger bij een hoog dan laag peil (Alblas e.a., 2003; Clevering e.a., 2004).

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Tabel 4.1. Minerale N (kg ha^{-1}) na de oogst in de bodemlaag 0-60 cm bij geen bemesting, lage bemesting en bemesting volgens advies.

		Nmin na de oogst (kg ha^{-1})					
		laag peil			hoog peil		
Gewas	*Jaar*	*geen*	*laag*	*advies*	*geen*	*laag*	*advies*
aardappel	2000	40	52	45	19	25	28
conservenerwt	2001	45	56	60	44	52	56
waspeen	2002	26	49	41	10	14	12
suikerbieten	2001	22	22	30	16	17	17
stamslabonen	2002	31	61	75	36	66	92

In het ondiepe grondwater zijn de nitraatgehalten gedurende de winterperiode lager, maar die van totaal-P hoger bij het hoge peil (Tabel 4.2).

Tabel 4.2. Gemiddelde nitraat- en totaal-P concentraties in het grondwater.

		nitraat (mg L^{-1})		totaal-P (mg L^{-1})	
gewas	uitspoelingsseizoen	laag peil	hoog peil	laag peil	hoog peil
aardappel	2000-2001	132	54	0,44	0,64
conservenerwt	2001-2002	174	85	0,18	0,36
waspeen	2002-2003	118	42	0,04	0,05
suikerbieten	2001-2002	45	21	0,10	0,22
stamslabonen	2002-2003	128	91	0,05	0,03
	gemiddeld	**119**	**59**	**0,16**	**0,26**

Geconcludeerd kan worden dat door peilverhoging er minder N beschikbaar is voor het gewas. Gezien de geringe denitrificatie (Zwart e.a., 2002) in percelen op Vredepeel zou bij het hoge peil meer N gedurende het groeiseizoen uitgespoeld moeten zijn.

Vanaf 2003 blijft op Vredepeel het hoge peil tot aan de voorjaarswerkzaamheden gehandhaafd. Voordeel van het onder water houden van drains in het najaar is dat uitspoeling van N naar het oppervlaktewater sterk afneemt. Wel blijkt uit het onderzoek van Alterra op Vredepeel dat er interactie optreedt tussen het hoge en lage peil en het Peelkanaal, wat de interpretatie van de onderzoeksgegevens lastig maakt. Momenteel zijn er geen 'harde' conclusies te trekken wat betreft de effecten van peilverhoging (J.A. de Vos en J.W. van Groenigen, mond. med).

De hogere totaal-P concentraties bij peilverhoging hangen waarschijnlijk rechtstreeks samen met een toename in Pw met afnemende bodemdiepte. Het is onduidelijk of bij peilverhoging ook aan ijzergebonden P in oplossing gaat, voor het optreden van ijzerreductie is namelijk strikte anaërobie een voorwaarde (redoxpotentiaal < 120 cm -mV).

Geconcludeerd kan worden dat op Vredepeel waterconservering gedurende alleen het groeiseizoen waarschijnlijk een nadelige invloed heeft op de P-belasting van het oppervlaktewater, de invloed op de N-belasting is onduidelijk.

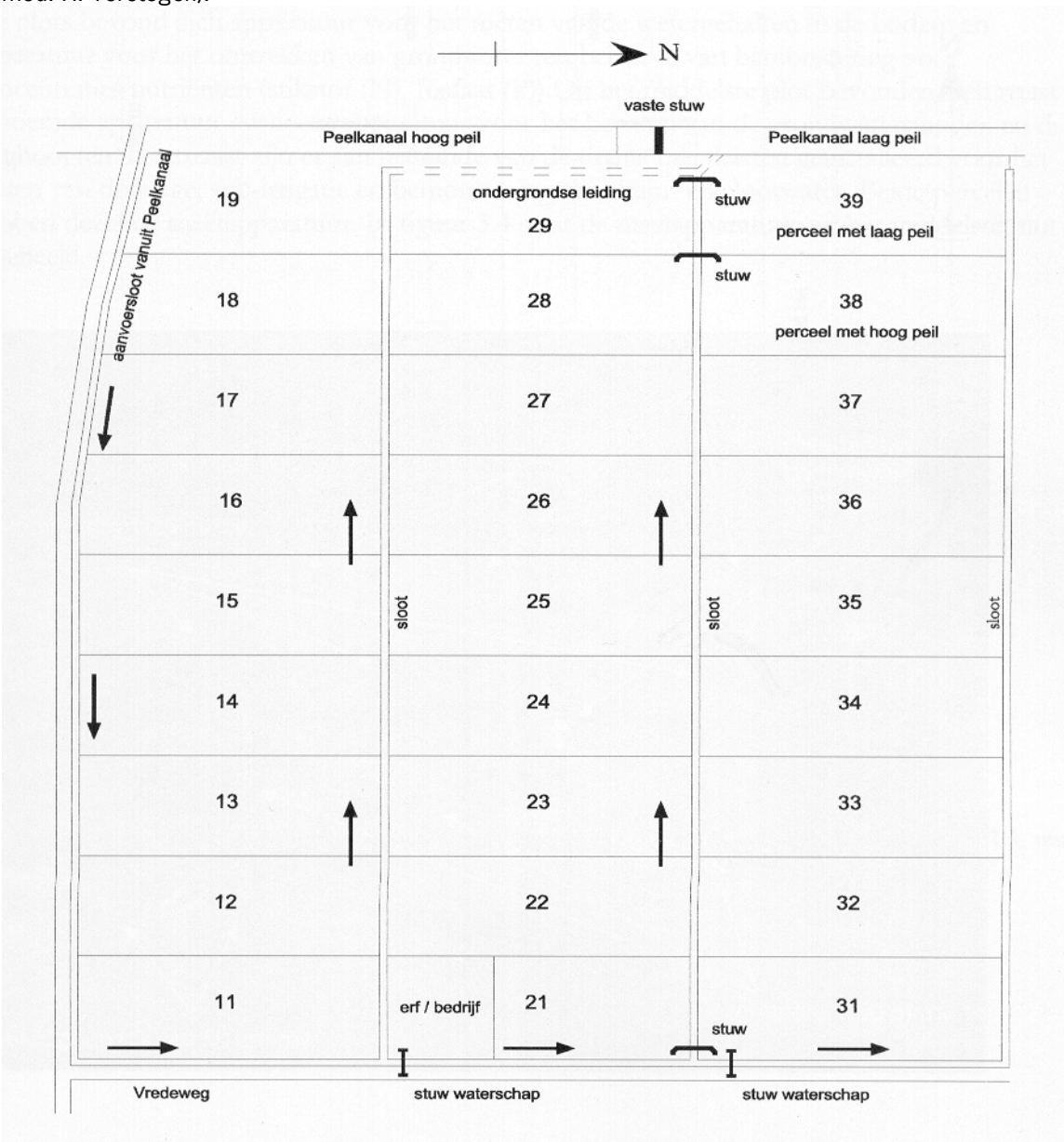
4.1.3 Alternatief waterbeheer

In theorie kan ook gekozen worden voor bewust 'doorspoelen' van percelen. Door na de oogst peilen eerst op te zetten en vervolgens te laten zakken en drainwater in reservoirs op te slaan, kan nutriëntenrijk water geborgen worden en eventueel later voor beregenen hergebruikt worden. In principe zou ook met jaarrond waterconservering mogelijk meer nutriënten geconserveerd kunnen worden, dit levert echter problemen met de drooglegging voor voorjaarswerkzaamheden op. Een andere mogelijkheid zou kunnen zijn om peilen direct na de voorjaarswerkzaamheden op te zetten en vervolgens gedurende de tweede helft van het zomerseizoen op natuurlijke wijze als gevolg van gewasverdamping te laten zakken, dit voorkomt dat er veel N en P uitspoelt op het moment dat overgegaan wordt van zomer- naar winterpeil.

4.2 Waterberging voor hergebruik

4.2.1 Waterberging in bestaande sloten

Het proefbedrijf Vredepeel is ingedeeld in drie kavels gelegen tussen de Vredeweg en het Peelkanaal (Figuur 4.1). Per hectare is er ca. 63 meter sloot (exclusief het Peelkanaal) of 80 m inclusief het Peelkanaal (mond. med. H. Verstegen).



Figuur 4.1. Slootsysteem en stroomrichting op Vredepeel (overgenomen van van Rijn, 2004). Percelen 16 t/m 19, 26 t/m 29 en 32 t/m 34 vallen binnen het bedrijfssysteemonderzoek.

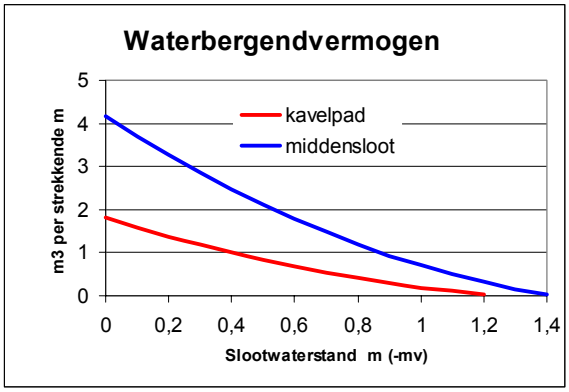
- Kavel 1: De kavel grenzend aan de Midden Peelweg (percelen 11 t/m 19) heeft gedeeltelijk direct aangrenzend een sloot.
- Kavel 2: De middenkavel heeft direct aan de Noord- en Zuidzijde een eigen sloot. De sloot langs het kavelpad (Zuidzijde) heeft een breedte van de slootbodem van 0,6 m en een breedte op maaiveldniveau van 2,3 m. De diepte is 1,25 m. De middensloot (Noordzijde van de kavel) heeft een slootbodem van 1,15 m met een breedte op maaiveld van 4,7 m en een diepte van de sloot van 1,42 m.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

- Kavel 3: Wordt aan de Zuidzijde begrensd door de Middensloot en aan de Noordzijde door een Waterschapssloot.

Water wordt stroomopwaarts aangevoerd vanuit het Peelkanaal via een aftakking onder de Midden Peelweg door naar de sloot langs de Vredeweg. Het water stroomt vervolgens Oost-West. Voor een goede afwatering van de sloot langs het kavelpad is langs het Peelkanaal een ondergrondse leiding aangelegd. Water kan hiermee benedenstrooms van de stuw in het Peelkanaal geloosd worden.

Omdat waterconservering zoals het er momenteel naar uitziet een negatief effect op de waterkwaliteit heeft (Hoofdstuk 3) is het niet wenselijk dat drains onder water komen te liggen. Dit betekent dat water tot maximaal 80 cm –mv in de bestaande sloten geborgen kan worden. Per strekkende m kan in de sloot langs het kavelpad 0,4 m^3 en de Middensloot 1,2 m^3 water geborgen worden (Figuur 4.2). Bij een totale slootlengte per sloot van 630 m is dit 1 008 m^3. Echter beter is om uit te gaan van de hoeveelheid sloot per ha landbouwgrond. Dit is op Vredepeel ca. 60 m ha^{-1} (exclusief Peelkanaal). Dit betekent dat slechts 48 m^3 ha^{-1} geborgen kan worden.
Extra bergingsruimte kan gecreëerd worden door slootdimensies aan te passen (Hoofdstuk 5) of in reservoirs (paragraaf 4.4). Daarnaast kan op Vredepeel gebruikgemaakt worden van de ondergrondse opslag voor dierlijke mest van 625 m^3.



Figuur 4.2. Waterbergend vermogen van beide sloten (sloot langs kavelpad en middensloot) in relatie tot de slootwaterstand (in m beneden maaiveld).

4.2.2 Gesloten drainsysteem en reservoirs

Het huidige systeem op Vredepeel maakt het niet mogelijk het drainwater gescheiden van het slootwater op te slaan, omdat de drains in de sloot uitmonden. Dit is alleen mogelijk wanneer van drains een gesloten systeem wordt gemaakt. In het perceel wordt dan een verzameldrain aangelegd en de drains van het perceel worden hierop aangesloten. De huidige drains naar de sloot worden dan afgesloten. Het water uit de hoofd- of verzameldrain komt in een drainageverzamelput terecht van minimaal 1 m doorsnede voor één of meerdere ha. In deze put is een automatische onderbemalingspomp met instelbaar peil of niveau voor bemaling.

Het drainwater uit de put wordt in het bassin opgeslagen om later in het voorjaar en zomer weer te worden hergebruikt. Ook drainwater dat gedurende de zomer wordt afgevoerd kan in het reservoir worden opgeslagen, omdat dit meestal hoge concentraties aan voedingsstoffen bevat. Bij een vol reservoir later in de herfst wordt het water van de drains direct via een bypass geloosd op de sloot. De pompcapaciteit van de bemaling zal minimaal 10 m^3 / uur per ha moeten zijn.

Opvang van drainwater vindt alleen voor de meest uitspoelingsgevoelige gewassen plaats (25% van het areaal) (zie paragraaf 2.4). Bij 10 ha proefbedrijf is dan een opslag van 2 500 m^3 gewenst. De bestaande drainage als zuigdrains is kwalitatief goed en daarom is alleen een verzamel- of hoofddrain noodzakelijk. De investering voor de opslag van water in silo's is circa het dubbele van in bassins met aarden wal.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Tabel 4.3. Investeringskosten opslag- en retoursysteem voor 10 ha.

Onderdeel	€ per 10 ha	Oppervlakte	Opmerking
Bassins 2 500 m³			
• Bassin met aardenwal	€ 20 000	1750 m²	Hoogte 2 m.
• Silo's	€ 40 000	1150/900 m²	Hoogte 2/3 m
Overige onderdelen			
• Drainsysteem voor 10 ha			Van beton
• Hoofddrain + putjes + aansluitingen	€ 20 000		Sterk beïnvloed door breedte perceel en afstand tot bassin
• Pompen in bufferputten	€ 4 000		Geringe druk en opvoerhoogte
• Stroomvoorziening	?		Kosten sterk variabel / aanwezigheid?
• Pomp voor hergebruik			Beregening in de zomer
• Recycling water + filters	€ 6 000		Stroomvoorziening aanwezig? Beregeningspomp kan aanwezig zijn
• Onvoorzien arbeid bedrijf PPO	€ 7 000		
Totaal bij bassin met aardenwal	**€ 60 000**		De kosten zijn exclusief stroomvoorziening

4.2.3 Bergingssloten

Alternatief voor reservoirs is de aanleg van bergingssloten. Het verschil is dat in bergingssloten geen afdichtende laag aangebracht wordt en geen grondwal wordt aangelegd . De benodigde oppervlakten voor dezelfde bergingscapaciteit zijn veel groter dan bij een waterreservoir en er kan tijdelijk sprake van wegzijging zijn als het waterpeil hoger is dan het grondwater of er ontstaat juist extra kwelwater wanneer meer water wordt onttrokken dan het grondwaterpeil in de omgeving.

Dit systeem is voor Vredepeel niet erg interessant omdat in dit gebied de grondwaterstand al vrij hoog is. Zijn de grondwaterpeilen dieper dan 2 meter -mv, dan wordt deze manier van wateropslag interessanter omdat meer m³ per oppervlakte-eenheid kunnen worden geborgen.

4.3 Hergebruik

4.3.1 Vochtbehoefte gewassen

Opslaan van drainwater met hoge nutriëntengehalten is het meest zinvol. Wanneer er in de zomerperiode een vochttekort voor het gewas optreedt, kan dit water worden benut. In Bijlage 1 zijn de maandelijkse vochttekorten en –overschotten voor verschillende gewasgroepen weergegeven (Aendekerk, 1991). In een gemiddeld jaar zal bij opslag van 100 mm water afkomstig van 25% van het areaal waarschijnlijk alle opgeslagen water voor beregenen gebruikt kunnen worden. Het is daarbij wel van belang het nutriëntenrijke water aan die gewassen te geven die op het tijdstip van beregenen ook behoefte hebben aan nutriënten. Anders kan beter uit grondwater worden beregend.

4.3.2 Beregenen versus subinfiltratie

Hergebruik van nutriënten heeft alleen zin als deze ter beschikking komen van het gewas. Bovendien moet er bij de bemesting hiermee rekening worden gehouden, anders is er geen sprake van een verbetering van de benutting. Bij beregenen worden nutriënten van bovenaf aangeboden, bij subinfiltratie juist van onderen. Aangezien subinfiltratie leidt tot een lagere N-beschikbaarheid voor het gewas in plaats van een hogere, is beregenen vanuit het oogpunt van nutriëntenconservering te prefereren. Beregenen heeft verder als

voordeel dat de bouwvoor vochtiger blijft dan bij subinfiltratie, wat de beschikbaarheid van nutriënten en de gewaskwaliteit ten goede kan komen (Clevering, ongepubliceerd). Tot slot is de zandgrond van Vredepeel bij lage watergehalten waterafstotend, wat kan betekenen dat via preferente stroombanen watertransport op kan treden (de Vos & Assinck, 2004). Het biedt dan voordelen de bouwvoor door middel van beregenen vochtig te houden.

4.4 Conclusies

- Waterconservering door subinfiltratie leidt onder Nederlandse omstandigheden gemiddeld genomen tot een lagere benutting van nutriënten voor het gewas. Omdat op Vredepeel nagenoeg geen denitrificatie optreedt, is het de verwachting dat peilverhoging gemiddeld genomen geen positief effect heeft op nutriëntenconservering.
- In theorie zou door het 'uitgekiend' manipuleren van waterpeilen nutriënten kunnen worden geconserveerd of in hoge concentraties opgevangen worden.
- De huidige sloten op Vredepeel hebben nauwelijks waterbergingscapaciteit als drains jaarrond boven water uit moeten monden.
- Bij beregenen komen nutriënten beter beschikbaar voor het gewas dan bij subinfiltratie.
- Opslaan van water in bassins is mogelijk en kan ook weer zinvol worden hergebruikt.
- De aanleg van een gesloten drainagesysteem heeft de voorkeur omdat via een goede monitoring hiermee gericht drainwater met de hoogste meststofconcentratie kan worden opgeslagen.
- De investeringen zijn relatief hoog gezien de werkelijke besparingen aan voedingsstoffen. Voor een investering van circa € 7 500 ha^{-1} kan maximaal 45 – 90 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$ opgeslagen en hergebruikt worden Voor P zijn deze hoeveelheden beduidend lager tot maximaal ca. 0,5 kg P ha^{-1} $jaar^{-1}$.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

5 Bufferstroken en sloten

5.1 Droge bufferstroken

5.1.1 Algemeen

Bij het onderscheppen van nutriënten spelen zowel plantopname als hydrologische en bodemkundige processen een rol (Smit, in: Alterra Rapport Brabant breed deel 4). De bufferwerking bestaat uit de afvoer van stikstof en fosfor door plantopname en vervolgens afvoer van biomassa. Daarnaast speelt denitrificatie een belangrijke rol. Hoge rendementen worden gehaald wanneer oppervlakkige afspoeling de belangrijkste transportroute is en de horizontale N en P verplaatsing zich binnen het bereik van de wortels bevindt. Modelberekeningen laten dan ook zien dat de efficiëntie van bufferstroken sterk afhangt van de grondwatertrap. Daarnaast vermindert een bufferstrook de totale input aan nutriënten en worden sloten minder meebemest. Door van Dijk e.a. (2003) werd berekend dat bij 350 cm brede bufferstroken in vergelijking tot teeltvrije zones er afhankelijk van het gewas 50-89% minder N en P rechtstreeks door meemesten in sloten terechtkomt. In absolute zin is dit slechts 11 tot 1 893 g N strekkende km^{-1} sloot en 6-269 g P_2O_5 km^{-1} sloot.

In Tabel 5.1 is een samenvatting gegeven van berekende rendementen van droge bufferstroken op zand. Het gaat hier om vlakgelegen niet gedraineerde percelen.

Tabel 5.1. Berekende totale rendement (%) droge bufferstroken op niet gedraineerde vlak gelegen percelen op zandgrond.

type	breedte	Gt	sloot-afstand[3]	Gewas	% minder bemesting	N	P	Auteur
Braak	3	-	60 m ha^{-1}	Maïs		11		Orleans e.a. (1994)
Gras	3	-	60 m ha^{-1}	Maïs		16		Orleans e.a. (1994)
Bos	3	-	60 m ha^{-1}	Maïs		17		Orleans e.a. (1994)
Braak	3	-	60 m ha^{-1}	Gras		17		Orleans e.a. (1994)
Gras	3	-	60 m ha^{-1}	Gras		17		Orleans e.a. (1994)
Bos	3	-	60 m ha^{-1}	Gras		17		Orleans e.a. (1994)
Gras	3,5	III	100 m	Maïs		2 - 3	2 - 3	van Dijk e.a. (2003)
Gras[1]	1	VI	50 m	Gras				Assinck e.a. (2002)
Gras[1]	5	VI	50 m	Gras	10	32		Assinck e.a. (2002)
Gras[1]	10	VI	50 m	Gras	20	54		Assinck e.a. (2002)
Gras[2]	5	V		Gras	25	60		Assinck e.a. (2002)

[1]: Podzol; [2]: Beekeerdgrond

[3]: Orleans e.a. geeft het aantal m sloot ha^{-1} landbouwgrond

Naast grasbufferstroken worden in de praktijk ook graanbufferstroken gebruikt. Met graanbufferstroken kan beter dan met grasbufferstroken verwaaiing van bestrijdingsmiddelen tegengegaan worden. De werking van graanbufferstroken zou mogelijk verbeterd kunnen worden door na de oogst jaarlijks veel stro of een andere C-bron diep in de grond te werken. Dit zou denitrificatie kunnen bevorderen (zie Hoofdstuk 6). De fosfaatvastlegging zou gestimuleerd kunnen worden door het injecteren of inwerken van ijzer, magnesium of calcium. Door Schoumans e.a. (1995) is voor het stroomgebied van de Schuitenbeek onderzocht of het mogelijk is fosfaat bodemchemisch vast te leggen met 0,2% Fe in de vorm van vers gesynthetiseerde ijzerhydroxide-suspensie ($Fe(NO_3)_3$/$Ca(OH)_2$-suspensie). Zonder ijzertoediening varieerde de ortho-fosfaatconcentratie in de bodem van 1 à 3 mg P L^{-1} en met ijzertoediening tussen de 0,12 à 0,25 mg P L^{-1}. Voor percelen die niet gedraineerd zijn, hoeft slechts een strook van ca. 10 meter langs de sloot behandeld te worden. In hoeverre fosfaatinjectie op langere termijn werkt, is onduidelijk en de vraag is of het chemisch vastleggen van fosfaat onder veldomstandigheden wenselijk is, vooral omdat bij eventuele waterpeilverhogingen het aldus vastgelegde fosfaat in oplossing zal gaan.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

5.1.2 Situatie Vredepeel

Momenteel wordt door Alterra en PPO experimenteel onderzoek gedaan naar de efficiëntie van 3 m brede grasbufferstroken langs de Zuidzijde van perceel 25 (Heinen e.a., 2004). Dit perceel is niet gedraineerd. Deze bufferstroken zijn in 1999 in het kader van het project Natuurbreed (Hosper e.a., 1999) aangelegd. De voorlopige resultaten laten geen eenduidig beeld zien, omdat zowel in de bufferstrook als in het perceel sterke N-fluxen optreden, die niet zondermeer aan elkaar gerelateerd kunnen worden. Een proefopzet met afwisselend wel en geen bufferstroken zou meer uitsluitsel kunnen geven.

De percelen van Nutriënten Waterproof zijn gedraineerd, dit betekent dat de effectiviteit van de bufferstrook grotendeels tenietgedaan zal worden. Uitspoeling zal immers grotendeels via de drains verlopen. Droge bufferstroken zijn wel zinvol om het direct meebemesten van landbouwgrond tegen te gaan (wellicht minder relevant voor Vredepeel omdat hier een pneumaat wordt gebruikt), daarnaast wordt door gras- of graanbufferstroken de bereikbaarheid van sloten verhoogd, waardoor vaker en vroeger in het seizoen de slootvegetatie gemaaid kan worden (zie paragraaf 5.2).

5.1.3 Kosten droge bufferstroken

Door Tholhuijsen (2002) is naar aanleiding van het project Actief Randenbeheer Brabant (ARB) een kosten-batenanalyse gemaakt van de aanleg van een 3,5 m brede gerstbufferstrook. Per strekkende meter (3,5 m^2) werd € 0,5 subsidie gegeven. Eén hectare bufferstrook staat hierbij gelijk aan 2 857 strekkende meter bufferstrook = €1 429 ha^{-1} subsidie.

Door Tholhuijsen (2002) werd berekend dat van deze gerstbufferstroken zeker in de eerste jaren van verschraling nog een aanzienlijke opbrengst wordt behaald (3 ton graan en 2 ton stro ha^{-1}), bovendien vallen deze stroken bij voldoende aaneengesloten oppervlakte onder de McSharry-regeling. Berekend werd dat de totale productopbrengst (incl. McSharry-regeling) op €733 ha^{-1} akkerrand komt. Dit is maar iets lager dan de saldoberekening van €850 (KWIN 2002). Kosten zonder ARB subsidie €141 ha^{-1} akkerrand.

Bij aardappels (150 cm teeltvrije zone) gaat iedere hectare bufferstrook ten koste van 0,57 hectare aardappel. De opbrengstderving is daarbij ca. €1 185 ha^{-1} akkerrand (KWIN 2002). Daartegenover staat een opbrengst van €733 aan gerst van de akkerrand. Kosten zonder ARB-subsidie €381 ha^{-1}. De resultaten zijn samengevat in Tabel 5.2.

Tabel 5.2. Voorbeeldberekening kosten strekkende m droge bufferstrook met een breedte van 3,5 m. In ARB wordt €0,50 per strekkende m bufferstrook subsidie gegeven.

Hoofdgewas	**Breedte teeltvrije zone**	**Gewas akkerrand**	**Opbrengstderving hoofdgewas[1]**	**Opbrengst Akkerrand[2]**	**Kosten[2]**
Gerst	0,25 m	Gerst	€0,276	€0,257	€0,019
Aardappels	1,50 m	Gerst	€0,416	€0,257	€0,159

1: Opbrengstderving zal in werkelijkheid lager zijn voor randen.
2: Opbrengst akkerrand zal lager zijn bij toenemende verschraling en bij achterwege blijven van McSharry-regeling.

5.2 Moerasbufferstroken

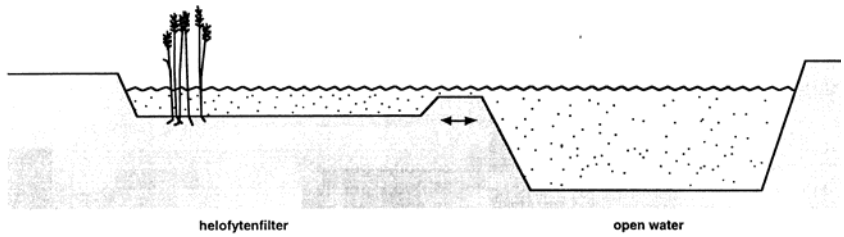
5.2.1 Algemeen

Een moerasbufferstrook met een geknikt (accolade of tweefasen) profiel is vooral bedoeld voor berging en opvang van piekafvoeren (Figuur 5.1). Bij een drasberm ligt het verlaagde talud net boven, en bij een plasberm net onder, de waterlijn. Op gedraineerde percelen dienen de drainbuizen boven het talud van de bufferstrook uit te monden.

Bij vrij verval van het water, dus geen stuwen, leidt een aanpassing van het slootprofiel tot een snellere afvoer en een verlaging van de stroomsnelheid van het water. De effectiviteit van natte bufferstroken hangt sterk af van de breedte van de strook, grondsoort, hydrologie inrichting van de strook en N en P vorm. In Hoofdstuk 6 wordt uitgebreid ingegaan op deze processen. In de literatuur wordt geen onderscheid gemaakt tussen de efficiëntie van een plas- of drasberm.

Systeem met volledige uitwisseling met slootwater
In dit systeem wordt niet zozeer het drainwater gezuiverd, maar een mix van sloot- en drainwater. Voordeel van dit systeem is dat bij jaarrond watervoerende sloten de moerasstrook gedurende de zomer niet droogvalt. Nadeel is dat N-verwijdering (denitrificatie) minder efficiënt verloopt vanwege de vrij lage nitraat-N concentraties van het slootwater ten opzichte van drainwater (Hoofdstuk 3 & 6). Maar mogelijk kan meer P verwijderd worden, omdat P-concentraties in slootwater juist hoger zijn dan in drainwater.

Systeem met een semi-afgesloten moerascompartiment en overflow
Bij dit systeem wordt het drainwater opgevangen in de moerasbufferstrook, die door middel van een drempel gescheiden wordt van de sloot. Bij een waterdiepte > 30 cm stroomt het overschot aan uitgespoeld drainwater in de sloot. Voordeel van dit systeem is dat drain- en slootwater zoveel mogelijk gescheiden blijven. Hierdoor kan een hogere N-zuiveringsefficiëntie bereikt worden omdat de N-concentraties van drainwater hoger zijn dan van slootwater. Andersom treedt er vermoedelijk een lagere P-zuivering op, vanwege de lagere P-concentraties in drain- dan in slootwater.



Figuur 5.1. Voorbeeld van een moerasbufferstrook met drempel (uit: de Ridder, 1996).

5.2.2 Efficiëntie moerasbufferstroken voor zuiveren drainwater

Algemeen
Er zijn weinig gegevens bekend over de werking van moerasbufferstroken. In buitenlands onderzoek worden vrij hoge rendementen van 80-100% voor N gevonden in 9-50 m brede bufferstroken (Osborne & Kovacic, 1993; Mander e.a., 1997). In dit onderzoek is buisdrainage vaak echter niet aanwezig. Daarnaast worden bufferstroken vaak in hellend terrein en langs beken aangelegd; de vaak veel grotere hoogteverschillen dan langs perceelssloten in Nederland zijn gunstig voor een goede infiltratie van drainwater in de bodem van de moerasbufferstrook, waardoor denitrificatie gestimuleerd wordt. De rendementen voor P zijn vrij laag, zie ook Hoofdstuk 6. Vaak vindt 's winters nalevering van P plaats.

In de efficiëntie van moerasbufferstroken is in absolute zin moeilijk te bepalen. Door Orleans e.a. (1994) werd in berekeningen uitgegaan van eenzelfde efficiëntie als voor de zuivering van afvalwater. Hierbij werd uitgegaan van N-verwijdering door denitrificatie van 1 300 kg ha^{-1} bufferstrook. Berekend werd dat op zandgrond 39% N en 5,5% uitgespoelde P verwijderd werd. Door Orleans e.a. (1994) werd geen rekeninggehouden met piekafvoeren. Volgens hun berekeningen kan in 3 m brede bufferstroken bij 60 strekkende m bufferstrook ha^{-1} landbouwgrond 200 m^3 (20mm) ha^{-1} landbouwgrond worden geborgen, bij. Echter daarbij wordt uitgegaan van een berging van 1 m water in bufferstroken, wat voor sloten in Nederland niet realistisch is.

De efficiëntie hangt dus sterk samen met de drainafvoer en de hoeveelheid water die in de moerasbufferstrook geborgen kan worden. 's Winters is de verblijftijd van het drainwater in de bufferstrook vaak te kort voor een goede zuivering; 's zomers treedt mogelijk een vochttekort en wordt denitrificatie beperkt door lage N-concentraties.

Situatie Vredepeel
Op Vredepeel is er per ha landbouwgrond ca. 60 strekkende meter sloot. Langs de sloot langs het kavelpad is nauwelijks ruimte voor een plas- of drasberm. Immers is slechts 40 cm speling bij een slootdiepte van 1,20 m en draindiepte van 0,8 m -mv. Langs de middensloot is 60 cm speling (slootdiepte 1,40 m). Ervan uitgaande dat voor een goede groei van helofyten het waterpeil niet boven de 30 cm mag uitstijgen, betekent dit dat bij een tweezijdige aanleg van moerasbufferstroken met een breedte van resp., 1, 3 en 6

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

meter (oppervlakte 60, 180 en 360 m^2) er 36, 108 en 216 m^3 water ha^{-1} landbouwgrond geborgen kan worden. N.B. Als het perceel slechts aan één kant draineert dan zou een bufferstrook van 6 m breed aangelegd kunnen worden.

Indien in het najaar binnen 14 dagen 50 kg N in 100 mm ha^{-1} uitspoelt is dit per dag 3,57 kg N in 71,4 m^3 water ha^{-1} landbouwgrond. Volgens onderstaande formule (Kadlec & Knight, 1996) kan (bij een moerasoppervlakte van 360 m^2 en k_a-waarde van 0,069 meter dag^{-1}, zie Hoofdstuk 6) berekend worden dat drainwater met een gemiddelde N-concentratie van 50 mg L^{-1} gezuiverd kan worden tot 35 mg L^{-1}. Spoelt 50 kg N binnen een maand uit dan kan de N-concentratie globaal genomen tot 25 mg L^{-1} teruggebracht worden. Het zuiveringsrendement is dus sterk afhankelijk van de waterflux.

$$A = Q * [\ln C_{in} - \ln C_{uit}] / k_a \qquad (1)$$

A	oppervlakte moeras	(m^2)
Q	waterflux	(m^3 dag^{-1})
k_a	coëfficiënt m.b.t. oppervlakte gebaseerde afnamesnelheid NO_3-N	(m dag^{-1})
C_{in} en C_{ui}	in- en uitstromende concentraties NO_3-N	(mg L^{-1})

In theorie, kan bij deze k_a-waarde maximaal (bij een gelijkmatig aanbod) in 360 m^2 moerasbufferstrook bij een aanbod van 80 kg N ha^{-1} landbouwgrond ca. 70 kg nitraat-N verwijderd worden (Tabel 6.3B). Door piekafvoeren in het najaar zal dit in werkelijkheid hoogstens 10-50% (7-35 kg nitraat-N) zijn (zie ook Stowa, 1998). Daarnaast zal langs percelen met een lage N-uitspoeling de N-concentratie beperkend zijn voor een in absolute zin hoog zuiveringsrendement. Door H. Brix (mond. med.) wordt aangegeven dat in Deense wetlands gemiddeld genomen slechts 300 kg 'agrarisch' N ha^{-1} wetland in de winterperiode wordt verwijderd, hetgeen overeenkomt met 11 kg N in 360 m^2 moerasbufferstrook. Geschat wordt dat maximaal ca. 1,8 kg P uit het water verwijderd kan worden (Hoofdstuk 6). Op Vredepeel, wordt het zuiveringsrendement voor P in absolute zin beperkt door de lage P-belasting.

Op Vredepeel zal een deel van het drainwater naar het grondwater wegzijgen en dus niet rechtstreeks in de sloot terechtkomen (Assinck & de Willigen, 2004).

5.2.3 Inrichting moerasbufferstrook

Tussen de huidige sloot en de bufferstrook wordt een drempel (± 30 cm hoog) aangebracht zodat tot een waterdiepte van 30 cm geen rechtstreekse uitwisseling tussen sloot en bufferstrook plaatsvindt. Als beplanting op de taluds zou gras, kokos of jute geschikt zijn en Riet of bijvoorbeeld Liesgras in de bufferstrook zelf.

5.2.4 Maaibeheer moerasvegetatie

Volgens de Ridder (1996) ligt de hoeveelheid N en P die door maaien van Riet verwijderd kan worden op 90-180 N en 8-16 kg P ha^{-1}, wat neerkomt op gemiddeld 0,5-1 kg N ha^{-1} dag^{-1} en 0,04–0,09 kg P ha^{-1} dag^{-1} uitgaande van een groeiseizoen van 180 dagen. De Ridder (1996) gaat daarbij uit van een niet al te hoge belasting van het oppervlaktewater van 2 mg P L^{-1} en 10 mg N L^{-1}. De Ridder (1996) baseert zijn resultaten op van der Linden (1980; 1986) en op de N- en P-opname van een natuurlijk Rietveld in het Lauwersmeer (Meuleman, 1999) (Tabel 5.1). Meuleman (1999) vindt zeer hoge N- en P-opname van Riet in een infiltratieveld te Lauwersoog (Tabel 5.3; Figuur 5.2). Zulke hoge waarden worden in de literatuur voor de gematigde streken verder niet gevonden (zie ook Vymazal e.a., 1999).

De eerste jaren na aanleg wordt minstens zoveel N en P in de rhizomen als stengels vastgelegd. Bij het ouder worden van de vegetatie neemt de vastlegging in rhizomen af. De gemiddelde levensduur van rhizomen is ca. 3-4 jaar (Granéli e.a., 1992).

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Tabel 5.3. De maximale bovengrondse biomassa en N en P voorraad van enkele moerasplanten en N- en P-opnamesnelheid van Riet (van 15 maart tot 15 augustus is ca. 150 opnamedagen.

		Stikstof		Fosfor		
	biomassa ton ha^{-1}	maximaal kg ha^{-1}	opnamesnelheid kg $ha^{-1}dag^{-1}$	maximaal kg ha^{-1}	Opnamesnelheid kg $ha^{-1}dag^{-1}$	Referenties
Riet	6 - 40	127 - 460	1,5-2,0	11 - 63	0,25 – 0,50	Duel & Te Boekhorst (1990)
Riet		350		130		Harberl & Perfler (1991)
Riet		410	2,4	47		Dykyjova (1978)
Riet		300	1,3	17	0,11	v.d. Linden (1980; 1986)
Riet[1]	50	1 200	8,0	130	0,89	Meuleman (1999)
Riet	29	400	2,7	40	0,27	Meuleman (1999)
Riet[2]		350	2,3	42	0,28	Toet (2003)
Mattenbies	6 - 42	102 - 530		19 - 110		Duel & Te Boekhorst (1990)
Lisdodde	4 - 29	50 - 330		7 - 46		Duel & Te Boekhorst (1990)
Liesgras	12 - 28	440		52 - 71		Duel & Te Boekhorst (1990)
Grote zeggen	10 - 27	40 - 250		2 - 59		Duel & Te Boekhorst (1990)

[1]: Helofytenfilter (verticale infiltratie) voor afvalwater te Lauwersoog
[2]: Helofytenfilter (vloeiveld) voor afvalwater te Texel

Optimalisatie maaibeheer

Door eind augustus – begin september te maaien in plaats van in de winter wordt veel meer N en P afgevoerd (Figuur 5.2). Ook kan hiermee wellicht de N- en P-opname periode worden verlengd. Dit omdat Riet (gebruikmakend van koolhydraatreserves in de rhizomen) de door de wortels opgenomen N en P rechtstreeks in de rhizomen op kan slaan. Daarnaast wordt bij lage N- en P-reserves in de rhizomen voor stengelgroei in het voorjaar mogelijk meer N en P uit de bodem opgenomen (van der Linden, 1980; Granéli e.a., 1992; Pohl e.a., 1999). Bij te vroeg maaien kan de vitaliteit (verminderde opslag van koolhydraatreserves) van Riet achteruitgaan.

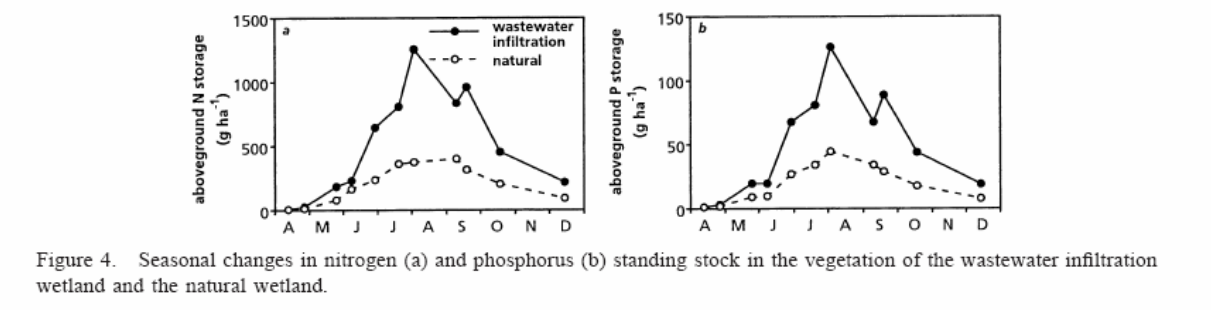


Figure 4. Seasonal changes in nitrogen (a) and phosphorus (b) standing stock in the vegetation of the wastewater infiltration wetland and the natural wetland.

Figuur 5.2. Overgenomen van Meuleman e.a. (2002), Wetlands 22: 712-721. NB de y-as hoort waarden in kg i.p.v. g ha^{1} weer te geven.

Het Rietmaaisel kan in principe verhakseld en ingewerkt worden in het aangrenzende perceel, zowel Praktijkonderzoek Veehouderij als ook het Waterschap Brielsche Dijkring hebben hiermee goede ervaring. Ook zou het Rietmaaisel gebruikt kunnen worden bij compostering van gewasresten vanwege de hoge C /N-verhouding.

5.2.5 Kosten natte bufferstroken

Een voorbeeld berekening van de aanleg van een drasplasberm met gras, riet, wilgen en zwarte elzen, staat in onderstaande tabel weergegeven. De kosten voor het uit productie nemen van de landbouwgrond is niet meegenomen. Wel is een vergoeding meegenomen van € 0,50 per strekkende m als zijnde akkerrandenbeheer.

Tabel 5.4. Berekening van de kosten van een 3 en 6 m brede moerasbufferstrook per strekkende m.

Omschrijving	hoeveelheid	eenheid	Prijs	subtotaal
3 m breed 600 m lang				
Aanleg berm	**0.18**	**ha**		
Kraan	24	uur	€ 55	€ 1 320
Trekker+dumper	48	uur	€ 50	€ 2 400
Fijn profilering	8	uur	€ 55	€ 440
Aanbrengen folie + waterbodem aanbrengen	1400	m^2	€ 10	€ 14 000
Arbeid grondwerk	24	uur	€ 40	€ 960
Gras inzaaien	900	m^2	€ 0,25	€ 225
Riet 4/m2 =helft van de berm	3600	st	€ 1	€ 3 600
Populier	120	st	€ 1	€ 120
Wilg	120	st	€ 0,75	€ 90
Totaal per 600 m				**€ 23 155**
Totaal (zonder folie) per 600 m				**€ 9 155**
6 m breed 600 m lang				
Aanleg berm	**0.36**	**ha**		
Kraan	48	uur	€ 55	€ 2 640
Trekker+dumper	96	uur	€ 50	€ 4 800
Fijn profilering	16	uur	€ 55	€ 880
Aanbrengen folie + waterbodem aanbrengen	2800	m^2	€ 10	€ 28 000
Arbeid grondwerk	24	uur	€ 40	€ 960
Gras inzaaien	1800	m^2	€ 0,5	€ 450
Riet 4/m2 =helft van de berm	7200	st	€ 1	€ 7 200
Populier	240	st	€ 1	€ 240
Wilg	240	st	€ 0.75	€ 180
Totaal per 600 m				**€ 45 350**
Totaal (zonder folie) per 600 m				**€ 17 350**

5.3 Zuivering in sloten

Door Zweers & van der Kolk (1998) werd de denitrificatiesnelheid in sloten in het Schuitenbeekgebied in het landgoed Groot Gerven en in de Hoef bepaald. De denitrificatiesnelheid lag tussen 1,7 en 2,5 kg N ha^{-1} d^{-1} bij een NO_3-N belasting van 5,5 kg ha^{-1}. De NO_3-N concentratie varieerde tussen 3 en 30 mg L^{-1}. In de Rosep (Noord Brabant) werd 's zomers een gemiddelde denitrificatie van 9,1 kg N ha^{-1} d^{-1} gevonden.

Door Roest & Groenendijk (1995) werd geconcludeerd dat bij een gemiddelde belasting van 0,45 kg N ha^{-1} d^{-1} bij een waterbodem met diepte van 40 cm ca. 54% van de aangevoerde N denitrificeert.

In welke mate denitrificatie in sloten en slootbodems op Vredepeel optreedt, is moeilijk te zeggen. Te verwachten is dat de hoeveelheid organische stof in de waterbodem vrij laag zal zijn, daarnaast wordt op zandgrond niet of nauwelijks bagger geproduceerd. De denitrificatiesnelheid zal naar verwachting dan ook vrij laag zijn.

5.4 Conclusies

- Op gedraineerde percelen zijn droge bufferstroken weinig zinvol. De kosten zijn sterk afhankelijk van de breedte van de teeltvrije zone en het saldo van het gewas.
- Als 100 mm water opgevangen moet worden om de N en P-vracht te conserveren, volstaat het huidige

slotensysteem niet. De sloten zouden veel groter moeten worden van 1,6 m^3 naar 12,5 m^3. Dit lijkt geen reële optie voor Vredepeel.

- Met moerasbufferstroken van 6 m breed (eenzijdig) kan ca. 10-50% van het via drainwater uitgespoelde N worden gezuiverd. Het rendement is sterk afhankelijk van de waterflux (piekafvoer) en zal van jaar op jaar sterk verschillen. 's Zomers kan bij een lage hydraulische belasting de verblijftijd in de bufferstrook verhoogd worden. Het zuiveringsrendement kan dan naar verwachting zeer hoog zijn (tot < 2 mg L^{-1} NO_3-N).
- Kosten voor een moerasbufferstrook zijn veel hoger dan voor droge bufferstroken. Globaal genomen zijn de kosten van 3 of 6 meter brede stroken per strekkende meter resp. ca. €20-40 en €40-80.

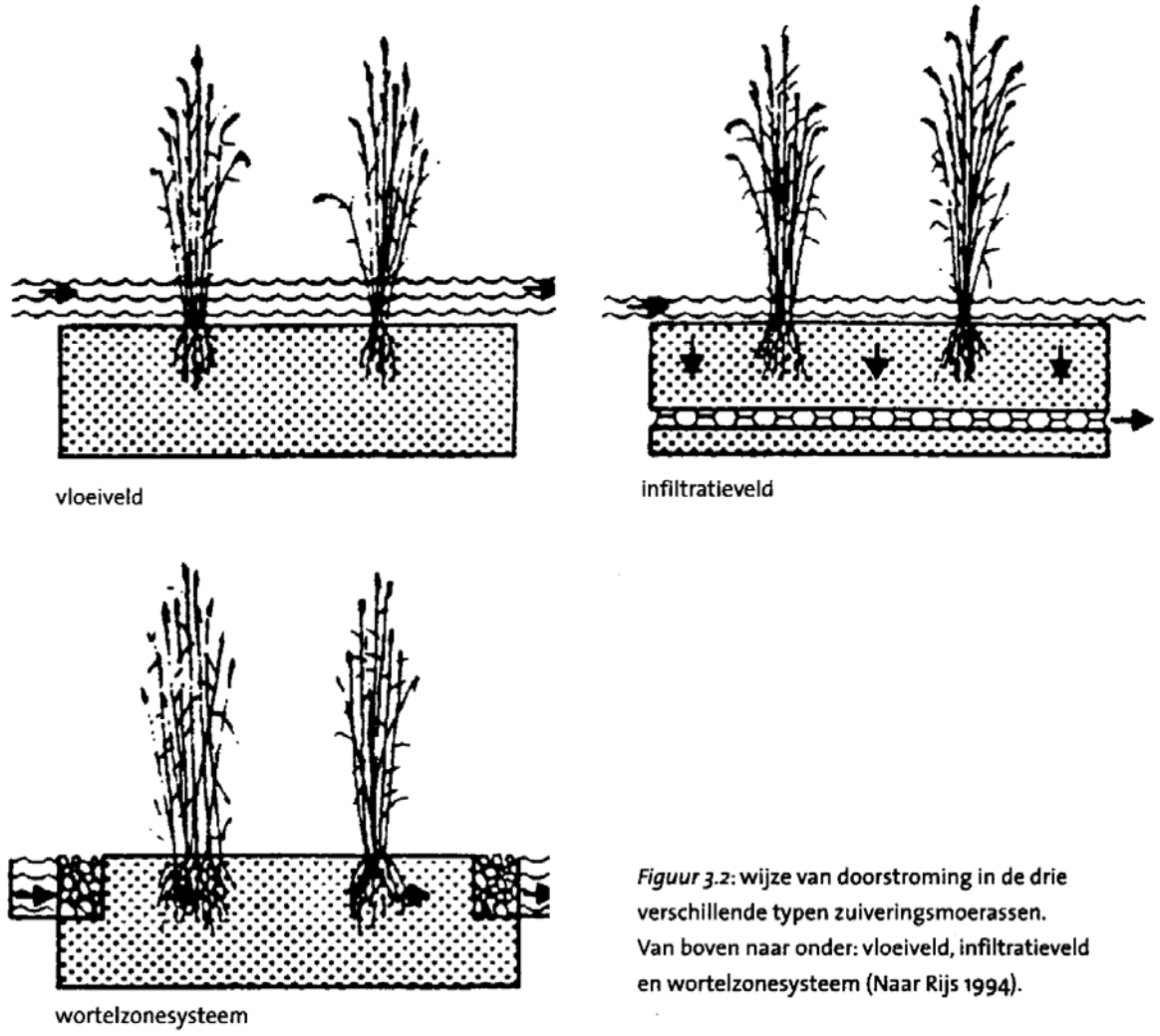
© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

6 Helofytenfilters

6.1 Inleiding

Helofytenfilters worden veelvuldig ingezet voor het nazuiveren van industrieel, huishoudelijk of agrarisch afvalwater. Dit afvalwater kenmerkt zich door een laag zuurstofgehalte en een hooggehalte aan pathogenen, organische verontreinigingen, slib, organisch gebonden N en P en ammonium. De verwijdering en/of opslag van deze verontreinigingen in helofytenfilters is gebaseerd op interacties tussen helofyten en fysische en microbiële processen in waterbodems.

Helofytenfilters worden ingedeeld op basis van de waterdoorstroming door het filter: vloeivelden (*surface flow*) en infiltratievelden (*subsurface flow*). Infiltratievelden kunnen vervolgens onderverdeeld worden in horizontale (ook wel wortelzonesystemen genoemd) en verticale infiltratievelden (*horizontal en vertical subsurface flow*). De verschillende systemen zijn weergegeven in Figuur 6.1.



Figuur 3.2: wijze van doorstroming in de drie verschillende typen zuiveringsmoerassen. Van boven naar onder: vloeiveld, infiltratieveld en wortelzonesysteem (Naar Rijs 1994).

Figuur 6.1. Verschillende typen helofytenfilters (Rijs, 1994).

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

6.1.1 Typen helofytenfilters

Vloeivelden
In vloeivelden stroomt water over de 'natuurlijke' waterbodem, infiltratie van water in de waterbodem vindt niet of nauwelijks plaats. De stroomsnelheid wordt door helofyten vertraagd, waardoor zwevende deeltjes en gesuspendeerd materiaal tot bezinking komen. Hierdoor concentreren zich organische verbindingen en zware metalen in moerassen. De toplaag van waterbodems blijft vaak zuurstofrijk. Hier vindt nitrificatie en adsorptie of uitvlokking van complexe Al- en Fe-verbindingen plaats. In de onderlaag is fosfaat deels in oplossing aanwezig. Door het maaien van helofyten kan een deel van de N en P worden afgevoerd. In vloeivelden dringt het vervuilde water vaak slecht in de bodem, de verwijdering van nutriënten vindt dan voornamelijk plaats door periphyton dat zich op de stengelbasis van helofyten en op de waterbodem vormt. Denitrificatie is één van de belangrijkste N-verwijderingsmechanismen.

Infiltratievelden
Infiltratievelden zijn systemen, waarbij het water horizontaal of verticaal door grof sediment stroomt. Het water wordt afgevoerd via een drainagesysteem dat aangebracht wordt op een diepte van 60-100 cm. De bodem van de filter is bedekt met folie of bestaat uit een ondoordringbare kleilaag. De efficiëntie van deze systemen is hoger dan van vloeivelden doordat het water direct in contact staat met het sediment, daardoor kunnen omzettingsprocessen van nutriënten en gewasopname optimaal plaatsvinden. Omdat de infiltratie van water belemmerd kan worden door de neerslag van grote deeltjes en vlokken wordt het water vaak eerst door een voorbezinkbassin, zand- of lavafilter geleid.

Verticale infiltratie
Verticale infiltratiesystemen worden gebruikt om nitrificatie te stimuleren en/of P vast te leggen. Beide processen vereisen aërobe omstandigheden. Deze systemen zijn veelal gevuld met grint of zand (0,60 tot 1 m diep). Water wordt vaak gepulseerd aangevoerd, dit bevordert mineralisatie, nitrificatie en fosfaatvastlegging. Voor de vastlegging van P wordt vaak substraat met een hoge adsorptiecapaciteit gebruikt of wordt Al, Fe of Ca toegevoegd.

Horizontale infiltratie
Horizontale infiltratiesystemen zijn vaak aan de inlaatkant 0,6 m diep, met een toename in diepte naar de uitlaatkant toe (Cooper & Breen, 1995). De benodigde oppervlakte is o.a. afhankelijk van de stroomsnelheid door het medium en de hellingshoek van het systeem. In het verleden werd vaak aarde (zwarte grond) als medium gebruikt, de doorlatendheid daarvan is echter te gering. Tegenwoordig wordt vooral grind gebruikt. Deze systemen worden veelal gebruikt voor tertiaire zuivering (denitrificatie), vanwege de lage zuurstoftransportmogelijkheid.

6.1.2 Zuivering oppervlaktewater
In Nutriënten Waterproof is het de bedoeling oppervlaktewater te zuiveren tot onder de streefwaarden voor oppervlaktewater. Oppervlaktewater is vergeleken met afvalwater nitraat- en zuurstofrijk en bevat relatief weinig zwevende deeltjes (SS), pathogenen, ammonium en organisch gebonden N en P. Het zuiveren van oppervlaktewater dient dan ook vooral gericht te worden op:

1. het verwijderen/vastleggen van nitraat door:
    a. gewasopname en vervolgens afvoer van maaisel en/of
    b. veenvorming
    c. denitrificatie en
2. het verwijderen/vastleggen van orthofosfaat door:
    a. gewasopname en vervolgens afvoer van maaisel en/of
    b. veenvorming
    c. vastleggen door adsorptie aan bodemdeeltjes of
    d. neerslag van complexe slecht oplosbare verbindingen.

In zuiveringsmoerassen vindt een groot aantal processen plaats. In principe kunnen verschillende processen voor het zuiveren van oppervlaktewater geoptimaliseerd worden. Echter optimalisatie van het ene proces kan nadelig zijn voor een ander proces. Systemen die voor de zuivering van oppervlaktewater in aanmerking komen zijn:

1. vloeivelden voor gewasopname, veenvorming en denitrificatie (paragraaf 6.2)
2. horizontaal infiltratiesysteem voor gewasopname en denitrificatie (paragraaf 6.3.1)
3. horizontaal of verticaal infiltratiesysteem voor gewasopname en P vastlegging (paragraaf 6.3.2)

Voor oppervlaktewaterzuivering is het uitfilteren van vaste deeltjes vaak minder relevant dan voor afvalwater.

6.2 Efficiëntie Vloeivelden

6.2.1 Leeftijd

De efficiëntie van vloeivelden is sterk leeftijdsafhankelijk. In (zuiverings)moerassen begint N verwijdering zo gauw als de vegetatie zich ontwikkelt en organisch materiaal zich in de bodem ophoopt (tussen 1-3 jaar). Na ongeveer 5-10 jaar wordt ongeveer net zoveel organisch materiaal geproduceerd als in natuurlijke wetlands met een lage N-belasting (50-100 kg ha^{-1} $jaar^{-1}$). Bij hogere N-belasting neemt de biomassaproductie niet of nauwelijks toe, maar neemt denitrificatie wel navenant toe. P verwijdering is het hoogst in de eerste drie jaar. De P-vastlegging varieert tussen 30-300 kg P ha^{-1} $jaar^{-1}$. Als sedimentatie en adsorptie minder wordt, wordt P-vastlegging gereduceerd tot 30 kg ha^{-1} $jaar^{-1}$. Dus N vastlegging/verwijdering neemt toe en P vastlegging af met de ouderdom (Craft e.a., 1999).

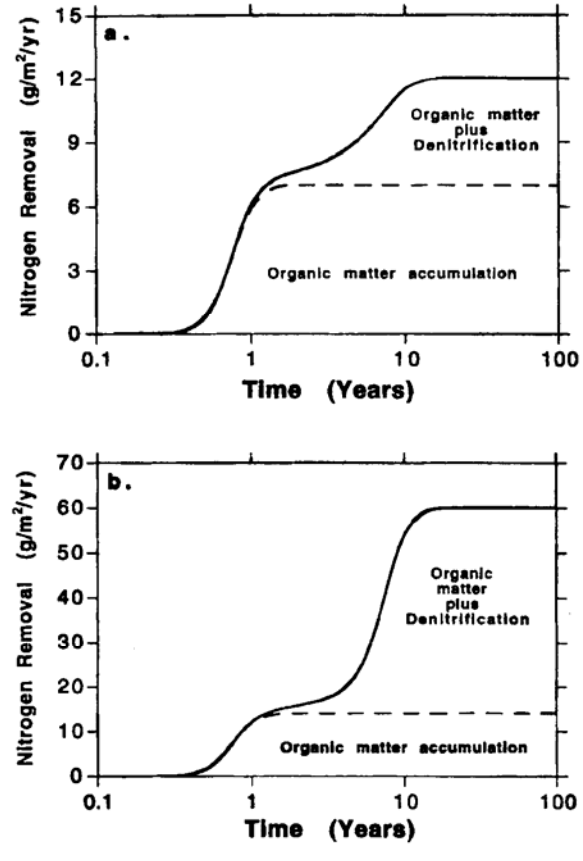


Figure 3. Nitrogen removal over time in constructed marshes under (a) low and (b) high nutrient loadings.

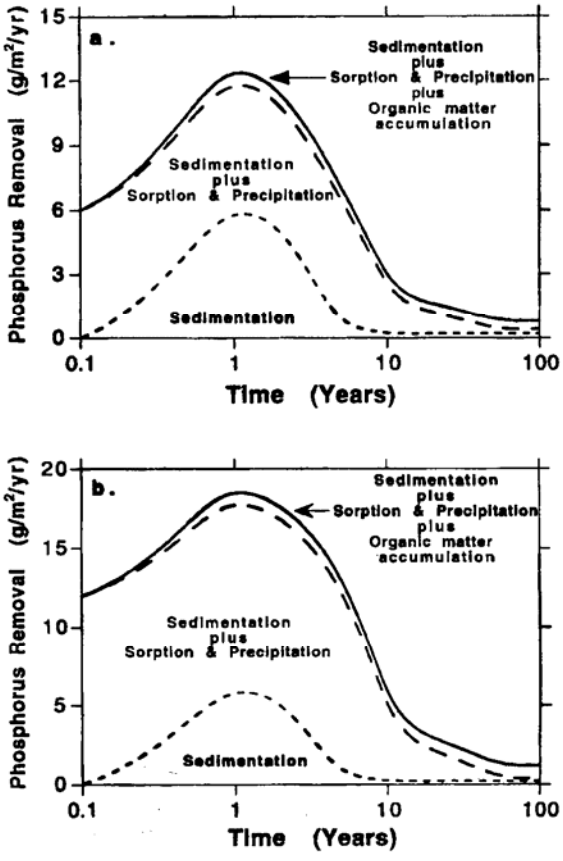


Figure 4. Phosphorus removal over time in constructed marshes under (a) low and (b) high nutrient loadings.

Figuur 6.2. Overgenomen van Craft e.a. (1999), Wetlands Ecology and Management 4: 177-187.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

6.2.2 Laagst te behalen concentraties

In principe kunnen door het gebruik van vloeivelden net de normen voor oppervlaktewater behaald worden. In volwassen laagbelaste 'natuurlijke' wetlands liggen de achtergrondconcentraties voor opgelost N-organisch op ca. 1–2 mg L^{-1}, 's zomers kunnen N-nitraatconcentraties tot nul dalen (Hammer & Knight, 1994; Kadlec, 2003). De achtergrondconcentratie voor P ligt voor natuurlijke wetlands tussen 0,01 – 0,05 mg L^{-1} P (Kadlec, 1999; Casey e.a., 2001). Omdat adsorptie temperatuurafhankelijk is, kan 's winters nalevering van P optreden. De achtergrondconcentraties zijn sterk afhankelijk van atmosferische depositie, kortsluiting van waterstromingen en interne biochemische processen (Kadlec, 1999).

Volgens Kadlec (1999) wordt een nagenoeg volledige zuivering bereikt (achtergrondconcentraties voor N en P nemen niet toe) bij een belasting tussen de 1-100 kg P ha^{-1}, en bij een gemiddelde belasting die waarschijnlijk hoger ligt dan de 10 kg P ha^{-1} die door Richardson e.a. (1997) wordt genoemd voor P-verzadigde zuiveringsmoerassen. Zolang zuiveringsmoerassen nog niet verzadigd zijn ligt deze waarde veel hoger. Ook wordt het rendement door maaien waarschijnlijk verhoogd. Volgens Richardson e.a. (1997) zou jaarlijks in natuurlijke wetlands niet meer dan 100 kg N ha^{-1} aangevoerd mogen worden om de achtergrondconcentraties niet te overschrijden, maar volgens Hammer & Knight (1994) ligt dit veel hoger ($\geq$ 365 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$).

6.2.3 Efficiëntie in relatie tot belasting

Volgens de Ridder (1996) neemt het zuiveringsrendement af bij een N-totaal concentratie kleiner dan 3 mg L^{-1} en P-concentratie kleiner dan 0,3 mg L^{-1}. Deze waarden kunnen overigens niet geverifieerd worden door andere literatuurgegevens. Bij lage belasting van moerassystemen is plantopname een belangrijke N en P verwijderingsmechanisme (Kadlec, 2003). Bij zeer lage N-concentraties neemt ook de N-opname door het gewas af, daarnaast treedt er in toenemende mate concurrentie op om de beschikbare hoeveelheid nitraat tussen denitrificerende bacteriën en plantenwortels. Hetzelfde geldt voor lage P-concentraties (Abe e.a., 1999). Abe e.a. (1999) vonden bij een N- en P-concentraties van resp. 0,2-0,3 mg L^{-1} N en 0,01-0,03 mg L^{-1} P geen daling in N- en P-concentraties door plantopname meer. De N- en P-opname waren hoog (helft van maximaal) bij N-concentraties van 0,3-0,6 mg L^{-1} en P-concentraties van 0,1-0,45 mg L^{-1}. N.B. Deze waarden werden bij Papyrus en Italiaans raaigras gevonden, bij Riet kunnen deze waarden iets lager liggen. In laagbelaste systemen met hoge adsorptiecapaciteit van het substraat kan P limiterend zijn voor plantopname, dit omdat adsorptie sneller verloopt dan plantopname. Anderszijds kan P-opname door helofyten desorptie veroorzaken, zodat minder snel P-verzadiging optreedt (Headley e.a., 2003).

Het zuiveringsrendement van vloeivelden neemt lineair toe tot een maximale N-belasting van 10 kg ha^{-1} d^{-1} (Cooper, 1994; Spieles & Mitch, 2000) en P-belasting van ca. 1,4 kg P ha^{-1} d^{-1} (Kadlec, 1999). De jaarlijkse hoeveelheid N en P die uit afvalwater kan worden verwijderd, is samengevat in Tabel 6.1. Uit Deens onderzoek (90 wetlands) blijkt dat ongeacht de influentconcentratie een zuiveringsrendement voor N van ca. 50% wordt behaald, bij een hydraulische belasting (HLR) van 20-30 mm dag^{-1} (Schierup e.a., 1990).

Tabel 6.1. De hoeveelheid N en P (kg ha-1) die gemiddeld genomen bij de zuivering van afvalwater in helofytenfilters wordt verwijderd. VF= verticaal infiltratieveld; SF=surface flow (vloeiveld) en SSF = subsurface flow (infiltratie).

Type	N-totaal		P		Referentie
	Belasting	Verwijdering	Belasting	Verwijdering	
VF	2 500 – 3 000	1 000	335	100	Meuleman (1999)
SF	5 000	1 260	700	51	Toet (2003)
SF en SSF	1 500	750	50	50	Schierup e.a. (1990); Kadlec & Knight (1996)
SF en SSF		750		75	Gleichman-Verheijen e.a. (1992)

6.2.4 Berekening benodigde oppervlakte helofytenfilter voor nitraatverwijdering

Algemeen

De efficiëntie van oppervlaktewaterzuivering ligt wellicht hoger dan van afvalwater. Immers afvalwater bestaat grotendeels uit organisch gebonden N en ammonium. Voor definitieve verwijdering door

denitrificatie zijn achtereenvolgens aërobe (mineralisatie en nitrificatie) en anaërobe (denitrificatie) omstandigheden nodig. Door Brix (1994) werd de efficiëntie van een groot aantal helofytenfilters onderzocht (Formule 2). De oppervlakte gebaseerde afnameconstante (k_a) voor N-totaal varieert aanzienlijk tussen helofytenfilters (Figuur 6.3). Hoge k_a-waarden (> 20 m jaar^{-1}) hebben vermoedelijk te maken met hoge nitraatconcentraties.

$$C_{uit} = C_{in} * \exp [-k_{aT} / HLR] \qquad (2)$$

C_{in} en C_{ui}	in- en uitstromende concentraties NO_3-N	(mg L^{-1})
k_{aT}	op oppervlakte gebaseerde afnamesnelheid NO_3-N	(m dag^{-1})
HLR (q)	hydraulische belasting	(m dag^{-1})

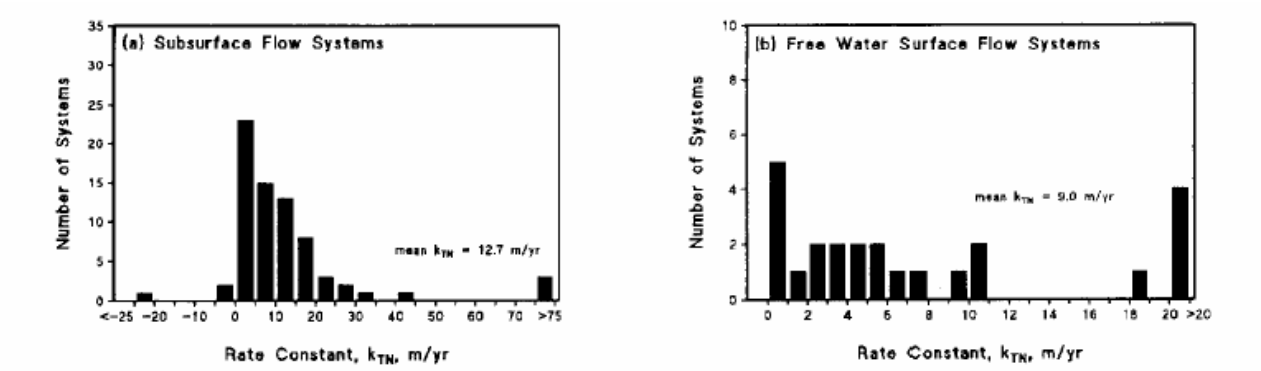


Fig. 9. Frequency distribution of removal rate constants for total nitrogen in (a) subsurface flow (n=72), and (b) free water surface flow (n=24) constructed wetlands

Figuur 6.3. Overgenomen van Brix (1994)[1] Water Science and Technology 30: 209-223.

Voor wetlands met een hoge nitraatbelasting wordt een temperatuurafhankelijke eerste ordemodel gebruikt (Kadlec & Knight, 1996; Crumpton, 2001; Spieles & Mitsch, 2000):

$$J = k_{aT} * C_{in} \text{ en } k_{aT} = k_{a20} * \theta^{(T-20)} \qquad (3)$$

J	NO_3-N afnamesnelheid	(g N m^{-2} d^{-1})
k_a	op oppervlakte gebaseerde afnamessnelheidscoëfficiënt voor NO_3-N	(m dag^{-1})
C_{in}	concentratie NO_3-N in influent	(g N m^{-3})
θ	temperatuurcoëfficiënt voor NO_3-N verlies	
T	temperatuur	

In het algemeen wordt voor de temperatuurcoëfficiënt θ voor nitraat-N verwijdering in wetlands een waarde van 1,09 aangehouden (Kadlec & Knight, 1996; Crumpton, 2001).

De k_a-waarde is sterk afhankelijk van de omstandigheden (o.a. lager bij hogere hydraulische en hoger bij hogere nitraatbelasting). Door Kadlec & Knight (1996) wordt een k_{a20}-waarde van 0,096 m dag^{-1} (35 m jaar^{-1}) aangehouden (inclusief boswetlands en wetlands met ondergedoken waterplanten i.pv. helofyten). Door Crumpton (2001) wordt een k_{a20} waarde van 0,15 m dag^{-1} (54,8 m jaar^{-1}) aangehouden voor volwassen wetlands, die voornamelijk door agrarisch water met relatief hoge nitraatconcentraties worden beïnvloed (gemiddelde nitraat-N concentratie van het influent van ca. 11 mg L^{-1}). In de volgende paragrafen wordt

[1] *N.B. k = k_a in de tekst. Brix rekent voor k en HLR in m jaar^{-1}, in de tekst wordt gerekend met m dag^{-1}*

uitgegaan van de k_{a20}-waarde van Crumpton (2001), dit omdat ook in onze studie uitgegaan wordt van vrij hoge nitraat-N concentraties. Het systeem van Crumpton (2001) is een aantal jaren oud, in jongere systemen kan de k_{a20}-waarde lager liggen (Spieles & Mitch, 2000). Ter vergelijk wordt het gemiddelde ruimtebeslag ook berekend voor k_a-waarden zoals gevonden door Brix (1994) en Kadlec & Knight (1996). Zoals gezegd is de k_a waarde sterk afhankelijk van omstandigheden en resultaten van de navolgende paragrafen dienen dan ook met (enige) voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden.

Seizoensafhankelijke NO_3-N verwijdering

Voor Nederlandse omstandigheden zijn met bovenstaande formules eerst de maandelijkse k_a-waarden berekend en vervolgens per maand de gemiddelde dagelijkse NO_3-N verwijderingssnelheden bij een range van influentconcentraties (Formule 3). In Tabel 6.2 zijn deze verwijderingsnelheden weergegeven in relatie tot de totale jaarlijkse verwijdering (range 500-2500 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$).
In de winterperiode zal vooral denitrificatie een belangrijke rol spelen, gedurende het groeiseizoen zowel denitrificatie als gewasopname. De Ridder (1996) gaat voor niet al te hoog belaste Nederlands oppervlaktewateren uit van een N-verwijdering van 1 000 kg ha^{-1}. De verschillen in efficiëntie tussen zomer en winter komen goed overeen met de door ons berekende waarden.

De Ridder (1996):

- Winterperiode: 1,5 kg N ha^{-1} dag^{-1} denitrificatie
- Zomerperiode: 3,8 kg N ha^{-1} dag^{-1} (2,5 kg N ha^{-1} dag^{-1} denitrificatie + 1,3 kg N ha^{-1} dag^{-1} N-verwijdering door gewasopname)
- Jaar: 2,7 kg N ha^{-1} dag^{-1} (Uitgaande van N-opname door Riet gedurende globaal de helft van het groeiseizoen).

Tabel 6.2. Gemiddelde maandelijkse temperatuur, k_{aT} (m dag^{-1}) efficiëntie van nitraat-N verwijdering t.o.v 20 °C (efficiëntie bij 20 °C op 1 gesteld) en de verdeling over het jaar van NO_3-N verwijdering (in kg ha^{-1} dag^{-1}) in relatie tot de jaarlijkse totale N-verwijdering van 500-2 500 kg N ha^{-1} zuiveringsmoeras.

				Jaarlijkse nitraat-N verwijdering (kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$)					
				500	750	1 000	1 500	2 000	2 500
	°C	k_{aT}	efficiëntie	Dagelijkse nitraat-N verwijdering (kg N ha^{-1} dag^{-1})					
jan	2,8	0,0342	0,227	0,68	1,03	1,37	2,05	2,73	3,42
feb	2,9	0,0245	0,229	0,69	1,03	1,38	2,07	2,76	3,45
maart	5,6	0,0436	0,289	0,87	1,30	1,74	2,61	3,47	4,34
april	8,1	0,0545	0,360	1,08	1,62	2,16	3,24	4,32	5,40
mei	12,3	0,0780	0,518	1,21	1,82	2,42	3,63	4,84	6,06
juni	14,9	0,0975	0,647	1,94	2,91	3,88	5,82	7,76	9,70
juli	17,1	0,1178	0,782	2,35	3,52	4,69	7,04	9,39	11,73
aug	17,2	0,1186	0,787	2,36	3,54	4,72	7,08	9,45	11,81
sept	14,4	0,0932	0,618	1,86	2,78	3,71	5,57	7,42	9,28
okt	10,6	0,0674	0,447	1,34	2,01	2,68	4,02	5,36	6,70
nov	6,5	0,0474	0,315	0,94	1,41	1,88	2,83	3,77	4,71
dec	4,1	0,0383	0,255	0,76	1,15	1,53	2,29	3,05	3,82
gem	9,7	0,0688	0,456	1,34	2,01	2,68	4,02	5,36	6,70

Berekening oppervlakte zuiveringsmoeras voor Nutriënten Waterproof

Voor Nutriënten Waterproof is het belangrijker dat de N-vrachten naar eutrofiëringgevoelig oppervlaktewater (buiten het proefbedrijf) zoveel mogelijk worden teruggedrongen, zonder dat dit ten koste gaat van een al te grote ruimtebeslag. Het is dan ook niet efficiënt N in een deel van het drainwater tot zeer lage concentraties te zuiveren en het resterende drainwater ongezuiverd te lozen. Wij gaan uit van een nitraat-N verwijdering tot ca. 3 mg L^{-1}.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Berekening benodigde oppervlakte bij gelijkmatige aanvoer
Er wordt gerekend met een gemiddelde uitspoeling van 1 mm dag^{-1} (totale neerslagoverschot 365 mm $jaar^{-1}$) en nitraat-N concentraties tussen 5 en 50 mg L^{-1}. Dit levert een dagelijks aanbod van nitraat-N van 0.05 tot 0.5 kg ha^{-1} landbouwgrond. Vervolgens is per maand de maximale hydraulische belasting (mm dag^{-1}) berekend (Formule 4 = herschreven Formule 2) per hectare helofytenfilter om het water te zuiveren tot 3 mg L^{-1}, als:

$$HLR = k_{aT} / [\ln C_{in} - \ln C_{uit}] \qquad (4)$$

De hydraulische belasting is omgerekend van m dag^{-1} naar mm dag^{-1}, en vervolgens is de benodigde oppervlakte helofytenfilter berekend als percentage landbouwgrond (bijvoorbeeld bij een maximale hydraulische belasting van het zuiveringsmoeras van 50 mm dag^{-1} en een aanbod van 1 mm ha^{-1} dag^{-1} is 2% zuiveringsmoeras nodig) (Tabel 6.3).

Berekening verblijftijd per hectare zuiveringsmoeras
In werkelijkheid worden nutriënten niet gelijkmatig, maar in fluxen aangevoerd. Het is dan ook beter om uit te gaan van de benodigde verblijftijd om een bepaalde N-vracht te zuiveren in het zuiveringsmoeras. Dit kan berekend worden volgens:

$$HRT = k_a / [HLR^* k_v] \text{ en } k_v = k_a / \varepsilon h \text{ geeft } HRT = \varepsilon h / HLR \qquad (5)$$

waarin:

HRT =	hydraulische verblijftijd	(dag)
K_v =	volume gebaseerde NO_3-N afnamesnelheid	(dag^{-1})
h =	waterdiepte in zuiveringsmoeras	(m)
ε =	fractie watervolume in waterkolom	(m^3 m^{-3})

Voor SF-systemen wordt een ε van 1 aangehouden; voor SSF ligt deze waarde tussen 0,30 en 0,45 (is poriënvolume van het substraat). In Tabel 6.4 wordt de verblijftijd alleen voor SF-systemen gegeven.

Opmerkingen:
- Nitraat wordt aangevoerd in redelijk zuurstofrijk water. Voor denitrificatie zijn zuurstofarme omstandigheden nodig, daarnaast dient nitraat in contact te komen met denitrificerende bacteriën (in bodem, biofilm op stengels en bodem) en met plantenwortels. Uitgegaan wordt van een minimale verblijftijd van 3 dagen voor een goede zuivering. Bij een waterdiepte van 30 cm wordt deze grens bereikt bij een hydraulische belasting van 100 mm dag^{-1}.
- De efficiëntie van helofytenfilters zoals hier berekend is 's winters hoger dan op basis van de relatie tussen temperatuur en denitrificatie verwacht kan worden. Dit komt overeen met praktijkervaringen met wetlands onder 'koude' omstandigheden (Phipps & Crumpton, 1994; Hammer & Knight, 1994).
- De gemiddelde k_a waarden voor nitraatverwijdering zijn ongeveer twee keer zo hoog als de gemiddelde k_a-waarde voor N-totaal verwijdering voor afvalwater. Dit is op zich niet verrassend gezien de te verwachten hogere efficiëntie van nitraatverwijdering dan van organisch gebonden N en ammonium in afvalwater.
- In Amerika wordt een richtlijn gehanteerd van ca. 2% zuiveringsmoeras in het agrarisch gebied (Tanner e.a., 2003). In onze berekeningen wordt, bij een gemiddelde jaarlijkse aanbod van 55 kg (15 mg L^{-1}) nitraat-N ha^{-1} landbouwgrond, in 2,8% wetland ongeveer 44 kg N ha^{-1} $jaar^{-1}$ (uitgaande van een effluentconcentratie van 3 mg L^{-1}) verwijderd (Tabel 6.3B). Voor Nutriënten Waterproof gaan wij uit van 3% wetland.

Tabel 6.3. (A) theoretisch berekende maximale hydraulische belasting (mm dag^{-1}) en (B) benodigde oppervlakte (%) helofytenfilter (vloeiveld) voor het verwijderen van nitraat tot een nitraat-N concentratie van 3 mg L^{-1}. Uitgegaan wordt van een gemiddeld aanbod van 1 mm dag^{-1} ha^{-1} landbouwgrond.

NB: bij een hydraulische belasting > 100 mm dag^{-1} is de verblijftijd voor een goede zuivering in een vloeiveld waarschijnlijk te kort (< 3 dagen bij een waterdiepte van 30 cm aangegeven in grijs), zie ook tabel 6.4. SF= surface flow; SSF = subsurface flow.
NB: k_a-waarde van Kadlec & Knight herberekend voor 9,7 °C

			Aanbod nitraat-N uit landbouwgrond									
	in mg L^{-1}		5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
	in kg ha^{-1} jaar^{-1}		18	37	55	73	91	110	128	146	164	182
A	°C	k_a (m dag)$^{-1}$	Maximale hydraulische belasting (mm dag^{-1})									
Afvalwater (Brix, 1984)												
SF		0,0247	48	20	15	13	12	11	10	10	9	9
SSF		0,0348	68	29	22	18	16	15	14	13	13	12
Nitraat (Kadlec & Knight, 1996)												
SF	9,7	0,0436	85	36	27	23	21	19	18	17	16	15
Nitraat (Crumpton, 2001)												
jan	2,8	0,0342	67	28	21	18	16	15	14	13	13	12
feb	2,9	0,0345	68	29	21	18	16	15	14	13	13	12
maart	5,6	0,0436	85	36	27	23	21	19	18	17	16	15
april	8,1	0,0542	106	45	34	29	26	24	22	21	20	19
mei	12,3	0,0781	153	65	49	41	37	34	32	30	29	26
juni	14,9	0,0975	191	81	61	51	46	42	40	38	36	35
juli	17,1	0,1178	231	93	73	62	56	51	48	46	44	42
aug	17,2	0,1186	232	99	74	63	56	52	48	46	44	42
sept	14,4	0,0932	182	77	58	49	44	40	38	36	34	34
okt	10,6	0,0674	132	56	42	36	32	29	27	26	26	24
nov	6,5	0,0474	93	39	29	25	22	21	19	18	18	17
dec	4,1	0,0384	75	32	24	20	18	17	16	15	14	14
gem	9,7	0,0688	135	57	43	36	32	30	28	27	25	24
B	° C	k_a (m dag^{-1}	Ruimtebeslag (% landbouwgrond)									
Afvalwater (Brix, 1984)												
SF		0,0247	2,1	4,9	6,5	7,7	8,6	9,3	10,0	10,5	11,0	11,4
SSF		0,0348	1,5	3,5	4,6	5,5	6,1	6,6	7,1	7,4	7,8	8,1
Nitraat (Kadlec & Knight, 1996)												
SF	9,7	0,0436	1,8	2,8	3,7	4,4	4,9	5,3	5,6	5,9	6,2	6,5
Nitraat (Crumpton, 2001)												
jan	2,8	0,0342	1,5	3,5	4,7	5,5	6,2	6,7	7,2	7,6	7,9	8,2
feb	2,9	0,0345	1,5	3,5	4,7	5,5	6,1	6,7	7,1	7,5	7,8	8,1
maart	5,6	0,0436	1,2	2,5	3,7	4,4	4,9	5,3	5,6	5,9	6,2	6,5
april	8,1	0,0542	0,9	2,2	3,0	3,5	3,9	4,2	4,5	4,8	5,0	5,2
mei	12,3	0,0781	0,7	1,5	2,1	2,4	2,7	2,9	3,1	3,3	3,5	3,6
juni	14,9	0,0975	0,5	1,2	1,7	1,9	2,2	2,4	2,5	2,7	2,8	2,9
juli	17,1	0,1178	0,4	1,0	1,4	1,6	1,8	2,0	2,1	2,2	2,3	2,4
aug	17,2	0,1186	0,4	1,0	1,4	1,6	1,8	1,9	2,1	2,2	2,3	2,4
sept	14,4	0,0932	0,5	1,3	1,7	2,0	2,3	2,5	2,6	2,8	2,9	3,0
okt	10,6	0,0674	0,8	1,8	2,4	2,8	3,1	3,4	3,6	3,8	4,0	4,2
nov	6,5	0,0474	1,1	2,5	3,4	4,0	4,5	4,9	5,2	5,5	5,7	5,9
dec	4,1	0,0384	1,3	3,1	4,2	4,9	5,5	6,0	6,4	6,8	7,1	7,3
gem	9,7	0,0688	0,9	2,1	2,8	3,4	3,8	4,1	4,3	4,6	4,8	5,0
Waterbergend vermogen in m^3 (gemiddeld)												
			27	63	84	102	114	123	129	138	144	150

Tabel 6.4. Berekende benodigde verblijftijd in een hectare zuiveringmoeras om een gegeven jaarlijkse NO3-N vracht te zuiveren (= 300 mm / (berekende waarden uit Tabel 6.3a). NB: Voor SF wordt ε = 1 aangehouden (Kadlec & Knight, 1996).

			Aanbod nitraat-N uit 1 ha landbouwgrond									
	Kg ha^{-1} jaar^{-1}		18	37	55	73	91	110	128	146	164	182
	°C	k_v (dag^{-1})	Verblijftijd in 1 ha zuiveringsmoeras (dagen)									
Afvalwater (Brix, 1984)												
SF		0,0822	6,2	14,6	19,6	23,1	25,8	28,0	29,9	31,5	32,9	34,2
Nitraat (Kadlec & Knight, 1996)												
SF	9,7	0,1452	3,5	8,3	11,1	13,1	14,6	15,9	16,9	17,8	18,6	19,4
Nitraat (Crumpton, 2001)												
Jan	2,8	0,1142	4,5	10,5	14,1	16,6	18.6	20,2	21,5	22,7	23,7	24,6
Feb	2,9	0,1151	4,4	10,5	14,0	16,5	18,4	20,0	21,4	22,5	23,5	24,4
Maart	5,6	0,1452	3,5	8,3	11,1	13,1	14,6	15,9	16,9	17,8	18,6	19,4
April	8,1	0,1808	2,8	6,7	8,9	10,5	11,7	12,7	13,6	14,3	15,0	15,6
Mei	12,3	0,2603	2,0	4,6	6,2	7,3	8,1	8,8	9,4	10,0	10,4	10,8
Juni	14,9	0,3251	1,6	3,7	5,0	5,8	6,5	7,1	7,6	8,0	8,3	8,7
Juli	17,1	0,3927	1,3	3,1	4,1	4,8	5,4	5,9	6,3	6,6	6,9	7,2
Aug	17,2	0,3954	1,3	3,0	4,1	4,8	5,4	5,8	6,2	6,6	6,8	7,1
Sept	14,4	0,3105	1,6	3,9	5,2	6,1	6,8	7,4	7,9	8,3	8,7	9,1
Okt	10,6	0,2247	2,3	5,4	7,2	8,4	9,4	10,2	10,9	11,5	12,1	12,5
Nov	6,5	0,1580	3,2	7,6	10,2	12,0	13,4	14,6	15,5	16,4	17,1	17,8
Dec	4,1	0,1279	4,0	9,4	12,6	14,8	16,6	18,0	19,2	20,3	21,2	22,0
Gem	9,7	0,2292	2,7	6,4	8,5	10,1	11,3	12,2	13,0	13,7	14,4	14,9

- Uitgaande van bovenstaande N-aanbod wordt jaarlijks per ha wetland bij een gemiddeld aanbod van 15 mg L^{-1} ca. 1 600 kg N verwijderd. Dit is hoger dan eerder berekend door de Ridder (1996), maar komt overeen met berekeningen van Tanner e.a. (2003) bij een gemiddelde temperatuur van 10 °C. Daarnaast gaan wij uit van een hogere nitraatconcentratie (15 in plaats van 10 mg L^{-1}) dan de Ridder (1996). Bij 10 mg L^{-1} nitraat-N zou volgens onze berekeningen ca. 1 250 kg N per ha^{-1} wetland worden verwijderd. Deze hoge nitraatverwijdering zal in de eerste jaren na aanleg van het zuiveringsmoeras waarschijnlijk niet bereikt worden vanwege een tekort aan C voor denitrificatie. Mogelijk kan bij de aanleg gemakkelijk afbreekbaar C door het substraat gemengd worden. Maaien van Riet zal pas plaats moeten vinden als de aanvoer van C niet meer beperkend is voor denitrificatie. N-afvoer door maaien kan verhoogd worden door Riet begin september te maaien in plaats van pas in de winter (zie paragraaf 5.2.2).
- Drainwater wordt in pieken aangevoerd. De efficiëntie van zuiveringsmoerassen wordt aanzienlijk verkleind als water niet regelmatig wordt aangevoerd en de in bovenstaande tabel aangegeven bergingscapaciteit niet overschrijdt. Buffercapaciteit in de vorm van een reservoir is dan ook onontbeerlijk. Dit betekent dat bij het opvangen van 100 mm (1 000 m^3 ha^{-1}) er bij 3% zuiveringsmoeras er tegelijkertijd slechts 90 m^3 in het zuiveringmoeras (van 300 m^2 bij een diepte van 30 cm) kan worden geborgen. De rest van het drainwater zal gespreid over het jaar ingelaten moeten worden.
- De verzadigde doorlatendheid van de podzolgrond in Vredepeel is ca. 50 mm dag^{-1}. Zolang er niet al teveel verstoppingen in het filter optreden kan een deel van het water in het zuiveringsmoeras naar het grondwater wegzijgen (max. 15 m^3 dag^{-1} bij een oppervlak van 300 m^2). Dit is gunstig voor het zuiverend vermogen (zie ook paragraaf 6.3.1) hierdoor kan de hydraulische belasting mogelijk verhoogd worden, maar kan ook tot wateroverlast door laterale wegzijging leiden. Daarnaast zal ook rekeninggehouden moeten worden met fluctuaties in hydraulische belasting door neerslag en evapotranspiratie. 's Zomers kan dan slootwater in plaats van drainwater worden gebruikt, bij een tekort aan water kan de verblijftijd verhoogd worden, waardoor zuivering < 2 mg L^{-1} op kan treden.
- Als alternatief kan gekozen worden voor een met vijverfolie afgedicht filter.

6.2.5 Efficiëntie vloeivelden voor de verwijdering van fosfaat

P-verwijdering in wetlands kan hoog zijn zolang er geen P-verzadiging optreedt. P-vastlegging door adsorptie kan verbeterd worden door toevoegingen van Fe of Ca (zie paragraaf 6.2.2). Na verzadiging van het adsorptiecomplex vindt alleen substantiële P-vastlegging plaats door plantopname en veenvorming (Kadlec & Knight, 1996).

In natuurlijke wetlands wordt P-verwijdering minder dan de verwijdering van N door de temperatuur beïnvloed. Door Lantzke e.a. (1998) wordt 's winters een 2x lagere efficiëntie gevonden. Door Kadlec & Knight (1996) wordt nauwelijks een relatie gevonden. De k-waarden voor afvalwaterzuivering zijn vanwege de lage P-concentraties in oppervlaktewater niet zonder meer te gebruiken. In natuurlijke wetlands vinden Kadlec & Knight (1996) een P-verwijdering van:

$$C_{uit} = 0,34 * C_{in}^{0,96} \qquad (6)$$

Op Vredepeel zijn de hoge nitraatconcentraties in het drainwater een groter probleem dan de fosfaatconcentraties. De fosfaatconcentraties zijn zo laag dat er niet of nauwelijks enige efficiëntie in P-verwijdering verwacht kan worden (zie ook paragraaf 6.2.1). Daarnaast zal een vloeiveld bij een beoogde effluentconcentratie van < 0,05 mg L^{-1} al snel fosfaatverzadigd raken (zie ook paragraaf 6.3.2).

Mogelijk zou gekozen kunnen worden voor het zuiveren van drainwater gedurende het N-uitspoelingsseizoen en van slootwater (0,4 mg P L^{-1}) gedurende het groeiseizoen. Volgens bovenstaande formule zou dan gemiddeld genomen tot 0,14 mg P L^{-1} gezuiverd kunnen worden. De hoeveelheid P die door maaien in laagbelaste systemen (2 mg P L^{-1}) kan worden verwijderd, wordt door de Ridder (1996) op ca. 8 tot 16 kg P ha^{-1} geschat. In 6.3.2. wordt verder ingegaan op mogelijkheden om P te verwijderen.

6.3 Efficiëntie Infiltratievelden

6.3.1 Horizontale filters voor denitrificatie

Een hoger rendement wordt waarschijnlijk verkregen als water door een horizontaal filter wordt geleid. Nitraat komt daarbij veel beter in contact met denitrificerende bacteriën. De minimale verblijftijd is minder dan bij vloeivelden van belang. Vaak is een verblijftijd van minder dan 1 dag voldoende. Door Platzer (1999) werden zeer hoge zuiveringsrendementen (tot 80%) gevonden, met een gemiddelde verwijdering van 6,5 kg N ha^{-1} dag^{-1} bij een belasting van minder dan 10 kg N ha^{-1} dag^{-1}.

Voor nitraatverwijdering is het van belang dat zo snel mogelijk het O_2-gehalte in het water daalt. De aanwezigheid van grote hoeveelheden gemakkelijk afbreekbaar C is dan ook noodzakelijk. Door Gersberg e.a. (1983) werd in Californië onderzoek gedaan naar de effecten van C-toevoegingen op de denitrificatiesnelheid in een horizontale filter (18,5 * 3,5 * 0,76 m en hellingshoek van 1%) gevuld met grind. Bij een hydraulische belasting van 168 mm d^{-1} verdween slechts 25% van de hoeveelheid N bij een NO_3-N-concentratue van 17,3 mg L^{-1}. Bij toevoeging van methanol werd bijna al het N verwijderd. Nadeel van methanol is dat dit erg duur is. Bij toevoeging van gewasresten (350 kg ds ha^{-1} d^{-1}) op het grindoppervlak werd 60% van de N verwijderd bij eenzelfde hydraulische belasting en 86% bij een hydraulische belasting van 84 mm d^{-1}. Dit betekent dat dagelijks ca. 12,6 kg N ha^{-1} wordt verwijderd. Door Abe e.a. (2001) werd alleen gedurende de winterperiode organisch materiaal toegevoegd (rijststro en papyrus), hiermee werd de denitrificatiesnelheid met 1 tot 2 kg ha^{-1} dag^{-1} verhoogd.

Voor Vredepeel zou in principe gedacht kunnen worden aan:

1. Een filtersysteem zonder helofyten, volledig gericht op denitrificatie. Het substraat bestaat dan uit een mengsel van zand en organisch materiaal (graan- of maïsstro, gras afkomstig van bufferstroken, bladresten of andere gewasresten) afgedekt met een laag zand of grint om stankoverlast te voorkomen. Bij het beheer van het systeem zal gezorgd moeten worden dat wel nitraatreductie optreedt, maar dat sterk reducerende omstandigheden (methaanproductie) voorkomen moet worden. Voordeel van een systeem zonder helofyten is dat het zonder al te hoge kosten vernieuwd kan worden, het gebruikte substraat kan mogelijk als bodemverbeteraar gebruikt worden.

2. Een alternatief is om wel helofyten te gebruiken, maar alleen onderin de filter biomassa toe te voegen of op het filteroppervlak nadat helofyten zich goed gevestigd hebben. Helofyten zijn in het algemeen (zeker in een jong stadium) slecht bestand tegen sterk gereduceerde omstandigheden. Voordeel van helofyten is dat door maaien veel N en P afgevoerd kan worden, daarnaast vindt microbiële activiteit vooral in de rhizosfeer plaats.

Is het stimuleren van denitrificatie in zuiveringsmoerassen duurzaam?
In wetlands wordt over het algemeen weinig lachgas geproduceerd ten opzichte van de productie in landbouwgrond (Davidsson & Ståhl, 2000). Dit heeft voornamelijk te maken met de relatief lage nitraatconcentraties en de lagere redoxpotentialen. Daarnaast kan het geproduceerde lachgas naar andere plekken diffunderen, waar verdere reductie optreedt (Blackmer & Bremmer, 1976 en Blicher-Mattiesen & Hoffman, 1999). Ook N_2O uit drainwater wordt in natuurlijke en aangelegde wetlands veelal volledig gereduceerd tot N_2. Alleen bij zeer hoge nitraatconcentraties kunnen wetlands als bron van lachgasemissies fungeren.

In wetlands kan de methaanemissie vrij hoog zijn. De verhouding tussen CH_4-productie en CO_2-vastlegging ligt tussen 0,05 en 0,13 (Whiting & Chanton, geciteerd in Brix e.a. 2001). Volgens Brix e.a. (2001) komt in Rietmoerassen 15% van de vastgelegde CO_2 vrij als CH_4. CH_4 is een 21x sterkere broeikasgas dan CO_2. Rekeninghoudend met de lange termijn afbraaksnelheid van methaan zijn wetlands over een tijdspanne van < 100 jaar netto-producenten van broeikasgassen en bij > 100 jaar netto-vastleggers van broeikasgassen.

6.3.2 Filters voor het verwijderen van fosfaat

In filters bestemd voor de verwijdering van P wordt vooral gestreefd naar het verhogen van de P-adsorptiecapaciteit. De mate van P-adsorptie wordt bepaald door de redoxpotentiaal, pH, aanwezigheid van ijzer, aluminium, magnesium en calciumcomponenten. Met Ca kunnen verschillende complexe verbindingen gevormd worden (mono-, di- en tricalciumfosfaat). Deze verminderen in oplosbaarheid bij toenemende Ca-concentratie en toenemende pH. Bij pH > 6,5 slaat fosfaat in Ca-verzadigde bodems ook neer met Ca-ionen in oplossing. In zure gronden pH < 6,5 wordt een deel van het fosfaat geadsorbeerd aan ijzer- en aluminiumhydroxiden. De binding wordt sterker bij pH < 5. In de range pH 5,5-6,5 wordt P het slechts gebonden. In waterverzadigde (anaërobe) bodems kan een deel van het adsorbeerde fosfaat vrijkomen door ijzerreductie ($Fe(OH)_3$ – Fe^{2+} koppel). IJzerreductie treedt op bij een redoxpotentiaal < 120 mV. Om nalevering van fosfaat uit ijzerrijke bodems te voorkomen zal het beheer afgestemd moeten worden op het voorkomen van strikt anaërobe omstandigheden.

Zolang geen P-verzadiging optreedt, kan in deze filters P (gevuld met calciet, LECA, bauxiet ed.) zeer efficiënt bij hoge hydraulische belasting verwijderd worden (Drizo e.a., 1999; Maehlum e.a., 1995; Sakadevan & Bavor, 1998; Arias e.a., 2003).

Tabel 6.5. P-vastlegging met verschillende substraten .

Materiaal	pH	bulk density	P-vastlegging		Doorlatendheid	Referenties
		kg m^{-3}	kg m^{-3}	kg ton^{-1}	m d^{-1}	
Bauxiet	5,9			0,355	51	Drizo e.a.(1999)
Schalie	4,5			0,7	86	Drizo e.a.(1999
LECA		300 – 400		1,390		Zhu e.a. (1997)
LECA		300 – 400		minimaal		Johansson (1997)
LECA		300 – 400	4			Maehlum e.a. (1995)
Ovenslakken				44,2	12,5	Sakadevan & Bavor (1998)
Zeoliet				2,15	12,5	Sakadevan & Bavor (1998)
Calciet			2,2		17 - 62	Arias e.a. (2003)

De snelheid van P-verzadiging hangt niet alleen af van het gebruikte substraat, maar ook van de eisen die aan het effluent worden gesteld. De evenwichtsconcentraties in deze systemen liggen veelal ver boven de streefwaarden voor oppervlaktewater, waardoor al snel nalevering optreedt bij lage concentraties van het influent. Andere nadelen zijn: een sterke toename van de pH bij gebruik van Ca en een gewenste lage pH voor een goede binding met Fe (Brix e.a., 2001; Lüderitz & Gerlach, 2002), grote hoeveelheid benodigd

substraat en de productie van moeilijk af te zetten reststoffen (Clevering e.a., 2003).

Voor Vredepeel zijn er wellicht mogelijkheden om met behulp van een verticaal filter gevuld met ijzervijzel slootwater te zuiveren.
De bedoeling van dit filter is om:

- Buiten het groeiseizoen P-adsorptie te stimuleren (onder niet waterverzadigde omstandigheden) en vlak vóór en gedurende het groeiseizoen P-desorptie te stimuleren. Dit laatste door het opzetten van het waterpeil, hierbij moet de redoxpotentiaal wel onder 120 mV zakken.
- Deze P voor bemesting te gebruiken of door helofyten laten opnemen
- P-adsorptie te verhogen door afwisselende aërobe en anaërobe omstandigheden te creëren.
- Optimalisatie:
- Verhogen N- en P-opname door helofyten door eind augustus – begin september te oogsten (zie Hoofdstuk 5.2).
- Tot slot zou nog gedacht kunnen worden aan het veranderen van de stroomrichting: neerwaarts buiten het groeiseizoen (downflow) en opwaarts in het groeiseizoen (upflow). Bij upflow wordt meer zuurstof uit het systeem gedreven, daarnaast lijkt de N- en P-opname van helofyten, door een beter contact, beter te zijn bij upflow dan bij downflow (Lantzke e.a., 1999).

6.4 Combinatie van filters en inrichting

Op Vredepeel kunnen verschillende filters naast elkaar gebruikt worden. Het waterreservoir en vloeiveld kunnen in meer of minder mate natuurlijk vormgegeven worden (meekoppeling natuur/ blauwgroene dooradering ed.).



Figure 1 Two-stage drainage treatment wetlands at Northland soon after construction (top) and establishment and after 2.3 years establishment (bottom). Subsurface drainage from irrigated dairy pastures passes firstly into the detention pond/wetland (right) and then into the shallow wetland (left), thereafter draining into a small rural stream (background)

Bovenstaande combinatie van vijver en zuiveringmoerassen wordt in Nieuw Zeeland toegepast (Overgenomen van Tanner e.a., 2003; Water Science and Technology 48(5): 191-198). In dit systeem werd bij nitraat-N vrachten van 6,8 kg N ha^{-1} dag^{-1}, 5,5 kg N ha^{-1} dag^{-1} verwijderd (temperatuur gemiddeld 10 °C, hydraulische belasting 62-70 mm dag^{-1} en diepte 30 cm).

Op Vredepeel is het wellicht zinvol een zuiveringsmoeras als een slootsysteem (bijvoorbeeld langs de bestaande sloten) aan te leggen. Slootsystemen zijn vaak efficiënter dan 'normale' vloeivelden (minder preferente stroombanen), daarnaast kan gemakkelijk vanaf de kant worden gemaaid. Bij een dubbel slootsysteem kan de conventionele sloot gezien worden voor aan- en afvoer van (overtollig) water en de helofytensloot voor waterzuivering. Drainwater kan afhankelijk van de situatie direct in de helofytensloot, waterreservoir of in de conventionele sloot geloosd worden. Uitgaande van 2,5 ha hoogbelast bedrijfssysteemonderzoek en 3% helofytenfilter is 750 m^2 helofytenfilter nodig. Bij een slootbreedte van 2 m is dan een totale lengte van 375 m nodig.
De infiltratiefilters kunnen meer als experimentele filters gezien worden. Bij een goede werking nemen zij veel minder ruimte in beslag in dan een vloeiveld. Daarnaast kunnen ze wellicht goed in de bedrijfsvoering geïntegreerd worden. Het verticale filter voor P-verwijdering is voor Vredepeel wellicht minder relevant, maar biedt wellicht perspectieven op P-verzadigde gronden.

6.5 Kosten aanleg

Tabel 6.6. Kosten aanleg van verschillende typen helofytenfilters (al dan niet in combinatie met vijvers of waterreservoirs).

Type	Grootte	Aanlegkosten	Jaarlijks	Referentie
Infitratieveld	12 m^2	€ 1 487		De Populiere & T'Jampens (2003)
Infiltratieveld + vijver	9 en 15 m^3	€ 1 296		Idem
Vloeiveld	200 m^3	€ 11 154		Idem
Infiltratieveld (ijzervijzel + leisteen + stro) en vijver	50 m^3 en 100 m^3	€ 12 900		idem
Vloeiveld	10 000 m^2	€ 99 000 – 143 000	€3 000 – 4 500	De Ridder (1996)
Vloeiveld	10 000 m^2	€128 000	€ 8 600	Witteveen & Bos (1998) In: Stowa 2001/09
Horizontaal filter	1 400 m^2	€48 900	€43 700	Bezijen (1996) in Stowa 2001/09

6.6 Conclusies

- In de berekeningen is uitgegaan van een te behalen effluentconcentratie van 3 mg N-nitraat L^{-1}. Bij langere verblijftijden in het zuiveringsmoeras kan tot lagere concentraties (tussen 1-2 mg L^{-1}) gezuiverd worden.
- De bij de berekeningen gebruikte k_a-waarden voor N-nitraatverwijdering zijn 2x zo hoog als voor N-totaal verwijdering uit afvalwater. De efficiëntie van N-nitraatverwijdering wordt dan ook hoger geschat dan in andere Nederlandstalige studies. De gebruikte k_a- en kv-waarden wijken echter niet wezenlijk af van de waarden die in de internationale literatuur gevonden worden betreffende de verwijdering van nitraat-N uit uitgespoeld agrarisch water.
- Voor het zuiveren van 33 kg uitgespoelde N per ha landbouwgrond is gemiddeld over het jaar 2% zuiveringsmoeras nodig; voor 58 kg N 3% en voor 110 kg N 4%. Om piekbelastingen (bijvoorbeeld 100 mm in een week = 1 000 m^3 ha^{-1}) op te vangen is een waterreservoir (vijver) noodzakelijk. Dit omdat in een zuiveringsmoeras van 300 m^2 (3% wetland) er tegelijkertijd slechts 90 m^3 kan worden opgeslagen.
- Hogere efficiëntie van N-verwijdering kan wellicht bereikt worden door N door een verticaal filter te leiden. Net zoals bij het gebruik van een zuiveringsmoeras, lijkt niet zozeer de N-belasting beperkend te

zijn voor een goede zuivering, maar eerder de hydraulische (piek)belasting. 's Zomers kan bij een tekort aan water de verblijftijd van N in het filter verhoogd worden, waardoor tot lage N-concentraties gezuiverd kan worden.

- Zuivering van P uit drainwater is op Vredepeel niet noodzakelijk. Zuiveren van slootwater biedt hier meer soelaas. De mogelijkheden om tot zeer lage P-concentraties te komen dient verder onderzocht te worden.
- De in dit hoofdstuk genoemde inrichtingsconcepten worden vooralsnog onder Nederlandse omstandigheden niet voor agrarisch nitraatrijk water in praktijk gebracht. Het is dan ook aan te bevelen de verschillende concepten in pilots uit te proberen.

7 Conclusies en aanbevelingen

Uitspoeling van nutriënten (onvermijdbare verliezen)
Indien alle brongerichte maatregelen op het gebied van nutriëntenmanagement uitgevoerd worden, kan voor een akkerbouwrotatie de hoeveelheid N die in het profiel aanwezig is in het najaar beperkt worden tot gemiddeld ca. 30 kg N ha^{-1}.
Bij uitspoelingsgevoelige teelten (groenten, bollen) kan zowel gedurende het groeiseizoen als in het najaar ca. 25-50 kg N ha^{-1} uitspoelen. De uitspoeling van P is sterk afhankelijk van de mate van fosfaatverzadiging en is op Vredepeel laag te noemen. Op Vredepeel dienen maatregelen om de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater te verminderen, zich vooral te richten op nitraat.

Nutriëntenconservering door peilbeheer
De onderzoeksresultaten naar peilverhoging op Vredepeel laten geen eenduidig resultaat zien. Wel blijkt door peilverhoging de hoeveelheid voor het gewas beschikbare N afneemt. In situaties met weinig denitrificatie is het de verwachting dat per saldo (grond- en oppervlaktewater) niet of nauwelijks een positief effect van peilverhoging op de waterkwaliteit zal zijn. NB: Het 'verdwijnen' van N op Vredepeel door peilverhoging blijft een discussiepunt. Peilverhoging heeft naar verwachting wel grote invloed op transportroutes. Peilverhoging leidt tot hogere P-concentraties in het grondwater.

Nutriëntenverwijdering door bufferstroken
Droge bufferstroken worden op percelen met buisdrainage omzeild en zullen dan ook een geringe bijdrage leveren aan het vasthouden/verwijderen van N en P. Wel bieden grasbufferstroken de mogelijkheid om het beheer van sloot- en moerasbufferstrookvegetatie te optimaliseren.

Moerasbufferstroken langs perceelssloten zijn alleen zinvol als drains (zoals op Vredepeel) ondieper worden aangelegd en daardoor uitmonden boven de bufferstrook. Vanwege de geringe hoogteverschillen langs sloten is een afweging nodig tussen een goed ontwikkelde moerasbodem (vastlegging/verwijdering N en P) en de bergingscapaciteit van de bufferstrook (opvang piekafvoeren). De efficiëntie van moerasbufferstroken wordt sterk bepaald door piekaanvoer van water en nutriënten. Uitgegaan wordt van een efficiëntie van 10-50% ten opzichte van een zuiveringsmoeras met regelmatig aanbod van nutriënten.

Tijdelijk opslaan van water voor hergebruik of zuivering
Om op een kosteneffectieve wijze tot een substantieel betere waterkwaliteit te komen zal nutriëntenrijk drainwater tijdelijk opgeslagen moeten worden. Opvang van drainwater zal in ieder geval plaats moeten vinden in de maanden september en oktober omdat in deze maanden relatief grote hoeveelheden nutriënten uitspoelen. Uitgegaan wordt van een opslagcapaciteit voor 25% van het areaal van het bedrijfssysteemonderzoek (meest uitspoelingsgevoelige gewassen) met een aanbod van ca. 25-50 kg N in 1 000 m^3 ha^{-1} (=100 mm) drainwater. In totaal is capaciteit nodig voor 2,5 ha (2 500 m^3 water). De hoeveelheid op te vangen drainwater kan wellicht via een goede monitoring van de nitraatconcentraties beperkt worden. De bestaande sloten hebben slechts een geringe bergingcapaciteit daarom is een waterreservoir onontbeerlijk.

Gekozen kan worden voor de opslag van drain- of slootwater. Voor het 'direct' opslaan van drainwater is een drainsysteem noodzakelijk die zowel gesloten als open (afwatering op sloot) wijze kan functioneren. Alle percelen van het bedrijfssysteem onderzoek dienen op dit systeem aangesloten te worden. Alternatief is slootwater op te vangen, nadeel hiervan is dat de N-concentraties hierdoor lager worden, waardoor de efficiëntie van hergebruik en zuiveren wordt verminderd. Een tussenoplossing zou zijn om sloten in afsluitbare compartimenten op te delen en percelen selectief door peilmanipulaties door te spoelen en dit nutrientenrijk water vervolgens in een reservoir op te slaan.

Voor opslag kan het beste gekozen worden voor een reservoir van 2 m hoogte met afgedichte bodem.

Hergebruik van drainwater
Hergebruik van drainwater is alleen mogelijk bij gewassen die gevoelig zijn voor vochttekorten en waarbij

nutriënten in de tijd gespreid gegeven kunnen worden. De meest voor de handliggende gewassen zijn aardappels en bladgewassen. Naast beregenen kan gedacht worden aan druppelfertigatie. De aanvoer van nutriënten via subinfiltratie biedt minder perspectief.

Zuiveren van drainwater

Bij het bepalen van de omvang van een zuiveringsmoeras (vloeiveld) is uitgegaan van hoge nitraatconcentraties in het influent en een te behalen effluentconcentratie van 3 mg L^{-1} nitraat-N. Het zuiveren van slechts een deel van de N-vracht tot zeer lage concentraties heeft weinig zin, omdat het zuiveringsrendement (in absolute zin) sterk afneemt bij lage N-concentraties. Gebaseerd op buitenlandse literatuur wordt er bovendien van uitgegaan dat nitraatverwijdering (i) minstens twee keer zo efficiënt verloopt als het zuiveren van totaal-N in afvalwater en (ii) in de zomermaanden ca. 3,5x efficiënter is dan in de wintermaanden. Aangezien er geen gegevens zijn voor Nederlandse omstandigheden dienen de uitkomsten van de berekeningen met enige terughoudendheid toegepast te worden. Berekend werd dat voor het zuiveren van 37 kg uitgespoelde N ha^{-1} landbouwgrond er gemiddeld over het jaar 2,1% zuiveringsmoeras nodig is; voor 55 kg N 2,8% en voor 110 kg N 4,1%. In Nutriënten Waterproof gaan wij uit van 3% zuiveringsmoeras

Een hoger rendement wordt waarschijnlijk behaald in een voor denitrificatie geoptimaliseerd infiltratieveld.

Inrichtingsconcept voor Vredepeel

De kosteneffectiviteit van de verschillende maatregelen is in Tabel 7.1 gegeven. Maatregelen die in beeld komen zijn moerasbufferstroken en het zuiveren of hergebruik van drainwater na tijdelijke opslag in een reservoir.

Moerasbufferstroken komen in beeld omdat deze maatregel het beste toe te passen is op akkerbouwbedrijven mits ondieper gedraineerd wordt, zoals op Vredepeel het geval is. Daarnaast zijn moerasbufferstroken goed te koppelen aan natuurontwikkeling. Operationeel is een moerasbufferstrook voor het zuiveren van oppervlaktewater makkelijker in te richten dan een strook met gescheiden compartiment voor het zuiveren van drainwater. Voorgesteld wordt dan ook om proefstroken met en zonder compartimentscheiding langs de sloot langs de Middenkavel aan te leggen.

Met een gesloten drainsysteem kan water het beste selectief opgeslagen worden. Dit systeem zou dan ook op Vredepeel uitgetest moeten worden. De vraag is echter wel in hoeverre zo'n systeem voor akkerbouwbedrijven rendabel is. Het selectief opslaan van slootwater biedt dan wellicht meer perspectief, mogelijk in combinatie met peilmanipulaties waardoor in korte tijd nutriëntenrijk water vanuit de drains in de sloot stroomt. Dit laatste zou middels modelstudies getoetst kunnen worden.

De belangrijkste keuze is tussen hergebruik en zuiveren van drainwater. Hergebruik is goedkoper met minder ruimtebeslag dan zuiveren en duurzamer (ook wordt minder uit grondwater beregend) mits bij bemesting hiermee rekening gehouden wordt. Nadeel is dat mogelijk de verhouding nutriënten/ water niet evenwichtig is en hergebruik slecht bij een klein aantal teelten mogelijk is. Eventueel kan gedacht worden aan druppelfertigatie, waarbij een tekort aan nutriënten in drainwater aangevuld kan worden met meststoffen. In natte jaren kan fertigatie met drainwater mogelijk contraproductief werken. Voordeel van een zuiveringsmoeras is dat jaarrond water gezuiverd kan worden en bij optimalisatie een grote hoeveelheid nutriënten hiermee definitief uit het systeem verwijderd kan worden. Het voorstel is fertigatie (beregenen) en zuiveringsmoerassen te combineren.

In de nabije toekomst valt te verwachten dat, door de implementatie van KRW, proces- en effectgerichte maatregelen om de kwaliteit van oppervlaktewater te verbeteren sterk in de belangstelling komen te staan. In dit rapport zijn wij niet tot eenduidige oplossingen gekomen op de vraag wat te doen met onvermijdbare nutriëntenverliezen. Het ontbreekt aan 'harde' onderzoeksgegevens. Wel lijken de perspectieven voor N veel beter dan voor P. Ons voorstel is dan ook om van Vredepeel een proeftuin te maken met verschillende inrichtingsconcepten. Duidelijk is dat het uitproberen van verschillende concepten 'grote' financiële consequenties heeft, het is dan ook zinvol deze concepten vanuit verschillende LNV onderzoeksprogramma's gefinancierd te krijgen.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Tabel 7.1. Geschatte kosteneffectiviteit van maatregelen voor 10 ha Nutriënten Waterproof. NB waterreservoirs en zuiveringsmoeras zijn gedimensioneerd voor 2,5 van de 10 ha.

Maatregel	kg N	kg P [1]	Oppervlakte	Kosten Investering (€)
Waterconservering door subinfiltratie	Onduidelijk		Nvt	Nvt
Waterberging in sloten	Geringe denitrificatie	Nauwelijks	Nvt	Nvt
Droge bufferstroken (2 x 3 m)	Nihil	Nihil	0,36 ha	€ 50 – 140
Natte bufferstroken (6 m breed) [2]	70 – 350 kg N	< 4,5 kg P	0,36 ha	€ 17 400 – 45 400
Natte bufferstroken (3 m breed) [2]	20 – 100 kg N	< 2,2 kg P	0,18 ha	€ 9 200 – 23 200
Gesloten drainagesysteem			Nvt	€ 20 000
Waterreservoir aardenwal 2 500 m^3	100 – 200 kg N	< 1 kg P	0.20 ha	€ 20 000
Waterreservoir (silo) 2 500 m^3	100 – 200 kg N	< 1 kg P	0,10 ha	€ 40 000
Pompen etc. (stroom aanwezig)			Nvt	€ 10 000
Beregenen	< 125 kg N	< 1 kg P		Fertigatiesysteem?
Zuiveringsmoeras [3]	125 kg N	< 1 kg P	0,075 ha	€ 15 000 – 25 000

[1] Rendement P wordt bepaald door het lage aanbod aan P (< 0,45 kg P ha^{-1}) uit landbouwgrond en een maximale P retentie in laagbelaste systemen van ca. 12 kg P ha^{-1} wetland.
[2] Rendement N natte (moeras) bufferstroken en zuiveringsmoeras berekend op een te behalen effluentconcentratie van 3 mg L^{-1}.
[3] Berekend voor een gelijkmatig aanbod van ca. 60 kg N ha^{-1} landbouwgrond.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Referenties

Aendekerk, Th.G.L. (1991). Uitgangspunten en criteria voor gebruik van water en voedingsoplossing in recirculatiesystemen voor de boomkwekerij. PPO-Bomen Rapport 13. Boskoop.

Alblas, J., Verstegen, H.S.G., Weijers, G. (2003). Verslag peilverhoging. PPO-AGV projectrapport 5123216.

Assinck, F.B.T., Willigen, P, de (2004). Stikstofstromen op het kernbedrijf Vredepeel. Modelberekeningen met FUSSIM2 en MOTOR. Telen met toekomst OVO402, pp 40; Alterra, Wageningen.

Assinck, F.B.T., Willigen, P de, Beek, C.L. van (2002). Modelstudie naar het effect van onbemeste stroken op de stikstofuitspoeling. Alterrarapport 510.

Beek, C.L. van, Clevering, O.A., Kater. L.J.M., Reuler, H. van (2003). Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen. Alterrarapport 714.

Berg, M. van den, Pulleman. M.M. (2003). Kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in het project Telen met toekomst 2002 Telen met toekomst rapport OVO303.

Abe, K., Ozaki, Y., Mizuta, K. (1999). Evaluation of useful plants for the treatment of polluted pond water with low N and P concentrations. Soil Science and Plant Nutrition 45(2): 409-417.

Abe, K., Ozaki, Y. (2001). Treatment of eutrophic pond water by using plant bed filter ditches of garden type throughout the year and effect of burying organic matter within the beds in the midstream. Soil Science and Plant Nutrition 47:55-66.

Arias, C.A., Brix, H., Johansen, N.H. (2003). Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. Water Sci. Tech. 48:51-58.

Blackmer, A.M., Bremner, J.M. (1976). Potential of soil as a sink for atmospheric nitrous oxide. Geophysical Research Letters 3: 739-742.

Blicher Mathiesen, G., Hoffmann, C.C. (1999). Denitrification as a sink for dissolved nitrous oxide in a freshwater riparian fen. J. Env. Qual. 28(1): 257-262.

Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. Water Sci. Tech. 30:209-223.

Brix, H., Sorrell, B.K., Lorenzen, B. (2001). Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? Aquat. Bot.69: 313-324.

Brix, H., Arias C.A., del Bubba, M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. Water Sci. Tech. 44 (11-12): 47-54.

Clevering, O.A. (2004). Duurzaam waterbeheer op agrarische bedrijven: Flexibel peilbeheer, drainage- en subinfiltratiesystemen & hergebruik drain- en afvalwater. PPO 324.

Clevering, O.A., Alphenaar, A., Hensus, A. (2003). Quick scan technische oplossingen fosfaatproblematiek. PPO-AGV rapport 112848.

Clevering, O.A., Verstegen, H., Weijers, W. (2004). De effecten van peilverhoging en kortdurende inundatie op de groei van snijmaïs. Literatuuronderzoek en resultaten 2003. PPO-AGV rapport 510307.

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

Cooper, A.B., Bavor, H.J., Mitchell, D.S. (1994). Coupling wetland treatment to land treatment: an innovative method for nitrogen stripping. Wetland systems in water pollution control. Water Sci. Tech. 29(4): 141-149.

Cooper, P., Green, B., Kadlec, R.H., Brix, H. (1995). Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom - the first 10 years' experience. Water Sci. Tech.32 (3): 317-327.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B., Shutes, R.B.E. (1996). Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Swindon, Wiltshire.

Crumpton, W.G. (2001). Using wetlands for water quality improvement in agricultural watersheds; the importance of a watershed scale approach. Water Sci. Tech. 44:559-564.

Diepen, C.A. van, Wolf., J, Arts, G.H.P., Berge, H.F.M., ten, Boogaard, H.L., Kolk, J.W.H., van der, Naeff, H.S.D., Noij, I.G.A.M., Schoumans, O.F., Smit, A., Stolte, J. (2003). Mogelijkheden voor verbetering van de waterkwaliteit door vermindering van de nutriëntenbelasting in Noord-Brabant. Hoofdrapport: Samenvattend resultaat van vijf deelstudies gepubliceerd. Alterra-rapport 527.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., Smith, K.A. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. Water Research 33:3595-3602.
Duel, H., Boekhorst, J.K.M. te (1990). Helofytenfilters voor de verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijk gebied. RMNO, rapport 35. Rijswijk.
Duel, H., During, R., Jongman, R.H.G. (1991). De mogelijkheden voor toepassing van helofytenfilters in Nederland.
Dykyjova, D., Kvet, J. (1978). Pond littoral ecosystems. Ecol. Studies, 28
Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Goldman, C.R. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. Water Research 17(9): 1009-1014.
Gleichman-Verheijen, E.C., Putten, W.H., van der, Liere, L. van, (ed.) (1992). Afvalwaterzuivering met helofytenfilters in Nederland. Rapportage in het kader van de Stimuleringsregeling Milieutechnologie. Publikatiereeks milieutechnologie 1992/13.
Granéli, W., Weinser, S.E.B., Sytsma, M.D. (1992). Rhizome dynamics and resource storage in Phragmites australis. Wetl. Ecol. Mang. 1:239-247.
Haberl, R., Perfler, R. (1991). Nutrient removal in a Reed bed system. Water Sci. Tech. 23: 729-737.
Hammer, D.A., Knight R.L. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. Water Sci. Tech. 29:15-27.
Headley, T.R., Huett, D.O., Davison, L. (2003). Seasonal variation in phosphorus removal processes within reed beds - mass balance investigations. Water Sci. Tech. 48 (5): 59-66.
Kadlec, R.H. (1999). The limits of phosphorus removal in wetlands. Wetlands 7:165-175.
Kadlec, R.H. (2003). Pond and wetland treatment. Water Sci. Tech. 48 (5): 1-8
Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996). Treatment Wetlands Lewis Publishers, Boca Raton.
Kwantitatieve Informatie Akkerbouw en Vollegrondsgroenteteelt 2002. PPO 301.
Liere, E., van Jonkers, D.A., (2002). Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in het oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002
Lantzke, I.R., Mitchell, D.S., Heritage, A.D., Sharma, K.P. (1999). A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. Ecological Engineering 12:93-105.
Linden, M.J.H.A., van der (1980). Nitrogen economy of reed in the Zuidelijk Flevoland Polder. I. Distribution of nitrogen among shoots and rhizomes during the growing season and loss of nitrogen due to fire management. Acta Oecol., Oecol. Plant., 1, 219-230.
Linden, M.J.H.A., van der (1986). Phosphorus economy of reed vegetation in the Zuidelijk Flevoland Polder (The Netherlands): seasonal distribution of phosphorus among shoots and rhizomes and availability of soil phosphorus. Acta Oecol., Oecol. Plant. 7: 397-405.
Lüderitz, V., Gerlach, F. (2002). Phosphorus removal in different constructed wetlands. Acta Biotechnologica. 22(1): 91-99.
Maehlum, T., Jenssen, P.D., Warner, W.S. (1995). Cold-climate constructed wetlands. Water Sci. Tech. 32:95-101.
Mander, U., Kuusemets, V., Lohmus, K., Mauring, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. Ecol. Eng. 8: 299-324.
Meuleman, A.M.M. (1999). Performance of treatment wetlands Proefschrift Universiteit Utrecht.
Meuleman, A.F.M., Beekman, J.P., Verhoeven, J.T.A. (2002). Nutrient retention and nutrient-use efficiency in *Phragmites australis* stands after wastewater application. Wetlands 22:712-721.
Oostrom, A.J., van, Russell, J.M, Bavor, H.J., Mitchell, D.S. (1994). Denitrification in constructed wastewater wetlands receiving high concentrations of nitrate. Water Sci. Tech. 29(4): 7-14.
Orleans, A.B.M., Mugge, F.I.T., Meij, T., Vos, P., Keurs W.J., ter (1994). Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? Een literatuuranalyse. Milieubiologie R.U. Leiden.
Osborne, L.L, Kovacic, D.A., (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshw. Biol. 29: 243-258.
Platzer, C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Water Sci. Tech. 40 (3): 257-263.
Pohl, W.G.S.M.A. (1999). Stickstoff- und Kohlenhydratspeicherung in Rhizomen von Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel an unterschiedlichen aquatischen Standorten overbayerischer Seen. Limnologica 29: 36-46.
Populiere, I., van de, T'Jampens, G. (2003). Kleinschalige waterzuivering in land- en tuinbouw. Provincie

Oost-Vlaanderen.
Richardson, C.J., Qian, S., Craft, C.B., Qualls, R.G. (1997). Predictive models for phosphorus retention in wetlands. Wetl. Ecol. Man. 4:159-175.
Ridder, R.P., de (1996). Helofytenfilters. Integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies van moerassen. LBL-Medeling 206
Roest, C.W.J., Groenendijk, P. 1995. De weg naar een schone toekomst. In: J. F. T. Schoute, Berg, L.M. van den, Farjon, H. & Steenvoorden, J.H.A.M. (eds.), ed. Waarheen met het landelijk gebied. SC-DLO Wageningen en Samson HD Tjeenk Willink.
Roorda van Eysinga, J.P.N.I. (1964). Doorspoelen van kasgronden. Med. Dir. Tuinbouw 27: 518-528.
Rijn, B.W.F., van (2004). Hydrologische en milieukundige gevolgen bij vernatting van akkerbouwgrond. Afstudeeropdracht Hogeschool InHolland.
Sakadevan, K., Bavor, H.J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetlands. Wat. Res. 32:393-399.
Schierup, H.H., Brix, H. (1990). Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospects in the light of future requirements on outlet water quality. Water Sci. Tech. 22(3-4): 65-72.
Spieles, D.J., Mitsch, W.J. (2000). The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. Ecol. Engin. 14 (1-2): 77-91.
Stowa (1998). Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen. Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom. Stowa-rapport 1998/26
Stowa (2001). Handboek zuiveringsmoerassen voor licht verontreinigd water. Stowa-rapport 2001/09
Tanner, C.C., Kadlec, R.H., Gibbs, M.M., Sukias, J.P.S., Nguyen, M.L. (2002). Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence of wastewater characteristics. Ecol. Engin. 18:499-520.
Tanner, C.C., Nguyen, M.L., Sukias, J.P.S., Shutes, B., Katima, J. (2003). Using constructed wetlands to treat subsurface drainage from intensively grazed dairy pastures in New Zealand. Water Sci. Tech. 48(5): 207- 213.
Tanner, C.C., Kadlec, R.H. (2003). Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. Water Sci. Tech. 48 (5):191-198.
Toet, S. (2003). A treatment wetland used for polishing tertiary effluent from a sewage treatment plant: performance and processes. Proefschrift Universiteit Utrecht
Tholhuijsen, L. (2002). Bufferstrook wint het qua saldo van aardappelen. Boerderij 87 (40): 8-9.
Vymazal, J., Dušek, J., Květ, J. (1999). Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study. In: Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Ed. J. Vymazal, Bakhuys Publishers, Leiden.
Vos J.A. de, Clevering, O.A., Sival, F.P., Alblas, J., Reijers, N., Reuler H, van. (2003). De invloed van de waterhuishouding op stikstof- en fosfaatverliezen in open teelten. Alterra-rapport 596.
Willigen, P., de. (1975). Uitspoeling van chloor uit kasgronden. IB-Haren Nota 18, 19 pp.
Zhu, T., Jenssen, P.D., Maehlum, T., Krogstad, T. (1997). Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - Potential filter media in treatment wetlands. Water Sci. Tech. 35(5):103-108.
Zweers, A.J., Kolk, J.W.H., van der (1998). Methode voor de bepaling van de denitrificatiesnelheid in waterbodems. Ontwikkeling en toepassing. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 239.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

Bijlagen

Bijlage 1: Streefwaarden voor de verschillende watertypen uit van Liere & Jonkers (2002)

Water (type)	Ecologisch doel	Nutriënt	Kental Waarde *c.q.* Bandbreedte (gemiddelde)	Eenheid
Beken*	'natuurlijke' en 'bijna natuurlijke' beken	Fosfor	0.022	mg P l^{-1}
		Nitraat	0.28	mg NO_3^--N l^{-1}
		Ammonium	0.02	mg NH_4^+-N l^{-1}
Sloten	< 50% kroosbedekking (modelonderzoek)	Fosfor	1.8 – 10.2 (4.7)	g P m^{-2} $jaar^{-1}$ (wateroppervlak)
		Stikstof	12 – 44 (22)	g N m^{-2} $jaar^{-1}$ (wateroppervlak)
		Fosfor	0.23 – 2.3 (0.42)	mg P l^{-1} (in uitspoelend grondwater)
		Stikstof	1.8 – 10.4 (2.7)	mg N l^{-1} (in uitsp. grondwater)
		Fosfor	0.19 – 0.42 (0.23)	mg P l^{-1} (zomergemiddelde)
		Stikstof	1.3 – 3.3 (1.4)	mg N l^{-1} (zomergemiddelde)
	Waterplanten terug in 2 jaar (exp. systemen)	Fosfor	1.35-2.34	g P m^{-2} $jaar^{-1}$ (wateroppervlak)
Meren	Helder water	Fosfor	0.05	mg P l^{-1} (zomergemiddelde)
		Stikstof	1	mg N l^{-1} (zomergemiddelde)
Vennen	Voorkoming verzuring	Stikstof	5 – 10	kg ha^{-1} j^{-1} (in atmosferische depositie)
	Verruiging oevers	Stikstof	14	kg ha^{-1} j^{-1} (in atmosferische depositie)
	Voorkomen eutrofiëring	Stikstof	20	kg ha^{-1} j^{-1} (in atmosferische depositie)
IJsselmeer	Geen blauwwier drijflagen	Fosfor	0.06	mg P l^{-1} (zomergemiddelde)
Volkerak	Geen overlast *Microcystis*	Fosfor	0.05-0.06	mg P l^{-1} (zomergemiddelde)
Kustwater	50% reductie algen	Stikstof	0.6	DIN (Dissolved Inorg. Nitrogen)
Afwenteling				
Rijn	Geen blauwwier drijflagen in IJsselmeer	Fosfor	0.08	mg P l^{-1} (zomergemiddelde)
	50 % reductie algen in kustwater	Stikstof	1.8	mg N l^{-1} (jaargemiddelde)

- In zeven datasets van 'natuurlijke' of 'bijna natuurlijke' beken zijn de fosfor en stikstof concentraties geëvalueerd. Het 10 percentiel van de 10 percentielen van de individuele datasets geeft een waarde voor de nutriëntenconcentratie in een 'zeer natuurlijke toestand'.

Bijlage 2: Basisgegevens per maand met neerslag, verdamping, tekort en overschot aan neerslag in Nederland (mm) voor teelten in de vollegrond: groenteteelt, hakvruchten, boomkwekerij en bolgewassen.

maand	**Neerslag**	**Ref. gewas verdamping**	**Gewasfactoren**			**Verdamping**			**Tekort**			**Overschot**		
			L	N	H	L	N	H	L	N	H	L	N	H
jan.	65	7	0,4	0,4	0,4	3	3	3				62	62	62
febr.	50	14	0,4	0,4	0,4	6	6	6				44	44	44
mrt	50	30	0,5	0,6	0,7	15	18	21				35	32	29
april	45	52	0,6	0,7	0,8	31	36	42				14	9	3
mei	45	78	0,7	0,8	0,9	55	62	70	-10	-17	-25			
juni	50	88	0,8	0,9	1,0	70	79	88	-20	-29	-38			
juli	70	88	0,9	1,0	1,1	79	88	97	-9	-18	-27			
aug.	90	79	1,0	1,1	1,2	79	87	95			-5	11	3	
sept.	80	49	1,0	1,1	1,3	49	54	64				31	26	16
okt.	80	28	0,9	1,0	1,1	25	28	31				55	52	49
nov.	90	12	0,8	0,8	0,8	10	10	10				80	80	80
dec.	70	6	0,6	0,6	0,6	4	4	4				66	66	66
totaal	785	531				426	475	531	-39	-64	-95	398	374	349

1. L = laag; N = normaal en H = hoog
2. Afhankelijk van het type bodem en profiel opbouw kan de buffering aan water hoger en lager zijn.
3. Met de capillaire vochtlevering is nu geen rekening gehouden.
4. Omdat de neerslag niet verdeeld over de maand valt doch wisselend kan het tekort of overschot bij verwerking op dag niveau veel hoger zijn.

© Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V.

systeem

innovatie