

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in een bufferstrook en aangrenzende akker

Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in een bufferstrook en aangrenzende akker

Resultaten van twee jaar experimenteel onderzoek aan een grasbufferstrook op zandgrond op akkerbouwbedrijf Vredepeel

Christy van Beek¹

Marius Heinen¹

Olga Clevering²

Jan van Kleef¹

¹ Alterra, Wageningen University and Research Centre

² PPO-AGV, Wageningen University and Research Centre

Alterra-rapport 1263

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Beek, C.L. van, M. Heinen, O.A. Clevering, & J. van Kleef, 2005. *Nitraatconcentraties in het bovenste grondwater in een bufferstrook en aangrenzende akker. Resultaten van twee jaar experimenteel onderzoek aan een grasbufferstrook op zandgrond op akkerbouwbedrijf Vredepeel*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1263. 78 blz.; 23 fig.; 120 tab.; 51 ref.

Gedurende twee uitspoelseizoenen zijn hydrologische en chemische bepalingen uitgevoerd in een grasbufferstrook en in de aangrenzende akker op een akkerbouwbedrijf op zandgrond. Nitraatconcentraties in het (bovenste) grondwater waren lager onder de bufferstrook dan onder de akker. Stabiele isotopen-ratio's, ondersteund door Cl/NO₃-N verhoudingen, gaven aan dat deze daling in een aantal gevallen veroorzaakt werd door denitrificatie in de bodem. De nitraatconcentraties in de bufferstrook waren gemiddeld 40% tot 55% lager dan in de akker. Echter, omdat het hier een observationele proef betreft konden geen causale verbanden worden gelegd.

Trefwoorden: bovenste grondwater, bufferstrook, denitrificatie, fosfaat, nitraat, proefbedrijf Vredepeel, stabiele isotopen ratio's, uitspoeling

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 25,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1263. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Literatuurstudie	15
2.1 Verontreiniging	15
2.2 Maatregelen	15
2.3 Bufferstroken	15
2.4 Transportroutes verontreinigingen	16
2.5 Werking van bufferstroken	16
2.6 Inrichting van bufferstroken	19
2.7 Bepaling effectiviteit	19
2.8 Effectiviteit onder Nederlandse omstandigheden	20
3 Materiaal & Methoden	23
3.1 Locatie	23
3.2 Bodemkundige situatie	23
3.3 Hydrologische situatie	24
3.4 Inrichting meetlocatie	25
3.5 Chemische analyses	27
3.6 Analyses van meetresultaten	29
4 Resultaten	35
4.1 Meteorologie	35
4.2 Hydrologie	36
4.3 Gewas	39
4.4 Bodem	40
4.5 Concentraties in grondwater	42
4.6 Stabiele isotopen	45
4.7 Fosfaat	49
4.8 Cl/NO ₃	49
4.9 Statistiek	51
4.10 Metingen meervoudig filter versus enkelvoudig filter	53
5 Discussie	55
5.1 Concentratieverschillen: bufferstrook - akker	55
5.2 Belasting oppervlaktewater	57
5.3 Denitrificatie en organische stof	57
5.4 Pw-getal en minerale N in de bodem	58
5.5 Gewasgroei bufferstrook	60
5.6 Stikstofconcentraties in het grondwater in de bufferstrook	61

6	Conclusies	63
	Referenties	65
Bijlage 1	Teelthandelingen	71
Bijlage 2	Vergelijking concentratie slootwater en grondwater	73
Bijlage 3	Chloride	75
Bijlage 4	Enkelvoudige filter versus meervoudig filter	77

Woord vooraf

Deze studie is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) in het kader van het Mest en Mineralenprogramma 398-II. De auteurs bedanken Nathalie Reijers (PPO Lisse) voor haar bijdrage aan de literatuurstudie, Wim van Dijk (PPO Lelystad) voor zijn bijdrage aan eerdere versies van dit rapport, Dick Brus (Alterra) voor het uitvoeren van de 'piece-wise linear' regressieanalyse, en Gerard Velthof (Alterra) voor becommentariëren van het rapport. Tevens worden alle medewerkers van Proefbedrijf Vredepeel bedankt voor hun inzet in de veldproef.

Samenvatting

Bufferstroken langs waterlopen – of bemestingsvrije perceelsranden – worden aangelegd om de belasting van het oppervlaktewater met gewasbeschermingsmiddelen en nutriënten te verminderen. In geval van bemestingsvrije perceelsranden zou dat betekenen dat de concentratie van nutriënten, met name stikstof (N) en fosfor (P), onder de bufferstrook en in de richting van het oppervlaktewater moet afnemen. De afname is dan het gevolg van consumerende processen, zoals gewasopname en, voor N, denitrificatie, en van het niet bemesten. In Nederland is nog erg weinig bekend omtrent de functie van bemestingsvrije perceelsranden in de vermindering van de belasting van N en P naar het oppervlaktewater. In het kader van het onderzoeksprogramma ‘Mest en Mineralen’ van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, is een observationele studie uitgevoerd naar het verloop van de N- en P-concentraties in de richting van een sloot bij de aanwezigheid van een bestaande grasbufferstrook van 3.5 m breed. Het onderzoek is uitgevoerd op een zandgrond op proefbedrijf Vredepeel (nabij Venray) gedurende twee opeenvolgende uitspoelseizoenen.

Op één perceel zijn vier raaien met filterbuizen (0-210 cm) geïnstalleerd op zes afstanden van de sloot: twee in de bufferstrook, twee in de aangrenzende kopakker, en twee in de akker, waarbij de laatste in het midden van de akker lag. Grofweg elke 30 mm neerslagoverschot zijn watermonsters genomen uit de buizen en geanalyseerd op $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, totaal-N, Cl, $\text{PO}_4\text{-P}$ en totaal-P. Cl werd bepaald omdat de veranderingen in de verhouding Cl/ $\text{NO}_3\text{-N}$ meestal duiden op nitraatconsumptie, zoals gewasopname of denitrificatie (bij afwezigheid van Cl-rijke of $\text{NO}_3\text{-N}$ -arme kwel). In het tweede meetseizoen is van een aantal watermonsters ook de delta ^{15}N -waarde van $\text{NO}_3\text{-N}$ bepaald. Een stijging van delta ^{15}N duidt namelijk op denitrificatie. Om te laten zien dat de sloot ook daadwerkelijk afvoer van de bewuste akker krijgt zijn diverse grondwaterstandbuizen en piëzometers geïnstalleerd. De belangrijkste conclusies uit deze studie zijn hieronder vermeld.

Hydrologie

De gemeten verlopen van de grondwaterstand en piëzometer stijghoogten duiden erop dat er een dominante waterstroming loodrecht op de sloot aanwezig was. Echter, er was ook een kleine component parallel aan de sloot, zodat er mogelijk enige beïnvloeding van de naastliggende akker (zonder bufferstrook) heeft plaatsgevonden. De stijghoogtemetingen boven en onder het veenlaagje op circa 2.7 m –mv onder de bufferstrook en in het midden van de akker gaven aan dat er wegzijging naar de diepere ondergrond plaatsvond.

Stikstof

Voor het overgrote deel was stikstof in het bovenste grondwater aanwezig in de vorm van nitraat. De NO_3 -norm van 50 mg L^{-1} ($= 11.3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) voor grondwater werd in 67% van alle metingen overschreden (in 0-210 cm volledig geperforeerde buis). De nitraatconcentraties onder de bufferstrook waren significant

lager dan in de rest van de akker. Uit een regressieanalyse volgde dat de seizoensgemiddelde concentraties in de bufferstrook duidelijk afnamen in de richting van de sloot, terwijl de concentraties in de rest van de akker nauwelijks een gradiënt vertoonden.

De $\text{NO}_3\text{-N}$ -concentraties namen in beide uitspoelseizoenen toe in de tijd, zowel in de akker als in de bufferstrook. De toename in de bufferstrook trad later op dan de toename in de akker als gevolg van de transporttijd die nodig is om vanuit de akker naar de bufferstrook te stromen. Het relatieve verschil in gemiddelde concentratie in de akker en in de bufferstrook was met name in het eerste uitspoelseizoen niet constant en nam af in de tijd. Aan het eind van het eerste uitspoelseizoen was zelfs de concentratie in de bufferstrook hoger dan in de akker. In het tweede uitspoelseizoen trad deze afname pas aan het eind enigszins op. Gemiddeld over beide uitspoelseizoenen was het relatieve verschil 45% à 50%. Voor totaal-N werd hetzelfde beeld verkregen als voor $\text{NO}_3\text{-N}$.

De Cl/NO_3 -verhoudingen namen gedurende de twee uitspoelseizoenen significant toe in de richting van de sloot en in het tweede uitspoelseizoen namen de delta ^{15}N -waarden toe in de richting van de sloot. Uit beide toenames kan worden geconcludeerd dat denitrificatie een duidelijke rol speelde in de verlaging van de $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalten in de richting van de sloot. Eenmalig, aan het eind van het tweede meetseizoen, is vastgesteld dat er organisch koolstof (TOC) in het grondwater aanwezig was zowel in de akker als in de bufferstrook. De aanwezigheid van organische stof is een voorwaarde voor denitrificatie. Echter, aangezien een referentieperceel (perceel zonder bufferstrook) ontbrak in dit onderzoek, is het niet mogelijk een kwantitatieve bijdrage te geven van de bemestingsvrije perceelsrand aan de afname in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties, omdat afname in $\text{NO}_3\text{-N}$ ook in een situatie zonder bufferstrook kan optreden.

De schattingen van de belasting van het slootwater met $\text{NO}_3\text{-N}$ op basis van de gemeten concentraties nabij de sloot varieerden van 5 tot 10 kg N ha⁻¹ per meetseizoen, indien de waterafvoer werd berekend op basis van piëzometerwaarnemingen of op basis van klassieke drainage afvoertheorie (Hooghoudt). Over een heel jaar zal de uitspoeling iets hoger zijn. Op basis van het neerslagoverschot, gecorrigeerd voor een geschatte wegzijging, werd de belasting geschat op 10 tot 15 kg N ha⁻¹.

Fosfor

Voor zowel gefiltreerde als ongefiltreerde watermonsters werd in geen van de gevallen de streefwaarde van P voor zandgronden (0.4 mg P L⁻¹) overschreden. In de gefiltreerde monsters waren de gemeten concentraties (ortho-P of totaal-P) meestal onder de detectielimiet. De geringe uitspoeling van P naar het grondwater is in overeenstemming met de lage Pw-getallen in de akker in de bodemlaag dieper dan 30 cm. Derhalve was het niet mogelijk om voor P enige uitspraken omtrent de werking van de bufferstrook te doen.

Gewas op bufferstrook

Door het maaien van het gewas op de bufferstrook werd jaarlijks gemiddeld circa 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 12 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ afgevoerd, waarvan circa 8 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 0.9 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ gedurende het uitspoelseizoen werd opgenomen. Bezien over het hele perceel verminderde dit het N- en P-overschot met respectievelijk 1.7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 0.3 kg P ha⁻¹ jr⁻¹. Gezien de ondiepe beworteling van het buffergewas en het feit dat nitraat vooral gedurende de winter uitspoelde, is het onwaarschijnlijk dat het buffergewas een belangrijke bijdrage heeft geleverd aan de vastlegging of verwijdering van N en P in grondwater.

Het uitgevoerde onderzoek heeft geen handvatten opgeleverd om conclusies te trekken omtrent de werking of effectiviteit van een droge grasbufferstrook op zandgrond. Er zijn lagere N-concentraties onder de bufferstrook waargenomen dan in de rest van de akker, maar omdat een referentie ontbrak kon dit niet worden toegewezen aan de bufferstrook. Aanvullend onderzoek waarbij wel een referentieobject wordt beschouwd is vereist. In het najaar van 2005 is Alterra, in opdracht van de ministeries van Landbouw, Natuur (LNV) en Voedselkwaliteit en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) een grootschalig onderzoek gestart naar de effectiviteit van bemestingsvrije perceelsranden. In dat onderzoek wordt de vrachtbelasting van N en P naar het oppervlaktewater experimenteel gemeten, zowel in aanwezigheid van een bufferstrook als bij afwezigheid van een bufferstrook (referentie).

1 Inleiding

De belasting van het oppervlaktewater met nutriënten is in veel gebieden in Nederland te hoog. Nutriënten als stikstof (N) en fosfor (P) stimuleren de alg engroei en verstoren het ecosysteem van oorspronkelijk veel voedselarmer oppervlaktewater. De afgelopen decennia zijn verschillende bron- en procesgerichte maatregelen genomen om de N- en P-verontreiniging te verminderen, bijvoorbeeld door aanscherping van het mestbeleid. Echter, de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten afkomstig van de landbouw is nog steeds aanzienlijk (MNP RIVM, 2002, 2004). In de EU Kaderrichtlijn Water (2000) zijn voor de toekomst ecologische doelstellingen voor het oppervlaktewater geformuleerd. Van der Bolt *et al.* (2003) hebben laten zien dat deze zullen leiden tot een verdere reductiedoelstelling voor N- en P-uitspoeling naar het oppervlaktewater.

Van Beek *et al.* (2003) beschouwden diverse effectgerichte maatregelen om belasting van het oppervlaktewater te verminderen. Wat betreft de efficiëntie van verschillende maatregelen is (nog) weinig literatuur voorhanden die van toepassing is op de Nederlandse situatie. Van Beek *et al.* (2003) gaven aan dat nader onderzoek naar de effectiviteit van bufferstroken gewenst is. In het bijzonder kwantitatieve informatie over de effectiviteit in het verminderen van nutriëntenuitspoeling, voornamelijk N en P, voor Nederlandse omstandigheden ontbreekt. Er zijn enkele studies uitgevoerd in noordoost Twente (Hendriks *et al.*, 1996; Kruijne, 1996; Hefting, 2003), maar deze zijn niet representatief voor andere, voornamelijk vlakke, situaties in Nederland. Daarnaast zijn er enkele modelberekeningen voor bufferstrooksituaties uitgevoerd (Assinck *et al.*, 2002; van Beek *et al.*, 2000).

Om een juiste indruk te krijgen over de effectiviteit van een bufferstrook zou de vrachtbelasting van het oppervlaktewater (slootwater) gemeten moeten worden in een situatie met en een situatie zonder aanwezigheid van een bufferstrook. Dit type onderzoek is echter vrij kostbaar. In het kader van het onderzoeksprogramma 'Mest en Mineralen' van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit is een alternatieve aanpak gekozen: nagaan in welke mate de concentraties (N, P) in het bovenste grondwater als functie van de afstand tot de sloot veranderen. Dergelijke veranderingen zijn het gevolg van consumerende, zoals denitrificatie en gewasopname, of eventueel producerende processen.

Het doel van deze studie was om experimentele gegevens te krijgen van N- en P-concentraties in het bovenste grondwater voor een situatie met een grasbufferstrook langs een vlak gelegen, niet gedraineerd landbouwperceel in Nederland op zandgrond. Onderhavige studie bestaat uit twee onderdelen: 1) een literatuuronderzoek en 2) een veldexperiment. In het literatuuronderzoek is de meest gebruikte werkwijze bij onderzoek naar de werking van bufferstroken bepaald. Dit bleek het meten van concentratiegradiënten in het grondwater te zijn. Deze methode is derhalve ook in deze studie toegepast.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een kort overzicht gegeven van een literatuurstudie die aan het experimentele deel van het onderzoek is voorafgegaan. Deze literatuurstudie was uitgevoerd enerzijds om na te gaan of vergelijkbare studies onder voor Nederland vergelijkbare omstandigheden zijn uitgevoerd, en anderzijds om na te gaan wat een veelgebruikte werkwijze is in studies naar de werking van bufferstroken. De overige hoofdstukken 3 tot en met 6 beschrijven de gevolgde experimentele werkwijze (3), de resultaten (4), de discussie (5) en de conclusies (6) van het experimenteel uitgevoerde onderzoek omtrent de nitraatconcentraties in het bovenste grondwater naast en onder een bufferstrook.

2 Literatuurstudie

2.1 Verontreiniging

Sinds eind jaren '90 zijn nagenoeg alle puntbronnen van N en P aangepakt (Oenema & Roest, 1998) en momenteel wordt gewerkt aan de inperking van diffuse bronnen. Diffuse bronnen zijn in grote aantallen verspreid voorkomende kleinere bronnen die gezamenlijk leiden tot verontreiniging van oppervlaktewater met nutriënten en pesticiden (Hefting, 2003; van Beek *et al.*, 2003). De diffuse lozingen in Nederland zijn voornamelijk afkomstig van de landbouw (Orleans *et al.*, 1994; Oenema & Roest, 1998; Hefting, 2003; MNP RIVM, 2002, 2004). Zij vormen een groot knelpunt in het waterbeheer in Nederland.

2.2 Maatregelen

Maatregelen om verontreiniging van het oppervlaktewater door de landbouw te verminderen kunnen worden onderscheiden in bron- en effectgerichte maatregelen. Het brongerichte beleid is gericht op teeltmaatregelen om de nutriëntenoverschotten te verminderen. Brongerichte maatregelen lijken niet voldoende om de belasting van het oppervlaktewater met nutriënten te verminderen (Orleans *et al.*, 1994; van der Bolt *et al.*, 2003). Aanvullende effectgerichte maatregelen zijn daarom nodig.

Effectgerichte maatregelen zoals zuiveringsmoerassen, helofytenfilters, bioschermen en bufferstroken kunnen in belangrijke mate bijdragen aan de vermindering van diffuse verontreiniging door het verwijderen of vastleggen van verontreinigingen uit afspoelend water en ondiep grondwater (Hefting, 2003; van Beek *et al.*, 2003). Van Beek *et al.* (2003) beschouwen diverse effectgerichte maatregelen om belasting van het oppervlaktewater te verminderen. Wat betreft de efficiëntie van verschillende maatregelen is (nog) weinig literatuur voorhanden die van toepassing is op de Nederlandse situatie. Veel studies betreffende de efficiëntie van maatregelen berusten op modelstudies. Op dit moment zijn bufferstroken en verschillende typen zuiveringsmoerassen het meest in opkomst, en lijkt het zinvol deze maatregelen te testen op praktische inpasbaarheid en efficiëntie in het agrarisch gebied.

2.3 Bufferstroken

Bufferstroken worden in de literatuur omschreven als permanent begroeide stroken tussen de 1 en 100 m breed, meestal gelegen langs watergangen met een afwijkend beheer ten opzichte van de aangrenzende akker (Muscutt *et al.*, 1993). Bufferstroken functioneren daarbij als biochemische en fysische barrières tussen de potentiële bron van verontreinigingen (de akker) en het ontvangende watersysteem.

In veel (model-) studies is gebleken dat bufferstroken effectief kunnen zijn in de vermindering van de belasting van N en P naar het oppervlaktewater (Peterjohn & Correll, 1984; Lowrance *et al.*, 1984; Orleans *et al.*, 1994; Vought *et al.*, 1994; Kuusemets *et al.*, 2001; Assinck *et al.*, 2002; Borin & Bigon, 2002; Sabater *et al.*, 2003). Uiteraard zijn er ook uitzonderingen geconstateerd, maar die zijn toe te schrijven aan speciale hydrologische omstandigheden, of, voor P, te wijten aan in oplossing gaan van P door reducerende omstandigheden bij vernatting (Leeds-Harrison *et al.*, 1999; Komor & Magner, 1996).

De werking van bufferstroken is sterk afhankelijk van de transportmechanismen (directe emissies via de lucht, afspoeling of uitspoeling) waarmee verontreinigingen het oppervlaktewater bereiken en de inrichting (ligging, breedte, begroeiing etc.) van de bufferstroken zelf.

2.4 Transportroutes verontreinigingen

Directe emissies

Onder directe emissies wordt het meemesten van watergangen verstaan. Dit heeft betrekking op kunstmest, immers dierlijke mest moet in Nederland worden ingewerkt.

Afspoeling

Afspoeling treedt op indien de grondwaterstand tot in de bouwvoor komt of als door hevige regenval de infiltratiecapaciteit van de bodem wordt overschreden. Onder Nederlandse omstandigheden zal dit laatste vooral op slempgevoelige gronden plaatsvinden. Afspoeling leidt tot hogere afvoer van sediment (bodemerrosie) en organisch N en P. Afspoeling van opgeloste nutriënten kan plaatsvinden na hevige regenval direct na toediening.

Uitspoeling

Ondiepe uitspoeling is vooral 's winters belangrijk, wanneer de grondwaterstand hoog is. Uitspoeling is de belangrijkste transportroute voor opgeloste nutriënten (nitraat en orthofosfaat). Normaliter vindt weinig uitspoeling van sediment en organisch N en P plaats, wel kunnen op kleigronden macroporiën hierbij een belangrijke rol spelen. Het effect van bufferstroken wordt verminderd als de naastliggende percelen gedraineerd zijn (Boers, 1996; Dinnes *et al.*, 2002).

2.5 Werking van bufferstroken

Bufferstroken langs landbouwgronden in Nederland zijn vaak beteeld met granen of gras(kruiden)mengsels. Nutriënten die in de bufferstrook terechtkomen, kunnen alsnog door het gewas opgenomen of in de bodem vastgelegd worden. De bufferwerking bestaat uit de afvoer van N en P door plantopname en vervolgens afvoer van biomassa. Daarnaast kunnen denitrificatie en immobilisatie een belangrijke rol vervullen bij de N- en P-verwijdering (Hefting, 2003).

De effecten van bufferstroken kunnen onderverdeeld worden in:

1. direct effect door het uit productie nemen van landbouwgrond;
2. indirect effect door retentie van verontreinigingen die via afspoeling in de bufferstrook komen;
3. indirect effect door retentie van verontreinigingen die via ondiepe uitspoeling in de bufferstrook komen.

Directe effecten

Directe effecten zijn: 1) het niet bemesten van de bufferstrook (het uit productie nemen van landbouwgrond), 2) verminderde erosie doordat de bufferstrook het gehele jaar begroeid is, 3) verminderde vertrapping door vee van de bufferstrook, en 4) voorkomen van meemesten van sloten. Van Dijk *et al.* (2003) berekenden dat bij 3.5 m brede bufferstroken in vergelijking tot teeltvrije zones er afhankelijk van het gewas 50-89% minder N en P rechtstreeks door meemesten in sloten terecht komt.

Indirecte effecten: effecten op afspoeling

Effecten op afspoeling zijn: 1) infiltratie in de bufferstrook, waardoor minder afspoeling naar het oppervlaktewater optreedt, en 2) vertraagde afspoeling vanwege de hydraulische weerstand van de vegetatie en sedimentatie (fysische filtering door dichte vegetatie) in de bufferstrook.

Verhoogde infiltratie vindt vooral plaats door een verbeterde bodemstructuur ten opzichte van de akker en door de hogere hydraulische weerstand van de vegetatie. De verhoogde infiltratiecapaciteit vermindert zowel het transport van opgeloste nutriënten als ook aan sediment of organisch materiaal gebonden nutriënten naar het oppervlaktewater. Bij een zeer hoge hydraulische weerstand van de bufferstrook kan water op de bufferstrook of op het land blijven staan. Brede grasbufferstroken zijn zeer efficiënt als sedimentfilters, maar lijken minder efficiënt bij het filteren van kleine kleideeltjes.

In het algemeen wordt een positief effect gevonden van bufferstroken op het verminderen van transport van verontreinigingen via afspoeling naar het oppervlaktewater (Muscutt *et al.*, 1993). De efficiëntie van bufferstroken is lager als vooral zeer kleine deeltjes uitspoelen; als afspoeling via geconcentreerde stroombanen plaatsvindt; als infiltratiecapaciteit vermindert door te hoge depositie van sediment en als nutriëntenverzadiging van de bufferstroken optreedt. In het laatste geval kan bijvoorbeeld P-nalevering optreden. De efficiëntie lijkt het hoogst te zijn in bufferstroken loodrecht op niet al te steile hellingen (tussen 1-10%). Bij te steile hellingen treedt vaak geconcentreerde stroming op, waarbij bufferstroken plaatselijk geïnundeerd kunnen raken (Dillaha *et al.*, 1989; Barling & Moore, 1994).

Indirecte effecten: effecten op ondiepe uitspoeling

Uit het buitenlandse onderzoek blijkt dat bufferstroken vooral efficiënt zijn in het vangen van afspoeling (sediment en daaraan gebonden nutriënten). De effectiviteit wat betreft het opvangen van uitgespoelde opgeloste deeltjes en langer termijn efficiëntie is veel minder duidelijk (Dillaha *et al.*, 1989). In percelen met buisdrainage

zal een groot deel van de N, en onder Nederlandse omstandigheden ook P, via drains naar het oppervlaktewater uitspoelen.

Nitraat

Uit diverse studies blijkt dat in bufferstroken nitraatconcentraties over een relatief kort traject aanzienlijk kunnen verminderen. Nitraat kan alleen door biologische processen (plantopname, denitrificatie of immobilisatie) verwijderd worden. Als belangrijkste mechanismen worden N-opname door het gewas en denitrificatie genoemd. Immobilisatie wordt als minder belangrijk beschouwd, omdat nitraat via mineralisatieprocessen weer kan vrijkomen.

In Engeland werd door Haycock & Pinay (1993) een studie verricht naar de efficiëntie van grasbufferstroken. In hun studie spoelde (overeenkomstig de Nederlandse omstandigheden) circa 80% van de totale hoeveelheid N gedurende de winter uit. Zij vonden een aanzienlijke verwijdering van nitraat en schreven dit toe aan denitrificatie. Denitrificatie trad vooral in de rand van de bufferstrook onder anaërobe omstandigheden op. Ook was voldoende organisch materiaal aanwezig om het denitrificatieproces optimaal te laten verlopen. Zij concludeerden dat het buffergewas voor de verwijdering van nitraat vooral van belang was als leverancier van organisch koolstof. Belangrijke vraag blijft in hoeverre de bufferstrook bijdraagt aan dit proces en of denitrificatie niet altijd op de rand van sloot en perceel zal plaatsvinden. Een andere belangrijke vraag is in hoeverre gewasopname van belang is als er gedurende het groeiseizoen extreme regenval optreedt, en er 'tijdelijk' door verhoogde grondwaterstanden ondiepe uitspoeling naar de sloot optreedt.

Orthofosfaat

In de internationale literatuur wordt in het algemeen weinig aandacht besteed aan de verwijdering van opgelost P, dat via ondiepe uitspoeling in de bufferstroken terechtkomt. Dit heeft alles te maken met het typisch Nederlands fenomeen van fosfaatverzadigde en daardoor fosfaatlekkende gronden. Ook kan een rol meespelen dat in het buitenland mest meestal bovengronds wordt uitgereden en in Nederland vooral wordt geïnjecteerd. P wordt in bufferstroken vastgelegd, zolang het adsorptiecomplex niet verzadigd is. Bij verzadiging kunnen bufferstroken P lekken (Osborne & Kovacic, 1993). P-verzadiging kan voorkómen worden door het uitmijnen van P door afvoer van biomassa (Koopmans, 2004).

In Tabel 1 wordt een overzicht gegeven van processen welke leiden tot verwijdering of verrijking van N en P in de bufferstrook. Afhankelijk van de lokale hydrologische situatie zullen N en P al dan niet in lagere gehalten in de bufferzone voorkomen.

Tabel 1: Processen welke leiden tot verlaging (+) of tot verhoging (–) van N- en P-concentraties in de bufferstrook.

Proces	N	P
verduunning door menging met ‘schoon’ diep grondwater	+	+
verduunning door infiltrerend ‘schoon’ regenwater	+	+
verduunning door infiltratie van ‘schoon’ water uit oppervlaktewater	+	+
verrijking door menging met ‘verontreinigd’ diep grondwater	–	–
verrijking door infiltratie van ‘verontreinigd’ water uit oppervlaktewater	–	–
opname door gewas	+	+
denitrificatie	+	
in oplossing raken door reducerende omstandigheden		–

2.6 Inrichting van bufferstroken

Uit een literatuurstudie van Dinnes *et al.* (2002) blijkt dat de effectiviteit (van de maatregel bufferstrook) varieert van 48% tot vrijwel 100%. De effectiviteit wordt grotendeels bepaald door de breedte van de bufferstrook. Zo drukken Sabater *et al.* (2003) de effectiviteit uit per m breedte van de bufferstrook. In hun studies vonden zij effectiviteiten van 5% m⁻¹ tot 30% m⁻¹. Ook het type gewas op de bufferstrook kan van invloed zijn. Haycock & Pinay (1993) vonden dat een bosbufferstrook efficiënter is dan een grasbufferstrook: 99% retentie versus 84% retentie. Uit modelberekeningen voor grasland is duidelijk aangetoond dat de breedte van een bufferstrook en de grondwatertrap van invloed zijn op de effectiviteit van de bufferstrook (Assinck *et al.*, 2002). Voor P worden veelal veel geringere efficiënties gevonden dan voor N. Vooral op zandgronden vonden Orleans *et al.* (1994) via modelberekeningen effectiviteiten voor P van minder dan 10%.

2.7 Bepaling effectiviteit

Er zijn geen meetcampagnes bekend waarbij de belasting van het oppervlaktewater wordt gevolgd vanaf een periode vóór de aanleg van een bufferstrook gevolgd door een periode na aanleg van de bufferstrook. Ook zijn er geen studies bekend waarbij nutriëntenstromen vergeleken worden met een situatie waarbij geen bufferstrook aanwezig is. Daarom wordt de effectiviteit van een bufferstrook meestal bepaald door het vergelijken van N- en P-gehaltes onder de bufferzone met die in naastgelegen gebieden (Orleans *et al.*, 1994) of door het vergelijken van N- en P-gehaltes op de grens buffer/sloot en akker/buffer (Borin & Bigon, 2002).

In de meeste studies naar de effectiviteit van bufferstroken wordt het grondwater in raaien op diverse afstanden (loodrecht) van het oppervlaktewater bemonsterd, met behulp van piëzometers en grondwaterstandbuizen, en geanalyseerd op gehalten N en P (en eventueel andere gehalten) (Dhondt *et al.*, 2002; Altman & Parizek, 1995; Lowrance *et al.*, 2000; Sabater *et al.*, 2003; Borin & Bigon, 2002; Haycock & Burt, 1993; Haycock & Pinay, 1993; Kuusemets *et al.*, 2001; Novak *et al.*, 2002; Mengis *et al.*, 1999). Vaak wordt grondwater op meerdere dieptes bemonsterd (Lowrance *et al.*, 2000; Haycock & Burt, 1993; Novak *et al.*, 2002; Mengis *et al.*, 1999; Sloan *et al.* 1999). In sommige gevallen wordt ook de grond bemonsterd boven het grondwater

(Kuusemets *et al.*, 2001). Op deze wijze kan (al dan niet) worden aangetoond dat de N- en P-gehalten onder de bufferzone lager zijn dan die in het aangrenzende gebied.

Om een verklaring te geven waarom gehalten onder de bufferzone anders zijn en welke processen daarin verklarend zijn worden meestal additionele gegevens verzameld: gegevens ter karakterisering van de waterstroming (grondwaterstand, waterpotentiaal), en aanvullende gehalten worden gemeten. Bijvoorbeeld, om aan te tonen dat denitrificatie een dominant proces in (relatief natte) bufferzones is, wordt een inert (conservatief) element gemeten zoals Cl. Verlaging in de verhouding N:Cl duidt er op dat de verlaging van N niet door verdunning alleen is veroorzaakt, maar dat er additionele biologische processen een rol spelen (Altman & Parizek, 1995; Mengis *et al.*, 1999). Een andere methode om meer proceskennis over bufferstroken te verkrijgen is het meten van de natuurlijke verhouding tussen de stabiele isotopen ^{15}N en ^{14}N . Een relatieve toename van de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie in relatie tot afstand en NO_3 concentratie is een sterke aanwijzing voor nitraatreductie door denitrificatie, aangezien denitrificerende micro-organismen een voorkeur hebben voor ^{14}N boven ^{15}N (Mayer *et al.*, 2002).

2.8 Effectiviteit onder Nederlandse omstandigheden

De meeste veldstudies zijn uitgevoerd in het buitenland en zijn vaak niet representatief voor de Nederlandse situatie. Kenmerkend voor de studieobjecten in de literatuur is dat er sprake is van hellende terreinen met ondiepe grondwaterstanden (< 3 m) en een slecht doorlatende bodemlaag op geringe diepte (Hefting & de Klein, 1998; de Klein & Hefting, 1998; Dhondt *et al.*, 2002; Lowrance *et al.*, 2000; Haycock & Burt, 1993; Haycock & Pinay, 1993; Novak *et al.*, 2002; Mengis *et al.*, 1999). Deze situaties leiden ertoe dat N en P vanuit hoger gelegen delen via afspoeling (runoff) of ondiepe ondergrondse stroming richting het oppervlaktewater worden getransporteerd. In de vlakke agrarische regio's in Nederland is afspoeling veel minder belangrijk. De quick-scan in de literatuur heeft slechts enkele studies opgeleverd voor vlakke situaties met droge bufferstroken (Lowrance *et al.*, 1984; Borin & Bigon, 2002). Borin & Bigon (2002) namen een gemiddelde afname in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties waar tussen akker en eind bufferzone van 70-96%. De bufferzone bestond uit 5 m gras en een 1 m brede strook met bomen langs de sloot. Met name de bomen werden verantwoordelijk gesteld voor de grote afname, omdat het grote wortelstelsel voor opname zorgde in gehele bufferzone, en mogelijk ook nog onder de akker.

Ook zijn de bestudeerde bufferzones vaak tientallen meters breed (Kuusemets *et al.*, 2001; Lowrance *et al.*, 2000; Hefting & de Klein, 1998; de Klein & Hefting, 1998; Spruil, 2000), terwijl voor de Nederlands landbouwgronden enkele meters (2 – 5 m) realistischer zouden zijn. Daarnaast bevatten veel van de onderzochte bufferstroken een houtige vegetatie (PeterJohn & Correll, 1984; Lowrance *et al.*, 1984; Spruil, 2000), terwijl in de Nederlandse landbouwgebieden eerder gedacht moet worden aan een kruidige vegetatie (gras/kruiden/graa).

Voorgaande buitenlandse onderzoeken lieten in de meeste gevallen een duidelijke afname zien van de N- en P-concentraties in het ondiepe grondwater nadat het water een bufferstrook is gepasseerd. Hoewel er de afgelopen jaren relatief veel onderzoek is verricht naar de nutriëntenverwijdering in bufferstroken blijft het moeilijk om iets te zeggen over de effectiviteit van bufferstroken voor de Nederlandse situatie. In een paar modelstudies wordt de Nederlandse situatie wel benaderd, maar de processen die verantwoordelijk zijn voor het waterzuiverend vermogen zijn zeer complex. Daarnaast is het grotendeels onbekend hoe bufferstroken functioneren onder verschillende omstandigheden qua nutriëntenbelasting, hydrologie en klimaat (Hefting, 2003). Bovenstaande argumenten geven aan dat het zinvol is om meer kwantitatief inzicht te verkrijgen in het verloop van N- en P-concentraties bij de aanwezigheid van bufferstroken in Nederland.

3 Materiaal & Methoden

3.1 Locatie

De onderzochte bufferstrook is gelegen op het PPO-AGV proefbedrijf Vredepeel nabij Venray. De bufferstrook is 3.5 meter breed en ligt aan de zuidzijde van perceel 25. Het perceel is 200 m lang en 69 m breed. De bufferstrook ligt langs de korte zijde van het perceel (Figuur 1). De proefperiode liep van oktober 2003 tot april 2005.

De bufferstrook is in 1999 aangelegd en is van het 'bermentype' met voornamelijk langzaam groeiende Roodzwenkgras (Clevering *et al.*, 2005). In de jaren 2000 t/m 2002 werd jaarlijks twee keer gemaaid en afgevoerd. In deze periode vond de eerste snede eind mei plaats, de tweede begin september. Door verschraling nam jaarlijks de grasproductie van de bufferstrook af. Vanaf 2003 vindt daarom maar één snede per jaar plaats, namelijk in juli. Door de lage productie is de grasmat open.

Op het perceel werden de volgende gewassen geteeld

Zomer 2003	suikerbieten
Winter 2003-2004	braak (met enige mechanische bewerking om onkruid tegen te gaan)
Zomer 2004	zomergerst
Winter 2004-2005	winterkoolzaad

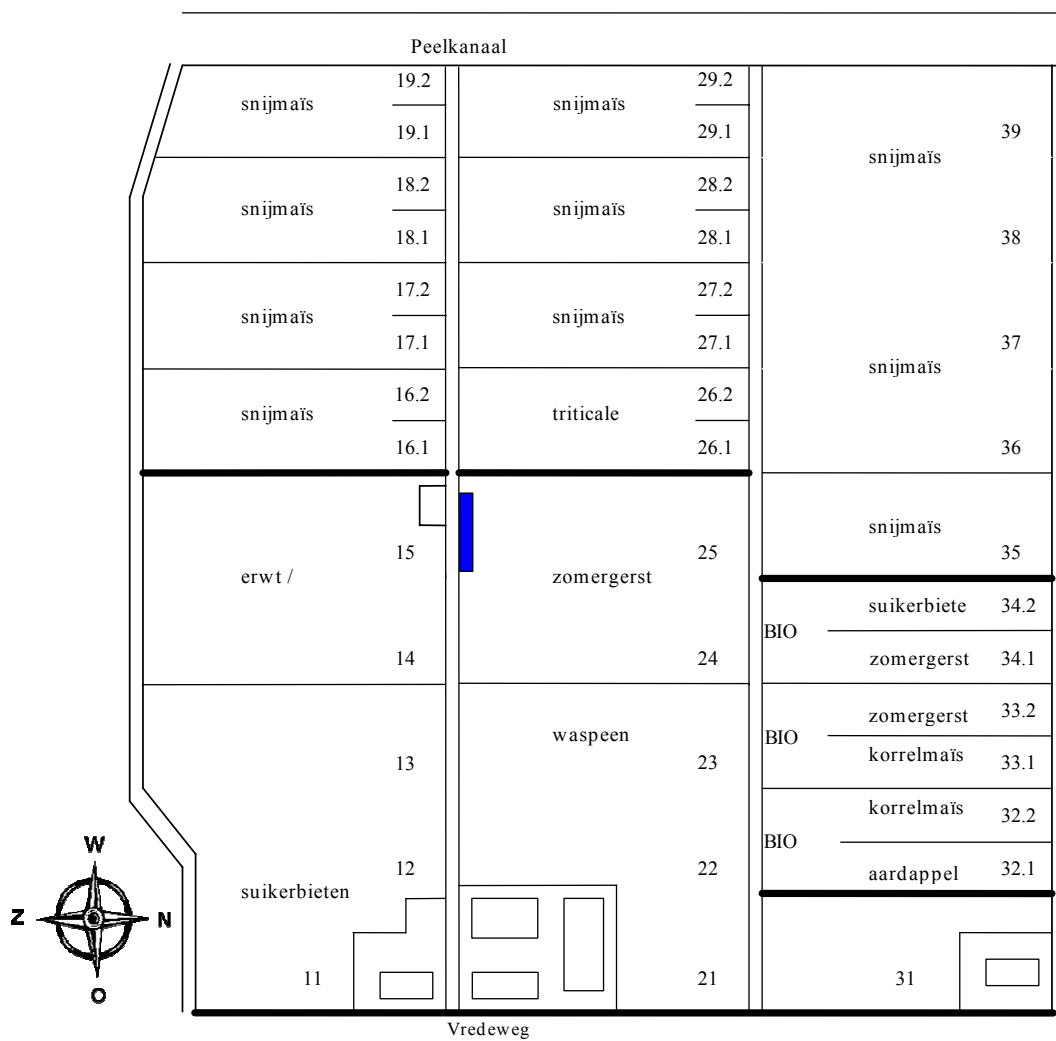
Alle teelthandelingen zijn weergegeven in Bijlage 1.

3.2 Bodemkundige situatie

Proefbedrijf Vredepeel ligt op 27.50 m +NAP en de bodemopbouw is als volgt gekarakteriseerd (Rijks Geologische Dienst, 1975, tot 10 meter):

0 – 0.6	zand, matig fijn, humeus, lichtbruin, ingesloten enkele recente wortelresten
0.6 – 1.5	zand, fijn, lichtgeel
1.5 – 2.0	zand, fijn, lichtgrijs
2.0 – 2.7	zand, matig fijn, zwak lemig, zwak humeus, bruin
2.7 – 3.2	veen
3.2 – 5.5	zand, matig fijn humeus, donkerbruin
5.5 – 7.8	zand, zeer grof, bruingrijs, met weinig overwegend wit kwartszand
7.8 – 10.3	grind, fijn en grof

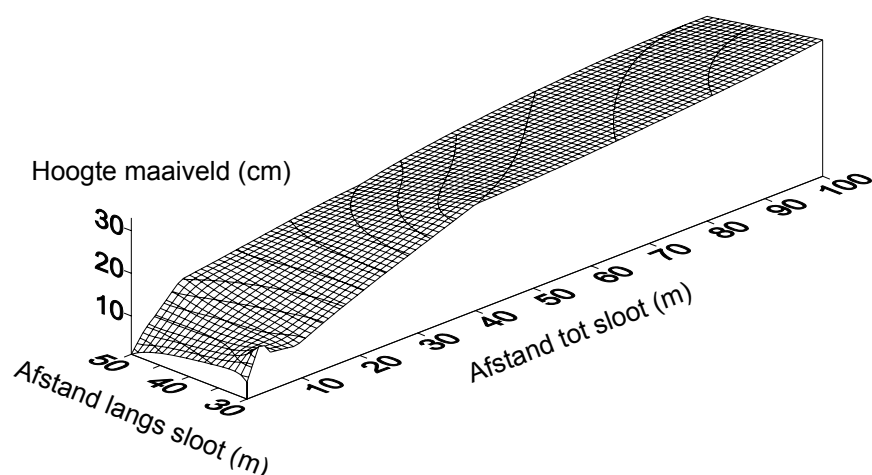
De veenlaag op 2.7 m is slecht doorlatend en vormt hiermee een fysische barrière voor verticaal transport van water en stoffen.



Figuur 1. Locatie van de bufferstrook (blauw) op perceel 25 van proefbedrijf en het teeltplan zomer 2004 (figuur afkomstig van PPO-AGV, locatie Vredepeel).

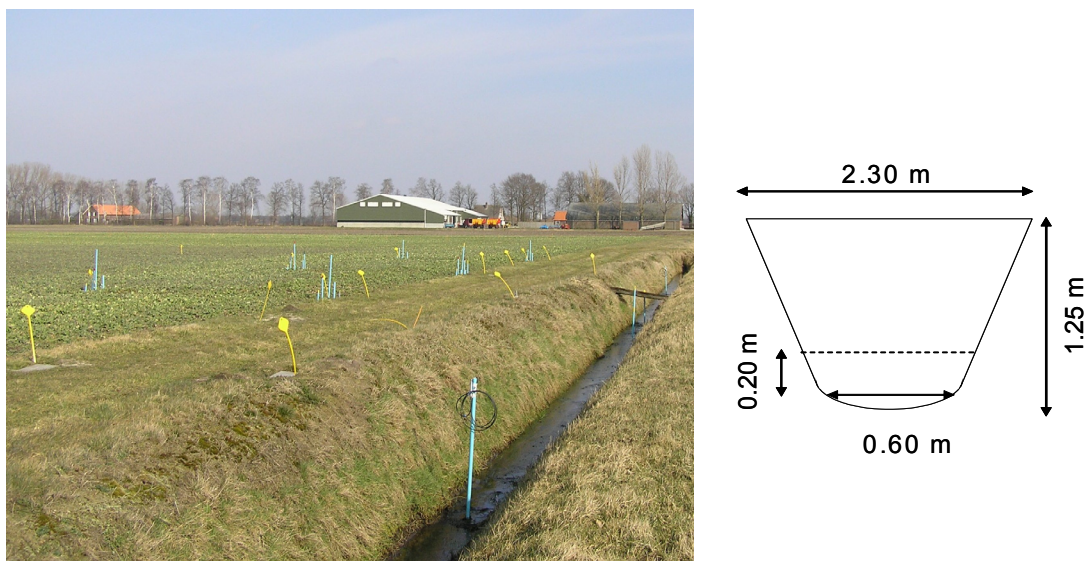
3.3 Hydrologische situatie

De hydrologische situatie op het proefbedrijf Vredepeel is zeer complex door de aanwezigheid van het Peelkanaal met twee peilniveaus (van Rijn, 2004). Tevens zijn in het najaar van 2004 rioleringswerkzaamheden uitgevoerd aan de Vredeweg (Figuur 1) waardoor de grondwaterstand kunstmatig werd verlaagd. Door de complexe hydrologische omstandigheden kan niet op voorhand een uitspraak gedaan worden over de waterstroming in het proefperceel. Het proefperceel is niet gedraineerd. De hoogteligging van het perceel neemt in de zuid-noord richting af met circa 30 cm (Figuur 2).



Figuur 2. Hoogteligging van perceel 25.

Het slootpeil fluctueert tussen 0 (geen water in de sloot) en 40 cm (~ 85 cm $-mv$; $-mv$ = beneden maaiveld). Gedurende de zomerperiode bevindt de grondwaterstand zich tussen de 200 en 250 cm $-mv$ en gedurende de winterperiode tussen de 75 en 125 cm $-mv$. In de winterperiode (uitspoelseizoen) is de grondwaterstand hoger dan de slootwaterstand waardoor de verwachte grondwaterstroming zuidwaarts is, in de richting van de bufferstrook. Het talud van de sloot is erg steil (Figuur 3).

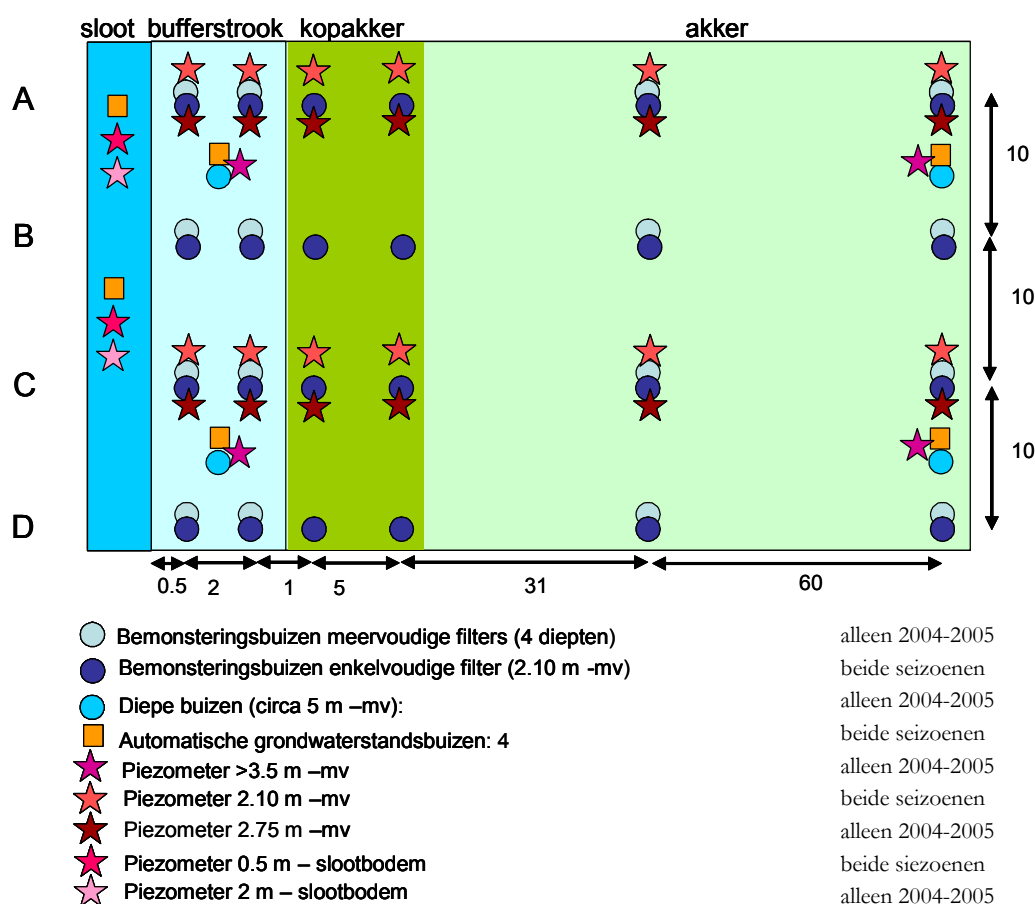


Figuur 3. De proefsloot (links) en afmetingen van de proefsloot met een typisch slootpeil van 105 cm $-mv$.

3.4 Inrichting meetlocatie

Om inzicht te krijgen in ruimtelijke variaties in mineralengehaltes in het grondwater zijn vier raaien met grondwaterstandbuizen geïnstalleerd (Figuur 4; raaien A, B, C,

D). De afstand tussen de raaien was 10 m (totale breedte: 30 m). De eerste (A) en laatste raai liggen circa 20 m vanaf de begrenzing van het perceel (totale breedte: 69 m). In iedere raai zijn zes bemonsteringsbuizen geplaatst: twee buizen in de bufferstrook (op 0.5 en 3 m vanaf de sloot), twee in de kopakker (4 en 9 m vanaf de sloot) en twee in de akker (40 en 100 m vanaf de sloot). Deze buizen waren volledig geperforeerd tot 210 cm –mv. In het tweede meetseizoen (2004-2005) zijn aanvullend op dezelfde locaties bemonsteringsbuizen met meervoudige filters geplaatst. De filterdiepten waren: 30-50 cm –mv, 50-80 cm –mv, 80-110 cm –mv en 110-140 cm –mv.



Figuur 4. Schematische weergave van locatie (bovenaanzicht) met sloot, (gras)bufferzone en aangrenzende akker. Afstanden zijn in meters (niet op schaal).

Halverwege de bufferstrook en halverwege de akker werden twee automatische grondwaterstandsbuizen geplaatst. Grondwaterstanden werden iedere 6 uur gemeten middels druk- en temperatuur registrerende dataloggers (DT-divers). In twee van de vier raaien (A, C) en in de sloot zijn piëzometers geplaatst om de stijghoogten van het grondwater te bepalen. Piëzometers zijn ongeperforeerde buizen met een open onderkant. De onderkant van de piëzometers bevond zich op 2.10 m –mv. In het tweede meetseizoen (2004-2005) zijn op dezelfde locaties tevens piëzometers tot 2.75 m –mv (net boven de veenlaag) geplaatst om verticale gradiënten vast te stellen.

Tevens zijn in het tweede meetseizoen vier piëzometers op 4.5 m –mv geplaatst (d.w.z. onder de veenlaag). De bemonsteringsbuizen en piëzometers werden vóór het groeiseizoen verwijderd i.v.m. werkzaamheden op het perceel en werden aan het eind van het groeiseizoen teruggeplaatst. De buizen werden met behulp van een waterstraal geïnstalleerd. Het meetplan is schematisch weergegeven in Figuur 4.

Op het perceel werd een KNMI neerslagmeter geplaatst, welke dagelijks werd uitgelezen. Naast de neerslag werden de windsnelheid, relatieve luchtvochtigheid, luchttemperatuur, en de zonnestraling automatisch geregistreerd m.b.v. Dacom-systeem. Gegevens over de referentie gewasverdamping zijn afkomstig van drie dichtstbijzijnde KNMI weerstations (Arcen, Volkel en Eindhoven).

Onderhavig onderzoek bestond uit twee meetseizoenen: 2003-2004 en 2004-2005. Bemonsteringen werden na iedere 30 mm neerslagoverschot uitgevoerd, waarbij het neerslagoverschot werd berekend op basis van lokale neerslagmetingen en geschatte evapotranspiratie. Dit resulteerde in acht meetronden voor het eerste uitspoelseizoen en tien meetronden in het tweede uitspoelseizoen. Incidenteel werden gedurende het groeiseizoen (zomer) monsters genomen in de sloot en in de bufferstrook.

3.5 Chemische analyses

Gewas

Bufferstrook

Op 8 juli 2003 werd het gras op de bufferstrook gemaaid. Van drie bemonsteringsplekken (0.5 m²) werd een mengmonster gemaakt van gras langs de sloot (0.5 m vanaf de sloot), midden in de bufferstrook (1.5 m vanaf de sloot) en langs de akkerrand (2.5 m vanaf de sloot). Van deze drie mengmonsters werden de droge stof (ds)-opbrengst en N- en P-gehalten bepaald.

Op 25 augustus 2003 vond in de bufferstrook een wortelbemonstering plaats (wortelboor Ø 8 cm). Tot een diepte van 80 cm werd per bodemlaag van 20-cm mengmonsters gemaakt van vier steken (bemonsteringsplekken) per locatie (0.5, 1.5 en 2.5 m vanaf de sloot). Vervolgens werd de verdeling van de wortelbiomassa over de verschillende bodemlagen bepaald.

In 2004 werd het gras op 16 juli gemaaid. In drie veldjes van 1 m² werden gewasmonsters genomen. De droge stof (ds)-opbrengst en N- en P-gehalten in het gewas werden bepaald. Op zowel 28 oktober 2004 als 14 april 2005 zijn monsters van het buffergewas genomen in respectievelijk 3 en 5 veldjes van 0.25 m².

Akker

In 2003 werd op de aangrenzende akker suikerbieten geteeld. De oogst vond plaats op 11 november 2003. Bij de oogst werd van een representatief gewasmonster de N- en P-gehalten en de droge stofopbrengst van zowel de wortels als het loof bepaald.

In 2004 werden achtereenvolgens zomergerst en winterkoolzaad geteeld. Zomergerst werd op 29 juli geoogst; winterkoolzaad werd op 28 augustus gezaaid. Vóór de teelt van koolzaad werd de grond licht bewerkt met een vaste tand cultivator en werd 20 m³ ha⁻¹ varkensdrijfmest toegediend (zie Bijlage 1). Gedurende het uitspoelseizoen 2004-2005 werd tweemaal, namelijk op 17 februari en 1 april 2005, KAS gestrooid (respectievelijk 80 en 40 kg N ha⁻¹).

Op zowel 28 oktober 2004 als 14 april 2005 zijn in de kopakker en de akker gewasmonsters van koolzaad genomen in respectievelijk vijf en drie veldjes van 0.25 m². De droge stofopbrengst en N- en P-gehalten werden bepaald.

Water

Voorafgaand aan het te nemen grondwatermonster is de grondwaterstand gemeten. Vervolgens is één keer het aanwezige volume water in de buis verwijderd en is een watermonster genomen voor analyses. Watermonsters werden geanalyseerd op: NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P, Cl, totaal-P en totaal-N door het Chemisch Biologisch Laboratorium van Wageningen University and Research Centre. Bemonsteringen werden uitgevoerd volgens Alterra werkvoorschrift E-3203. De monsters zijn niet aangezuurd, maar wel gefiltreerd over 0.45 µm.

Van de watermonsters uit het bovenste grondwater (d.w.z. de eerste watergevulde filter van de meervoudige filters) in de raaien B en C, uit de enkelvoudige filters in de raaien B en C en uit de diepe buizen werden submonsters (> 50 ml) genomen. Aan deze monsters werd 0.5 ml HgCl₂ toegevoegd om microbiële activiteit te voorkomen. Na microdiffusie om mineraal N te isoleren bij het Chemisch Biologisch Laboratorium van Wageningen University and Research Centre werden de monsters opgestuurd naar het UC Davis Stable Isotope Facility voor analyse van de ¹⁵N/¹⁴N ratio van mineraal N (uitgedrukt in de zogenaamde delta-notatie). De micro-diffusie werd uitgevoerd met twee filters om een zo hoog mogelijk recovery te verkrijgen, maar er werd geen onderscheid gemaakt tussen NH₄ en NO₃.

Bodem

Uitspoelseizoen 2003-2004

Op 24 november 2003 en 9 maart 2004 vond tot een diepte van 90 cm een bodembemonstering plaats per bodemlaag van 30 cm. Op beide tijdstippen werd in de nabijheid van grondwaterstandbuizen (24 posities) bemonsterd (Figuur 4). Vervolgens werden zes mengmonsters gemaakt van monsters die op dezelfde afstand van de sloot genomen zijn. In november 2003 werd de hoeveelheid minerale bodem N (Nmin) en het Pw-getal bepaald; in maart 2004 alleen de Nmin.

Uitspoelseizoen 2004-2005

Alleen Nmin (= NO₃-N + NH₄-N) werd bepaald. Bemonstering vond op 14 oktober (laag 0-90 cm), 10 januari (laag 0-60 cm) en 27 april (laag 0-60 cm) plaats in zowel de bufferstrook, kopakker als akker. In oktober werd één mengmonster; in januari en april drie mengmonsters per locatie geanalyseerd.

3.6 Analyses van meetresultaten

Isotopen ratio's

De recovery van N werd bepaald door de N-gehalten van het extract te vergelijken (voor microdiffusie) met de N-gehalten aan de filters (na microdiffusie). Hierbij werd rekening gehouden met de N-gehalten in de controle filters. Vervolgens worden de $\delta^{15}\text{N}$ -waarden gecorrigeerd voor de controle metingen en werd van iedere twee filters (welke samen één monster vormden) de gewogen gemiddelde (naar N-concentratie) $\delta^{15}\text{N}$ -waarde berekend volgens

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{werkelijk}} = \frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{gemeten}} \cdot [\text{N}_{\text{gemeten}}] - \delta^{15}\text{N}_{\text{controle}} \cdot [\text{N}_{\text{controle}}]}{[\text{N}_{\text{gemeten}}] - [\text{N}_{\text{controle}}]} \quad (1)$$

waarbij $\delta^{15}\text{N}$ de relatieve afwijking (in promille) in $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -ratio ten opzichte van een standaard (N_2 in de atmosfeer) aangeeft:

$$\delta^{15}\text{N} = 1000 \cdot \frac{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{monster}} - \left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{standaard}}}{\left(\frac{^{15}\text{N}}{^{14}\text{N}}\right)_{\text{standaard}}} \quad (2)$$

In het algemeen gelden de volgende 'vuistregels' met betrekking tot $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -ratio's (naar Mayer *et al.*, 2002, Bedard-Haughn *et al.*, 2003):

- het optreden van denitrificatie geeft een verhoging van delta ^{15}N in het achterblijvende substraat (NO_3);
- een negatieve relatie tussen nitraatconcentraties en delta ^{15}N wijst op het optreden van denitrificatie;
- een positieve relatie tussen nitraatconcentraties en delta ^{15}N wijst op het optreden van menging met andere nitraatbronnen;
- delta ^{15}N -waarden kleiner dan 4 duiden meestal op nitraat afkomstig van bodemnitrificatie; waarden groter dan 7 duiden vaak op mest en slib als de belangrijkste N-bron;
- 'oud' water heeft een hogere delta ^{15}N -waarde dan 'jong' water van eenzelfde oorsprong.

Concentratieverschillen: bufferstrook - akker

De werking of effectiviteit van een bufferstrook kan uitgedrukt worden als de verhouding van de afname van N- en P-gehalten in bufferstrook ten opzichte van de gehalten in naastgelegen (referentie) gebied (Orleans *et al.*, 1994) of door vermindering van N- en P-gehalten op de grens buffer/sloot in vergelijking tot gehalten op grens akker/buffer (Borin & Bigon, 2002). Stel dat in naastgelegen gebied en dus ook op grensvlak naastgelegen gebied – bufferstrook het N-gehalte 50 mg L^{-1} is en dat deze in de bufferstrook afneemt tot 5 mg L^{-1} nabij het oppervlaktewater, dan is de effectiviteit te berekenen als $(50-5)/50 \cdot 100\% = 90\%$. Hier ligt de veronderstelling aan ten grondslag dat bij afwezigheid van een

bufferzone de concentratie in het grondwater nabij de sloot hetzelfde zou zijn als die verder van de sloot.

Omdat in deze studie een referentie ontbreekt, is het niet mogelijk om een effectiviteit vast te stellen. Hier is gekozen om naar het relatieve verschil te kijken tussen de concentraties in het bovenste grondwater onder de akker en onder de bufferstrook volgens

$$\Delta C = 100\% \frac{\overline{C}_a - \overline{C}_b}{\overline{C}_a} \quad (3)$$

waarin ΔC is het relatieve verschil tussen de concentraties in het bovenste grondwater onder de akker en onder de bufferstrook (%), $\overline{C}_a$ is de (ruimtelijk gewogen) gemiddelde concentratie in de akker + kopakker (mg L^{-1}), en $\overline{C}_b$ is de gemiddelde concentratie in de bufferzone (mg L^{-1}). Voor $\overline{C}_b$ zijn alle gemeten concentraties in de bufferstrook rekenkundig gemiddeld. Omdat in de akker op diverse afstanden van de bufferstrook is gemeten (namelijk, op 0.5, 5.5, 36.5 en 96.5 m van de bufferstrook; Figuur 4), kan het al dan niet zwaar mee tellen van de gemeten concentratie ver van de bufferstrook van invloed zijn op de berekening van ΔC . Daarom worden drie soorten middelingen toegepast: 1) alle gemeten concentraties tellen even zwaar mee (rekenkundig gemiddelde), 2) de weegfactoren zijn gelijk aan de onderlinge afstanden en bedragen respectievelijk 3, 18, 45.5 en 15 (areaal gewogen), en 3) de weegfactoren zijn gelijk aan 1 gedeeld door de afstand tot aan de bufferstrook, respectievelijk, 2, 0.182, 0.027 en 0.01 (invers afstand gewogen). Aanvullend op deze drie berekeningen voor ΔC is een vierde berekening toegepast waarbij voor $\overline{C}_a$ de gemeten concentratie op 4 m van de sloot (op 0.5 m van grens met de bufferstrook) is gebruikt en voor $\overline{C}_b$ de gemeten concentratie op 0.5 m van de sloot is gebruikt. Bij deze methode 4 stelt $\overline{C}_a$ de concentratie voor van het water dat de bufferstrook instroomt, en $\overline{C}_b$ stelt de concentratie voor van het water dat de bufferstrook verlaat. ΔC is uitgerekend voor $\text{NO}_3\text{-N}$, totaal N en totaal P, waarbij de concentraties van de enkelvoudige (volledig geperforeerde, 0-210 cm) filters werden gebruikt. De bovengenoemde vier methoden voor bepalen van $\overline{C}_a$ en $\overline{C}_b$ worden aangeduid met, respectievelijk, middelingmethoden 1, 2, 3 en 4.

Omdat het verloop van de concentratie naast de sloot (op 0.5 m van de sloot) bekend is, ligt het voor de hand om ook een schatting te maken van de belasting van de sloot. Omdat de afvoer niet direct is gemeten, moet deze worden geschat. Hiervoor kunnen twee methoden worden gebruikt. De eerste methode maakt gebruik van de gemeten stijghoogten op 0.5 m en 2.5 m van de sloot (op diepte 2.1 m). De waterstroming wordt ter plaatse horizontaal verondersteld. De Darcy waterflux wordt dan als volgt berekend

$$Q_1 = K_s \frac{\Delta H}{\Delta x} \frac{A}{B} \quad (4)$$

waarin Q is de waterflux ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$), K_s is de doorlatendheid bij verzadiging (m d^{-1}), ΔH is het verschil in gemeten stijghoogten in de genoemde twee buizen (m), en Δx is de onderlinge afstand tussen de twee genoemde buizen (2.5 m), A is het natte oppervlak van de sloot (per strekkende meter sloot) (m^2), en B is het afvoerend areaal op de sloot (m^2). De Vos *et al.* (2002) hebben K_s gemeten tot circa 1 m diepte. Behalve voor de bovenste 15 tot 20 cm, vonden zij een gemiddelde waarde van 1 m d^{-1} . Omdat het merendeel van de stroming dieper plaatsvindt, en de diepere lagen iets grover van aard zijn, moeten we een grotere waarde voor K_s gebruiken: $K_s = 2 \text{ m d}^{-1}$ (Jan van Bakel en Harry Massop, Alterra, persoonlijke mededeling). De natte omtrek van de sloot is benaderd door een halve cirkel met een straal van 0.2 m (Figuur 3), zodat $A = 0.628 \text{ m}^2$ (per strekkende meter sloot). Het afvoerend oppervlak $B = 200 \text{ m}^2$ (per strekkende meter sloot).

De nitraatbelasting van de sloot, $Q_{\text{NO}_3\text{-N}}$, wordt berekend volgens

$$Q_{\text{NO}_3\text{-N}} = QC_{0.5} \frac{1000}{100} \quad (5)$$

waarin $C_{0.5}$ de gemeten concentratie op 0.5 m van de sloot is (mg L^{-1}), de factor 1000 is een omrekeningsfactor is (L m^{-3}), en de factor 100 is een omrekeningsfactor van mg m^{-2} naar kg ha^{-1} . De belasting is vervolgens geïntegreerd over de tijd (de gemeten stijghoogte gradiënt en concentratie werden constant verondersteld tussen twee opeenvolgende meetmomenten).

De tweede methode gaat uit van de gemeten maximale opbolling van het grondwater in het midden van de akker. Op basis van de drainageformule van Hooghoudt (1937, 1940) kan de waterafvoer worden geschat, volgens

$$Q_2 = \frac{8KDm_0 + 4Km_0^2}{L^2} \quad (6)$$

waarin D is de dikte van het pakket beneden het slootpeil (1.4 m), m_0 is de opbolling van het grondwater boven het slootpeil (m), en L is de slootafstand (200 m). In feite geldt de Hooghoudt formule alleen voor stationaire omstandigheden. We veronderstellen dat deze situatie zich voordoet tussen twee bemonsteringstijdstippen in. Tevens geldt in vergelijking (6) dat de doorlatendheid boven en onder het slootpeil hetzelfde is, wat we gemakshalve hier veronderstellen. En verder zou in plaats van de werkelijke dikte D een effectieve dikte gebruikt moeten worden. Echter, gegeven het feit dat $L \gg D$, geldt dat de effectieve dikte vrijwel gelijk is aan de fysieke dikte D . Dagelijks zijn de grondwaterstanden op het midden van de akker gemeten, waaruit m_0 volgt. De nitraatbelasting kan dan weer volgens vergelijking (5) worden berekend.

Volledigheidshalve wordt ook de belasting berekend op basis van het neerslagoverschot, volgens

$$Q_3 = R - ET_0 \quad (7)$$

waarin R is de neerslag is ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en ET_0 is de referentieverdamping ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$). R werd op Vredepeel gemeten (sectie 2.3) (en was vergelijkbaar met metingen van nabijgelegen KNMI neerslagstation IJsselsteyn), en ET_0 werd gelijk gesteld aan het gemiddelde van de drie nabijgelegen KNMI verdampingstations Arcen, Volkel en

Eindhoven (zeer geringe onderlinge spreiding). De nitraatbelasting kan dan weer volgens vergelijking (5) worden berekend. Omdat de veenlaag niet volledig ondoorlatend is, zal de berekening van de belasting een overschatting opleveren.

Ruimtelijke interpretatie

Omdat natuurlijke processen gekenmerkt worden door een grote variatie in ruimte en tijd, werden metingen ruimtelijk en temporeel bepaald. Dergelijke gegevens lenen zich bij uitstek voor representatie in zgn. contourplots (Lowrance *et al.*, 2000; Dhondt *et al.*, 2002). Gezien het beperkte aantal meetpunten was het echter niet mogelijk om een semi-variogram te schatten en om die reden is er gekozen voor de 'inverse squared distance' methode voor interpolatie tussen meetpunten. De contourplots moeten dus niet gebruikt worden om via interpolatie gehalten op niet bemonsterde plaatsen af te leiden. Ze zijn alleen gebruikt om de bemonsteringsresultaten ruimtelijk te visualiseren. Op deze wijze vallen geïsoleerde hoge of lage meetwaarden direct op door geconcentreerd voorkomende concentrische contourlijnen.

Statistiek

Significante verschillen in stofconcentraties in de bufferstrook, kopakker en akker werden middels ANOVA analyses vastgesteld. In de ANOVA analyses werden de locaties (24 per meetronde) als variabelen beschouwd en de meetronden als blokken. Met betrekking tot de locaties werden drie situaties beschouwd: 1) de afzonderlijke afstanden tot de sloot ($X = 0.5, 3, 4, 9, 40, 100$ m), 2) verdeling in buffer ($X = 0.5, 3$ m) en akker ($X = 4, 9, 40, 100$ m), en 3) verdeling in buffer ($X = 0.5, 3$ m), kopakker ($X = 4, 9$ m) en akker ($X = 40, 100$ m). Statistische analyses werden uitgevoerd in Genstat v. 7.

Tevens wordt nagegaan of er lineaire trends zijn van de $\text{NO}_3\text{-N}$ als functie van de afstand tot de sloot. Hierbij is gekozen voor een model waarbij een lineaire trend in de bufferstrook wordt gekoppeld aan een lineaire trend in de rest van de akker. Het model is gegeven als

$$C_i = b_0 + b_1 x_i + b_2 \{(x_i - x_{\text{buffer}}) i_{\text{akker}}\} + \varepsilon_i \quad (8)$$

hierin is C_i de seizoensgemiddelde concentratie op locatie i (per afstand tot de sloot worden de seizoensgemiddelden per raai afzonderlijk beschouwd) (mg N L^{-1}), x_i is de afstand tot de sloot op locatie i (m), x_{buffer} is de overgang tussen buffer en akker ($x_{\text{buffer}} = 3.5$ m), i_{akker} is een indicator die aangeeft of de locatie binnen de bufferstrook ligt ($i_{\text{akker}} = 0$) of in de rest van de akker ($i_{\text{akker}} = 1$), b_0 , b_1 en b_2 zijn de regressiecoëfficiënten (eenheden, respectievelijk, mg L^{-1} , $\text{mg L}^{-1} \text{ m}^{-1}$, en $\text{mg L}^{-1} \text{ m}^{-1}$), en ε_i is het residu (mg L^{-1}). In totaal zijn er per seizoen $n = 4 \cdot 6 = 24$ waarnemingen. Vergelijking (8) kan worden herschreven als

$$C_i = \begin{cases} b_0 + b_1 x_i + \varepsilon_i & x_i \leq x_{\text{buffer}} \\ (b_0 - b_2 x_{\text{buffer}}) + (b_1 + b_2) x_i + \varepsilon_i & x_i > x_{\text{buffer}} \end{cases} \quad (9)$$

Aangenomen is dat de residuen (ruimtelijk) onafhankelijk zijn, en normaal verdeeld met variantie σ^2 . Het model is aangepast met Genstat v. 7 volgens de gewogen kleinste kwadraten methode met als gewicht (w_i) de inverse van de variantie (σ_i^2) van de seizoensgemiddelden:

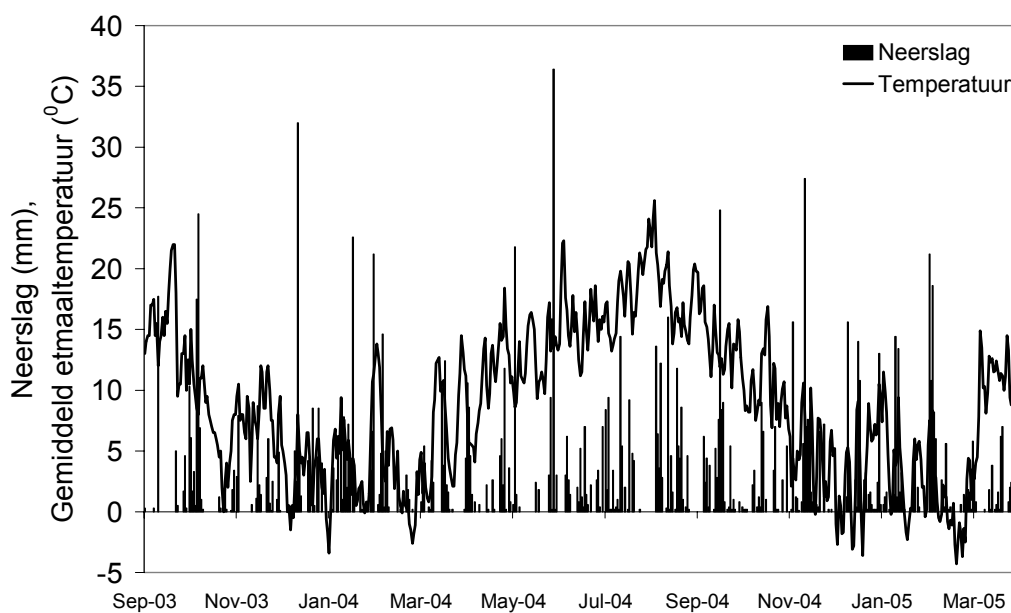
$$w_i = \frac{n(\sigma_i^2)^{-1}}{\sum_{i=1}^n (\sigma_i^2)^{-1}} \quad (10)$$

Deze variantie van de seizoensgemiddelde concentratie op een locatie i is geschat met de variantie van de concentraties gemeten op die locatie gedeeld door het aantal waarnemingen op die locatie. Merk op dat de som van alle w_i 's gelijk is aan n , het aantal waarnemingen. Per seizoen worden de schattingen voor b_0 , b_1 en b_2 gegeven.

4 Resultaten

4.1 Meteorologie

Figuur 5 toont het dagelijkse verloop van de neerslag (verticale balkjes) en gemiddelde dagtemperatuur op proefbedrijf Vredepeel gedurende de totale periode september 2003 tot en met april 2005. De neerslagsom gedurende de onderzoeksperiode (1 oktober - 1 april) bedroeg 400 mm in 2003-2004 en 370 mm in 2004-2005. Ook de temperaturen waren zeer vergelijkbaar (gemiddeld 5.3 °C in het uitspoelseizoen 2003-2004 en 5.4 °C in het uitspoelseizoen 2004-2005).



Figuur 5. Daggemiddelde temperatuur (°C) en neerslag dagsom op proefbedrijf Vredepeel gedurende de onderzoeksperiode.

Omdat de metingen niet geautomatiseerd waren, was het niet mogelijk om precies na elke 30 mm neerslagoverschot te bemonsteren. Tabel 2 geeft de tijdstippen van bemonstering weer voor de twee uitspoelseizoenen, inclusief de neerslag en het neerslagoverschot tussen twee opeenvolgende meettijdstippen.

Tabel 2. Bemonsteringstijdstippen met neerslagsom R en neerslagoverschot $R-ET_0$ tussen twee opeenvolgende tijdstippen (per uitspoelseizoen is 1 oktober als uitgangstijdstip genomen).

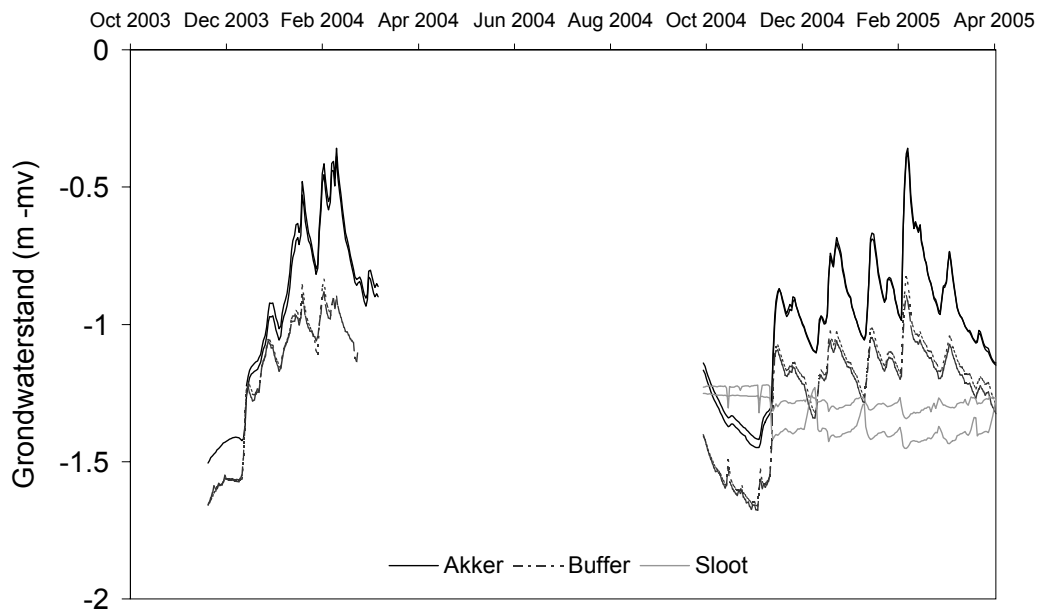
Datum in	R	$R-ET_0$	Datum in	R	$R-ET_0$
2003-2004	(mm)	(mm)	2004-2005	(mm)	(mm)
21-11-2003	107.5	69.3	14-10-2004	5.2	-12.3
17-12-2003	64.3	56.90	03-11-2004	35.4	20.10
09-01-2004	46.3	41.23	18-11-2004	57.4	51.40
16-01-2004	29	27.50	29-11-2004	25.2	22.13
22-01-2004	29.4	27.87	22-12-2004	29.6	24.93
03-02-2004	34.8	31.13	10-01-2005	52.2	47.20
17-02-2004	32.4	26.87	26-01-2005	39.6	33.33
11-03-2004	19	1.13	14-02-2005	75	66.93
			15-03-2005	28.6	9.33
			13-04-2005	34.6	-14.97

4.2 Hydrologie

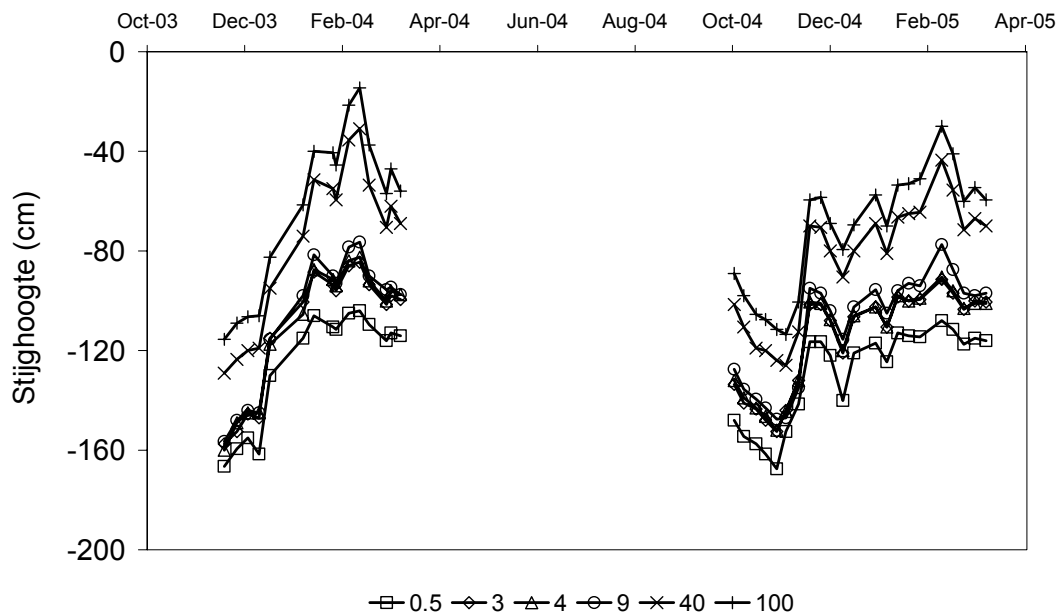
Bij aanvang van het onderzoek (oktober 2003) bevond het grondwater zich op ongeveer 160 cm beneden maaiveld, wat overeen komt met ongeveer 35 cm beneden de slootbodem. Gedurende de onderzoeksperiode nam de grondwaterstand in de akker toe tot 40 cm beneden maaiveld in februari 2003 om vervolgens weer te dalen tot ongeveer 80 cm beneden maaiveld aan het einde van het uitspoelseizoen (Figuur 6). In het tweede meetseizoen (2004-2005) was de grondwaterstand dieper dan in het eerste meetseizoen. Mogelijk werd dit veroorzaakt door de rioleringswerkzaamheden aan de Vredeweg (sectie 2.2).

In de akker, op 100 m van de sloot, stond het grondwater hoger dan in de bufferstrook, op 3 m van de sloot. Hieruit volgt dat er een opbolling van de grondwaterspiegel was vanaf de sloot. Stijghoogten op 2.10 m –mv werden gemeten op zes afstanden van de sloot en in twee raaien. In Figuur 7 zijn de gemiddelde stijghoogten per raai weergegeven. In Figuur 7 komt een hogere stijghoogte overeen met een hogere waterpotentiaal. Over het algemeen nam de stijghoogte af in de richting van de sloot, d.w.z. water stroomt naar de sloot. In het tweede meetseizoen waren de stijghoogten doorgaans lager dan in het eerste meetseizoen. Dit kan (wederom) te maken hebben met de werkzaamheden aan het riool aan de Peelweg.

Verticale stromingscomponenten kunnen zowel neerwaarts als opwaarts gericht zijn. Als de hydraulische potentiaal toeneemt met de diepte, is er sprake van een opwaarts drukverschil. Vice versa, is er sprake van een neerwaarts drukverschil wanneer de hydraulische potentiaal afneemt met de diepte. In het tweede meetseizoen zijn peilbuizen op twee diepten geplaatst (2.10 m en 2.75), hierdoor kan gekeken worden naar verticale stromingscomponenten. Er waren een paar uitschieters in de verticale stromingscomponenten, maar meestal was de gradiënt redelijk constant en in de buurt van de 0 (geen drukverschil). Tegen het einde van het seizoen ontstond in de kopakker een neerwaartse potentiaal. In de bufferstrook was de potentiaal licht opwaarts (Figuur 8).



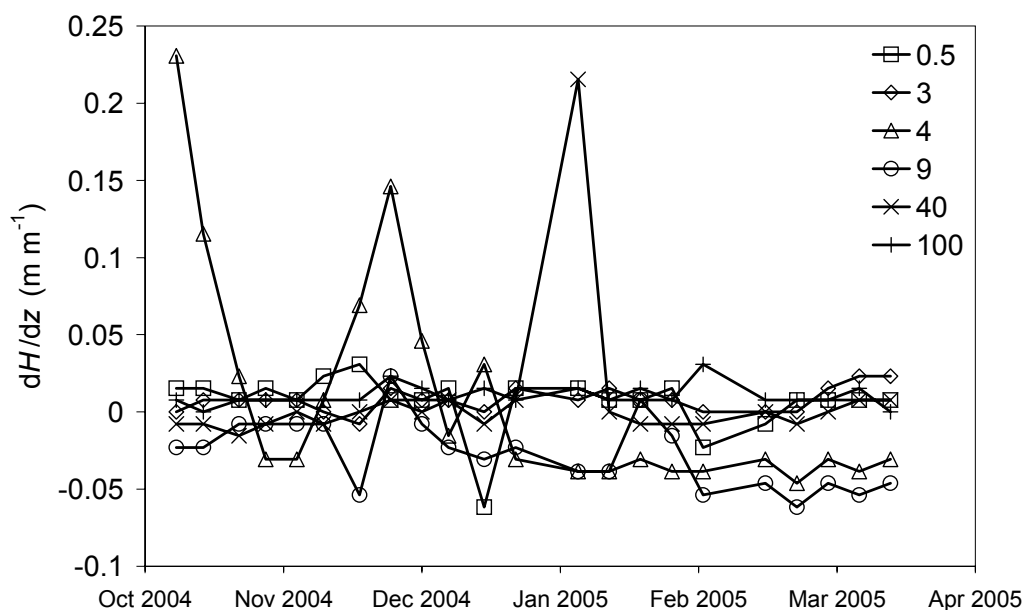
Figuur 6. Gemiddelde grondwaterstand per dag in de akker (doorgetrokken), in de bufferstrook (gestreept) en in de sloot (grijs).



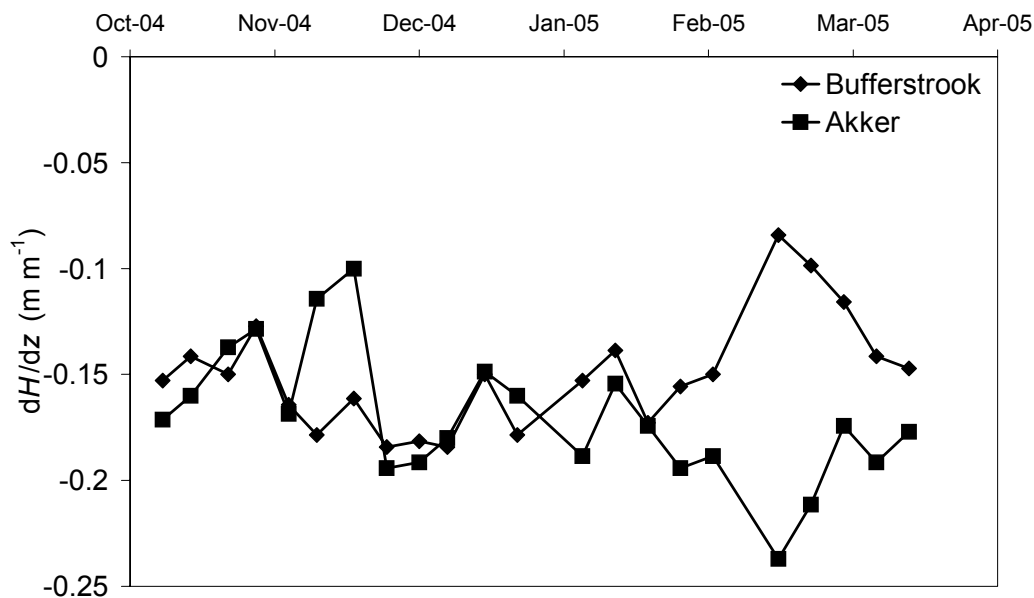
Figuur 7. Gemiddelde stijghoogten over twee raaien op 210 cm -mv. Verschillende symbolen geven verschillende afstanden tot de sloot aan.

Onder de veenlaag op ongeveer 4.5 meter -mv was de stijghoogte altijd lager dan boven de veenlaag. Dit resulteerde in een constante neerwaarts gericht potentiaalverschil zowel in het midden van de akker als onder de bufferstrook (Figuur 9). Gemiddeld was de gradiënt in de akker $-0.17 (\pm 0.032) \text{ m m}^{-1}$, en onder de

bufferstrook $-0.15 (\pm 0.027) \text{ m m}^{-1}$. Het overall gemiddelde was $-0.16 (\pm 0.031) \text{ m m}^{-1}$.



Figuur 8. Gemiddelde verschillen over twee raaien in stijghoogten over twee diepten (275 en 210 cm $-mv$). Een negatieve getal duidt op een neerwaartse hydrologische potentiaal; een positief getal op een opwaartse potentiaal. Verschillende symbolen geven verschillende afstanden tot de sloot aan.



Figuur 9. Gemiddelde verschillen in de akker en in de bufferstrook over twee diepten (275 en 450 cm $-mv$). Een negatieve waarde duidt op een neerwaartse hydrologische potentiaal; een positief getal op een opwaartse potentiaal.

4.3 Gewas

Bufferstrook

In 2003 was de droge stofopbrengst van de bufferstrook circa 4 ton ha⁻¹ (Tabel 3). De begroeiing bestond uit een mengsel van gras en kruiden. Met het gemaaid buffergewas werd 55 kg N ha⁻¹ en 12 kg P ha⁻¹ afgevoerd. De wortelbiomassa bevond zich voor meer dan 97% in de bovenste bodemlaag van 20 cm, de maximale bewortelingsdiepte was 60 cm.

Tabel 3. Afvoer van biomassa (ds: droge stof) en nutriënten door maaien (bovengronds) en verdeling van de wortelbiomassa in de bodemlaag 0-60 cm in de bufferstrook in 2003.

Afstand vanaf de sloot	0.5 m	1.5 m	2.5 m	gemiddeld
<i>Bovengronds juli 2003</i>				
Ds-opbrengst (ton ha ⁻¹ ds)	4.25	4.61	3.27	4.04
N-gehalte (g kg ⁻¹ ds)	13.1	12.4	15.8	13.8
P-gehalte (g kg ⁻¹ ds)	2.9	2.8	2.9	2.9
N-afvoer (kg ha ⁻¹)	56	57	52	55
P-afvoer (kg ha ⁻¹)	12	13	10	12
<i>Wortels 25 augustus</i>				
laag 0-20 cm (%)	97.8	98.1	99.3	98.3
laag 20-40 cm (%)	1.6	1.6	0.4	1.2
laag 40-60 cm (%)	0.6	0.4	0.4	0.5

In 2004 was de droge stofopbrengst 2.4 ton ha⁻¹ en werd er 44 kg N met het buffergewas afgevoerd. Aan het begin van het uitspoelseizoen 2004-2005 (op 28 oktober) was in de bovengrondse delen van het buffergewas, respectievelijk, 11 en 1.7 kg ha⁻¹ N en P aanwezig; aan het einde van het uitspoelseizoen (op 14 april) was dit 19 en 2.6 kg ha⁻¹ N en P. Dit betekent dat in deze periode, respectievelijk, 8 en 0.9 kg ha⁻¹ N en P werd opgenomen.

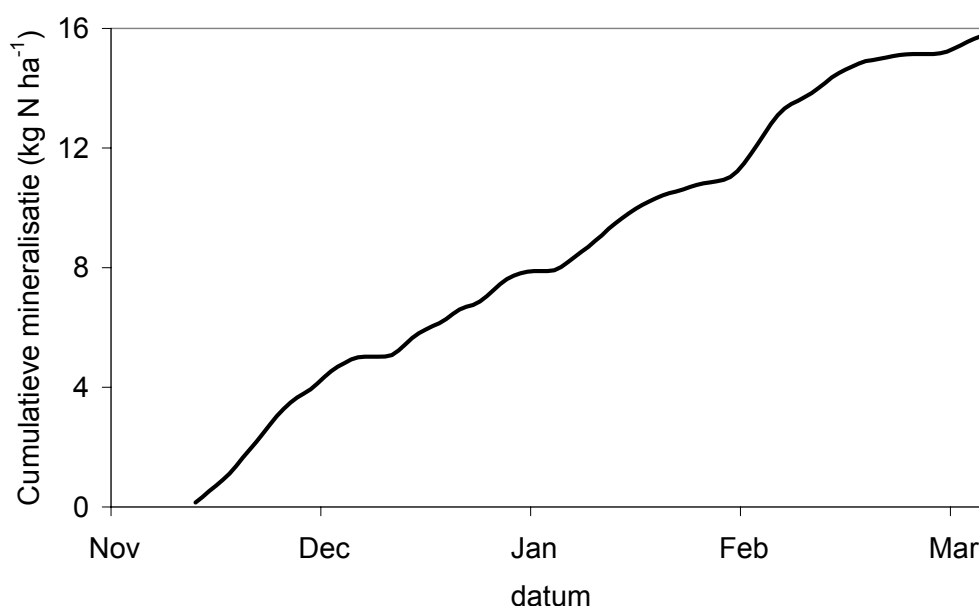
Akker

Suikerbieten 2003

De oogstresultaten van de suikerbieten zijn weergegeven in Tabel 4 (de opbrengsten in de kopakker waren lager dan in de akker, Harry Verstegen, persoonlijke mededeling). Met de wortels werd 119 kg N en 29 kg P ha⁻¹ afgevoerd. In de gewasresten bleef 89 kg N en 11 kg P ha⁻¹ achter. Een deel daarvan kan in de winterperiode door mineralisatie vrijkomen. Met behulp van het mineralisatiemodel Minip (Janssen, 1984, Janssen, 1996) werd berekend dat deze hoeveelheid circa 16 kg N ha⁻¹ bedraagt voor de periode 11 november 2003 tot 9 maart 2004 (Figuur 10).

Tabel 4. Opbrengsten (droog: droge stof, ds), N- en P-gehalten en N- en P-onttrekking onderverdeeld in wortels en gewasresten (loof + koppen) van suikerbieten, oogstdatum: 11 november 2003.

	Vers ton ha ⁻¹	Droog ton ha ⁻¹	N-gehalte g kg ⁻¹ ds	P-gehalte g kg ⁻¹ ds	N-onttrekking kg ha ⁻¹	P-onttrekking kg ha ⁻¹
Wortels	81.6	20.5	5.8	1.4	119	29
Loof + koppen	23.5	3.5	25.3	3.0	89	11



Figuur 10: Berekende cumulatieve N-mineralisatie uit suikerbietresten in de periode 11 november 2003 tot 9 maart 2004 (Minip, Janssen, 1984; 1996).

Winterkoolzaad 2004-2005

In Tabel 5 is de hoeveelheid N en P in de bovengrondse delen van winterkoolzaad weergegeven. De opbrengsten in de kopakker zijn hoger dan in de akker. De N- en P-onttrekking van winterkoolzaad gedurende het uitspoelseizoen is aanzienlijk.

Tabel 5. N en P in de bovengrondse delen van winterkoolzaad aan het begin (28 oktober) en einde (14 april) van het uitspoelseizoen 2004-2005.

	N (kg ha ⁻¹)		P (kg ha ⁻¹)	
	28/10/2004	14/04/2005	28/10/2004	14/04/2005
Kopakker	29	187	2.9	30.5
Akker	29	140	4.1	21.3

4.4 Bodem

Pw -getal

Het Pw-getal was het laagst direct langs de sloot (Tabel 6). De Pw-getallen op 3 (bufferstrook), 4 en 10 m (kopakker) van de sloot waren het hoogst, terwijl deze in de akker veel lager waren. De hogere waarden in de kopakker zijn mogelijk het gevolg van bodemverdichting door veelvuldig berijden, waardoor de opbrengst van landbouwgewassen hier structureel lager ligt dan in de akker. Daarnaast kan bij het inzetten van de mestinjecteur per ongeluk extra mest in de kopakker komen. Op termijn leidt dit tot een toename van de fosfaattoestand (hoger P-overschot).

Tabel 6. Pw-getal per 30-cm laag in de bufferstrook, kopakker en akker (november 2003). Afstanden in m vanaf de sloot.

Bodemlaag	Bufferstrook		Kopakker		Akker	
	0.5 m	3 m	4 m	9 m	40 m	100 m
0 - 30 cm	19	63	58	66	37	37
30 - 60 cm	< 4	25	16	28	3	5
60 - 90 cm	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4	< 4

Minerale bodem-N

Uitspoelseizoen 2003-2004

Direct na de oogst van suikerbieten werd in de akker slechts een geringe hoeveelheid minerale bodem-N (Nmin) aangetroffen (Tabel 7). In de kopakker was de Nmin veel hoger. Net zoals voor de Pw-getallen hangt dit waarschijnlijk samen met een geringere gewasopname op de kopakker en/of hogere mestgiftten. Gedurende het uitspoelseizoen nam de Nmin in de kopakker af; terwijl die in de akker juist toenam. Ook in de bufferstrook nam de Nmin af. Op alle locaties nam de hoeveelheid Nmin af met toenemende bodemdiepte. Opvallend is dat in de bufferstrook relatief veel $\text{NH}_4\text{-N}$ gevonden werd (Tabel 7; verschil Nmin en $\text{NO}_3\text{-N}$). In de kopakker en in de akker werd veel minder $\text{NH}_4\text{-N}$ aangetroffen. In situaties waar relatief veel $\text{NH}_4\text{-N}$ wordt aangetroffen, heeft zeer waarschijnlijk remming van nitrificatie plaatsgevonden als gevolg van zuurstofgebrek.

Tabel 7. Verloop van de hoeveelheid minerale N (kg ha^{-1}) in de bodemlagen 0-30, 30-60 en 60-90 cm ($n=2$), voor $\text{NO}_3\text{-N}$ en Nmin ($= \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$). Gegevens uitspoelseizoen 2003-2004.

Tijdstip	Locatie	$\text{NO}_3\text{-N}$			Nmin		
		0-30	30-60	60-90	0-30	30-60	60-90
November 2003	Buffer	10.8	10.2	4.4	15.5	13.4	5.9
	Kopakker	36.9	18.9	12.0	38.4	20.4	13.5
	Akker	4.5	1.5	2.9	6.0	3.0	5.7
April 2004	Buffer	3.0	3.3	1.5	7.8	6.2	3.0
	Kopakker	17.4	9.0	9.3	21.6	13.5	10.8
	Akker	9.9	7.2	9.0	11.4	8.7	10.5

Uitspoelseizoen 2004-2005

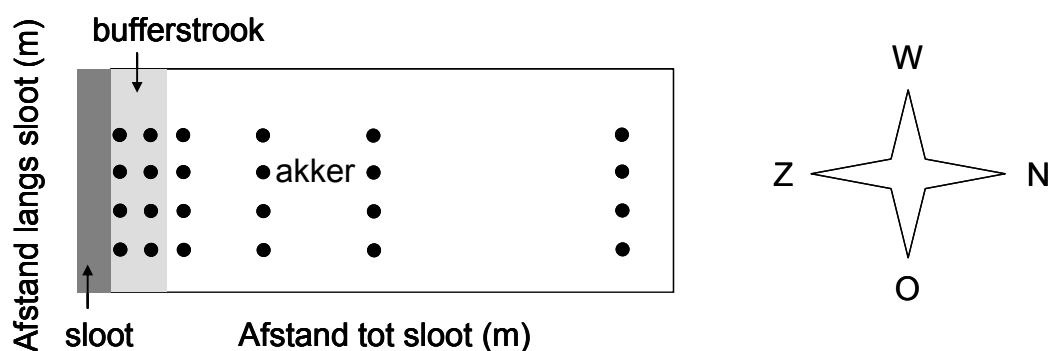
Het verloop van de Nmin liet in het uitspoelseizoen 2004-2005 een ander patroon zien dan in 2003-2004 (Tabel 8). In de periode oktober-januari was tussen de kopakker en de akker geen verschil in de hoeveelheid $\text{NO}_3\text{-N}$ in de bodem. Wel werd in de kopakker een hogere hoeveelheid $\text{NH}_4\text{-N}$ in de laag 30-60 cm aangetroffen. Na januari stegen door bemesting (zie Bijlage 1) de Nmin-waarden in de kopakker en akker. Hoewel de bufferstrook niet werd bemest, steeg na januari ook hier de Nmin. Net zoals in het uitspoelseizoen 2003-2004 werd relatief veel $\text{NH}_4\text{-N}$ in de bufferstrook aangetroffen (Tabel 8; verschil Nmin en $\text{NO}_3\text{-N}$).

Tabel 8. Verloop van de hoeveelheid minerale N (kg ha^{-1}) in de bodemlagen 0-30, 30-60 en 60-90 cm (okt. $n = 1$; jan. en april $n = 3$), voor $\text{NO}_3\text{-N}$ en Nmin ($= \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$). Gegevens uitspoelseizoen 2003-2004. NB: Er werd op 15 februari 80 kg N ha^{-1} en op 1 april 40 kg N ha^{-1} bemest.

Tijdstip	Locatie	$\text{NO}_3\text{-N}$		Nmin	
		0-30	30-60	0-30	30-60
Oktober 2004	Buffer	8.9	2.1	10.7	3.3
	Kopakker	20.1	4.7	21.5	5.2
	Akker	14.3	6.9	15.5	7.7
Januari 2005	Buffer	3.2	1.6	12.8	3.8
	Kopakker	7.0	3.1	8.0	3.8
	Akker	3.3	2.0	4.1	2.9
April 2005	Buffer	9.5	4.8	17.9	5.7
	Kopakker	24.6	7.3	24.9	7.3
	Akker	30.0	8.2	30.4	8.3

4.5 Concentraties in grondwater

In de volgende paragrafen worden per stof de contourplots weergegeven van de 18 volledige meetmomenten. De contourplots geven een bovenaanzicht, zoals weergegeven in Figuur 11.

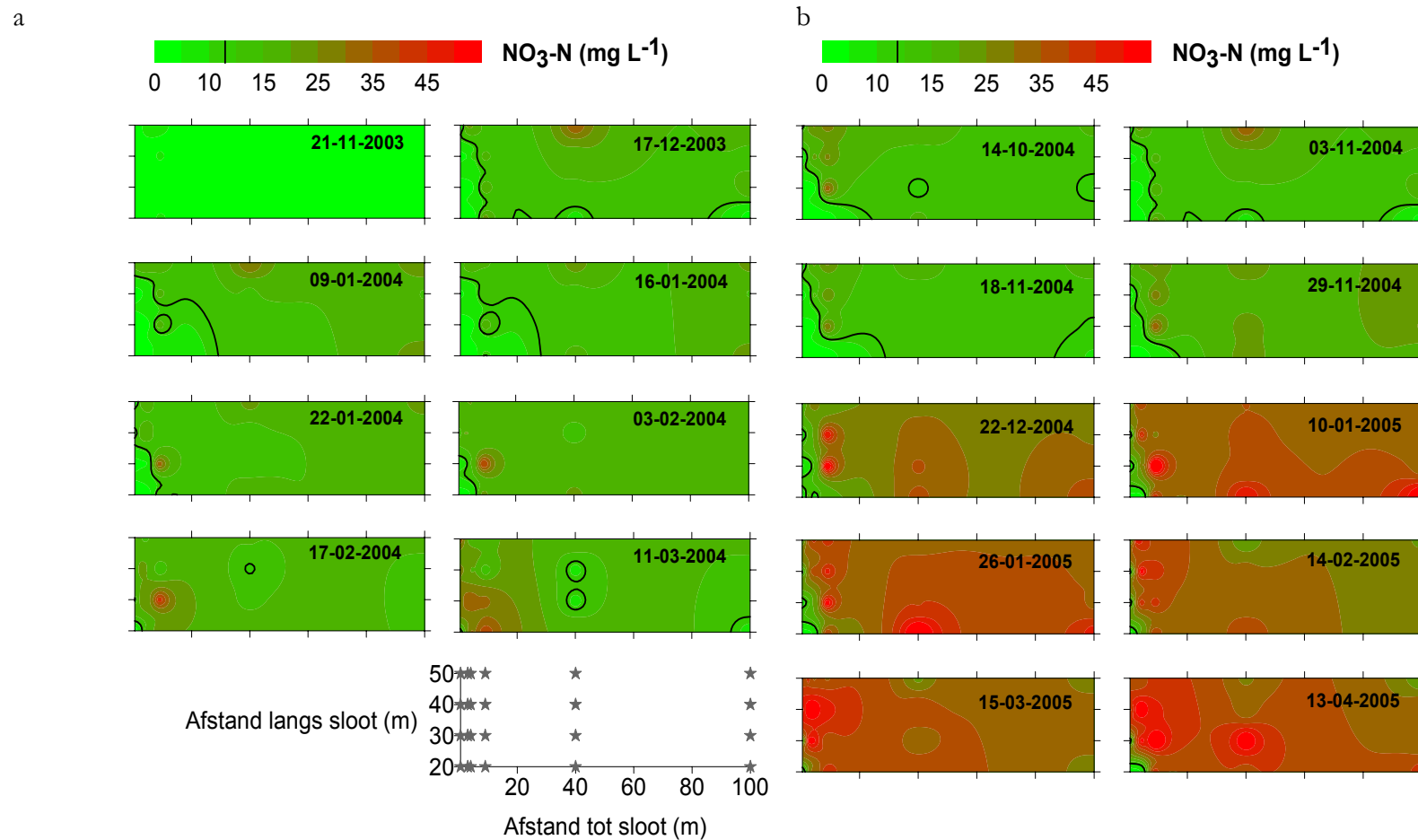


Figuur 11. Bovenaanzicht van het perceel, zoals weergegeven in de contourplots (volgende paragrafen). Cirkels geven meetlocaties aan. N.B. de sloot is niet opgenomen in de contourplots.

Stikstof

Totaal N-concentraties bestonden gemiddeld voor ongeveer 86% uit mineraal N. NO_3 concentraties waren vaak (veel) hoger dan NH_4 concentraties; in 91% van de metingen waren NO_3 concentraties hoger dan NH_4 concentraties. NH_4 concentraties waren in 78% van de gevallen onder de detectielimiet van 0.14 mg L^{-1} . Hogere NH_4 concentraties (d.w.z. boven de detectielimiet) leken vaker voor te komen in de D raai (oost; Figuur 4) en dan met name in meetpunt D1 (zuidoost).

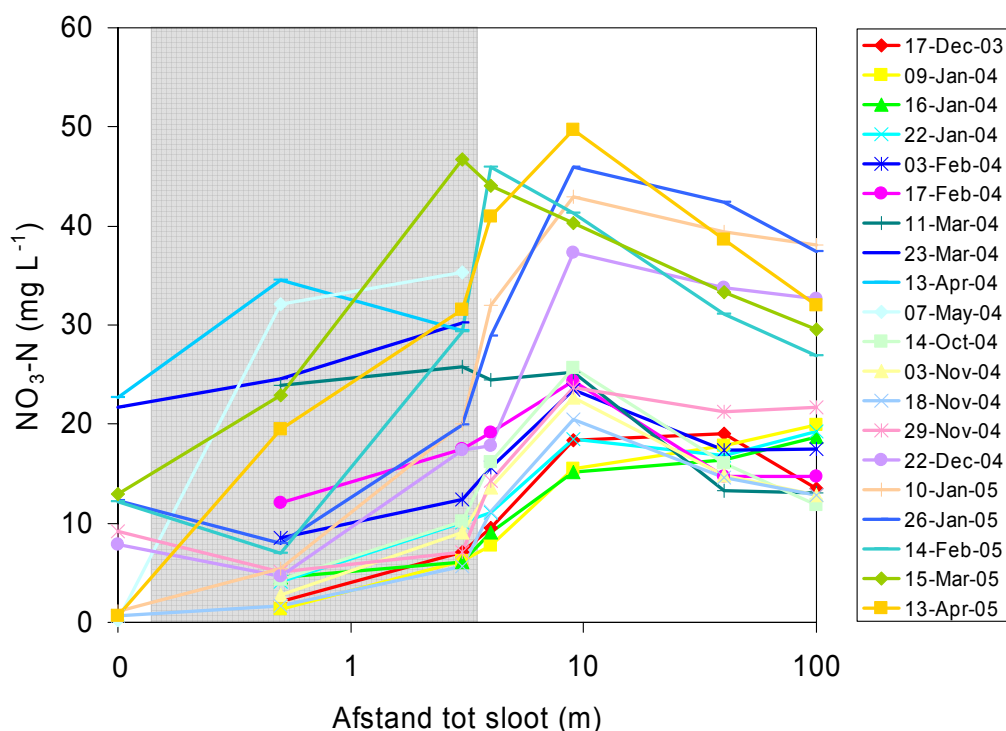
De NO_3 norm van 50 mg L^{-1} ($= 11.3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) voor grondwater werd in 67% van de metingen overschreden (in 0-210 cm volledig geperforeerde buis; Figuur 12).



Figuur 12. Bovenaanzicht van NO₃-N concentraties in het perceel voor de twee uitspoelseizoenen a) 2003-2004 en b) 2004-2005. De sloot ligt aan de linkerkzijde van de plots. De lichtgroene kleuren tot aan de zwarte contourlijn geven zones aan met concentraties <11,3 mg N L⁻¹. Deze zones komen aan het begin van het uitspoelseizoen voor onder de bufferstrook, maar worden in de loop der tijd kleiner. Aan het eind van het seizoen zijn ook onder de bufferstrook de concentraties >11,3 mg N L⁻¹.

Overschrijdingen vonden bij aanvang van het onderzoek vooral plaats in de akker, maar verplaatste zich met de tijd naar de oostkant van de bufferstrook. In het tweede meetjaar waren de NO_3 concentraties doorgaans hoger dan in het eerste meetjaar. Hierop wordt teruggekomen in de discussie.

Als nader wordt gekeken naar het NO_3 verloop in de bufferstrook nemen de nitraatconcentraties bijna altijd af in de richting van de sloot (Figuur 13). Figuur 13 laat zien dat er vaak een stijging in NO_3 concentraties was in de kopakker, welke vervolgens afnam in de bufferstrook.

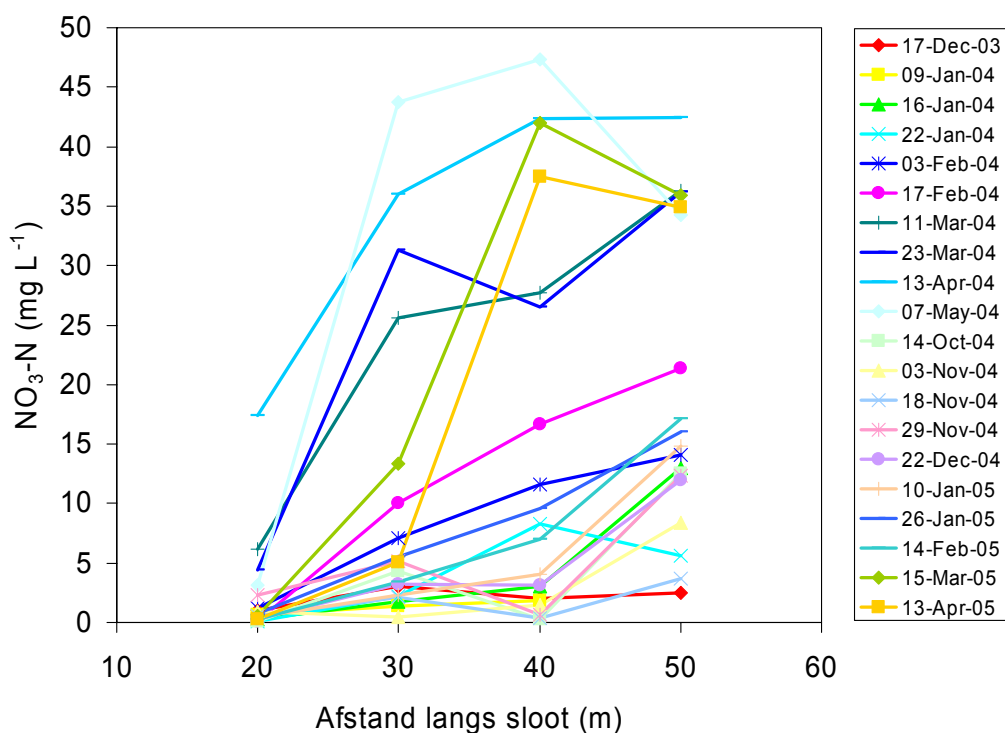


Figuur 13. Gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties op verschillende afstanden van de sloot ($n=4$). De bufferstrook is weergegeven in grijs en meetpunten op de y-as zijn slootwatermetingen ($n=2$). Niet op schaal.

Tijdens het tweede seizoen zijn ook de concentraties in het slootwater gemeten (Figuur 13: meetpunten bij $x = 0$). De gemeten concentraties in het bovenste grondwater op 0.5 m vanaf de insteek van het talud van de sloot zijn niet hetzelfde als die in het slootwater (zie ook Bijlage 2). Dit is op zich niet verwonderlijk omdat de concentratie in het slootwater afhankelijk is van de totale afvoer bovenstrooms van het bestudeerde perceel en omdat er in het slootwater nitraat onderhevig is aan consumptieprocessen.

Naast een gradiënt in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties loodrecht op de sloot, werd ook een gradiënt in NO_3 concentraties parallel aan de sloot waargenomen (Figuur 14). Belangrijke vragen in dit onderzoek zijn derhalve wat de oorzaak is van de stijgende NO_3 concentraties in de kopakker, en waardoor de parallelle gradiënt in NO_3 concentraties langs de sloot werd veroorzaakt. Op beide vragen wordt ingegaan in

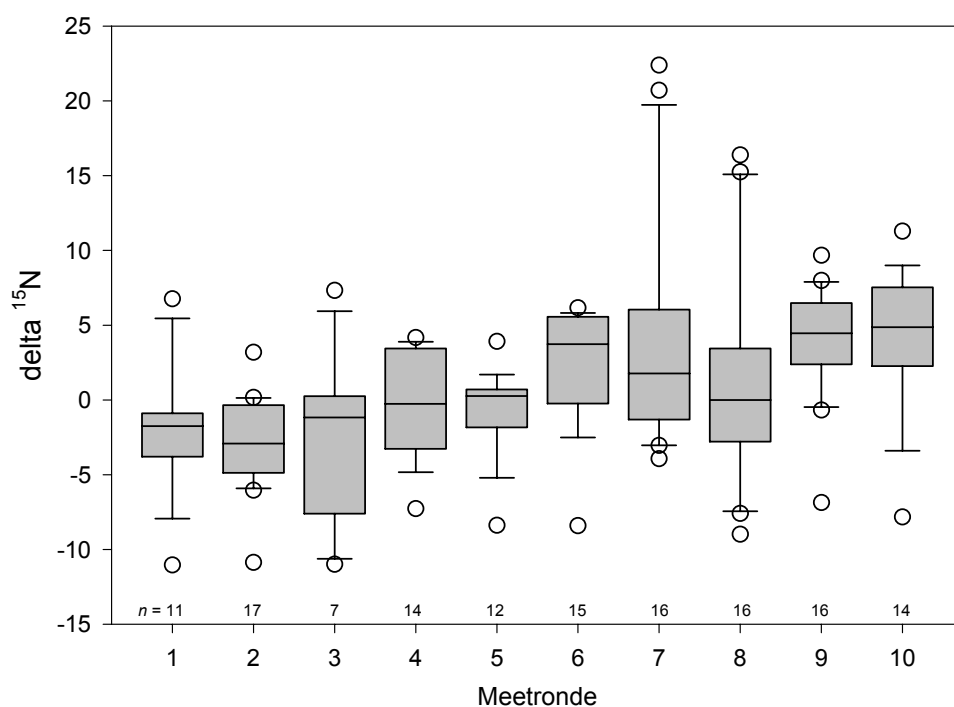
Hoofdstuk 4. In sectie 3.9 worden de gegevens statistisch beschouwd om na te gaan of de concentraties in de bufferzone lager zijn dan in de rest van het veld.



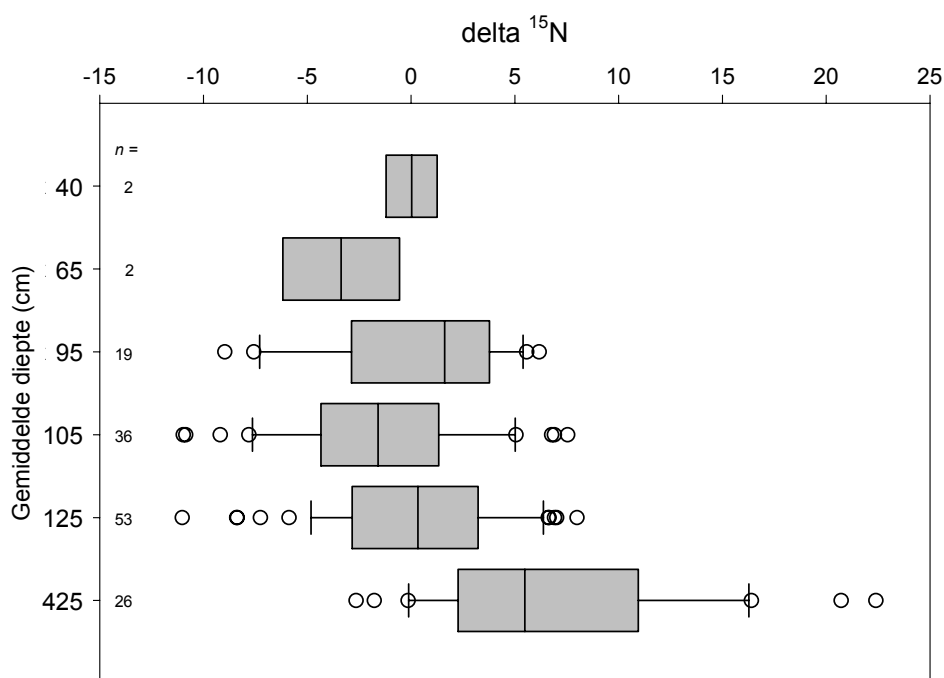
Figuur 14. Gemiddelde $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties op verschillende afstanden langs de sloot (vanaf oostzijde perceel; zie Figuur 1) in Westelijke richting ($n=4$).

4.6 Stabiele isotopen

De delta ^{15}N -waarden liepen uiteen van -11 tot +22‰ met een gemiddelde van 1‰. Hiermee vallen de delta ^{15}N -waarden van perceel 25 van proefbedrijf Vredepeel binnen de ‘gewone’ marges voor grondwater. Gedurende het meetseizoen was er een lichte stijging van delta ^{15}N -waarden (Figuur 15). Deze stijging kan verklaard worden doordat er tussen de aanvang van de proef en 17 februari 2005 geen mest werd toegediend. Door het ontbreken van verse N-aanvoer neemt de ^{15}N -waarde toe (verliezen van N zijn relatief verrijkt in ^{14}N). Vanaf februari werd weer mest toegediend, wat geresulteerd heeft in een verdere stijging van de delta ^{15}N -waarde (zie ook later in Figuur 18). Uitgesplitst naar diepte was vooral opvallend dat op 425 cm – mv (onder de veenlaag) de delta ^{15}N -waarden duidelijk hoger waren (Figuur 16). Ook dit heeft te maken met het feit dat N op deze diepte ouder is en daardoor meer verliezen heeft ondervonden die verrijkt zijn in ^{14}N .

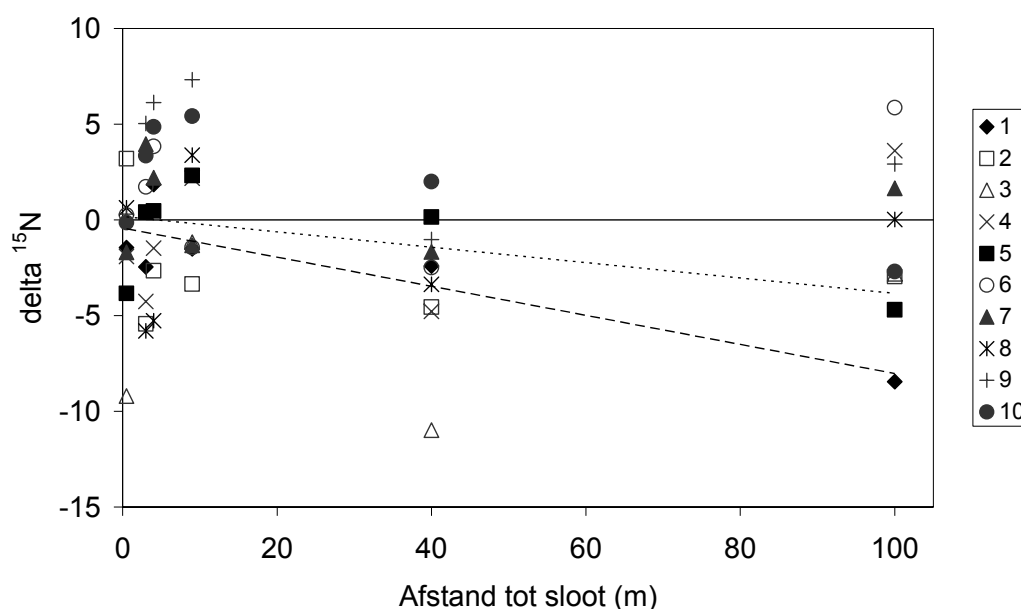


Figuur 15. Het verloop van de delta ^{15}N -waarde in de tijd (uitgedrukt in meetronden). Boxplots zijn samengesteld uit alle beschikbare metingen en zijn derhalve gemiddeld over verschillende locaties en diepten. Boxplots geven gemiddelden weer (horizontale lijn), de centrale helft van de uitkomsten (box), standaarddeviaties (foutenbalken), en uitbijters zijn aangegeven met symbool $\circ$.



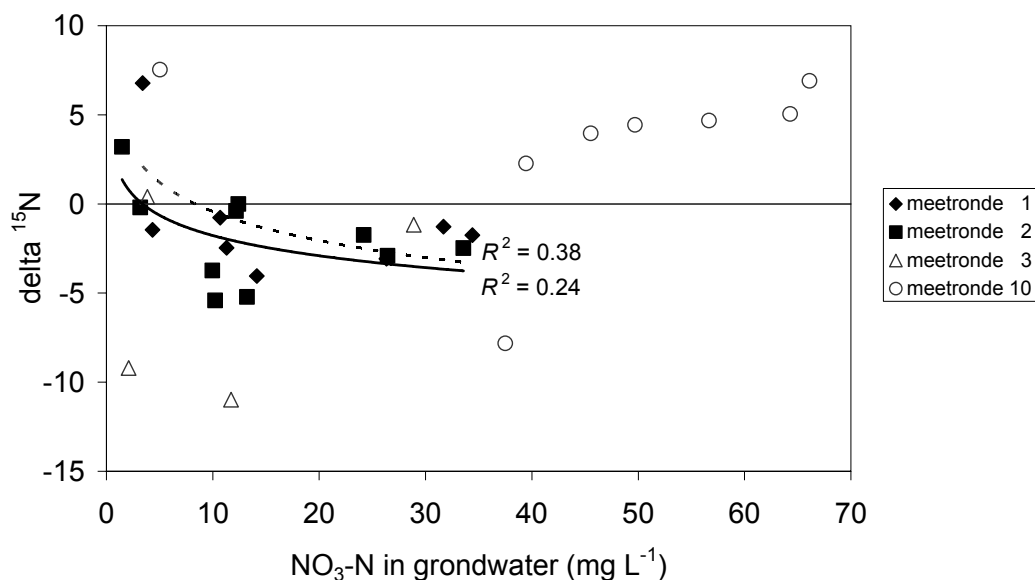
Figuur 16. Het verloop van delta ^{15}N -waarden met de diepte. Boxplots zijn samengesteld uit alle beschikbare data en zijn gemiddeld over verschillende locaties. Boxplots geven gemiddelden weer (verticale lijn), de centrale helft van de uitkomsten (box), standaarddeviaties (foutenbalken), en uitbijters zijn aangegeven met symbool $\circ$.

De verwachting was dat de delta ^{15}N -waarden in de richting van de sloot toe zouden nemen onder invloed van denitrificatie. In een tweetal meetronden werd dit inderdaad ook gevonden (meetronden 1 en 5, Figuur 17), maar in de andere meetronden ontbrak een dergelijke relatie.



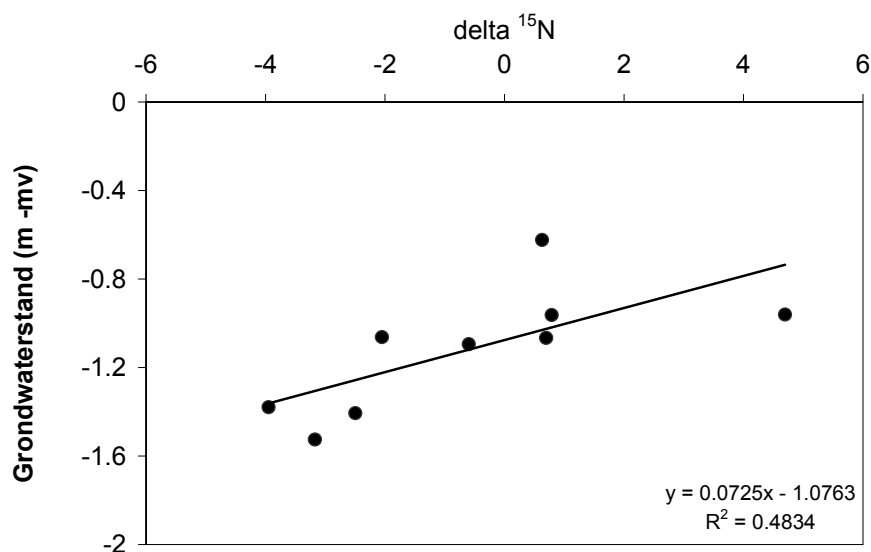
Figuur 17. ^{15}N -waarden in grondwater (95-125 cm –mv), gemiddeld over y-afstanden ($n=2$). Verschillende symbolen geven verschillende meetronden aan. De gestippelde lijn geeft de lineaire trend van de eerste en de vijfde meetronde aan ($R^2 > 0.30$).

Het optreden van denitrificatie in het grondwater kan voorts aangetoond worden met een negatieve relatie tussen nitraatgehalte en delta ^{15}N -waarde. Er waren maar een paar momenten waarop op precies dezelfde locatie op hetzelfde tijdstip zowel een nitraatmonster als een ^{15}N monster werd genomen. Deze situaties zijn weergegeven in Figuur 18. Duidelijk is te zien dat voor de eerste twee meetronden er inderdaad een negatieve relatie tussen delta ^{15}N -waarde en nitraatgehalte was. In de tiende meetronde was dit echter niet het geval. Dit wordt verklaard door het toedienen van bemesting net voor meetronde 10. Kunstmest heeft een delta ^{15}N -waarde van ongeveer 0, maar kan ook daarboven liggen (Bedard-Haughn *et al.*, 2003). De (zeer) hoge nitraatgehalten in het grondwater tijdens de tiende meetronde zijn een andere aanwijzing voor een bemestingseffect.



Figuur 18. Nitraatgehalten en delta ^{15}N -waarden in het grondwater (105 cm –mv). Verschillende symbolen geven verschillende meetronden weer. Lijnen geven logaritmische trends aan van meetronde 1 (gestippeld) en meetronde 2 (doorgetrokken).

De isotopen monsters werden op verschillende diepten genomen; een vast punt (doorlopend filter) en het bovenste watergevulde filter. In Figuur 19 zijn de resultaten van het doorlopend filter en het corresponderende variabele filter (=125 cm –mv) gebruikt om de relatie tussen grondwaterstand en ^{15}N -waarde te onderzoeken. Uit Figuur 19 blijkt dat met stijgende grondwaterstand de delta ^{15}N -waarde stijgt. Dit is een aanwijzing dat bij stijgende grondwaterstand de denitrificatie in het profiel toeneemt.



Figuur 19. Delta ¹⁵N-waarden versus grondwaterstand gemiddeld over verschillende meetronden.

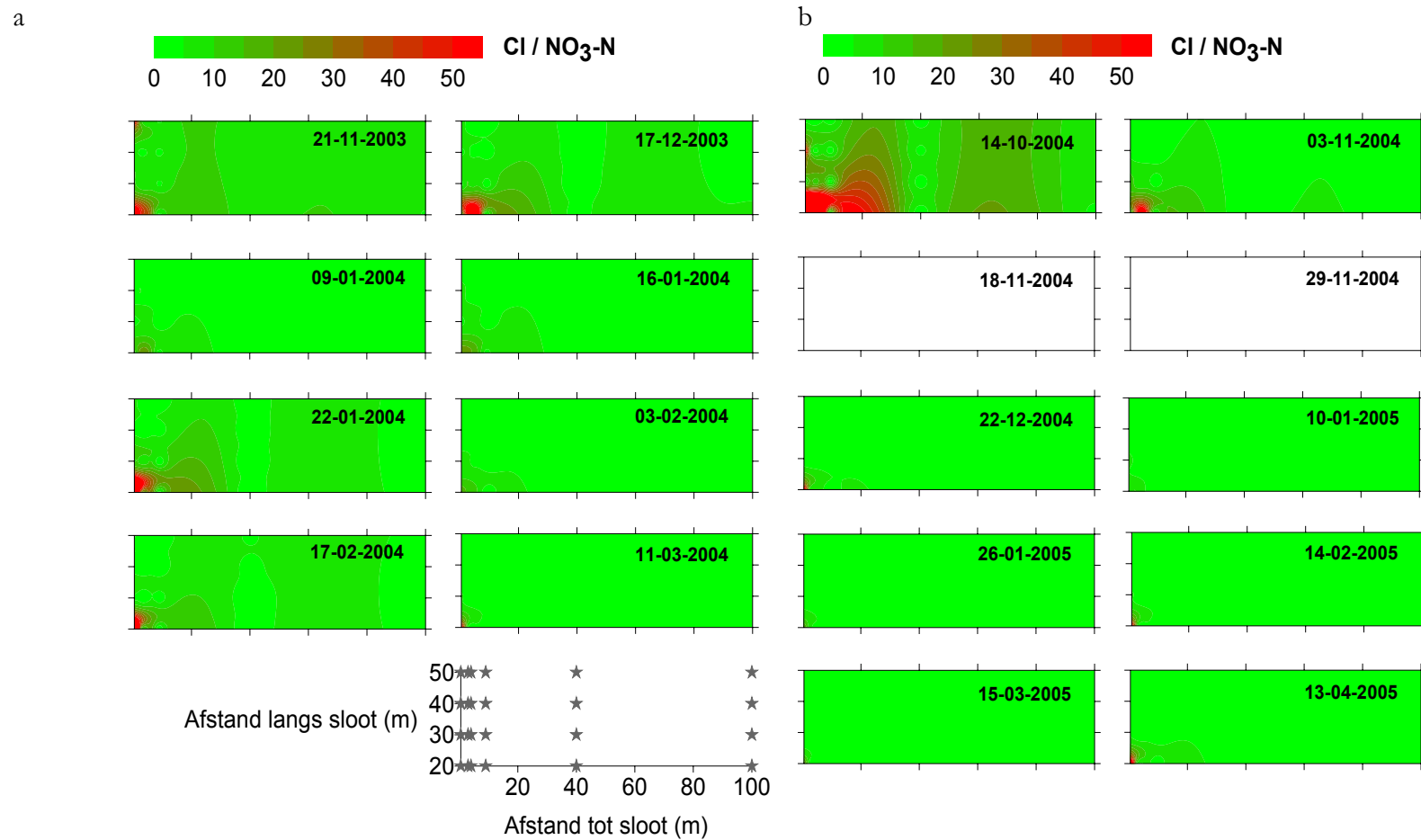
4.7 Fosfaat

Totaal P-concentraties in gefilterde monsters waren meestal (in 99% van de metingen) onder de detectielimiet van 0.02 (eerste seizoen) mg P L⁻¹ en 0.06 (tweede seizoen) mg P L⁻¹. PO₄-P concentraties in gefilterde monsters waren zelfs altijd onder de detectielimiet van 0.055 mg P L⁻¹. Ongefilterde monsters daarentegen gaven vaak hogere P-concentraties d.w.z. boven de detectielimiet, maar ook in deze monsters werd de streefwaarde voor grondwater in zandgrond van 0.4 mg P L⁻¹ niet overschreden. Aangezien de streefwaarde voor P niet werd overschreden, wordt er in de verdere rapportage geen aandacht besteed aan P.

4.8 Cl/NO₃

Afnamen van NO₃ concentraties in grondwater kunnen veroorzaakt worden door verdunning en/of consumptie. Onder consumptie wordt zowel opname door plant (consumptie door de plant) en biochemische omzetting naar andere verbindingen (consumptie door micro-organismen) verstaan. Onderscheid tussen verdunning en consumptie van NO₃ kan gemaakt worden door de NO₃-concentraties te relateren aan een conservatieve stof (meestal Cl) (Altman & Parizek, 1995). Bij verdunning dalen zowel de NO₃ als de Cl concentraties (de Cl:NO₃ verhouding blijft gelijk), terwijl bij consumptie alleen NO₃ zal dalen: de Cl/NO₃ verhouding wordt groter.

Figuur 20 laat de contourplots zien van de Cl/NO₃ verhoudingen van de 18 meetmomenten (Cl gegevens zijn vermeld in Bijlage 3). In veel gevallen was een duidelijke stijging van de Cl/NO₃ verhoudingen te zien in de zuid-oost hoek van het perceel. Dit resultaat wijst op NO₃ consumptie, maar op basis van deze gegevens kan niet afgeleid worden of de relatieve afname van NO₃ het gevolg is van denitrificatie of van gewasopname.



Figuur 20. Bovenaanzicht van $Cl / NO_3\text{-N}$ verhoudingen in het perceel voor de twee uitspoelseizoenen a) 2003-2004 en b) 2004-2005. Links in de figuur ligt de bufferstrook. Sterren geven meetlocaties aan. Op 18-11-2004 en 29-11-2004 kon geen Cl bepaald worden.

4.9 Statistiek

Om significante verschillen tussen variabelen in de bufferstrook, de kopakker en de akker (Figuur 4) te duiden werden ANOVA analyses uitgevoerd per meetseizoen, waarbij gecorrigeerd werd voor de meetronden (Tabel 9). In het eerste meetseizoen is er geen significant verschil in Cl concentraties in de bufferstrook en in de rest van de akker. Wanneer alle data in de bufferstrook beschouwd worden versus alle data van de (kop)akker dan geldt dat de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties in de bufferstrook significant lager zijn dan in de (kop)akker. Alleen wanneer naar de afzonderlijke afstanden tot de sloot wordt gekeken dan geldt dat alleen de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie het meest nabij de sloot significant afwijkt van de rest. De $\text{Cl}/\text{NO}_3\text{-N}$ verhoudingen laten hetzelfde beeld zien als voor $\text{NO}_3\text{-N}$. In het tweede meetseizoen geldt dat zowel de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties als de Cl concentraties in de bufferstrook altijd significant lager zijn dan in de rest van de akker. Ondanks het feit dat voor beide de concentraties in de bufferstrook lager zijn, is de verhouding $\text{Cl}/\text{NO}_3\text{-N}$ in de bufferstrook significant hoger dan in de rest van de akker. Alleen wanneer naar de afzonderlijke afstanden tot de sloot wordt gekeken dan geldt dat alleen de $\text{Cl}/\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie het meest nabij de sloot significant afwijkt van de rest. Opvallend verschil tussen beide meetseizoenen betreft de significante lagere concentraties van Cl in de bufferstrook in het tweede meetseizoen, welke niet in het eerste meetseizoen aanwezig was.

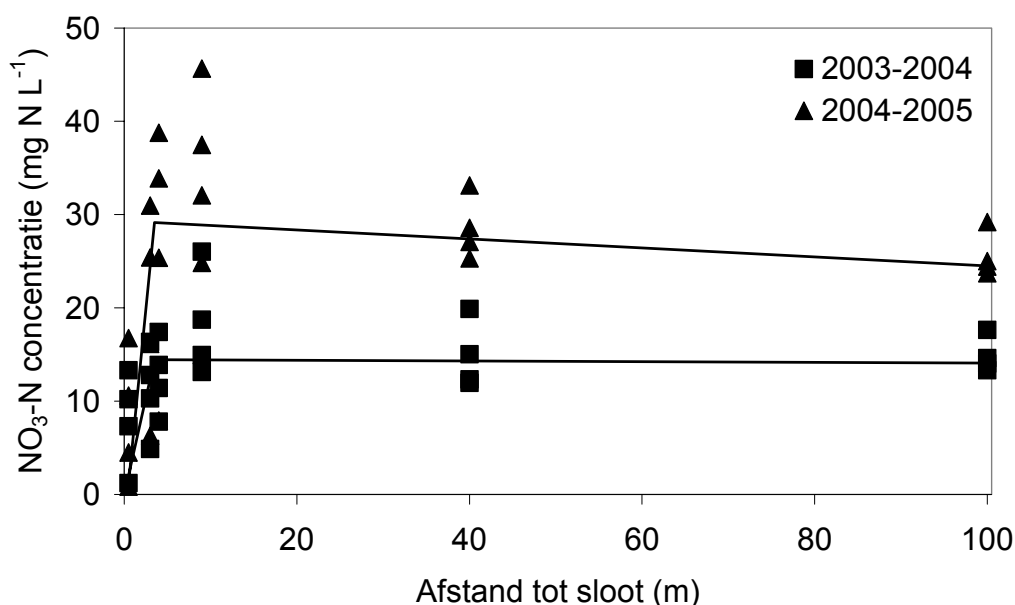
Tabel 9. Gemiddelde concentraties (in 0-210 cm buis) als functie van afstand tot de sloot (X) en als functie van locatie: BKA = buffer, kopakker of akker; Buf = buffer of akker. De laatste kolom geeft de kleinste significante verschilwaarde (lsd, 5%). De onderstreepte waarden in de bufferstrook (X = 0.5 en 3 m) wijken significant af van de waarden in de (kop)akker.

Seizoen	Grootheid	Locatie	Afstand tot sloot (m)						lsd
			0.5 (bufferstrook)	3 (bufferstrook)	4 (kopakker)	9 (kopakker)	40 (akker)	100 (akker)	
2003-2004	$\text{NO}_3\text{-N}$	X	<u>7.02</u>	10.95	12.63	18.21	14.81	14.91	3.67
		BKA	---- <u>9.05</u> ----	----	---- 15.42 ----	----	---- 14.86 ----	----	2.67
		Buf	---- <u>9.05</u> ----	----	-----	-----	15.14 -----	-----	2.31
	Cl	X	39.00	47.40	48.30	39.30	32.20	32.20	11.15
		BKA	---- 43.30 ----	----	---- 43.80 ----	----	---- 32.20 ----	----	7.92
		Buf	---- 43.30 ----	----	-----	-----	38.00 -----	-----	7.00
	$\text{Cl}/\text{NO}_3\text{-N}$	X	<u>28.70</u>	8.70	11.70	2.40	2.80	3.00	14.44
		BKA	---- <u>18.30</u> ----	----	---- 7.10 ----	----	---- 2.90 ----	----	10.37
		Buf	---- <u>18.30</u> ----	----	-----	-----	5.00 -----	-----	8.97
2004-2005	$\text{NO}_3\text{-N}$	X	<u>8.18</u>	<u>19.71</u>	26.49	35.00	28.53	25.59	5.13
		BKA	---- <u>13.94</u> ----	----	---- 30.75 ----	----	---- 27.06 ----	----	3.85
		Buf	---- <u>13.94</u> ----	----	-----	-----	28.90 -----	-----	3.35
	Cl	X	<u>25.27</u>	<u>31.60</u>	39.20	48.17	40.34	48.67	6.43
		BKA	---- <u>28.44</u> ----	----	---- 43.68 ----	----	---- 44.51 ----	----	4.69
		Buf	---- <u>28.44</u> ----	----	-----	-----	44.09 -----	-----	4.05
	$\text{Cl}/\text{NO}_3\text{-N}$	X	<u>26.30</u>	13.60	9.70	1.70	1.60	2.30	16.27
		BKA	---- <u>20.00</u> ----	----	---- 5.70 ----	----	---- 2.00 ----	----	11.50
		Buf	---- <u>20.00</u> ----	----	-----	-----	3.80 -----	-----	9.94

De lineaire trend analyse volgens vergelijking (8) (of (9)) laat zien dat in de bufferstrook er duidelijk sprake is van een afnemende concentratie in de richting van de sloot (Tabel 10). Deze gradiënt is in het seizoen 2004-2005 veel sterker dan in het seizoen 2003-2004. Verder blijkt dat buiten de bufferstrook de seizoensgemiddelde concentratie zwak afneemt met de afstand tot de sloot: gradiënt ($=b_1+b_2$) is $-0.004 \text{ mg N L}^{-1} \text{ m}^{-1}$ en $-0.048 \text{ mg N L}^{-1} \text{ m}^{-1}$ voor, respectievelijk, 2003-2004 en 2004-2005. De vierkantswortel uit de restvariantie ligt rond de 3 eenheden. Deze kan gebruikt worden om de nauwkeurigheid van de voorspelde seizoensgemiddelde concentratie op een willekeurige locatie te berekenen. Deze nauwkeurigheid is ook afhankelijk van de afstand tot de sloot, maar dit effect is beperkt. Figuur 21 laat de regressielijnen en de seizoensgemiddelde concentraties zien.

Tabel 10. Geschatte regressiecoëfficiënten b_0 , b_1 en b_2 (tussen haakjes de standaardfout) en restvariantie σ^2 , en percentage verklaarde variantie R^2_{adj} (%).

Seizoen	b_0 (mg N L ⁻¹)	b_1 (mg N L ⁻¹ m ⁻¹)	b_2 (mg N L ⁻¹ m ⁻¹)	σ^2	R^2_{adj}
2003-2004	-0.020 (1.22)	4.137 (0.487)	-4.141 (0.497)	8.545	79.5
2004-2005	-3.456 (0.922)	9.313 (0.922)	-9.361 (0.957)	10.04	87.6



Figuur 21. Seizoensgemiddelde NO₃-N concentraties (symbolen; per raai) als functie van de afstand tot de sloot. De lijnen stellen regressielijnen voor met knikpunt op grens bufferstrook – akker.

4.10 Metingen meervoudig filter versus enkelvoudig filter

Omdat per bemonsteringstijdstip in het tweede uitspoelseizoen minder metingen in het meervoudige filter beschikbaar waren (in vergelijking tot volledig geperforeerde enkelvoudig filter), worden deze in de hoofdtypekst niet beschreven. Voor de geïnteresseerde lezer worden in Bijlage 4 enkele resultaten gepresenteerd.

5 Discussie

5.1 Concentratieverschillen: bufferstrook - akker

Per seizoen was de gemiddelde nitraatconcentratie in de bufferstrook lager dan in de akker (sectie 3.9). Figuur 22a laat zien hoe die verschillen in de tijd variëren. Opvallend daarbij is dat zowel in de akker als in de bufferstrook de concentraties per seizoen toenemen in de tijd, waarbij de stijging in de bufferstrook wat later op gang komt. In de laatste volledige bemonstering aan het eind van het eerste uitspoelseizoen was de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie in de bufferstrook hoger dan in de aangrenzende akker. De daaropvolgende metingen in de bufferstrook gaven aan dat de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties in de bufferstrook hoog bleven en zelfs toenamen in de tijd (Figuur 22a). Blijkbaar was er meer aanvoer van nitraat dan afvoer.

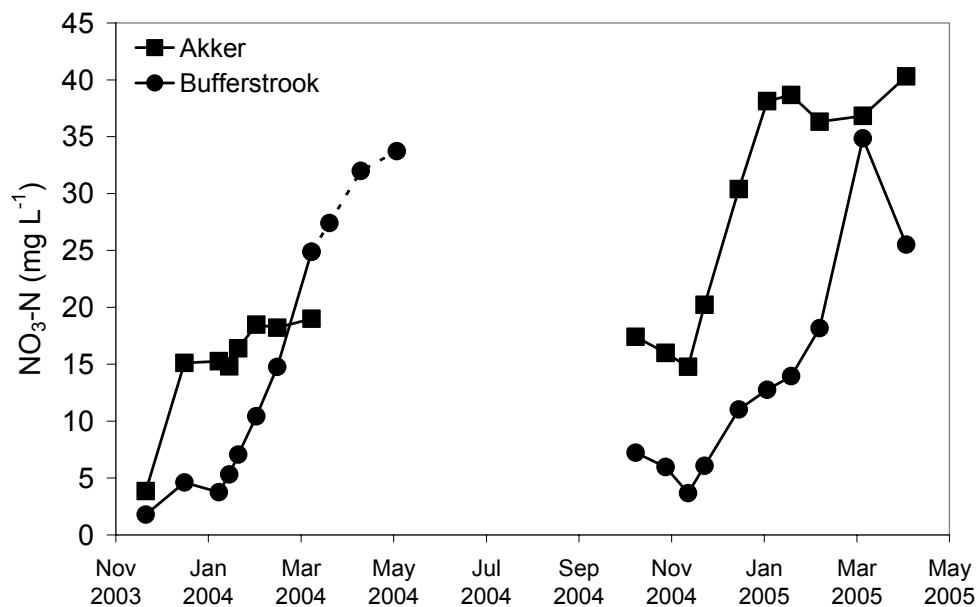
Figuur 22b toont het verloop van ΔC gedurende de onderzoeksperiode voor $\text{NO}_3\text{-N}$ (vergelijking (3)). Het verloop van ΔC voor totaal-N was vrijwel identiek aan die voor NO_3 (data niet getoond). Opvallend was de sterke daling van ΔC voor NO_3 in het eerste meetjaar. In het tweede meetjaar was dit verloop minder duidelijk. Uit Figuur 22 kan opgemaakt worden dat de verschillen in concentraties tussen de bufferstrook en de akker voor NO_3 meestal groot was, maar dat een enkele keer ook een negatieve ΔC -waarde gevonden kan worden (d.w.z. de concentratie neemt gemiddeld toe in de bufferstrook). Tabel 11 geeft de gemiddelde ΔC per uitspoelseizoen en voor beide uitspoelseizoenen samen. Hieruit blijkt dat met name de middelingmethoden 1, 2 en 3 weinig verschillen in de gemiddelde ΔC ; middelingmethode 4 leidt tot een grotere ΔC .

Tabel 11. Gemiddelde ΔC per uitspoelseizoen en voor beide uitspoelseizoenen voor $\text{NO}_3\text{-N}$ en totaal-N volgens de vier middelingmethoden (%).

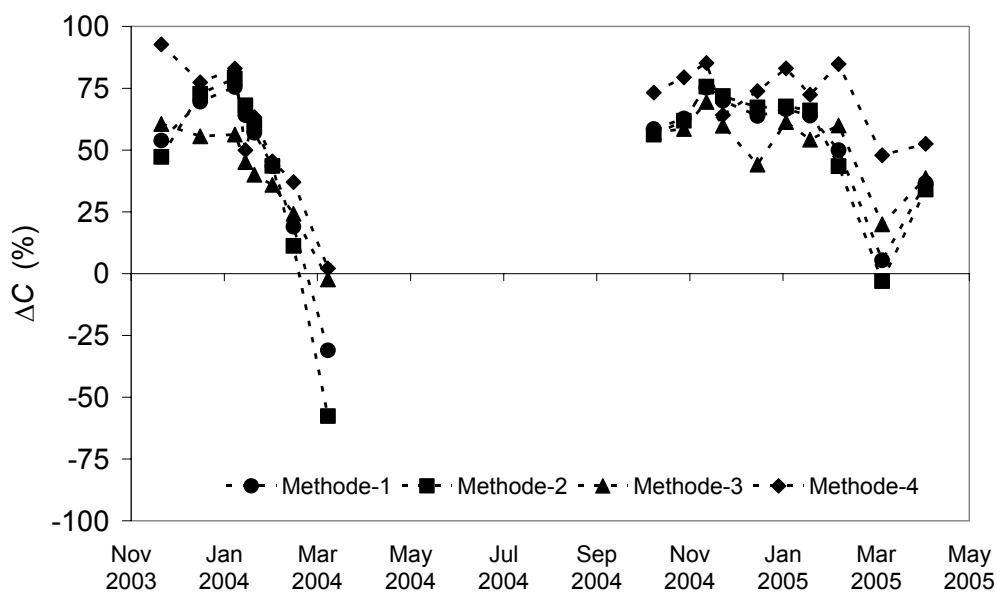
Middelingmethode	Grootheid	2003 - 2004	2004 - 2005	2003 - 2005
Methode-1	$\text{NO}_3\text{-N}$	43.9	54.9	50.2
	Totaal-N	36.2	52.5	45.4
Methode-2	$\text{NO}_3\text{-N}$	40.5	54.1	48.1
	Totaal-N	32.1	51.7	43.0
Methode-3	$\text{NO}_3\text{-N}$	39.4	52.3	46.6
	Totaal-N	33.5	49.7	42.5
Methode-4	$\text{NO}_3\text{-N}$	56.4	71.7	64.9
	Totaal-N	47.5	68.4	59.1

Bovenstaande gegevens waren op basis van de volledig geperforeerde 0-210 cm buis. In Bijlage 4 wordt verder aandacht besteed aan ΔC op basis van ondiepere gemeten concentraties.

a



b



Figuur 22. Het verloop van a) de gemiddelde nitraatconcentraties in bufferstrook en akker en b) de relatieve verschillen in concentraties onder de akker en onder de bufferstrook (ΔC) gedurende de onderzoeksperiode. ΔC is berekend middels vergelijking (3); i) op basis van evenredige weging concentraties (methode 1), ii) areaal weging (methode 2), iii) afstand weging (methode 3), en iv) op basis van concentraties nabij sloot en nabij bufferstrookgrens (methode 4).

5.2 Belasting oppervlaktewater

De schattingen van de $\text{NO}_3\text{-N}$ vrachtbelasting voor de berekeningswijzen gebaseerd op de piëzometerwaarnemingen en Hooghoudt ontliepen elkaar niet zoveel (Tabel 12). Gedurende beide uitspoelseizoenen was er sprake van 5 à 10 kg N ha^{-1} belasting, wat over een heel jaar iets hoger zal zijn. Deze orde van grootte komt overeen met de N-vrachten van circa 25 $\text{kg N ha}^{-1}\text{y}^{-1}$ die genoemd worden in MINAS & Milieu (MNP RIVM, 2002). Wel valt op dat de belasting van raai tot raai verschilt. De methode waarbij wordt uitgegaan van het neerslagoverschot viel een stuk hoger uit, en zelfs na een correctie voor een gemiddelde wegzijging over het veenlaagje van 0.8 mm d^{-1} (zie volgende alinea), was dit nog hoger (ongeveer een factor twee) dan op basis van Hooghoudt is berekend (Tabel 12). Echter, veel wijkt het niet af van de genoemde Minas & Milieu schatting.

De schatting van de wegzijging van 0.8 mm d^{-1} is gebaseerd op een dikte van het veenlaagje van 0.5 m, dat er een constante stijghoogtegradiënt van -0.16 cm cm^{-1} over het veenlaagje heerst (gelijk aan de waarde gegeven in sectie 3.2, Figuur 9), en dat de hydraulische weerstand van de laag ongeveer 100 d is (Harry Massop, Alterra, persoonlijke mededeling). De wegzijging is dan $0.16 \times 0.5 / 100 = 0.0008 \text{ m d}^{-1}$, ofwel 0.8 mm d^{-1} .

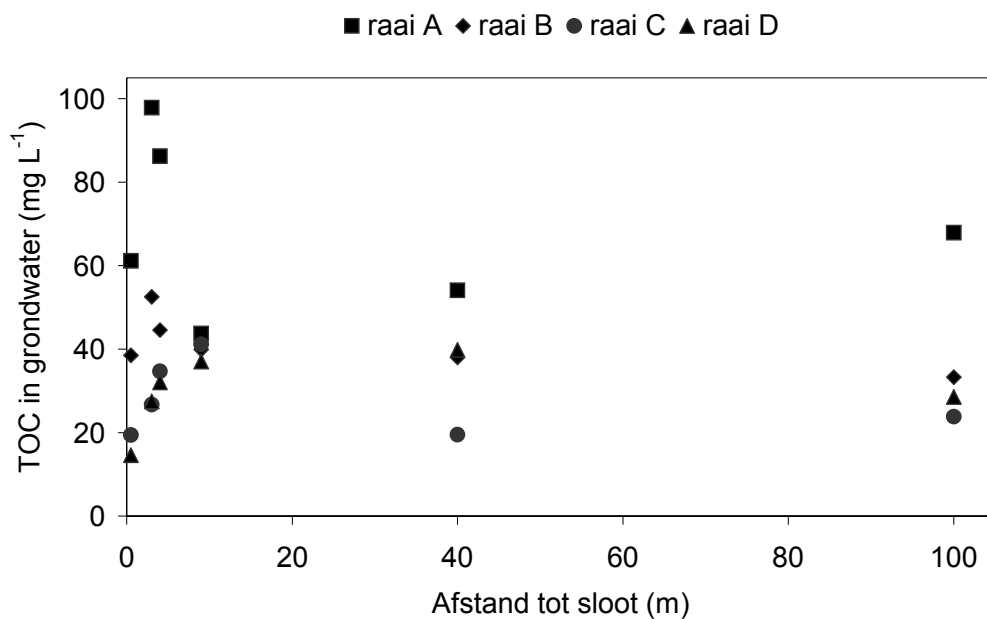
Tabel 12. Schatting van $\text{NO}_3\text{-N}$ belasting van de sloot op basis van piëzometer waarnemingen, Hooghoudt, neerslagoverschot en neerslagoverschot minus geschatte wegzijging voor de twee uitspoelseizoenen voor de raaien A en C apart, en gemiddeld voor beide raaien (kg N ha^{-1}).

	2003-2004			2004-2005		
	A	C	A + C	A	C	A + C
Piëzometer	7.6	3.5	5.6	11.3	3.6	7.5
Hooghoudt	6.1	3.3	4.7	9.9	2.8	6.3
Neerslagoverschot	22.7	9.9	16.3	36.4	9.6	23.0
Neerslagoverschot minus wegzijging	14.5	5.5	10.0	21.1	5.4	13.2

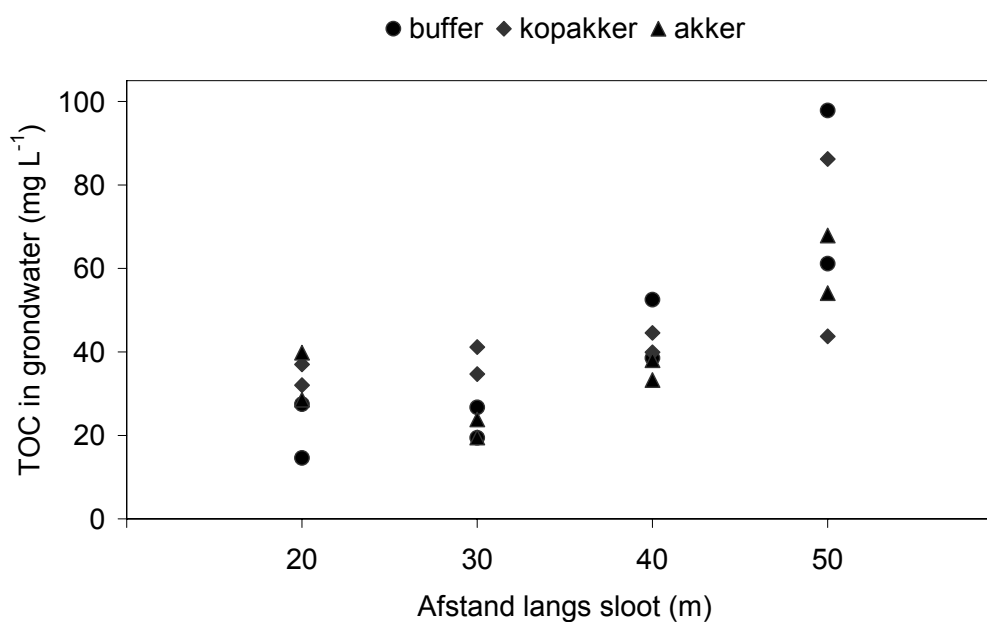
5.3 Denitrificatie en organische stof

De natuurlijke $^{14/15}\text{N}$ ratio's van NO_3 in het grondwater gaven aanwijzingen voor het optreden van denitrificatie in de bufferstrook (sectie 3.6). Aangezien deze metingen in het grondwater zijn verricht, lijkt het aannemelijk dat de mate van denitrificatie werd gestuurd door de aanwezigheid van gemakkelijk afbreekbare organische stof. In de laatste meetronde (13 april 2005) zijn totaal organisch koolstof (TOC) concentraties bepaald om te kijken of er een gradiënt was in de beschikbaarheid van organische stof in het perceel. Uit deze metingen bleek dat er nauwelijks sprake was van een TOC-gradiënt met de afstand tot de sloot (Figuur 23a), maar wel een gradiënt in de oost-west richting (langs de sloot, Figuur 23b). Vooral in de bufferstrook werd een sterke gradiënt langs de sloot gevonden (Figuur 23b). Het is onduidelijk waardoor deze gradiënt werd veroorzaakt. Binnen de raaien werd alleen in raai A een duidelijke stijging van TOC gevonden in het grondwater (Figuur 23a).

a



b



Figuur 23. TOC-concentraties in het grondwater in a) zuid-noord richting loodrecht op de sloot en b) in oost-west richting parallel aan de sloot.

5.4 Pw-getal en minerale N in de bodem

Pw-getal

De bufferstrook was in 1999 aangelegd op de toenmalige kopakker van het perceel. Aangezien het uitmijnen van P vaak erg traag verloopt, is in de bufferstrook nog

geen afname in Pw-getal aangetroffen ten opzichte van de huidige kopakker. Het uitmijnen van P werd bovendien vertraagd door de lage gewasopbrengst op de bufferstrook (sectie 4.5). Doordat het Pw-getal, behalve langs de slootkant, in de bufferstrook veel hoger is dan landbouwkundig benodigd, is de verwachting dat het buffergewas geen rol zal spelen in het verwijderen van eventueel uitgespoeld P.

In het perceel zelf liggen de Pw-getallen in de bodemlaag > 30 cm onder de grens van fosfaatverzadiging, zelfs voor de strengste milieunorm (Ehlert & Koopmans, 2004). Zolang de grondwaterstand niet tot in de bouwvoor stijgt, zal de kans op P-uitspoeling in het perceel gering zijn; zoals ook blijkt uit de gemeten concentraties in het grondwater. P-uitspoeling kan bij hoge grondwaterstanden wel vanuit de kopakker plaatsvinden.

Minerale bodem N (N_{min})

De hoeveelheid N_{min} was een resultante van mineralisatie (van bodem organische stof, toegediende organische mest en gewasresten), toediening van minerale mest, uitspoeling, denitrificatie, immobilisatie en gewasopname. De N_{min} kan toenemen door toediening van meststoffen en mineralisatie. De N_{min} kan afnemen door uitspoeling, denitrificatie, immobilisatie en gewasopname. Gerststro werd afgevoerd. Het is daarom niet aannemelijk dat immobilisatie een belangrijke rol speelt.

Veranderingen in de verhouding NO₃-N/NH₄-N worden vooral bepaald door het relatieve verschil in mineralisatie- en nitrificatiesnelheid, en de uitspoelgevoeligheid van beide. NO₃-N is in de bodem veel mobieler, en dus gevoeliger voor uitspoeling, dan NH₄-N.

Vlak na de oogst van suikerbieten was de hoeveelheid N_{min} in de akker erg laag. Gemiddeld genomen wordt op zand na de oogst van suikerbieten circa 35 kg N ha⁻¹ in de bodemlaag 0-100 cm gevonden (database PPO-AGV). Een toename in de tijd in de hoeveelheid minerale N in de akker lijkt verband te houden met de mineralisatie van N uit gewasresten. In de kopakker bleef na de oogst veel meer minerale N achter. Hier is uitspoeling een belangrijker proces dan mineralisatie van gewasresten, met als nettoresultaat een afname in de hoeveelheid minerale N. De bufferstrook liet in het uitspoelseizoen 2003-2004 eenzelfde patroon zien als de aangrenzende kopakker. De N_{min} waarden waren in de bufferstrook circa driekeer zo laag als in de kopakker, waardoor in de bufferstrook waarschijnlijk minder uitspoeling naar het grondwater optrad. Het is onduidelijk waarom de NH₄-N waarden in de bufferstrook relatief hoger zijn dan in de akker.

De situatie in het uitspoelseizoen 2004-2005 is complex. In de zomer 2004 is vlak voor het inzaaien van winterkoolzaad nog varkensdrijfmest toegediend. In het najaar komt organisch gebonden N in mest deels door mineralisatie vrij en bij niet al te lage temperaturen zal een deel hiervan nitrificeren. Winterkoolzaad neemt normaal gesproken ook in de periode oktober-januari nog ongeveer 30 kg N ha⁻¹ op (W. van Geel, PPO, persoonlijke mededeling). Het verschil in de hoeveelheid N_{min} in deze periode is dus vooral de resultante van gewasopname, mestgift en uitspoeling. Het is onduidelijk waarom de hoeveelheid NH₄-N in de kopakker zoveel hoger is dan in de

akker. De meest waarschijnlijke verklaring is dat in de bufferstrook nitrificatie van NH_4 uit varkensdrijfmest wordt geremd.

Na de bodembemonstering in januari 2005 werd twee keer met KAS bemest, hierdoor nam de netto hoeveelheid N_{min} na januari toe (Tabel 8). Hoewel KAS 50% $\text{NH}_4\text{-N}$ bevat, leidde bemesting niet tot een verhoogde hoeveelheid $\text{NH}_4\text{-N}$ in de bodem, waarschijnlijk is de meeste NH_4 vóór april genitrificeerd of door het gewas opgenomen. In de winterperiode 2004-2005 waren de verschillen in N_{min} tussen de kopakker en akker minder groot dan in de winterperiode 2003-2004. Dit hangt wellicht samen met een relatief betere groei en N-opname van winterkoolzaad dan suikerbiet op de kopakker.

Opvallend is dat ook in de bufferstrook de hoeveelheid N_{min} in de bodemlaag 0-60 cm toeneemt, nadat het perceel bemest is geweest. Deze toename kan het gevolg zijn van meemesten van de bufferstrook en laterale uitspoeling vanuit de kopakker. Bij gebruik van een pneumatische kunstmeststrooier, zoals op Vredepeel het geval is, wordt in de bufferstrook hoogstens een zone van 25 cm breed meebemest. Door van de Zande (in van Dijk *et al.*, 2003) is berekend dat daarbij circa 25% van de in de akker gestrooide kunstmest in deze zone terecht komt. Bij injectie van dierlijke mest komt nauwelijks mest rechtstreeks in de bufferstrook.

5.5 Gewasgroei bufferstrook

De afvoer van N en P door gewasopname in de bufferstrook was relatief beperkt, in 2003 respectievelijk 55 kg N ha^{-1} en 12 kg P ha^{-1} (ha bufferstrook). De afvoer in de zomer 2004 was nog lager: 44 kg N ha^{-1} bufferstrook (vergelijkbaar met afvoer op overige bufferstroken te Vredepeel, Clevering *et al.*, 2005). Gedurende het uitspoelseizoen werd 8 kg N ha^{-1} bufferstrook opgenomen. De bufferstrook beslaat 3.4% van het perceel (ervan uitgaande dat de helft van het perceel afwatert op de sloot langs de bufferstrook), waardoor er bezien over het hele perceel in 2003 respectievelijk 1.7 kg N ha^{-1} en 0.3 kg P ha^{-1} werd afgevoerd. In 2004 was het N- en P-overschot, respectievelijk, 130 kg N ha^{-1} en 9 kg P ha^{-1} (ongepubliceerde gegevens proefbedrijf Vredepeel). De aanleg van de bufferstrook vermindert het N- en P-overschot met, respectievelijk, 4.4 kg N ha^{-1} en 0.3 kg P ha^{-1} .

De N-afvoer met het gewas op de bufferstrook was gering. Gewasopname speelt dan waarschijnlijk ook een geringe rol bij het verminderen van N- en P-emissies naar het oppervlaktewater. Het feit dat nitraat vooral gedurende de winterperiode uitspoelt, wanneer nauwelijks gewasgroei optreedt, en de ondiepe beworteling van het buffergewas spelen hierbij waarschijnlijk mee.

5.6 Stikstofconcentraties in het grondwater in de bufferstrook

Grofweg konden drie ruimte-tijd patronen in de concentraties in het grondwater worden onderscheiden:

1. NO_3 -concentraties zijn in beginsel lager in de bufferstrook dan in de akker, maar namen vanaf februari toe (Figuur 12). Dit effect speelde vooral in het eerste meetseizoen (2003-2004).
2. Cl/NO_3 -verhoudingen zijn gedurende de hele onderzoeksperiode hoger in de bufferstrook dan in de akker, met de hoogste waarden in de zuid-oost hoek van het perceel (Figuur 20).
3. Cl -concentraties in de bufferstrook namen toe aan het einde van de onderzoeksperiode (Bijlage 3).

Een aantal factoren kunnen mogelijk van invloed zijn geweest op de gevonden ruimte-tijd patronen, maar een sluitende verklaring werd niet gevonden:

1. De bufferstrook was begroeid met gras, terwijl de akker gedurende een deel van de onderzoeksperiode onbegroeid (braak) was (eerste meetseizoen). Gewasopname van NO_3 kan (deels) de hogere Cl/NO_3 -verhoudingen verklaren in de bufferstrook. Echter, het groeiseizoen van gras begint half februari en er werd geen stijging van de Cl/NO_3 -verhoudingen in de bufferstrook aan het einde van de onderzoeksperiode gevonden.
2. Hogere transpiratie van gras aan het begin van het groeiseizoen kan de stijging van Cl -concentraties in het grondwater in de bufferstrook (deels) verklaren (Bijlage 3). De toename, van minder dan 40 mg L^{-1} tot 200 mg L^{-1} lijkt echter hoog om enkel door gewasgroei verklaard te worden.
3. Er zijn aanwijzingen gevonden dat er een (lichte) hydraulische gradiënt bestaat in oost-westelijke richting in de bufferstrook. Door instroom van water van het aangrenzend perceel (zonder bufferstrook) kan NO_3 aangevoerd worden, wat de NO_3 -stijging in het zuid oosten van het perceel mogelijk kan verklaren.
4. Op onregelmatige momenten is ook het slootwater bemonsterd. Uit deze monsters bleek dat de Cl -concentraties van het slootwater (veel) lager waren dan de Cl -concentraties in het grondwater. Voor $\text{NO}_3\text{-N}$ en totaal-N waren de concentraties in het grondwater en in het slootwater ongeveer gelijk. $\text{NH}_4\text{-N}$ concentraties waren vaak hoger in het slootwater dan in het grondwater. Inspoeling van slootwater kan derhalve niet de stijging van Cl -concentraties in de bufferstrook verklaren, evenmin als verandering in NO_3 -concentraties in de bufferstrook.
5. Op de akker zijn, vlak voor het eerste meetseizoen, gewasresten (bieten) ingewerkt na te zijn gehakseld (Verstegen, 2004, persoonlijke mededeling). Smit & Zwart (2003) lieten zien gewasresten van bieten binnen 12 weken nagenoeg volledig kunnen mineraliseren. Het is echter onduidelijk wat de invloed van de gewasresten op de akker op de N-concentraties in het grondwater in deze proef is geweest.
6. In Figuur 12 vallen de lage concentraties tijdens de eerste metingen van het uitspoelseizoen op. Deze lage concentraties zijn vermoedelijk het gevolg van de installatie van de grondwaterstandbuizen, welke met een waterstraal zijn geïnstalleerd. Tussen de installatie met kraanwater en de eerste meting waren slechts 4 dagen en het is, daarom, goed mogelijk dat tijdens de eerste meting het

grondwater (sterk) verdund was met kraanwater uit de waterstraal installatie. Het is onduidelijk hoe dit aspect doorwerkt in andere bepalingen en berekeningen.

7. Figuur 22 liet een sterke daling van ΔC van NO_3 in het grondwater zien in het eerste meetseizoen vanaf januari 2004. Deze daling werd volledig veroorzaakt door de stijging van NO_3 -concentraties in de bufferstrook. De stijging van NO_3 concentraties in de bufferstrook is niet beperkt tot de bufferstrook, maar vindt ook plaats aan de zuidkant (de kant van de bufferstrook) van de akker. Het lijkt daarom onwaarschijnlijk dat de NO_3 -stijging in de bufferstrook het gevolg is van eigenschappen van de bufferstrook. Mogelijk ligt de oorzaak bij inspoeling vanuit andere percelen of in mineralisatie van bietenblad.
8. De hydrologische omstandigheden op proefbedrijf Vredepeel zijn zeer complex als gevolg van interacties met het Peelkanaal (van Rijn, 2004). Smit *et al.* (2004) lieten zien dat de afstand tot het Peelkanaal een significant effect had op de NO_3 -concentraties in het grondwater, waarbij percelen dichtbij het Peelkanaal lagere NO_3 -concentraties in het grondwater realiseerden dan percelen op grotere afstand van het Peelkanaal. Het Peelkanaal ligt aan de westkant van het perceel en kan zodoende bijdragen aan de oost-west gradiënt in de NO_3 -concentraties.

6 Conclusies

In deze rapportage zijn de resultaten gepresenteerd van de effecten van een bemestingsvrije perceelsrand (bufferstrook) op stofconcentraties in het bovenste grondwater gedurende twee uitspoelseizoenen op een zandgrond op akkerbouw proefbedrijf Vredepeel. Metingen in het bovenste grondwater werden in vier raaien uitgevoerd. Hieruit werd duidelijk dat de concentraties zowel in ruimte als in tijd varieerden. Opvallend was hierbij dat aansluitend op de bufferstrook het perceel een kopakker had alwaar hoge N_{min} gehalten in de bodem en hoge N-concentraties in het bovenste grondwater werden gemeten.

Hydrologie

De gemeten verlopen van de grondwaterstand en piëzometer stijghoogten duiden erop dat er een dominante waterstroming loodrecht op de sloot aanwezig was. Echter, er was ook een kleine component parallel aan de sloot, zodat er mogelijk enige beïnvloeding van de naastliggende akker (zonder bufferstrook) heeft plaatsgevonden. De stijghoogtemetingen boven en onder het veenlaagje op circa 2.7 m –mv onder de bufferstrook en in het midden van de akker gaven aan dat er wegzijging naar de diepere ondergrond plaatsvond.

Stikstof

Voor het overgrote deel was stikstof in het bovenste grondwater aanwezig in de vorm van **nitraat**. De NO₃-norm van 50 mg L⁻¹ (= 11.3 mg NO₃-N L⁻¹) voor grondwater werd in 67% van alle metingen overschreden (in 0-210 cm volledig geperforeerde buis). De nitraatconcentraties onder de bufferstrook waren significant lager dan in de rest van de akker. Uit een regressieanalyse volgde dat de seizoensgemiddelde concentraties in de bufferstrook duidelijk afnamen in de richting van de sloot, terwijl de concentraties in de rest van de akker nauwelijks een gradiënt vertoonden.

De NO₃-N-concentraties namen in beide uitspoelseizoenen toe in de tijd, zowel in de akker als in de bufferstrook. De toename in de bufferstrook trad later op dan de toename in de akker als gevolg van de transporttijd die nodig is om vanuit de akker naar de bufferstrook te stromen. Het relatieve verschil in gemiddelde concentratie in de akker en in de bufferstrook was met name in het eerste uitspoelseizoen niet constant en nam af in de tijd. Aan het eind van het eerste uitspoelseizoen was zelfs de concentratie in de bufferstrook hoger dan in de akker. In het tweede uitspoelseizoen trad deze afname pas aan het eind enigszins op. Gemiddeld over beide uitspoelseizoenen was het relatieve verschil 45% à 50%. Voor totaal-N werd hetzelfde beeld verkregen als voor NO₃-N.

De Cl/NO₃-verhoudingen namen gedurende de twee uitspoelseizoenen significant toe in de richting van de sloot en in het tweede uitspoelseizoen namen de delta ¹⁵N-waarden toe in de richting van de sloot. Uit beide toenames kan worden geconcludeerd dat **denitrificatie** een duidelijke rol speelde in de verlaging van de

NO₃-N gehalten in de richting van de sloot. Eenmalig, aan het eind van het tweede meetseizoen, is vastgesteld dat er organisch koolstof (TOC) in het grondwater aanwezig was zowel in de akker als in de bufferstrook. De aanwezigheid van organische stof is een voorwaarde voor denitrificatie. Echter, aangezien een referentieperceel (perceel zonder bufferstrook) ontbrak in dit onderzoek, is het niet mogelijk een kwantitatieve bijdrage te geven van de bemestingsvrije perceelsrand aan de afname in NO₃-N concentraties, omdat afname in NO₃-N ook in een situatie zonder bufferstrook kan optreden.

De schattingen van de **belasting** van het slootwater met NO₃-N op basis van de gemeten concentraties nabij de sloot varieerden van 5 tot 10 kg N ha⁻¹ per meetseizoen, indien de waterafvoer werd berekend op basis van piëzometerwaarnemingen of op basis van klassieke drainage afvoertheorie (Hooghoudt). Over een heel jaar zal de uitspoeling iets hoger zijn. Op basis van het neerslagoverschot, gecorrigeerd voor een geschatte wegzijging, werd de belasting geschat op 10 tot 15 kg N ha⁻¹.

Fosfor

Voor zowel gefiltreerde als ongefiltreerde watermonsters werd in geen van de gevallen de streefwaarde van P voor zandgronden (0.4 mg P L⁻¹) overschreden. In de gefiltreerde monsters waren de gemeten concentraties (ortho-P of totaal-P) meestal onder de detectielimiet. De geringe uitspoeling van P naar het grondwater is in overeenstemming met de lage Pw-getallen in de akker in de bodemlaag dieper dan 30 cm. Derhalve was het niet mogelijk om voor P enige uitspraken omtrent de werking van de bufferstrook te doen.

Gewas op bufferstrook

Door het maaien van het gewas op de bufferstrook werd jaarlijks gemiddeld circa 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 12 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ afgevoerd, waarvan circa 8 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 0.9 kg P ha⁻¹ jr⁻¹ gedurende het uitspoelseizoen werd opgenomen. Bezien over het hele perceel verminderde dit het N- en P-overschot met respectievelijk 1.7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ en 0.3 kg P ha⁻¹ jr⁻¹. Gezien de ondiepe beworteling van het buffergewas en het feit dat nitraat vooral gedurende de winter uitspoelde, is het onwaarschijnlijk dat het buffergewas een belangrijke bijdrage heeft geleverd aan de vastlegging of verwijdering van N en P in grondwater.

Het uitgevoerde onderzoek heeft geen handvatten opgeleverd om conclusies te trekken omtrent de werking of effectiviteit van een droge grasbufferstrook op zandgrond. Er zijn lagere N-concentraties onder de bufferstrook waargenomen dan in de rest van de akker, maar omdat een referentie ontbrak kon dit niet worden toegewezen aan de bufferstrook. Aanvullend onderzoek waarbij wel een referentieobject wordt beschouwd is vereist. In het najaar van 2005 is Alterra, in opdracht van de ministeries van Landbouw, Natuur (LNV) en Voedselkwaliteit en Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) een grootschalig onderzoek gestart naar de effectiviteit van bemestingsvrije perceelsranden. In dat onderzoek wordt de vrachtbelasting van N en P naar het oppervlaktewater experimenteel gemeten, zowel in aanwezigheid van een bufferstrook als bij afwezigheid van een bufferstrook (referentie).

Referenties

- Altman, S.J. & R.R. Parizek, 1995. *Dilution of nonpoint-source nitrate in ground water*. Journal of Environmental Quality 24: 707-718.
- Assinck, F.B.T., P. de Willigen & C.L. van Beek, 2002. *Modelstudie naar het effect van onbemeste stroken op stikstofuitspoeling*. Alterra-rapport 510, Alterra, Wageningen.
- Barling, R.D., I.D. Moore, 1994. *Role of buffer strips in management of waterway pollution - a review*. Environmental Management 18: 543-558.
- Bedard-Haughn, A., J.W. van Groenigen & C. van Kessel, 2003. *Tracing ¹⁵N through landscapes: potential uses and precautions*. Journal of Hydrology 272: 175-190.
- Beek, C.L. van, O.A. Clevering, L.J.M. Kater & H. van Reuler, 2003. *Maatregelen om de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat uit de landbouw te verminderen*. Alterra-rapport 714, Alterra, Wageningen.
- Beek, C.[L.] van, J. Conijn, M. Heinen & O. Oenema, 2000. *Bufferstroken op grasland om de stikstofbelasting van het oppervlaktewater te verminderen*. H2O 14/15:30-32.
- Boers, P.C.M., 1996. *Nutrient emissions from agriculture in the Netherlands, causes and remedies*. Water Sciences and Technology 33: 183-189.
- Bolt, F.J.E. van der, H. van den Bosch, Th.C.M. Brock, P.J.G.J. Hellegers, C. Kwakernaak, T.P. Leenders, O.F. Schoumans & P.F.M. Verdonchot, 2003. *AQUAREIN. Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor landbouw, natuur, recreatie en visserij*. Alterra-rapport 835, Alterra, Wageningen.
- Borin, M. & E. Bigon, 2002. *Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips*. Environmental Pollution 117: 165-168.
- Clevering, O.A., G.K. Hopster, A.J.C.M. van Beek & A.J. Visser, 2005. *Natuurontwikkeling langs akkers. Evaluatie van zes jaar onderzoek naar het beheer van akkerranden en slootkanten op proefbedrijven*. PPO-rapport 530055, PPO-AGV, Lelystad. (zie ook www.syscope.nl).
- Cook, R.J., 1997. *The potential impact of buffer zones in agricultural practice*. In N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding & G. Pinay (eds.), Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection, pp. 265-274. Quest Environmental, Harpenden, UK.
- Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi, & D. Lee, 1989. *Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution-control*. Transactions of the ASAE 32: 513-519.

Dhondt, K., P. Boeckx, O. van Cleemput, G. Hofman & F. de Troch, 2002. *Seasonal groundwater nitrate dynamics in a riparian buffer zone*. *Agronomie* 22: 747-753.

Dijk, W. van, O.A. Clevering, D.A. van der Schans, J.C. van de Zande, H. Porskamp, M. Heinen, R.A. Smidt & R.C. Merkelbach, 2003. *Effecten bufferstroken op de kwaliteit van oppervlaktewater in Noord-Brabant*. Rapport over onderzoek uitgevoerd in opdracht van Hoogheemraadschap West-Brabant (PPO project 510318). PPO Sector AGV, Lelystad.

Dinnes, D.L., D.L. Karlen, D.B. Jaynes, T.C. Kaspar, J.L. Hatfield, T.S. Colvin & C.A. Cambardella, 2002. *Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils*. *Agronomy Journal* 94: 153-171.

Ehlert, P.A.I., & G. Koopmans, 2004. *Fosfaatkarakteristieken van de bodem van de kernbedrijven Meterik en Vredepeel. Een gedetailleerd beeld van het bodemprofiel*. Telen met Toekomst Rapport 0V0404, Plant Research International, Wageningen.

Haycock, N.E. & G. Pinay, 1993. *Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter*. *Journal of Environmental Quality* 22: 273-278.

Haycock, N.E. & T.P. Burt, 1993. *Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of subsurface run-off: a case study in the Cotswolds, UK*. *Hydrological Processes* 7: 287-295.

Hefting, M.M. & J.J.M. de Klein, 1998. *Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study*. *Environmental Pollution* 102: 521-526.

Hefting, M.M., 2003. *Nitrogen transformation and retention in riparian buffer zones*. Proefschrift, Universiteit Utrecht.

Hendriks, R.F.A., G.J. Leene, H.Th.L. Massop & R. Kruijne, 1996. *Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Gebiedsbeschrijving, veldonderzoek en modelmatige analyse van de hydrologie*. Rapport 420.1, SC-DLO, Wageningen.

Hooghoudt, S.B. 1937. *Bijdrage tot de kennis van eenige natuurkundige grootheden van den grond. Nr. 6. Bepaling van de doorlatendheid in gronden van de tweede soort; theorie en toepassingen van de kwantitatieve strooming van het water in ondiep gelegen grondlagen, vooral in verband met ontwaterings- en infiltratievraagstukken*. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen No. 43 (13) B, p. 461-676, Algemene Landsdrukkerij, 's-Gravenhage.

Hooghoudt, S.B. 1940. *Bijdrage tot de kennis van eenige natuurkundige grootheden van den grond. Nr. 7. Algemeene beschouwing van het probleem van de detailontwatering en de infiltratie door middel van parallel loopende drains, greppels, slooten en kanalen*. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen No. 46 (14) B, p. 515-707, Algemene Landsdrukkerij, 's-Gravenhage.

Janssen, B.H., 1984. *A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter*. Plant and Soil 76: 297-304.

Janssen, B.H., 1996. *Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials*. Plant and Soil 181: 39-45.

Kaderrichtlijn Water, 2000. *Europese Commissie, 2000. Richtlijn 2000/60/EC van het Europese Parlement en de Raad. Vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*.

Klein, J.J.M. de & M.M. Hefting, 1998. *Nitrogen dynamics in bufferstrips along lowland streams*. In: R. Roijackers, R.H. Aalderink, & G. Blom (eds.), *Eutrophication research: state-of-the-art: inputs, processes, effects, modelling, management*, Proceedings 28 - 29 August 1997, pp. 35-42, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

Komor, S.C. & J.A. Magner, 1996. *Nitrate in groundwater and water sources used by riparian trees in an agricultural watershed: A chemical and isotopic investigation in southern Minnesota*. Water Resources Research 32: 1039-1050.

Koopmans, G.F., 2004. *Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils*. PhD Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, the Netherlands, 168 p.

Kruijne, R., 1996. *Perceelonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Nutriëntenonderzoek en scenarioberekeningen*. Rapport 420.2, SC-DLO, Wageningen.

Kuusemets, V., U. Mander, K. Lohmus & M. Ivask, 2001. *Nitrogen and phosphorus variation in shallow groundwater and assimilation in plants in complex riparian buffer zones*. Water Science and Technology 44: 615-622.

Leeds-Harrison, P.B., J.N. Quinton, M.J. Walker, C.L. Sanders & T. Harrod, 1999. *Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments*. Ecological Engineering 12: 299-313.

Lowrance, R., R. Todd, J. Fail, O. Hendrickson, R. Leonard & L. Asmussen, 1984. *Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds*. Bioscience 34: 374-377.

Lowrance, R., R.K. Hubbard & R.G. Williams, 2000. *Effects of a managed three zone riparian buffer system on shallow groundwater quality in the southeastern coastal plain*. Journal of Soil and Water Conservation 55: 212-220.

Mayer, B., Boyer E.W., Goodale C.L., Jaworski N.A., van Breemen N., Howarth R.W., Seitzinger S.P., Billen G., Lajtha K., Nadelhoffer K.J., van Dam D., Hetling L.J., Nosal M. & Paustian K. 2002. *Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: isotopic constraints*. Biogeochemistry 57/58: 171-197.

Mengis, M., S.L. Schiff, M. Harris, M.C. English, R. Aravena, R.J. Elgood & A. MacLean, 1999. *Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO₃ elimination in a riparian zone*. Ground Water 37: 448-457.

MNP RIVM, 2002. *MINAS en MILIEU. Balans en verkenning*. RIVM-rapport 718201005, RIVM, Bilthoven, 205 p.

MNP RIVM, 2004. *Mineralen beter geregeld. Evaluatie van de werking van de Meststoffenwet. 1998-2003*. RIVM rapport 500031001, RIVM, Bilthoven, 170 p.

Muscutt, A.D., G.L. Harris, S.W. Bailey, & D.B. Davies, 1993. *Buffer zones to improve water-quality - a review of their potential use in UK agriculture*. Agriculture, Ecosystems & Environment 45: 59-77.

Novak, J.M., P.G. Hunt, K.C. Stone, D.W. Watts & M.H. Johnson, 2002. *Riparian zone impact on phosphorus movement to a Coastal Plain black water stream*. Journal of Soil and Water Conservation 57: 127-133.

Oenema, O. & C.W.J. Roest, 1998. *Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in The Netherlands*. Wetlands Sciences and Technology 37: 19-30.

Orleans, A.B.M., F.L.T. Mugge, T. van der Meij, P. Vos & W.J. Ter Keurs, 1994. *Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? Een literatuuranalyse*. Milieubiologie, Rijksuniversiteit Leiden.

Osborne, L.L., & D.A. Kovacic, 1993. *Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management*. Freshwater Biology 29: 243-258.

Peterjohn, W.T. & D.L. Correll, 1984. *Nutrient dynamics in an agricultural watershed; Observations on the role of riparian forest*. Ecology 65: 1466-1475.

Rijn, B.W.F. van, 2004. *Hydrologische en milieukundige gevolgen bij vernatting van landbouwgrond*. Afstudeerscriptie Hogeschool Inholland, Alkmaar.

Sabater, S., A. Butturini, J.-C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Maître, G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki & F. Sabater, 2003. *Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation*. Ecosystems 6: 20-30.

Sloan, A.J., J.W. Gilliam, J.E. Parsons, R.L. Mikkelsen & R.C. Riley, 1999. *Groundwater nitrate depletion in a swine lagoon effluent-irrigated pasture and adjacent riparian zone*. Journal of Soil and Water Conservation 54: 651-656.

Smit, A. & K.B. Zwart, 2003. *Stikstofstromen op de kernbedrijven Meterik en Vredepeel. Mineralisatie van bodem en gewasresten*. Telen met Toekomst Rapport OVO304, Plant Research International, Wageningen.

Smit, A., K.B. Zwart & J. van Kleef, 2004. *Stikstofstromen op de kernbedrijven Vredepeel en Meterik. De grondwaterkwaliteit gemeten*. Telen met Toekomst Rapport OVO403, Plant Research International, Wageningen.

Spruill, T.B., 2000. *Statistical evaluation of effects of riparian buffers on nitrate and ground water quality*. Journal of Environmental Quality 29: 1523-1538.

Vos, J.A. de, E.W.J. Hummelink & T.S. van Steenbergen, 2002. *Waterretentie en waterdoorlatendheidskarakteristieken van Telen met Toekomstproefvelden Meterik en Vredepeel*. Telen met Toekomst Rapport OVO204, Plant Research International, Wageningen.

Vought, L.B.-M., J. Dahl, C. Lauge Pedersen & J.O. Lacoursière, 1994. *Nutrient retention in riparian ecotones*. Ambio 23: 342-348.

Bijlage 1 Teelthandelingen

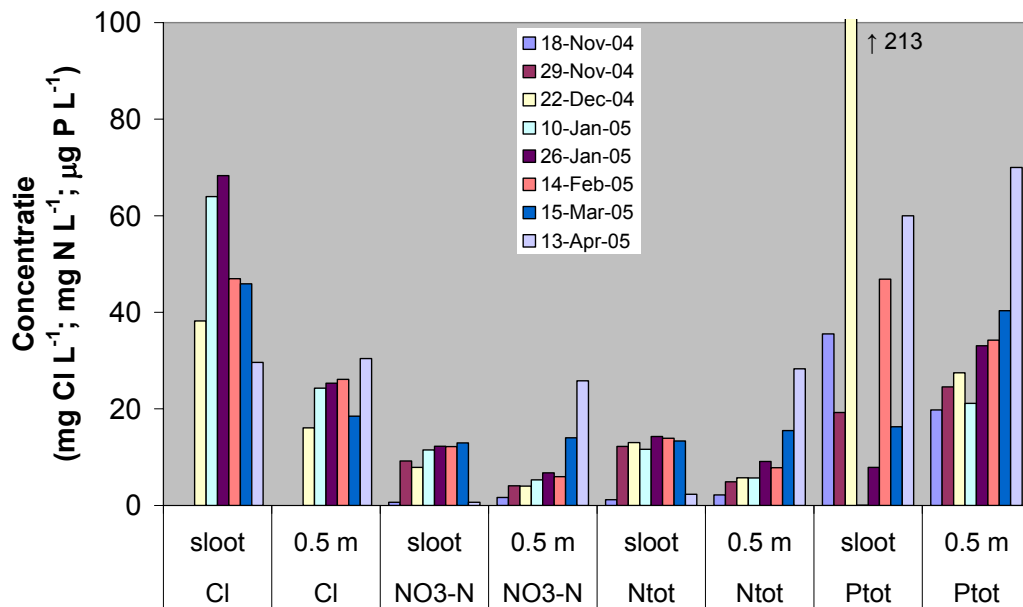
Teelt 2003 - 2004 Suikerbieten

Teeltactiviteit	Datum	Hoeveelheid
<i>Bemesting</i>		
Betacal	31 oktober 2002	10 ton ha ⁻¹
Nakamag	6 maart 2003	44 kg K ₂ O ha ⁻¹
Varkensdrijfmest (25 m ³ ha ⁻¹) bouwlandinjecteur	15 maart 2003	177 kg totaal-N ha ⁻¹ 118 kg N-NH ₃ 111 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ 185 kg K ₂ O ha ⁻¹
KAS (27% N)	5 mei 2003	30 kg N ha ⁻¹
	28 juli 2003	30 kg N ha ⁻¹
<i>Beregenen</i>		
	26 juni 2003	30 mm
	20 juli 2003	30 mm
	3 augustus 2003	30 mm
	14 augustus 2003	30 mm
<i>Teelt suikerbieten</i>		
Ploegen	25 maart 2003	
Zaaien	31 maart 2003	
Opkomst	17 april 2003	
Oogst	11 november 2003	
<i>Nmin en Pw bemonstering</i>		
Nmin en Pw	24 november 2003	
Nmin	9 maart 2004	

Teelt 2004 – 2005 Zomergerst + Winterkoolzaad

Teeltactiviteit	Datum	Hoeveelheid
<i>Bemesting</i>		
Varkensdrijfmest (15 m ³ ha ⁻¹) bouwlandinjecteur	11 maart 2004	124 kg totaal-N ha ⁻¹ 73 kg N-NH ₃ 84 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ 120 kg K ₂ O ha ⁻¹
<i>Teelt zomergerst</i>		
Grondbewerking vaste tand cultivator	31 maart 2004	
Zaaïen zomergerst	31 maart 2004	
Oogst zomergerst	29 juli 2004	
<i>Bemesting</i>		
Varkensdrijfmest (20 m ³ ha ⁻¹) bouwlandinjecteur	28 augustus 2004	165 kg totaal-N ha ⁻¹ kg N-NH ₃ 112 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ 160 kg K ₂ O ha ⁻¹
KAS (27% N)	17 februari 2005	80 kg N ha ⁻¹
Kali (60% K ₂ O)	18 februari 2005	90 kg K ₂ O ha ⁻¹
Tripelfosfaat (45% P ₂ O ₅)	31 februari 2005	90 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹
KAS (27% N)	1 april 2005	40 kg N ha ⁻¹
<i>Teelt winterkoolzaad</i>		
Grondbewerking vaste tand cultivator	28 augustus 2004	
Zaaïen	28 augustus 2004	
<i>Nmin bemonstering</i>		
	14 oktober 2004	
	10 januari 2005	
	27 april 2005	

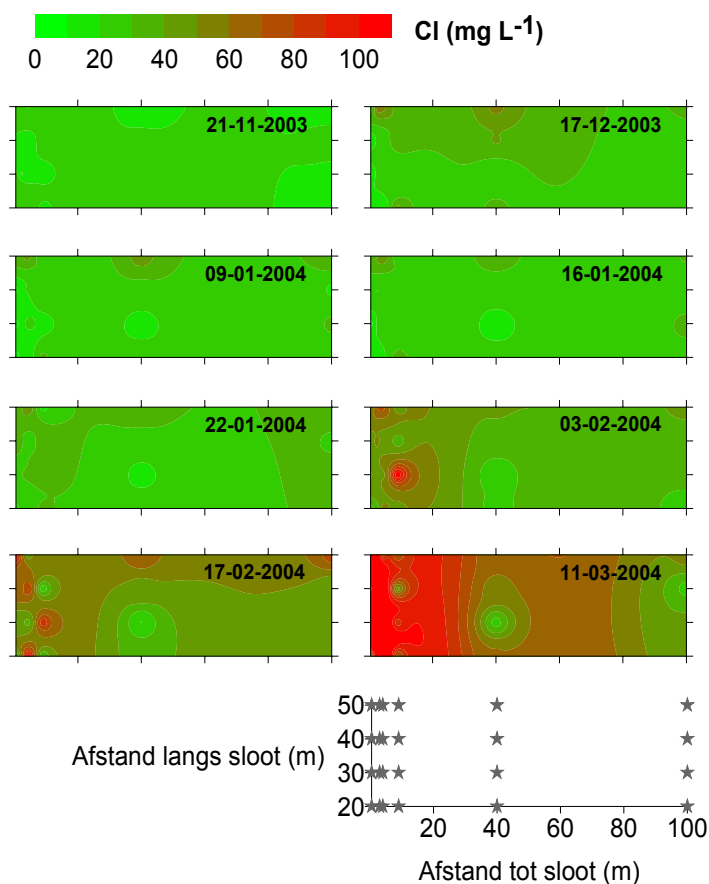
Bijlage 2 Vergelijking concentratie slootwater en grondwater



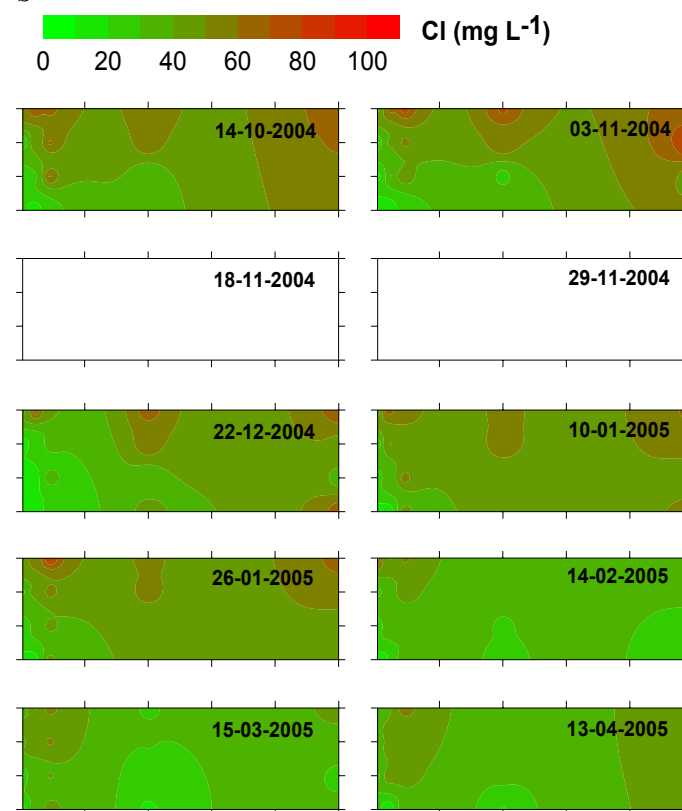
Gemeten concentraties in sloot en bovenste grondwater (in volledige geperforeerde buis 0-210 cm) op 0.5 m van insteek sloot

Bijlage 3 Chloride

a



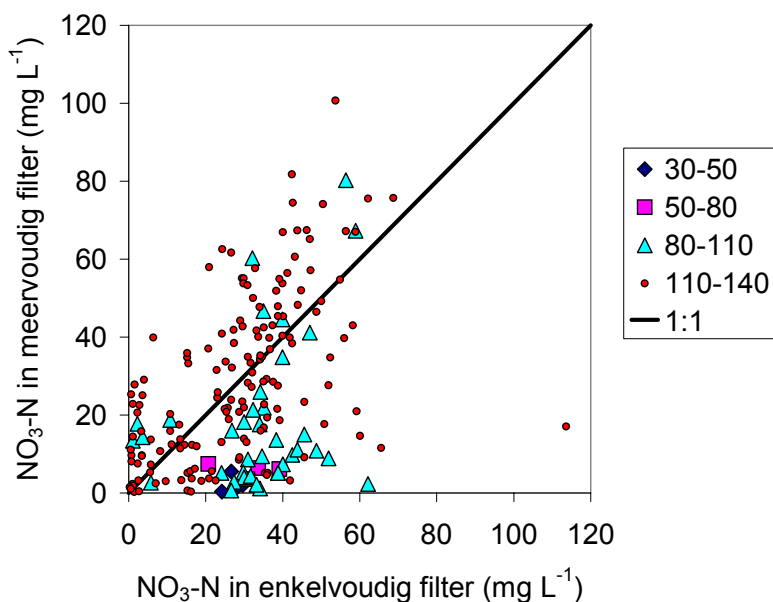
b



Cl concentraties in volledig geperforeerde buizen (0-210 cm –mv) gedurende het uitspoelseizoen a) 2003-2004 en b) 2004-2005. De sloot ligt aan de linkerkant van de plots. Symbolen geven de meetlocaties aan.

Bijlage 4 Enkelvoudige filter versus meervoudig filter

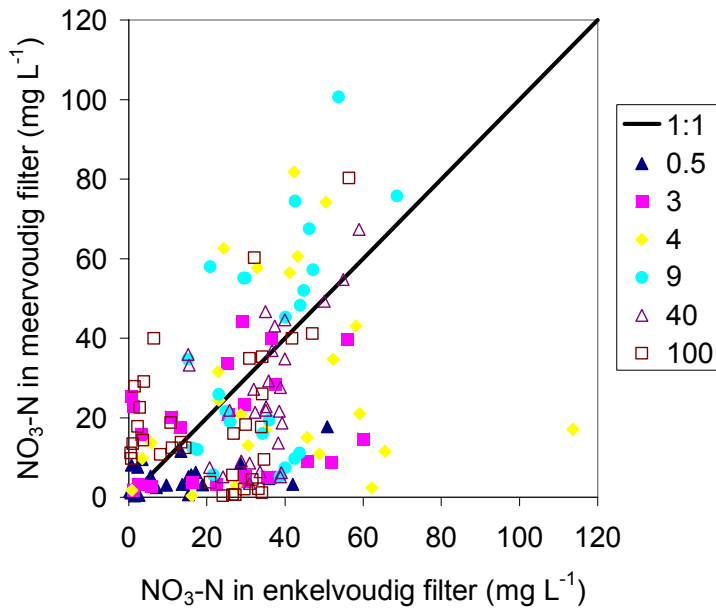
In Figuur 4-1 zijn de gemeten $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties in het enkelvoudige filter uitgezet tegen de $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties uit het meervoudige filter (tweede uitspoelseizoen). Figuur 4-1 laat een scatter rond de 1:1 lijn zien en er zijn duidelijk grote verschillen mogelijk. Met name bij hoge grondwaterstanden bleken de ondiepe gemeten concentraties lager te zijn dan die gemeten in de volledig geperforeerde 0-210 cm buis, met een trend hoe hoger de grondwaterstand des te groter de afwijking. Let wel, hoe lager de grondwaterstand des te minder monsters waren beschikbaar uit het meervoudige filter.



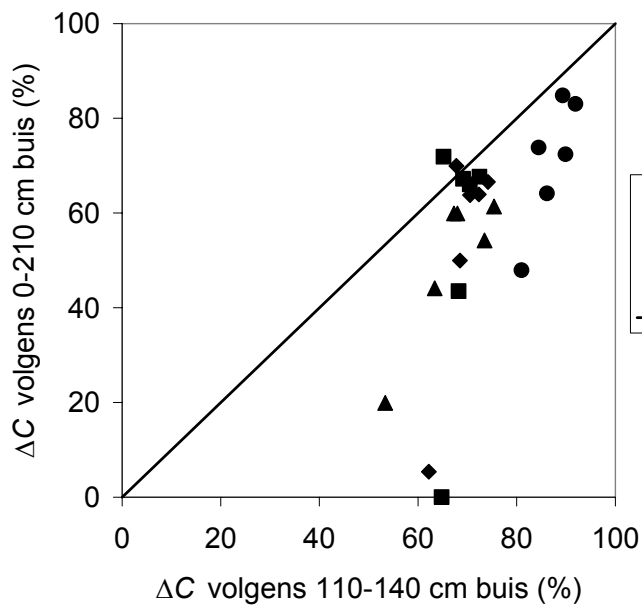
Figuur 4-1. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties in enkelvoudige filters en het bovenste watergevulde meervoudig filter. De gestippelde lijn geeft de 1:1 lijn weer.

Figuur 4-2 toont de gegevens uit Figuur 4-1 waarbij de data zijn uitgesplitst naar afstand tot de sloot. Hieruit valt echter geen eenduidig patroon af te leiden, en derhalve worden die data hier verder niet besproken.

In sectie 4.1 werd ΔC getoond op basis van de volledig geperforeerde 0-210 cm buis. Voor het tweede uitspoelseizoen zijn voor zes meettijdstippen (29/11/2004 – 15/03/2005) zowel gegevens voor 0-210 cm buis als voor 110-140 cm buis beschikbaar (het aantal beschikbare data in ondiepere filters was te gering om verder te beschouwen). Figuur 4-3 toont aan dat wanneer ΔC (voor $\text{NO}_3\text{-N}$) wordt vastgesteld voor het meest bovenste grondwater (10-140 cm buis) dat deze hoger uitvalt dan wanneer deze is gebaseerd op basis van het mengmonster uit 0-210 cm buis.



Figuur 4-2. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties in enkelvoudige filters en het bovenste watergevulde meervoudig filter. De gestippelde lijn geeft de 1:1 lijn weer.



Figuur 4-3. Verband tussen berekening ΔC op basis van $\text{NO}_3\text{-N}$ concentraties gemeten in 110-140 cm buis versus die op basis van de 0-210 cm buis. De vier methoden duiden op de vier toegepaste middelingmethoden voor de gemiddelde concentratie onder de akker (zie hoofdstuk bij uitleg onder vergelijking (3)).