

MOERASBUFFERSTROKEN LANGS WATERGANGEN; HAALBAARHEID EN FUNCTIONALITEIT IN NEDERLAND



RAPPORT

2008

07

MOERASBUFFERSTROKEN LANGS WATERGANGEN; HAALBAARHEID EN
FUNCTIONALITEIT IN NEDERLAND

RAPPORT

2008
07

ISBN 978.90.5773.413.7



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 231 79 80
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties en het publicatie overzicht van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3300 CC Zwijndrecht,
TEL 078 623 05 00 FAX 078 610 610 42 87 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een duidelijk afleveradres.

COLOFON

Utrecht, 2008

UITGAVE

STOWA, Utrecht
Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090
3503 RB Utrecht
Tel 030 2321199
Fax: 030 2321766
e-mail stowa@stowa.nl
<http://www.stowa.nl>

Auteurs

Dr. A.M.(Martijn) Antheunisse, Universiteit Utrecht
Dr. ir. M.M.(Mariet) Hefting, Universiteit Utrecht
Dr. E.J.(Ernst) Bos, LEI

Het project team bestond naast de auteurs uit

Drs. Bas van der Wal, STOWA
Drs. Liesbeth Verhoeven, Waterschap Brabantse Delta
Prof. dr. Jos T.A. Verhoeven, Universiteit Utrecht

Onderzoek is verder uitgevoerd met medewerking en ondersteuning van

Casper Lambregts, Waterschap Brabantse Delta
Marjet Hooft, Waterschap Groot Salland
Gerrit Jan van Dijk, Waterschap Groot Salland
Wilfred Wiegman, Waterschap Groot Salland
Guus van den Berg, Waterschap Groot Salland
Arianne de Blaeij, LEI
Maikel Aragon van den Broeke, student Universiteit Utrecht
Marisa La Rocca, student Universiteit Utrecht

Prepress/druk

Van de Garde | Jémé, Eindhoven

STOWA

Rapportnummer 2008-07
ISBN 978.90.5773.413.7

TEN GELEIDE

Internationale regelgeving, zoals de Kaderrichtlijn Water en de nitraatrichtlijn, versterkt de aandacht voor bufferstroken, bemestingsvrije zones, helofytenfilters en natuurvriendelijke oevers als voorzieningen voor de reductie van de emissie van nutriënten en voor de vergroting van natuurwaarden.

In dit rapport ligt de focus op natte bufferzones (moerasbufferstroken) langs landbouwpercelen. In tegenstelling tot droge bufferstroken heeft dit type bufferstroken een grote potentie voor het waterbeheer. In combinatie met drainagesystemen leveren ze mogelijk een relevante bijdrage in de zuivering van nutriëntenrijk grondwater. Daarmee is het aanleggen van dit soort voorzieningen een mogelijke maatregel in het kader van het stroomgebiedsbeheer (KRW).

Om de claims van effectiviteit te onderzoeken hebben medewerkers van de leerstoelgroep Landschapsecologie van de Universiteit van Utrecht twee jaar lang onderzoek gedaan naar het functioneren van moerasbufferstroken. Dit onderzoek is gecombineerd met een kosten-batenanalyse door het Landbouweconomisch Instituut (LEI, WUR).

Dit rapport beschrijft de resultaten van het wetenschappelijk onderzoek. Het rapport heeft een technisch karakter. Voor een korte beschrijving van de resultaten van het onderzoek verwijs ik naar de samenvatting.

Mei 2008,



J.M.J. Leenen,
directeur

DANKWOORD

Wij bedanken de expertgroep voor hun belangrijke rol bij het bepalen van de effecten van de bufferstrook langs de Strijbeekse beek: Bas van der Wal (STOWA), Floris Verhagen (Royal Haskoning), Jeroen de Klein (WUR), Hans van Kapel (Waterschap Brabantse Delta), Kees Peerdeman (Waterschap Brabantse Delta) en Adrie Geerts (Provincie Noord-Brabant). Daarnaast bedanken we Bas van der Wal van STOWA voor het begeleiden en financieren van het onderzoek.

Tevens willen we de volgende personen bedanken voor hun hulp bij de praktische uitvoering – zowel hulp bij veld- als labwerk: Paul van der Ven, Gerrit Rouwenhorst en andere medewerkers en studenten verbonden aan de leerstoelgroep Landschapsecologie van Universiteit Utrecht.

SAMENVATTING

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water in het nationale waterbeheer heeft de aandacht voor oppervlaktewaterkwaliteit sterk doen toenemen. Met name de diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten afkomstig vanuit de landbouw is een probleem voor het Nederlandse waterbeheer. De inzet van ecotechnologische maatregelen zoals zuiveringsmoerassen, helofytenfilters en bufferstroken kan in belangrijke mate bijdragen aan de reductie van diffuse verontreiniging van het oppervlaktewater door het verwijderen en omzetten van nutriënten uit ondiep grondwater en afspoelend water. Er is gebleken dat met name moerasbufferstroken, waarbij het te zuiveren water in contact komt met de bovenste bodemlagen een hoge verwijderingsefficiëntie heeft voor stikstof, maar onder bepaalde condities ook voor fosfor.

Dit type natte bufferstrook heeft een grote potentie voor waterkwaliteitsverbetering in vlakke en gedraineerde landbouwgebieden in Nederland, in tegenstelling tot droge bufferstroken. Daarnaast kunnen moerasbufferstroken mogelijk goed worden gecombineerd met recreatie, actief randenbeheer ten behoeve van biodiversiteit, creatie van blauw-groene ecologische verbindingzones (EHS) of met een slootprofiel ter versterking van de functie waterberging. De algemene doelstelling van dit project was het bepalen van de effectiviteit van nutriëntenverwijdering (N en P), de hierbij betrokken processen en de kosteneffectiviteit van moerasbufferstroken in Nederland. Dit onderzoek is uitgevoerd op twee onderzoekslocaties: een moerasbufferstrook langs de Strijbeekse beek (Noord-Brabant) en een retentiegebied langs de Raalterwetering (Overijssel). Daarbij is voor het gebied waar de Strijbeekse beek deel uitmaakt een Maatschappelijke Kosten en Baten Analyse uitgevoerd op twee schaalniveaus. Parallel aan dit project is met behulp van een enquête een inventarisatie gemaakt van bufferstrookprojecten en ervaringen bij de Nederlandse waterschappen.

De waterkwaliteit in het stroomgebied van de Strijbeekse beek voldoet niet aan de huidige doelstellingen voor stikstofconcentraties, voor fosfor is er momenteel geen waterkwaliteitsopgave. De stikstofbelasting van de moerasbufferstrook langs deze beek is hoog in vergelijking met de snelheid van stikstof verwijderende processen. Het grootste deel van de inkomende stikstof verlaat de bufferstrook via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar de beek. Op basis van de metingen in de bufferstrook kan een verwijderingsefficiëntie van stikstof uit het drainwater worden berekend van gemiddeld 7.5% (minimaal 3.5% en maximaal 11%). Deze relatief lage efficiëntie wordt veroorzaakt door het feit dat bij de inrichting van de bufferstrook de organisch stofrijke bovengrond verwijderd is, waardoor de denitrificatiesnelheid nu mogelijk beperkt wordt door lage beschikbaarheid van organische stof. Daarnaast werkt het ontwerp met een lage (waterverzadigde) bufferstrook over de gehele breedte (van infiltratiesloot tot aan de watergang) zeer waarschijnlijk negatief voor de verwijdering van stikstof door een beperkte infiltratie van het drainwater in de actieve toplaag van de bufferstrook. Voor fosfor is de belasting van de bufferstrook vele malen lager. Wanneer de verwijderingsefficiëntie van P door het afvoeren van plantenbiomassa uitgedrukt wordt als percentage van de inkomende fosfaat via drainage, resulteert dit in een efficiëntie van meer dan 100%. Door de lage aanvoer van fosfaat en de hoge ijzergehaltes in de bodem werkt de buffer uitstekend voor de retentie van P.

Indien eenzelfde type bufferstrook over een grotere lengte langs de beek aangelegd zal worden is het uiteindelijke effect op de regionale oppervlaktewaterkwaliteit waarschijnlijk even-

eens gering. Met een aangepast ontwerp en beheer zal de verwijderingsefficiëntie (ook op regionaal niveau) sterk kunnen toenemen. Brede, natuurvriendelijke oevers met een geleidelijk verloop richting beek (helling) vormen een goed alternatief. Met een hogere verwijderingsefficiëntie van dit type strook blijft de vraag hoeveel bufferstroken nodig zijn om de waterkwaliteit van het oppervlakte water significant te verbeteren en waar in het stroomgebied de bufferstroken het beste geplaatst kunnen worden. Uit literatuur blijkt dat een minimum van 2%, maar eerder 4-5% van de oppervlakte van het stroomgebied uit dit type wetlands moet bestaan om tot een significante waterkwaliteitsverbetering te komen. Een grootschalig planscenario voor de Strijbeekse beek en Chaamse beken leidt tot een uitbreiding van het areaal bufferstroken tot 0,1% oppervlakte van het totale stroomgebied en is dus niet voldoende om de regionale waterkwaliteit merkbaar te verbeteren.

Uit een Maatschappelijke Kosten Baten Analyse is gebleken dat de aanleg van bufferstroken in het stroomgebied van de Strijbeekse en Chaamse beken voor zowel de reeds aangelegde strook van 350 m strook, als het planscenario voor stroken met een lengte van 6,5 km ook niet rendeert qua geldstromen. Tevens geldt voor beide schaalniveaus dat de bufferstroken qua totale kosten en baten niet renderen. De belangrijkste batenpost is de waterkwaliteit. Echter, voor beide schaalniveaus is het totaal van de baten te klein om tegen de verloren inkomsten voor de landbouw op te wegen. De baten van een verbeterd aquatisch ecosysteem zijn gemonetariseerd door te veronderstellen dat ze tot gereduceerde uitgaven aan geplande beleidsmaatregelen leiden zoals de KRW. Ten aanzien van de natuur kunnen relevante effecten worden verwacht doordat met de strook een corridor functie wordt gecreëerd. De totale oppervlakte van het grootschalige plan is dusdanig dat verwacht mag worden dat de bomen een significante hoeveelheid koolstof vastleggen waarmee een bijdrage wordt geleverd aan het mitigeren van de klimaatverandering.

Het gebied op de tweede onderzoekslocatie (Knapenveld in Overijssel) is primair aangelegd ten behoeve van waterberging. Ruim 4 ha is vergraven om tijdens piekbelastingen in de winter regenwater te kunnen bergen, waarbij het gebied uiteindelijk ook een blauw-groene verbinding moet vormen tussen bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden. In vergelijking met het Brabantse systeem zijn de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater lager en de algemene toestand van het oppervlaktewater is goed. Gezien het feit dat er incidenteel pieken ammonium en fosfaat in de sloten en het poriewater worden gevonden, maar niet in de wetting zelf kan geconcludeerd worden dat de retentiestrook hoogstwaarschijnlijk een positief effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit, een kwantificatie in termen van verwijderingsefficiënties is niet mogelijk.

Uit de twee monitoringsstudies en literatuur is gebleken dat met name de lokale hydrologie erg belangrijk is voor de verwijderingsefficiëntie van moerasbufferstroken. Het buffersysteem moet namelijk zo worden ingericht dat het te zuiveren water zo lang mogelijk met de bodem in contact komt. In feite voldoen brede, natuurvriendelijke oevers aan deze inrichtingseisen en mogelijk kunnen wat dat betreft functies in bestaande en toekomstige inrichtingsplannen gecombineerd worden. Daarnaast is het belangrijk om de processen die verantwoordelijk zijn voor verwijdering van stikstof en fosfor zo optimaal mogelijk te laten verlopen. De beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal als substraat voor denitrificatie is essentieel voor een goede nitraatverwijdering. De binding van P hangt vooral samen met ijzer en calcium concentraties in de bodem. Ook in dit geval kan gekozen worden een toplaag aan te brengen waar veel van deze elementen inzitten of tijdens de inrichting (of naderhand) aan het systeem toe te voegen. Frequent maaien en consequent (snel) afvoeren levert daarnaast een significante bijdrage aan de verwijdering van nutriënten.

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. Dat zijn alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen en de provincies.

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van inventarisaties van de behoefte bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n zes miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: 030 -2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl

MOERASBUFFERSTROKEN LANGS WATERGANGEN; HAALBAAR- HEID EN FUNCTIONALITEIT IN NEDERLAND

INHOUD

TEN GELEIDE
DANKWOORD
SAMENVATTING
STOWA IN HET KORT

1	INLEIDING	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Doelstelling en leeswijzer	2
1.3	De werking van bufferstroken	3
1.4	Typen bufferstroken	5
2	MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN BATENANALYSE VOOR BUFFERSTROKEN	8
2.1	Stap 1: Beschrijving van de autonome ontwikkeling	9
2.2	Stap 2: Beschrijving van het planscenario	9
2.3	Stap 3: Identificatie en kwantificering fysieke effecten	9

2.4	Stap 4: Identificatie en economische waardering welvaartseffecten	13
2.5	Stap 5: Verdiscontering van toekomstige kosten en batenstromen tot een netto contante waarde	17
3	KWANTIFICERING VAN HET WATERKWALITEITSEFFECT VAN DE STRIJBEEKSE BUFFER	19
3.1	Gebieds- en systeembeschrijving	19
3.2	Waterkwaliteit in het gebied	27
3.3	Nutriëntenretentie en omzettingen in de bufferstrook	30
3.4	Functioneren van de bufferstrook voor nutriëntenretentie: een balansbenadering	41
3.5	Consequenties van inrichting, beheer en weerextremen	42
4	UITWERKING STAPPENPLAN MKBA VOOR BRABANTSE BUFFERSTROKEN	45
4.1	Stap 1: Beschrijving van de autonome ontwikkeling	45
4.2	Stap 2: Beschrijving van het planscenario	46
4.3	Stap 3: Identificatie en kwantificering fysieke effecten	47
4.4	Stap 4: Identificatie en economische waardering welvaartseffecten	50
4.5	Stap 5: Verdiscontering van toekomstige kosten en batenstromen tot een netto contante waarde	54
4.6	Conclusies MKBA bufferstroken Strijbeekse en Chaamse beken	54
5	KWANTIFICERING VAN HET WATERKWALITEITSEFFECT VAN DE RETENTIESTROOK LANGS DE RAALTERWETERING	56
5.1	Gebieds- en systeembeschrijving	56
5.2	Waterkwaliteit in het gebied	60
5.3	Nutriëntenretentie in de bufferstrook: waterkwaliteitseffecten	63
6	MULTIFUNCTIONEEL GEBRUIK VAN BUFFERSTROKEN	70
6.1	Functies anders dan waterkwaliteitsverbetering	70
6.2	Trade-off bij nastreven gecombineerde functies	72
6.3	Gecombineerde functies in de onderzochte bufferstroken	73
6.4	Aanbevelingen voor inrichting en beheer	74
6.5	Overige ervaringen met bufferzones uit pilot studies; gegevens uit de enquête	76
7	CONCLUSIE	79
7.1	Conclusies onderzoek Brabantse bufferstroken	79
7.2	Conclusies Knapenveld	80
7.3	Schaal- en ruimtelijke effecten op waterkwaliteit	80
7.4	Optimalisatie bufferstroken voor waterzuivering	81
7.5	Basismonitoring voor bepaling verwijderingsefficiëntie	81
8	REFERENTIES	84
9	BIJLAGEN	88
9.1	Bijlagen MKBA	88
9.2	Verslag Expertmeeting Natte Bufferstroken 5 april 2007	92
9.3	Ionenconcentraties in de verschillende watercompartimenten van de studiegebieden	96
9.4	Soortenlijsten vegetatie gemonitorde bufferstroken	98
9.5	Enquête bufferstroken uitgezet bij de waterschappen	99

1

INLEIDING

In dit hoofdstuk worden de achterliggende redenen en directe aanleiding voor de uitvoer van het onderzoek naar efficiëntie en haalbaarheid van moerasbufferstroken in Nederland gepresenteerd. Tevens worden de verschillende mechanismen in bufferstroken die verantwoordelijk zijn voor de zuivering van nutriënten besproken en wordt aangegeven hoe het onderzoek is afgebakend.

1.1 AANLEIDING

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water in het nationale waterbeheer heeft de aandacht voor oppervlaktewaterkwaliteit sterk doen toenemen. Met name de diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten afkomstig vanuit de landbouw is een probleem voor het Nederlandse waterbeheer. De inzet van ecotechnologische maatregelen zoals zuiveringsmoerassen, helofytenfilters en bufferstroken kan in belangrijke mate bijdragen aan de reductie van diffuse verontreiniging van het oppervlaktewater door het verwijderen en omzetten van nutriënten uit ondiep grondwater en afspoelend water. Een bufferstrook is een strook grond langs een beek, sloot of andere watergang die zo ingericht en beheerd wordt dat meststoffen afkomstig van aanliggende landbouwgrond hier zoveel mogelijk verwijderd kunnen worden. Bufferstroken kunnen globaal worden onderverdeeld in drie typen, de bemestingsvrije zone, de droge bufferstrook en natte of moerasbufferstroken. Uit onderzoek is gebleken dat met name de moerasbufferstrook, waarbij het grondwater in contact komt met de bovenste bodemlagen – rijk aan organische stof – een hoge verwijderingsefficiëntie heeft voor stikstof (Mayer et al., 2007). Verwijdering van fosfaat vindt voornamelijk plaats door plantopname, het invangen van sediment-gebonden fosfaat en adsorptie aan de bodem. Er worden voor fosfaat hele verschillende verwijderingsefficiënties gevonden. Dit komt met name door verschillen in bodemtype, chemische bodemsamenstelling, hellingshoek, ruigte van de vegetatie en verschillen in oppervlakkige afstroming (Zie Correll, 2003 voor een uitgebreid literatuuroverzicht).

In het kader van het 3^e Actie programma (2006-2009) van de Nitraatrichtlijn heeft de Europese commissie aan de derogatie¹ de voorwaarde willen verbinden dat Nederland bemesting langs watergangen zou verbieden. Nederland heeft echter zijn twijfel uitgesproken over de effectiviteit van bufferzones in vlakke, gedraineerde landbouwgebieden in Nederland. Met de EU is in een akkoord overeengekomen dat Nederland tot 2009 alleen bemestingsvrije zones aanwijst langs natuurlijke beken in hoog Nederland en dat daarnaast onderzoek zal plaatsvinden naar de effectiviteit van bufferzones onder de specifiek Nederlandse hydrologische situaties (Verburg, 2007). Het onderzoek naar de effectiviteit van bufferstroken beperkt zich echter tot de bemestingsvrije zones en droge bufferstroken. De uitgebreide drainagesystemen in veen-, klei- en lokaal ook zandgebieden beperken per definitie de potentiële werking van droge bufferstroken sterk. In deze gevallen wordt het nutriëntenrijk drainagewater immers direct naar de watergang of beek afgevoerd. Wanneer drainagewater echter via de drains direct in of op de bufferzone stroomt wordt zowel de oppervlakkige als de ondiepe runoff onderschept. Dit type natte bufferstrook, ook wel aangeduid als moerasbufferstrook of

1. De uitzondering, Nederland heeft aan de EU toestemming gevraagd een intensiever gebruik van dierlijke meststoffen toe te staan dan in de richtlijn is bepaald.

plas-drasbufferstrook, heeft mogelijk een grote potentie voor waterkwaliteitsverbetering in Nederland en kan goed worden gecombineerd met recreatie, actief randenbeheer ten behoeve van biodiversiteit, creatie van blauw-groene ecologische verbindingzones (EHS) of met een slootprofiel ter versterking van de functie waterberging. In dit rapport worden de resultaten van een onderzoek beschreven naar de nutriëntenretentie en kosteneffectiviteit van deze moerasbufferstroken. Deze stroken zijn als onderzoeksobject representatief voor zeer veel gedraineerde landbouwgebieden in het Nederlandse dekzandlandschap.

De directe aanleiding voor dit project is een initiatief van het Waterschap Brabantse Delta. Dit betrof het voorleggen van een onderzoeksplan voor monitoring aangaande de werking van bufferstroken in het Strijbeekse en Chaamse bekenstelsel aan STOWA. Het monitoringonderzoek had als doelstelling het bepalen van het rendement aan nutriëntenverwijdering door bufferstroken en het bepalen van het effect op de waterkwaliteit in het gehele studiegebied. Dit monitoringonderzoek is een onderdeel van de 'Gebiedspilot waterkwaliteit Chaamse beken' en wordt vanuit het waterschap gecoördineerd door drs. L.Verhoeven. Op verzoek van STOWA zijn prof. dr. J.T.A. Verhoeven, dr. ir. M.M. Hefting en dr. A.M. Antheunisse van Universiteit Utrecht betrokken bij het project voor een uitgebreider biologisch-technisch onderzoek naar de werking van deze bufferstroken. Vervolgens is op verzoek van de projectcommissie dr. E. Bos van het LEI betrokken bij het project om een uitgebreide maatschappelijk-economische analyse uit te voeren voor de Brabantse bufferstroken. Het technisch-biologisch onderzoek is sinds december 2006 uitgebreid met een tweede meetlocatie, namelijk Knapenveld in het beheersgebied van Waterschap Groot Salland om de mogelijkheden te onderzoeken voor waterkwaliteitsverbetering in waterbergingsgebieden.

1.2 DOELSTELLING EN LEESWIJZER

De algemene doelstelling van het project is het bepalen van de effectiviteit van nutriëntenverwijdering (N en P), de hierbij betrokken processen en de kosteneffectiviteit van moerasbufferstroken in Nederland aan de hand van twee case-studies. Uitkomsten van het hier beschreven onderzoek kunnen uiteindelijk gebruikt worden voor een evaluatie van het rendement van nutriëntenverwijdering van verschillende typen natte en droge bufferstroken. Hiertoe dienen de beschreven resultaten te worden vergeleken met de onderzoeksresultaten uit het Alterra project 'Effectiviteit bufferstroken' waarbij specifiek is gemeten aan de werking van droge bufferstroken voor nutriëntenretentie (Noij et al., 2005).

In het rapport dat voor u ligt worden de belangrijkste resultaten van het onderzoek beschreven. Het onderzoeksproject uitgevoerd van 2006 tot voorjaar 2008, in opdracht van STOWA, richt zich op de effectiviteit en haalbaarheid van moerasbufferstroken in Nederland. In dit rapport is ernaar gestreefd om de verschillende projectonderdelen uitgevoerd door de Universiteit Utrecht, het LEI en Waterschap Brabantse Delta zo goed mogelijk te integreren. Hoofdstuk 1 geeft algemene achtergrondinformatie over de functionaliteit van bufferstroken en beschrijft de opzet, aanleiding en doelstelling van het project. In hoofdstuk 2 wordt een maatschappelijke kosten en baten analyse (MKBA) voor bufferstroken beschreven. Hier worden algemeen geldende kentallen gegeven, die gebruikers kunnen hanteren bij het opstellen van een MKBA voor een eigen bufferstrook project. Het monitoringsonderzoek in de Brabantse bufferstrook langs de Strijbeekse beek uitgevoerd door Universiteit Utrecht komt uitgebreid aan de orde in hoofdstuk 3. Hierbij wordt nadrukkelijk ingegaan op de kwantificering van de waterkwaliteitseffecten van de bufferstrook. In hoofdstuk 4 worden de gegevens uit het monitoringsonderzoek gecombineerd met meer specifieke kentallen voor het gebied van de Strijbeekse en Chaamse beken om te komen tot een uitwerking van het MKBA

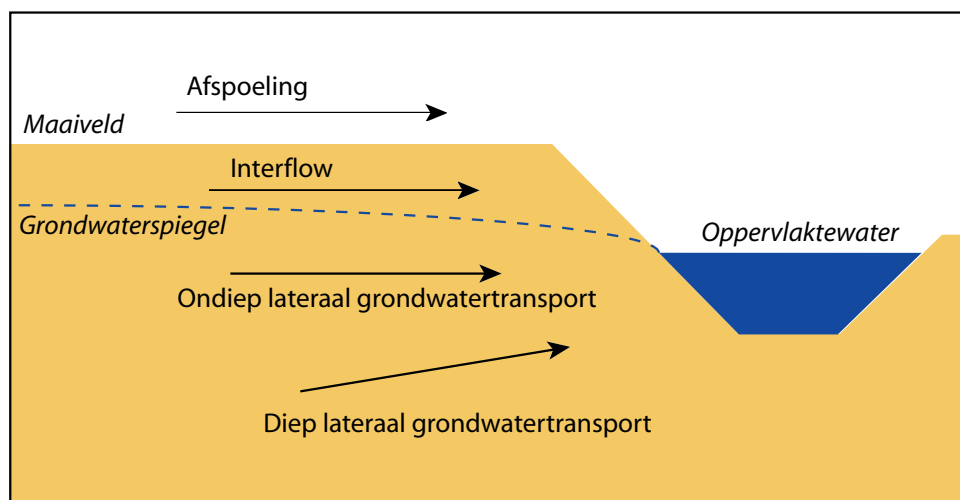
stappenplan voor Strijbeek. Deze uitwerking is uitgevoerd op twee schaalniveaus. Een lokale MKBA voor de bufferstrook met een lengte van 350 m en een regionale uitwerking van het stappenplan voor een bufferstroken project met een totale lengte van 6,5 km. In hoofdstuk 5 wordt gekeken in hoeverre waterbergingsgebieden ook kunnen functioneren als bufferstrook in termen van waterkwaliteitsverbetering. De mogelijkheden voor het combineren van deze functies wordt geïllustreerd aan de hand van het studiegebied Knapenveld in Salland. In hoofdstuk 6 worden alle mogelijke functies van moerasbufferstroken beschreven en worden de bevindingen uit de veldstudies van de twee gebieden samengebracht in de vorm van aanbevelingen voor een optimale inrichting. Hoofdstuk 7 geeft tot slot de algemene conclusies van het project en aanbevelingen.

1.3 DE WERKING VAN BUFFERSTROKEN

De reductie van nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater door bufferstroken kan worden onderverdeeld in verschillende effecten: Door de aanleg van bufferstroken

- a* vermindert de totale input aan nutriënten (areaaleffect);
- b* worden sloten minder meebemest en wordt de directe uit-en afspoeling van nutriënten uit de bufferstrook sterk gereduceerd (afstandeffect);
- c* kunnen nutriënten afkomstig van het bemeste landbouwperceel ingevangen of afgebroken worden uit runoff, interflow en ondiepe grondwaterstroming (onderscheppend effect, zie Figuur 1.01 voor verklaring gebruikte termen).

FIGUUR 1.01 HYDROLOGISCHE TRANSPORTPADEN DOOR EEN BUFFERSTROOK (NAAR: HENDRIKS & TER KEURS, 1992)



In deze studie wordt de nadruk gelegd op het laatste onderscheppend effect van bufferstroken. De zuiverende werking van bufferstroken berust op een combinatie van processen, met als belangrijkste de opname van nutriënten door de vegetatie, denitrificatie van nitraat, adsorptie van fosfaat en ammonium en het reduceren van afspoeling en uitspoeling. In dit rapport wordt alleen een zeer beknopt overzicht van de processen die betrokken zijn bij de nutriënten verwijdering. Uitgebreide informatie over de processen staat beschreven in Vought et al. (1995), Mander et al. (1997) en Mander et al. (2005).

1.3.1 DENITRIFICATIE

Bij het bacteriële proces *denitrificatie* wordt nitraat, via nitriet omgezet in gasvormige stikstof (N_2). Dit is een anaëroob proces dat wordt uitgevoerd door heterotrofe micro-organismen waarbij nitraat gebruikt wordt in plaats van zuurstof bij de afbraak van organische stof. Met

dit proces wordt de stikstof permanent uit het ecosysteem verwijderd in de vorm van stikstofgas. Indien de reductie van nitraat onvolledig optreedt, ontstaan ook stikstofoxiden (NO en N₂O of lachgas). Deze stikstofoxiden dragen bij aan het broeikas-effect en zijn daarom minder gewenst (Hefting, 2003). Factoren die de denitrificatiesnelheid door micro-organismen kunnen beïnvloeden zijn het nitraatgehalte in de bodem, het zuurstofgehalte (optimaal beneden de 4 mg · l⁻¹), de beschikbaarheid van organisch materiaal, de pH (optimaal tussen 6-8,5) en de temperatuur (optimaal bij 20-25 °C). De denitrificatieactiviteit daalt bij lagere temperaturen, echter, denitrificatie activiteit in moerassystemen wordt nog waargenomen bij temperaturen onder het vriespunt (Puustiner, 2001; Hefting et al., 2006). Indien ammonium de dominante vorm van stikstofbelasting is in de bufferstrook, wordt de denitrificatie sterk bepaald door de nitrificatiesnelheid. Nitrificatie is een aerob proces waarbij ammonium via nitriet wordt omgezet naar nitraat. De nitrificatie reactie verloopt in twee stappen waarbij respectievelijk de bacteriën *Nitrosomonas* en *Nitrobacter* betrokken zijn. Verwijdering van ammoniumstikstof door microbiële activiteit kan in een ammonium belaste bufferstrook alleen plaatsvinden wanneer er afwisselend aerobe en anaerobe omstandigheden heersen.

1.3.2 PLANTOPNAME

Het grootste deel van de stikstof en fosfor dat opgenomen wordt door vegetatie wordt gedurende het groeiseizoen opgeslagen in bladeren en stengels. Langdurige vastlegging vindt plaats in overblijvende plantendelen zoals wortelstokken en hout. De netto nutriëntenvastlegging in planten hangt af van de geproduceerde biomassa en verschilt sterk per soort, per jaar en per gebied. Verschillende studies tonen aan dat er geen significant verschil is in opname en bufferefficiëntie tussen vegetatietypen (houtachtige vs kruidachtige vegetatie typen) (Lyons et al., 2000; Sabater et al., 2003; Hefting et al., 2005; Mayer et al., 2007). De biomassa productie en nutriëntenopname door de vegetatie is afhankelijk van een groot aantal factoren, oa klimatologische factoren, beschikbaarheid van nutriënten, ouderdom van de vegetatie en beheersfactoren. De nutriëntenopname is variabel over het groeiseizoen. In het begin van het groeiseizoen worden de meeste nutriënten opgenomen en opgeslagen in de bovengrondse plantendelen. Aan het eind van het groeiseizoen vindt er retranslocatie plaats naar de ondergrondse plantendelen. De opname van nutriënten in gras en kruidachtige vegetatie is het hoogst als de vegetatie in het groeiseizoen één tot tweemaal gemaaid wordt. Voor een optimale verwijdering moet het maaisel snel worden afgevoerd. Wanneer het plantmateriaal niet wordt afgevoerd komt het overgrote deel van de opgenomen nutriënten weer in anorganische vorm beschikbaar door mineralisatie (Hefting et al., 2005; dit rapport).

1.3.3 INVANGEN VAN SEDIMENTDEELTJES UIT OPPERVLAKKIGE RUNOFF

Het invangen van sediment is een fysisch proces waarbij slibdeeltjes en daaraan gebonden nutriënten en verontreinigingen ingevangen worden door de vegetatie of bij lagere stroomsnelheden sedimenteren. Door het invangen van de slibdeeltjes worden fosfaat, zware metalen en ammonium uit oppervlakkige runoff verwijderd. Dit proces is met name van belang voor de retentie van P. De mate waarin bufferstroken sediment of slibdeeltjes kunnen invangen is afhankelijk van de ruwheid van het terrein, het microreliëf, de grootte van de slibdeeltjes en de stroomsnelheid van het water. De slibdeeltjes kunnen organisch (detritus) of anorganisch zijn (klei of silt). Door de situatie met weinig reliëf is de algemene veronderstelling in Nederland dat de oppervlakkige afspoeling een gering aandeel heeft in de nutriëntenaanvoer naar het oppervlaktewater (minder dan 10%) in vergelijking tot de interflow en ondiepe grondwater stroming. Kwantificeren van de oppervlakkige afspoeling is echter complex door het grillige karakter van deze transportroute in ruimte (stroombanen) en tijd (piekafvoeren). Door het gebrek aan betrouwbare meetgegevens blijft het belang van oppervlakkige afspoeling

onduidelijk. De effectiviteit van bufferstroken voor het invangen van particulier P wordt in het buitenland mogelijk overschat (Verstraeten et al., 2006; Owens et al., 2007) terwijl het voor de Nederlandse situatie mogelijk onderschat wordt.

1.3.4 ADSORPTIE, DESORPTIE EN COMPLEXVORMING

Door adsorptie of binding kunnen bepaalde stoffen in de bodem van bufferstroken worden vastgelegd. Ammonium kan worden geabsorbeerd aan het kation-uitwisselingscomplex van kleimineralen en organische stofdeeltjes. Fosfaat kan organisch gebonden zijn aan humus en fulvozuren en gebonden worden aan minerale bodemdeeltjes zoals klei, ijzer- en aluminiumhydroxiden en calcium- en magnesiumcarbonaten. De adsorptie van fosfaat aan ijzercomplexen en bodemdeeltjes is afhankelijk van de pH en redoxpotentiaal. Een aërobe (en zure) toplaag van het sediment functioneert als een effectief slot op het fosfaatreservoir in de water en -moerasbodem. De adsorptiecapaciteit van iedere moerasbodem is begrensd. Dit is afhankelijk van de samenstelling van de bodemdeeltjes. De adsorptie van stoffen aan de moerasbodem is een omkeerbaar proces. Bij wijziging van de omstandigheden kan desorptie plaatsvinden. Nalevering van geadsorbeerde stoffen uit de moerasbodem kan plaatsvinden als de toplaag anaëroob wordt, met name als fosfaat aan Fe(III) complexen gebonden is. De bindingscapaciteit van gereduceerd ijzer complexen is namelijk veel lager. Onder anaerobe omstandigheden kan er tevens door reductie van sulfaat, sulfide ontstaan, mits de periode van anaërobie lang genoeg is. Door de vorming van FeS komt fosfor weer in oplossing (Duel & Te Broekhorst, 1990; Smolders et al., 2006; Van der Salm et al., 2006). Niet alle P adsorptie is reversibel gebonden, een deel van de geadsorbeerde P is heeft door complexvorming en precipitatie en adsorptie in de aggregaten van de Al- en Fe hydroxiden een veel langere reactie tijd en kan worden beschouwd als een vaste fractie.

1.4 TYPEN BUFFERSTROKEN

Bemestingsvrije zones zijn gedefinieerd als stroken die alleen qua bemesting en pesticiden gebruik afwijken van het landbouwperceel. Droge bufferstroken zijn stroken waarbij naast het beheer ook de begroeiing afwijkt van het landbouwperceel. Bij moeras bufferstroken is naast het beheer en de vegetatie ook de morfologie van de strook afwijkend. Moerasbufferstroken met een verlaagd talud onder de waterlijn worden veelal aangeduid met plasbuffers, moerasbufferstroken met het talud vlak boven de waterlijn worden aangeduid met drasbuffer (Arts et al., 1998). Naast de hydromorfologische typen kan er ook onderscheid gemaakt worden in grasbufferstroken en bosbufferstroken. In de internationale literatuur wordt ook onderzoek verricht aan 'three zone' bufferstroken, dit type bestaat uit een zone met de natuurlijke vegetatie direct langs de watergang, daarnaast een bosstrook en daarnaast een grasstrook (o.a. Lowrance et al., 1997; Correll, 2005). Vanwege de dimensies van een dergelijke gecombineerde bufferstrook is dit type makkelijk toepasbaar onder de Nederlandse condities.

1.4.1 DROGE BUFFERSTROKEN

De effectiviteit van een bufferzone is afhankelijk van de dominante transportroute van nutriënten naar het oppervlakte water en de hydraulische verblijftijd in de bufferszones. Droge bufferstroken en mestvrije zones laten over het algemeen een lagere nutriëntenverwijdering zien in vergelijking met moerasbufferstroken. Het onderscheppend effect van droge bufferstroken is vooral te danken aan de opname door vegetatie. Maaien en afvoeren van maaisel is bij deze stroken belangrijk om de opgenomen nutriënten te verwijderen. Daarnaast treedt in droge bufferszones P adsorptie op (in niet P verzadigde bodems) en zijn stroken effectief in het onderscheppen van sediment uit de oppervlakkige afspoeling.

In droge bufferstroken zal de effectiviteit van N verwijdering uit interflow door denitrificatie beperkt zijn vanwege aerobe omstandigheden in de bodem. De uitgebreide drainagestelsels in veen, klei en lokaal ook zandgebieden zorgen eveneens voor een probleem indien met een droge bufferstrook wordt gewerkt. In deze gevallen wordt het nutriëntenrijk drainagewater immers direct naar de watergang of beek afgevoerd.

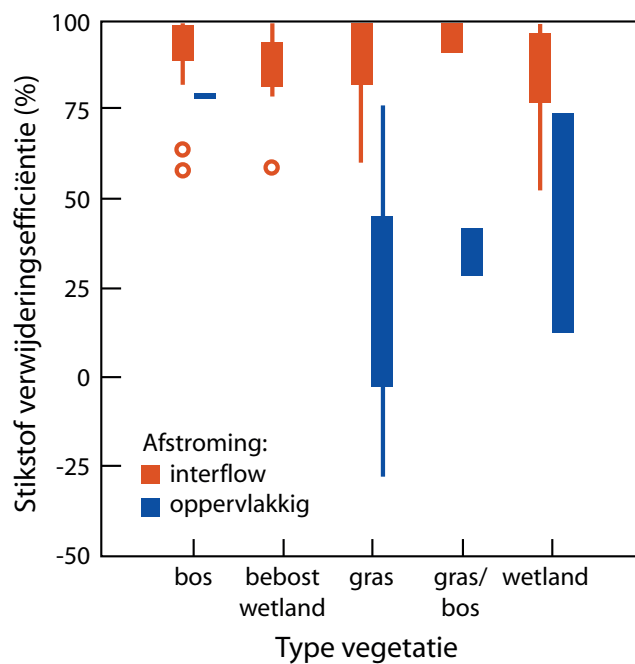
In Nederland wordt door Alterra onderzoek verricht aan de effectiviteit van droge buffersstroken (Noij et al., 2005). Hierbij worden grasbufferstroken van 5 m breed vergeleken met een situatie zonder buffer bij proefbedrijven met een verschillend bodem type (klei, veen, zand). De basishypothese is dat een dergelijke droge bufferstrook onder de Nederlandse situatie niet werkt vanwege de vlakke omstandigheden en de ongunstige hydrologische situatie. Ook Arts et al. (1998) en Klok et al. (2003) geven aan dat hydrologische omstandigheden een aandachtspunt vormen voor het functioneren van droge bufferstroken in Nederland. Deze auteurs geven echter ook aan dat vanwege de vlakkere omstandigheden de verblijftijd van het water met de nutriënten in de bufferstrook toeneemt waardoor de verwijderingscapaciteit mogelijk zal verhogen. Stroming van water in de onverzadigde zone van een bodem is verre van uniform. Door het optreden van preferente stroombanen in de droge bufferstroken zal de verblijftijd en daaraan gerelateerde verwijderingsefficiëntie lokaal sterk kunnen verschillen. Noij et al (2008) laten in het mid-term rapport van bovenstaande onderzoek zien dat in de onderzochte droge bufferstroken een grote variatie van verblijftijden van een deuterium tracer gevonden wordt. Deze variatie in verblijftijden is niet zondermeer verklaarbaar met de verschillen in bodemtextuur en daaraan gekoppelde doorlatendheden.

1.4.2 MOERASBUFFERSTROKEN

Bij moerasbufferstroken kan de verwijdering van stikstof zeer efficiënt zijn door de definitieve verwijdering van nitraat in stikstofgas door het proces denitrificatie. De stikstof verwijderingsefficiëntie ligt tussen de 60 en 99% (Dhondt et al., 2002; Clement et al., 2003; Vidon & Hill, 2004; Hefting et al., 2005; Syversen, 2005). Een steeds terugkerend discussieonderwerp in het bufferstrook onderzoek is de benodigde breedte van de stroken. Mayer et al (2007) publiceerde recentelijk een meta-analyse van bufferstrook onderzoeken waarbij naar voren kwam dat de stikstof verwijderingsefficiëntie zeer variabel is. Er werd een significant verschil in verwijdering gevonden waarbij stroken van meer dan 50 m breed een consistent beeld laten zien met zeer hoge verwijderingspercentages, terwijl stroken variërend in breedte tussen de 0-25 m breed een spreiding lieten zien in verwijderingspercentages tussen de 25% en 100%. De stikstof verwijdering uit interflow en ondiep grondwater was efficiënt (gemiddeld boven de 75%, Figuur 1.02) maar niet sterk gerelateerd aan de breedte van de stroken terwijl de stikstofverwijdering uit oppervlakkige afstroming (gemiddeld ongeveer 30%) sterker beïnvloed wordt door de breedte van de strook.

Hoewel er in moerasbuffers ook mobilisatie (nalevering) van fosfaat kan worden gevonden is er gemiddeld genomen sprake van een netto verwijdering van 30 tot 90% (Dosskey, 2001; Syversen, 2005; Uusi-Kamppa, 2005). De rendementen voor P zijn lager in permanent natte plasbufferstroken. Wanneer gedurende de aanleg van natte bufferstroken de fosfaatverzadigde bovengrond wordt verwijderd speelt de fosfaat nalevering echter een verwaarloosbare rol.

FIGUUR 1.02 STIKSTOF VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE, GERELATEERD AAN HYDROLOGIE EN BEGROEIING VAN EEN BUFFERSTROOK (NAAR: MAYER ET AL., 2007)



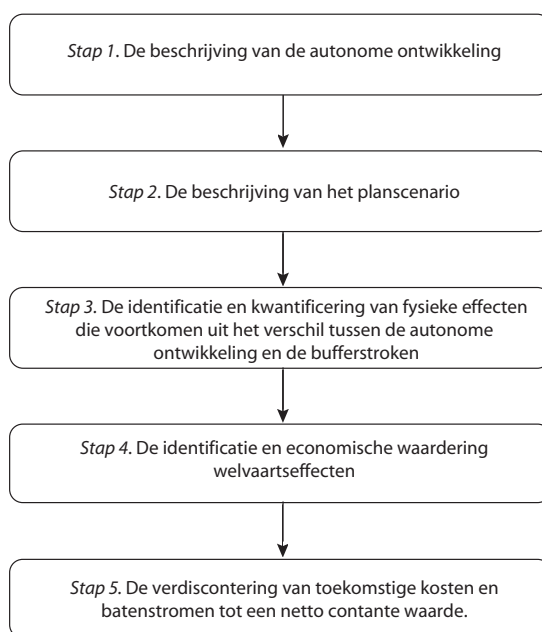
2

MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN BATEN- ANALYSE VOOR BUFFERSTROKEN

De basis van de Maatschappelijke Kosten en Baten Analyse (MKBA) is welvaartstheorie: producenten ontlenen welvaart aan inkomsten uit de productie van goederen en diensten, consumenten ontlenen welvaart aan de consumptie van goederen en diensten. De MKBA meet de totale verandering van welvaart in termen van geldeenheden. Het is daarmee een geschikte methode om van bijvoorbeeld fysieke ingrepen in het landelijk gebied de maatschappelijke gevolgen integraal en systematisch tegen elkaar af te wegen. Dit afwegen gebeurt in principe via waardering in geldeenheden, ook wel monetarisering genoemd.

In een MKBA worden niet alleen de daadwerkelijk gerealiseerde inkomsten en uitgaven in ogenschouw genomen. Effecten die zich buiten de markt om voltrekken worden ook in een MKBA betrokken. Dit is bijvoorbeeld het geval bij bepaalde natuurwaarden. Natuurwaarden worden vaak onderverdeeld in gebruikswaarden en niet-gebruikswaarden. Bij gebruik vindt een vorm van fysieke interactie plaats tussen mens en natuur, zoals recreatie en opbrengsten uit productie van hout, vis en riet. Een voorbeeld van een meer indirect gebruik is het effect van de waterzuiverende werking van natuur op de kosten van drinkwaterwinning. Bij niet-gebruik gaat het om waarden die los staan van fysieke interactie met het gebied, zoals de prettige gedachte dat biodiversiteit wordt behouden. Het zijn vooral deze niet-gebruikswaarden die zich buiten de markt om voltrekken. Om deze waarden toch op te nemen in een MKBA worden zogenaamde niet-marktwaarderingmethoden toegepast. In bijlage 9.1.1 wordt kort ingegaan op de belangrijkste van deze methoden.

FIGUUR 2.01 ALGEMEEN STAPPENPLAN MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN EN BATEN ANALYSE VOOR DE BUFFERSTROKEN.



De kosten en baten van een fysieke ruimtelijke ingreep kunnen worden achterhaald door het inzetten van expert kennis of het uitvoeren van marktonderzoek. Marktonderzoek is echter tijdrovend, daarom wordt in veel maatschappelijke kosten en baten studies gebruik gemaakt van kentallen. Bij een kentallen-MKBA worden effecten zoveel mogelijk uitgedrukt in standaard cijfers. In een MKBA kunnen verschillende stappen worden onderscheiden. In paragraaf 2.1 t/m 2.5 wordt een algemeen stappenplan beschreven voor het uitvoeren van de MKBA voor de natte bufferstroken. In hoofdstuk 4 wordt het stappenplan toegepast op de een deel van het Strijbeekse en Chaamse bekenstelsel.

2.1 STAP 1: BESCHRIJVING VAN DE AUTONOME ONTWIKKELING

Bij het bepalen van kosten en baten gaat het altijd om het afzetten van het planscenario tegen de autonome ontwikkeling. Daarbij is de autonome ontwikkeling gedefinieerd als ontwikkeling die zou hebben plaatsgevonden indien het planscenario niet zou zijn uitgevoerd. In een MKBA worden de kosten en baten van bufferstroken bepaald ten opzichte van de situatie dat er geen bufferstroken zouden zijn aangelegd. Het betreffende perceel was dan bijvoorbeeld landbouwareaal gebleven. De autonome ontwikkeling en het planscenario worden voor een bepaalde periode beschreven, ook wel tijdshorizon genoemd. Een gebruikelijke tijdshorizon is twee tot vijf decennia. Belangrijke input voor het beschrijven van de autonome ontwikkeling zijn:

- De ruimtelijke ligging van het gebied: wat is precies de begrenzing van het gebied en hoe groot is het. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in:
 - Het gebied waar de fysieke ingreep plaatsvindt, ook wel het plangebied genoemd.
 - Het gebied waar de effecten plaatsvinden, ook wel het studiegebied genoemd. De effecten van bufferstroken zullen ook buiten het plangebied kunnen plaatsvinden. Het studiegebied is dan ook veelal groter dan het plangebied. Voor verschillende effecten kan gelden dat ze verschillend begrensd zijn. Zo zullen de effecten van een bufferstrook op de kwaliteit van het grond –en oppervlaktewater zich beperken tot het stroomgebied waartoe de beek behoort. Echter, voor bijvoorbeeld de effecten op fauna kan een heel ander schaalniveau van toepassing zijn. Een praktische (betrekkelijk eenvoudig vast te stellen) afbakening is die van het stroomgebied waartoe een beek behoort.
- Welke plannen er verder zijn (afgezien van bufferstroken) voor het gebied, zoals streekplannen, antiverdrogingsmaatregelen, etc.
- De status van het gebied: bijvoorbeeld onderdeel van de EHS of een vogel –en habitatrictlijngebied.

2.2 STAP 2: BESCHRIJVING VAN HET PLANSCENARIO

De beschrijving van het plan geeft in grote lijnen de belangrijkste fysieke veranderingen weer ten opzichte van de autonome ontwikkeling. Voor het planscenario wordt van dezelfde ruimtelijke afbakening uitgegaan als bij de autonome ontwikkeling. Het plan wordt beschreven in kwalitatieve of kwantitatieve termen, zoals de omvang van een bufferstrook en een nadere specificatie van de vegetatie op de strook.

2.3 STAP 3: IDENTIFICATIE EN KWANTIFICERING FYSIEKE EFFECTEN

2.3.1 INLEIDING

Onder een effect wordt verstaan een aan de uitvoering van een project toe te schrijven verschil tussen de ontwikkeling in de situatie dat het project wordt uitgevoerd en de autonome ontwikkeling. In deze paragraaf (2.3) wordt een inventarisatie gemaakt van mogelijke fysieke

effecten en worden, indien beschikbaar, algemene kentallen voor kwantificering gegeven. De fysieke effecten kunnen welvaartseffecten (kosten en baten) impliceren voor diverse actoren. In paragraaf 2.4 zullen deze welvaartseffecten worden geïdentificeerd.

2.3.2 IDENTIFICATIE FYSIEKE EFFECTEN

Voor het bepalen van effecten zijn de algemene richtlijnen vanuit de OE(E)I als startpunt genomen (Eijgenraam et al., 2000). Vervolgens is op basis van expert judgment een indeling gemaakt van effecten die bij natte bufferstroken mogelijk relevant kunnen zijn². De volgende fysieke effecten kunnen worden onderscheiden:

Waterkwaliteit Over het algemeen zal een bufferstrook tot een afname leiden van emissies van stikstof (nitraat en ammonium) en fosfor (fosfaat) naar het oppervlaktewater. Daarmee zal de waterkwaliteit van oppervlaktewater benedenstrooms verbeteren.

Waterkwantiteit Retentiefunctie. De retentiefunctie van natte bufferstroken kan hoogwaterproblemen elders – stroomafwaarts – reduceren.

Verdroging Bufferstroken kunnen de mate van verdroging in een gebied beïnvloeden en daarmee bijvoorbeeld ook de inzet van anti-verdrogingsmaatregelen.

Natuur Voor relevante beekgebonden flora en fauna zoals amfibieën, dagvlinders, kleine zoogdieren en ruigte – en struweelvogels kunnen door aanleg van de strook migratiemogelijkheden (corridorfunctie) toenemen.

Emissie atmosfeer Vastlegging van CO₂ en afvang van fijn stof door vegetatie op de strook.

Recreatie Indien de strook als een duidelijke verfraaiing van het landschap wordt beleefd kunnen extra recreanten worden verwacht.

Afname areaal landbouwgrond De aanleg van natte bufferstroken zal ten koste gaan van landbouwgrond.

Per geval kan de lijst van relevante effecten verschillen. Zo geldt bijvoorbeeld voor de afvang van fijnstof dat dit relevant kan zijn als de ligging van de strook dusdanig is dat het fijnstof van een nabije bron (zoals snelwegen) afvangt voor een woonwijk.

2.3.3 KWANTIFICERING FYSIEKE EFFECTEN

In deze subparagraaf wordt ingegaan op het kwantificeren van effecten. Daarbij worden tevens kentallen gegeven, indien beschikbaar.

Waterkwaliteit

Een bufferstrook zal een gunstig effect hebben op de waterkwaliteit in de beek. De omvang van het waterzuiverende effect zal per geval verschillen. Voor een kwantitatieve bepaling van de effectiviteit, gemeten als afname in de concentratie of vracht naar het oppervlaktewater is maatwerk nodig. De effectiviteit wordt sterk bepaald door de lokale hydrologie, nutriëntenbelasting van het systeem, bodemtype en bodemchemie. In hoofdstuk 6 worden aanwijzingen gegeven voor inrichting en beheer om de effectiviteit te optimaliseren. Er is een zeer brede range van verwijderingspercentages bekend uit de literatuur (zie paragraaf 1.4.2 van dit rapport), waardoor er geen algemeen geldende kentallen kunnen worden gegeven.

Een fysiek gevolg van verbeterde waterkwaliteit is bijvoorbeeld het toenemen van biodiversiteit van het aquatische ecosysteem. Een ander mogelijk gevolg zou een gunstig effect op de

2. De betreffende experts waren (naast de auteurs): Bas van der Wal (STOWA), Liesbeth Verhoeven (Waterschap Brabantse Delta), Floris Verhagen (Royal Haskoning), Jeroen de Klein (WUR), Hans van Kapel (Waterschap Brabantse Delta), Kees Peerdeman (Waterschap Brabantse Delta) en Adrie Geerts (Provincie). De experts is zowel gevraagd naar fysieke effecten als ook naar de omvang van kosten en baten, in zoverre zij daar informatie over hadden.

drinkwaterwinning kunnen zijn. Voor wat betreft het effect op de winning uit grondwater is de ligging van grondwaterwingebieden en grondwaterbeschermingsgebieden van belang. Als de begrenzing van het studiegebied een overlap heeft met grondwaterbescherming –of grondwaterwingebieden dan zal de strook een effect kunnen hebben op de mate van waterzuivering voor drinkwaterwinning.

Retentiecapaciteit

De waterbergingscapaciteit van een gebied kan worden verhoogd door watergangen te verbreden of een waterbergingsprofiel aan te leggen (zgn accolade profiel). Eigenschappen van een dergelijk profiel hebben sterke overeenkomst met het profiel van een natte bufferstrook. De hoeveelheid water die geborgen kan worden op een bufferstrook hangt af van de breedte van de strook en de hoogte van de waterkolom tijdens maximale berging. Deze hoogte is afhankelijk van het hoogte verschil tussen de strook en het omliggende land. Met gegevens over de lengte van de watergangen is dan de mogelijke berging in $m^3 \cdot m^{-1}$ te berekenen.

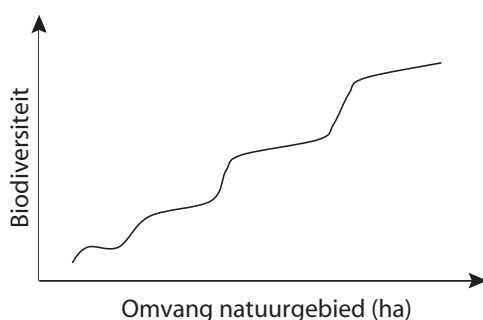
Verdroging

Een strook kan mogelijk verdroging van gebieden reduceren. Echter, wanneer gebieden worden afgegraven voor de aanleg van moerasbufferstroken kan dit plaatselijk ook tot verdroging van hogere gronden leiden. Algemene kentallen voor de impact van een bufferstrook op de mate van verdroging in omliggende gebieden zijn niet bekend.

Natuur

Met de aanleg van een strook ontstaat natte natuur. Het feit dat daarmee extra variatie in habitattypen wordt gecreëerd, draagt bij aan het aantal soorten fauna en flora in een gebied. De omvang van een natuurgebied is een andere factor die het aantal soorten fauna en flora bepaald. Als er in een gebied een soort bijkomt of verdwijnt, heeft dat ook gevolgen voor de voedselketen (kan zowel flora als fauna zijn) waar de soort deel van uitmaakt. Er kan een positief verband worden verwacht tussen het aantal soorten dat in een gebied leeft en de oppervlakte van het gebied (Zie Figuur 2.02).

FIGUUR 2.02 HET VERBAND TUSSEN BIODIVERSITEIT EN OMVANG VAN EEN NATUURGEBIED (NAAR: WALLIS DE VRIES, 1999)³



Daarbij kan de omvang zowel door aanleg van natuur toenemen (creëren van een biotoop) als door het creëren van ecologische verbindingen (facilitatie van migratiemogelijkheden). Voor dit effect dient gekwantificeerd te worden de (i) procentuele aanwas van het areaal natuur in het studiegebied en (ii) de waarderingspopulatie van het studiegebied.

3. Een voorbeeld van een andere studie waarbij het verband tussen oppervlakte en aantal soorten speelt is die van MacArthur en Wilson (2001). Zij komen met de volgende formule: $S = cA^z$, met S = het aantal soorten, A = oppervlakte, c en z zijn constanten.

Reductie emissies in de atmosfeer (CO₂ en PM_{2,5}/PM₁₀)

- CO₂

De baat van koolstofvastlegging kan worden gekwantificeerd door de areaalverandering natuur te vermenigvuldigen met een gemiddelde hoeveelheid koolstofvastlegging per hectare per jaar. Daarbij worden alleen vegetatietypen opgenomen die tot een significante toename van koolstofvastlegging leiden ten opzichte van initiële (landbouw)gewas (bijv. maïs), zoals loof- of naaldbos. De gemiddelde netto koolstofvastlegging voor een loofbos bedraagt circa 1,37 ton C per hectare per jaar en voor naaldbos 2,19 ton C (Tabel 2.01) Met andere woorden, de hoeveelheid koolstofvastlegging per jaar op het bosgedeelte van de strook kan worden gekwantificeerd als: het aantal ha bos ÷ aantal ton koolstofvastlegging voor type bos b, per ha per jaar. Wegens de groeitijd van bomen wordt verondersteld dat deze baten zich pas na 5 jaar zullen voordoen.

TABEL 2.01 FYSIEKE KENTALLEN KOOLSTOFVASTLEGGING (LNV 2006).

Fysieke kentallen: koolstofvastlegging in ton C per ha per jaar voor type bos b	
<i>Loofbos</i>	<i>Naaldbos</i>
1,37	2,19

- Fijn stof

Fijn stof, oftewel PM_{2,5} of PM₁₀, heeft een negatief effect op de gezondheid en verlaagt de levensverwachting. Gezondheidseffecten zijn zowel voor fijn stof (PM₁₀) als voor het voor het fijnere deel van fijn stof (PM_{2,5}) gevonden. Het roetdeel uit verbrandingsprocessen is één van bestanddelen van fijn stof (Milieu en Natuur Planbureau, 2007).

Bomen, struiken en ander vegetatie vangen fijn stof af. Uit kaarten van het Milieu en Natuurplanbureau (2007) blijkt dat in Nederland de langdurige concentratie fijn stof vaak boven 25 µg · m⁻³ ligt. Volgens LNV (2006) biedt een bomenrij van gemiddeld 10 m hoog bescherming tegen fijn stof aan een achterliggend areaal van ongeveer 75m. De baten van stof afvang dienen te worden toegerekend aan inwoners van het achterliggende gebied. Voor deze populatie impliceert de bomenrij een fijnstofafvang van tenminste 10%. Als de strook dusdanig is gesitueerd dat stofafvang verwacht mag worden, bijvoorbeeld als de strook naast een woonwijk ligt, dan kan de mate van stofafvang door de bomenrij worden gekwantificeerd volgens Tabel 2.02.

TABEL 2.02 FYSIEKE KENTALLEN FIJNSTOF AFVANGING (LNV 2006; MILIEU EN NATUUR PLANBUREAU, 2007).

Fysieke kentallen: fijnstof afvang bomenrij in µg per jaar voor bos	
<i>Per persoon</i>	<i>Relevante populatie</i>
2,5	Aantal inwoners in areaal tot 75 m achter de bomenrij

Recreatie

Een significant effect op het aantal recreanten zou kunnen worden gerealiseerd als het om een omvangrijke strook gaat waarvan de toegevoegde waarde voor de landschappelijke beleving duidelijk kan worden waargenomen. De kwantificering van dit effect bestaat uit 2 stappen. Ten eerste dient het huidige aantal recreanten in het gebied te worden vastgesteld. Met andere woorden, het aantal recreanten voordat de strook wordt aangelegd. Indien lokale gegevens niet beschikbaar zijn kunnen algemene kentallen gebruikt worden (Tabel 2.03). Zo geldt bijvoorbeeld voor het type 'droog natuurlijk terrein' als norm voor de recreatieve op-

vangcapaciteit dat deze maximaal 2,0 personen per ha per dag is voor fietsen en 6,0 personen per ha per dag voor wandelen (LNV, 2006).

TABEL 2.03 FYSIEKE KENTALLEN RECREATIEVE OPVANGCAPACITEIT (LNV 2006)

Fysieke kentallen: schatting recreatieve opvangcapaciteit in aantal recreanten per ha per dag	
<i>Wandelaars</i>	<i>Fietsers</i>
6,0	2,0

Vervolgens dient de toename van het aantal van het recreanten te worden vastgesteld als gevolg van de strook. Dit is lastig omdat studies over aantallen recreanten in relatie landschapselementen als bufferstroken strook niet beschikbaar zijn. Wel is informatie beschikbaar over de relatie recreatief gebruik en waterkwaliteit van rivieren en stroompjes (Environmental Protection Agency, 2000). Uit deze studie blijkt dat recreanten bereid zijn 9% meer te betalen voor een stijging van de waterkwaliteit van visbaar naar zwembaar. Uitgaande van de relatie tussen betalingsbereidheid en aantal bezoeken (zie ook: Bos & Vogelzang, 2007) kan 9% als proxi gebruikt worden voor de toename van het aantal recreanten (Tabel 2.04).

TABEL 2.04 FYSIEKE KENTALLEN VERANDERING RECREATIE (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000)

Fysieke kentallen: verandering aantal recreanten
Toename maximaal 9%

Afname areaal landbouw

Hierbij dient het aantal ha landbouwgrond te worden bepaald dat moet wijken voor de strook, alsmede het type landbouwgrond dat verdwijnt.

2.4 STAP 4: IDENTIFICATIE EN ECONOMISCHE WAARDERING WELVAARTSEFFECTEN

2.4.1 INLEIDING

Welvaartseffecten zijn de effecten die de welvaart van de populatie beïnvloeden. Dit kan gaan om gemaakte kosten, maar ook welvaart die wordt ontleend aan schoner water in de beek. In deze paragraaf worden de welvaartseffecten geïnventariseerd die mogelijk verbonden zijn aan de fysieke effecten van bufferstroken. Tevens wordt ingegaan op de economische waardering van de welvaartseffecten in termen van kosten en baten.

2.4.2 IDENTIFICATIE WELVAARTSEFFECTEN

In deze subparagraaf wordt ingegaan op de mogelijke welvaartseffecten die verbonden kunnen zijn met de verschillende fysieke effecten.

- Het eerstgenoemde fysieke effect - een verbeterde waterkwaliteit - is onder meer gunstig voor het ecosysteem van de beek. De waarde die mensen hieraan hechten valt onder de welvaartscategorie 'niet-gebruik'. Deze categorie heeft betrekking op het feit dat het bestaan van natuur wordt gewaardeerd, los van enige vorm van gebruik, zoals de waarde die mensen hechten aan een voor recreanten gesloten natuurgebieden als het Naardermeer. Daarnaast kan een verbeterde waterkwaliteit tot gevolg hebben dat minder waterzuiveringactiviteiten uitgevoerd behoeven te worden, hetgeen als kostenbesparing een bijdrage levert aan de welvaart.
- Door de retentiecapaciteit van bufferstroken wordt meer / langer water vastgehouden waardoor elders de kans op overstroming afneemt.

- De aanleg van een strook kan van invloed zijn op de mate van verdroging in een gebied en daarmee bijvoorbeeld ook op de productiviteit van de landbouw of op maatregelen ten behoeve van anti-verdroging in natuurgebieden.
- Een verbetering van het terrestrisch ecosysteem. Naar verwachting heeft de strook een corridorfunctie waardoor ecologische knelpunten kunnen worden opgelost en de biodiversiteit (lokaal) zou kunnen toenemen. Het welvaartseffect van toegenomen biodiversiteit valt eveneens onder niet-gebruikswaarde.
- Door de aanleg van een strook zouden emissies in de atmosfeer kunnen worden gereduceerd. Dit is vooral relevant als een strook met bomen is beplant. Welvaartseffecten die zijn verbonden aan de vastlegging van koolstof betreffen het leveren van een bijdrage aan het beperken van de klimaatverandering. Verder kunnen bomen stofdeeltjes (aerosolen) afvangen waardoor gezondheidsklachten, zoals chronische bronchitis en emfyseem, en daaruit voortvloeiende sterftegevallen zouden kunnen worden gereduceerd (LNV, 2006).
- Als een strook tot extra recreanten leidt, zal dit voor de regio extra inkomsten uit bestedingen kunnen genereren. Tevens zou dit voor inwoners van de regio betekenen dat er een aantrekkelijker recreatiemogelijkheid dicht bij huis wordt gecreëerd.
- Omdat bufferstroken worden aangelegd ten koste van landbouwpercelen wordt areaal landbouw uit productie genomen, hetgeen welvaartsverlies impliceert.

2.4.3 WAARDERING EFFECTEN IN TERMEN VAN KOSTEN EN BATEN

In deze subparagraaf wordt ingegaan op de waardering van welvaartseffecten in termen van kosten en baten. Tevens zullen, indien beschikbaar, economische kentallen worden gegeven.

2.4.3.1 *Kosten*

Gereduceerde inkomsten uit reguliere landbouw

Met de aanleg van een bufferstrook wordt een perceel landbouw uit productie genomen waardoor agrariërs verminderde inkomsten uit reguliere landbouw hebben. Een verlies aan landbouwproductie is een kostenpost in de MKBA. De omvang van deze kosten is gelijk aan het areaal landbouwgrond wat verdwijnt vermenigvuldigd met de netto toegevoegde waarde (NTW) per ha per jaar van het betreffende type landbouw (Tabel 2.05), volgens de vergelijking: aantal ha landbouw type *l* dat verdwijnt x NTW_{*l*} per ha per jr.

TABEL 2.05 ECONOMISCHE KENTALLEN INKOMSTEN LANDBOUW (LEI, 2008).

Economische kentallen: NTW	
Landbouwtype	€ ha · j ¹
Melkvee	1.909
Varkenshouderij	8.102
Pluimvee	14.789
Gecombineerde bedrijven	2.057
Akkerbouw	1.509
Tuinbouw	35.066

Agrarische ondernemers zullen in de praktijk een vergoeding krijgen voor de gederfde inkomsten. Zo ontvangen ondernemers in het beheersgebied van Waterschap Brabantse Delta een vergoeding van € 3.500 tot € 4.000 per ha per jaar⁴. Dit is een compensatie voor gederfde

4. Het afvoeren van biomassa is hierin opgenomen (bron: MT-memovergoeding (2) van de Brabantse Delta). Voor de vegetatie geldt dat deze door gericht beheer tot stand komt; wilgen en elzen hoeven niet geplant te worden.

landbouwinkomsten en een vergoeding voor aanleg (via omrekening naar een bedrag per jaar) en onderhoud van de strook. De vergoeding is overigens een overdracht van de ene actor (waterschap) naar de andere (agrariër) en heeft dus geen gevolgen voor het MKBA-saldo. Echter, voor het overzicht van de verdeling van lusten en lasten is het informatief de post wel op te nemen in de balans.

2.4.3.2 *Baten*

Waterkwaliteit

Een verbeterde waterkwaliteit beïnvloedt via een verhoogde aquatische ecosysteemwaarde de niet-gebruiksbatens van de beek. Een ander welvaartseffect zijn de mogelijk lagere kosten van waterzuivering. Om de niet-gebruiksbatens in monetaire termen uit te drukken zou via de contingente waarderingmethode de betalingsbereidheid voor de toegenomen ecosysteemwaarden kunnen worden verkregen. Geschikte kentallen hiervoor zijn echter niet gegeven. Een alternatieve methode waarvoor wel kentallen beschikbaar zijn is uitgaan van vermeden kosten van maatregelen ter bevordering van de waterkwaliteit. Het uitgangspunt daarbij is dat een bufferstrook tot gevolg kan hebben dat geplande maatregelen om waterkwaliteit te verbeteren niet, of in mindere mate, uitgevoerd hoeven te worden. Deze maatregelen zouden gunstig zijn voor het ecosysteem en bijvoorbeeld ook kunnen doorwerken in zuiveringskosten van drinkwaterbedrijven. Met andere woorden, vermeden kosten als indicatie voor de baten, zoals vermeden kosten om aan de eisen te voldoen gesteld binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW). Voor een specifiek geval zal dus moeten worden vastgesteld of de norm zonder strook wordt overschreden. Indien dit het geval is kunnen de volgende algemene schattingen voor kostenbesparingen gehanteerd worden zoals in Tabel 2.06 weergegeven.

TABEL 2.06 ECONOMISCHE KENTALLEN WATERKWALITEIT (LNV 2006; STOWA, 2008)

Economische kentallen: vermeden kosten maatregelen t.b.v. de waterkwaliteit per kg	
<i>Stikstof</i>	<i>Fosfaat</i>
€ 1,33 - 2,20	€ 8,50

Extra retentiecapaciteit

De retentiecapaciteit van een strook kan tot gevolg hebben dat elders overstromingsschade wordt gereduceerd. Indien dit het geval is bestaat het welvaartseffect uit vermeden schade. Een manier om dit welvaartseffect te modelleren in termen van kosten en baten is om uit te gaan van vermeden uitgaven voor de aanleg van retentiebekken. Deze aanpak is met name interessant indien er voor de autonome ontwikkeling maatregelen tegen overstroming waren gepland (zoals retentiebekken). Voor deze ‘vermeden-kosten-methode’ is het volgende kental beschikbaar: € 3,50 per m³ aan kosten voor het aanleggen van een retentiebekken (Tabel 2.06). Hierbij wordt er van uitgegaan dat anders in periode 0 een retentiebekken aangelegd zou zijn.

TABEL 2.06 ECONOMISCHE KENTALLEN RETENTIE (EXPERTGROEP PROJECT BRABANTSE DELTA)

Economische kentallen: vermeden kosten retentiecapaciteit per m ³
€ 3,50

Verdroging

De aanleg van een strook kan van invloed zijn op de mate van verdroging in een gebied. Indien een strook invloed heeft op verdroging van omliggende landbouwgronden komt het

welvaartseffect tot uiting in een veranderde landbouwproductie. De mate van verdrogingschade zal per case verschillen. Echter, voor een gemiddelde verdrogingschade wordt uitgegaan van een opbrengstderving van 20% (LNV, 2006). Als verdrogingverandering betrekking heeft op natuur gaat het vooral om niet-gebruiksbatens. Een methode om dit welvaartseffect in termen van kosten en baten uit te drukken is om de impact op de eventuele kosten van anti-verdrogingsmaatregelen te bepalen.

Terrestrische natuur: niet-gebruiksbatens

Uit het feit dat mensen bereid zijn aanzienlijke bedragen te betalen voor het behoud van 'niet-gebruiksbatens' (Tabel 2.07), blijkt dat deze categorie niet bij voorbaat als verwaarloosbaar dient te worden beschouwd bij het opstellen van een MKBA. Immers, in het geval van een bufferstrook wordt het lokale areaal natuur vergroot en wordt mogelijk een corridorfunctie gecreëerd. De betalingsbereidheid voor niet-gebruiksbatens kan worden verkregen via de contingente waarderingmethode (zie bijlage 9.1.1) De betrouwbaarheid van deze waarderingmethode is overigens onzeker. Dit geldt ook voor het gebruik van algemene economische kentallen hiervoor (Bos, 2007). De niet-gebruiksbatens kunnen daarmee als volgt worden verkregen:

$$\frac{\text{aantal ha type natuur } n \text{ dat met bufferstrook dat wordt aangelegd}}{\text{aantal ha type natuur } n \text{ initieel in de regio}} \times \text{betalingsbereidheid natuurtype } n \times \text{populatieomvang}$$

Om te aggregeren naar gebiedsniveau wordt het aantal huishoudens of inwoners van het studiegebied als proxy genomen voor de populatieomvang.

TABEL 2.07 ECONOMISCHE KENTALLEN BETALINGSBEREIDHEID (LNV 2006; CPB 2006).

Economische kentallen: betalingsbereidheid niet-gerbuikbatens natuur per huishouden per jaar	
Bos	Riet/ruigte
€ 11	€ 10

Reductie emissies atmosfeer

- Baten koolstofvastlegging

De baten van koolstofvastlegging worden gemonetariseerd op basis van internationaal vastgestelde waarden (Tabel 2.08). In aansluiting op internationale richtlijnen wordt hierbij uitgegaan van voorzichtige schattingen.

TABEL 2.08 ECONOMISCHE KENTALLEN KOOLSTOF (LNV 2006; CPB 2006)

ECONOMISCHE KENTALLEN: BETALINGSBEREIDHEID NIET-GEBUIKBATENS NATUUR PER HUISHOUDEN PER JAAR	
Ondergrens	Bovengrens
€ 8	€ 49

- Fijnstofafvang door vegetatie

De economische waardering van positieve gezondheidseffecten die voortkomen uit afvang van fijn stof door vegetatie is een relatief nieuw onderwerp binnen de milieueconomie. Dit betekent dat deze post (nog) omgeven is met relatief veel onzekerheden. De baat stof afvang kan volgens officiële richtlijnen (LNV, 2006) als volgt worden gemodelleerd. Uitgaande van internationale studies naar de betalingsbereidheid voor reductie van fijn stof leidt LNV (2006) een betalingsbereidheid af van € 2,67 per µg per inwoner (Tabel 2.09).

TABEL 2.09 ECONOMISCHE KENTALLEN FIJNSTOF (LNV 2006).

Economische kentallen: betalingsbereidheid per µg reductie fijnstof per inwoner

 € 2,67

Hierbij dient opgemerkt te worden dat indien fijnstof-afvang relevant is, de berekening op basis van gepresenteerde fysieke en economische kentallen tot een voorzichtige schatting van deze batenpost zal leiden omdat:

- Uitsluitend het effect op grootschalige –of achtergrondconcentraties fijn stof wordt betrokken en de lokale verkeersbijdrage wordt buiten beschouwing gelaten;
- Uitsluitend de afvang door bomen is meegenomen en niet die van de ruigtevegetatie;
- Uitsluitend het effect op omwonenden wordt betrokken (permanente blootstelling aan fijn stof) en niet het effect op recreanten (tijdelijke blootstelling aan fijn stof);
- De berekening gaat uit van lijnbepanting in plaats van arealen, hetgeen tot een voorzichtige schatting leidt.

Recreatie

Indien recreanten (wandelaars, fietsers, ruiters en kanoërs) de beplanting van een strook positief beleven, zou dit tot extra recreanten kunnen leiden. Dit kan vervolgens een positief effect kunnen hebben op de regionale economie. De bestedingen van recreanten (speeltuinen, streekproducten-boerderijen en cafe's en andere horecagelegenheden) kunnen als baat worden meegenomen zolang de bestedingen niet ten koste gaan van bestedingen elders in de betreffende regio (Tabel 2.10). Naast bestedingen zou een extra recreatieve waarde welvaartsverhoging voor recreanten impliceren: omwonenden kunnen vaker en dichterbij huis (verminderde reiskosten) recreëren in vergelijking met de situatie zonder de strook.

TABEL 2.10 ECONOMISCHE KENTALLEN RECREATIE (LNV 2006)

Economische kentallen: bestedingen per tocht

<i>Wandelen</i>	<i>Fietsen</i>
€ 0,152	€ 0,60

2.5 STAP 5: VERDISCONTERING VAN TOEKOMSTIGE KOSTEN EN BATENSTROMEN TOT EEN NETTO CONTANTE WAARDE

Bepaalde kosten en baten van een project zijn eenmalig, bijvoorbeeld kosten van aanleg, terwijl andere kosten of baten ieder jaar optreden, bijvoorbeeld verlies aan agrarische productie. De jaarlijkse kosten en baten worden constant gemaakt naar één waarde met een vaste disconteringsvoet, ook wel de netto contante waarde (NCW) genoemd. Daarmee wordt rekening gehouden met het feit dat een baat van B euro op tijdstip $t=0$ een hogere waarde heeft dan een baat van B euro op tijdstip $t > 1$. Dit wegens het feit dat er sprake is van tijdvoorkeur: aan kosten en baten op een later tijdstip wordt een lagere waarde toegekend dan aan kosten en baten op die eerder optreden. Om met tijdvoorkeur rekening te houden worden alle kosten en baten gedeeld door de discontovoet. De gebruikelijke formule voor het berekenen van de Netto Contante Waarde van kosten en baten is als volgt:

$$NCW = \sum_{t=0}^T \left\{ \frac{(B_t - K_t)}{(1+r)^t} \right\}$$

met

T = tijdshorizon

B_t = baten in jaar t

K_t = kosten in jaar t

r = discontovoet

In Nederland wordt een discontovoet van 2,5% voorgeschreven in de richtlijnen van OEI (Overzicht Effecten Infrastructuur). Een gebruikelijke tijdshorizon is 3 tot 5 decennia.

3

KWANTIFICERING VAN HET WATERKWALITEITSEFFECT VAN DE STRIJBEEKSE BUFFER

De uitvoering van een gedetailleerd monitoringsonderzoek van juni 2006 t/m augustus 2007 in de bufferstrook langs de Strijbeekse beek maakt het mogelijk het waterkwaliteitseffect van deze strook te kwantificeren. Het monitoringsonderzoek is uitgevoerd door Universiteit Utrecht en aangevuld met waterkwaliteitsgegevens verzameld door het Waterschap Brabantse Delta van november 2005 t/m november 2007. In dit hoofdstuk wordt het gebied en de heersende regionale waterkwaliteit beschreven, vervolgens worden de individuele processen besproken die bijdragen aan retentie of (na)levering van de meest belangrijke nutriënten voor dit systeem: stikstof en fosfor. Met deze informatie is het mogelijk een ruwe massabalans op te stellen, waarmee het effect van de strook op de lokale waterkwaliteit kan worden gekwantificeerd. Tot slot worden effecten van enkele gebiedsspecifieke factoren en effecten van beheer en inrichting op de retentiecapaciteit besproken, op welke wijze deze hierop ingrijpen en in hoeverre het mogelijk is hier door keuzes in inrichting en beheer op in te spelen.

3.1 GEBIEDS- EN SYSTEEMBESCHRIJVING

De Strijbeekse beek – met een relatief klein stroomgebied – ligt ten zuiden van het Chaamse Beken stelsel, gesitueerd in het westen van de provincie Noord-Brabant. De onderzochte bufferstrook ligt in de bovenloop van deze laaglandbeek, die via de Mark en Dintel afwatert op

FIGUUR 3.01 KAART VAN EEN DEEL VAN HET STROOMGEBIED VAN DE STRIJBEEKSE BEEK, MET DAARIN AANGEGEVEN DE LOCATIE VAN DE BUFFERSTROOK (IN GEEL) EN HET DEEL WAARVAN METINGEN IN DEZE ANALYSE GEBRUIKT ZIJN (ROOD). DE BREEDTE VAN DE BUFFERSTROOK IS IN DEZE KAART ENIGSZINS OVERDREVEN T.B.V. DE DUIDELIJKHEID.

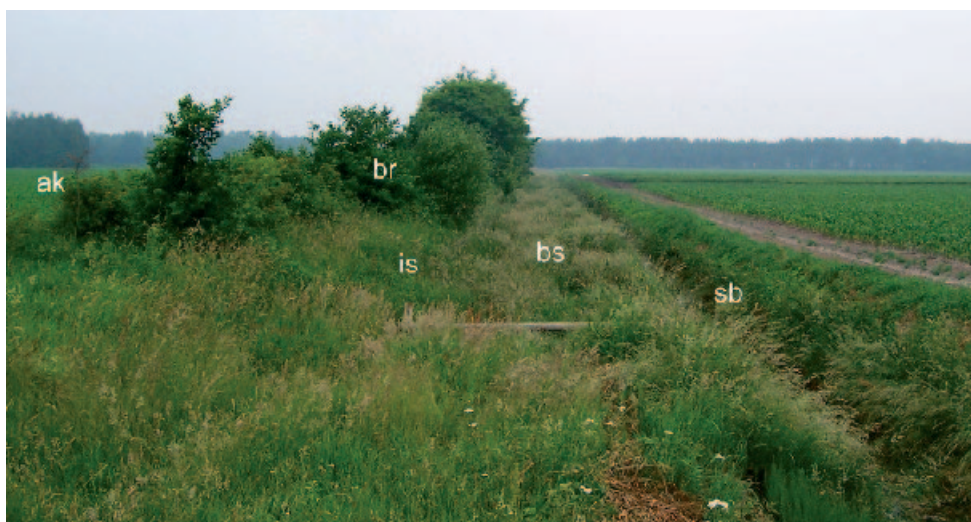


het Krammer-Volkerak. De strook in deze studie bevindt zich ten zuidoosten van Chaam, waar de gemiddelde jaarlijkse afvoer van de beek $1500 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ bedraagt en het stroomgebied ongeveer 15 km^2 omvat (Figuur 3.01). De waterkwaliteit van het bekenstelsel voldoet niet aan de huidige waterkwaliteitsdoelstellingen (zie paragraaf 3.3) en de emissie vanuit de landbouw vormt hierbij een belangrijke bron in de totale vrachten. In het gehele stroomgebied worden maatregelen genomen om de waterkwaliteit te verbeteren, o.a. de aanleg van zuiveringsinstallaties, helofytenfilters en bufferstroken. Oorspronkelijk is de bufferstrook in deze studie echter aangelegd met een biodiversiteitsdoelstelling. De strook is daarom onderhevig aan een aangepast maaieregime waarbij plaatselijk de vegetatie blijft staan om in de vegetatie overwinterende soorten een kans te bieden.

3.1.1 DE DIMENSIES VAN DE BUFFERSTROOK

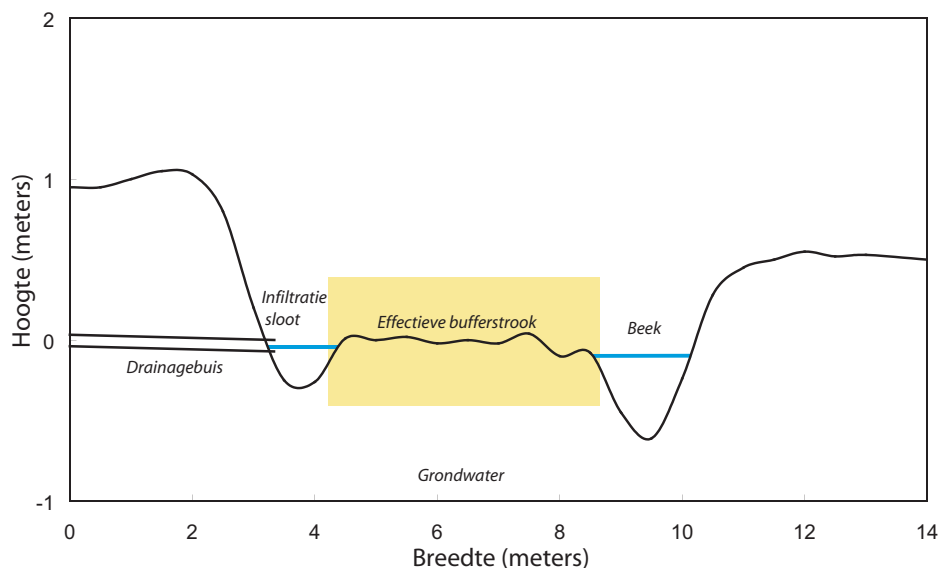
Binnen de ruilverkaveling van Baarle Nassau is in 1998 in het stroomgebied van de Strijbeekse beek op de aangegeven locatie een eenzijdige, 10 meter brede moerasbufferstrook aangelegd over een perceelslengte van ruim 500 meter (Figuur 3.02). De bouwvoor is verwijderd en het maaiveld is lokaal ongeveer 1 meter verlaagd tot op de minerale (pleistocene) zandgrond. Daarbij is aan de perceelzijde een infiltratiesloot (zaksloot) gegraven van ruim een halve meter breed, waar het drainagewater in uitkomt. Tevens is tussen het landbouwperceel en de verlaagde strook een houtwal aangeplant van ongeveer 2 meter breed met hazelaar, els en robinia.

FIGUUR 3.02 AANZICHT VAN DE BUFFERSTROOK VANAF DE WEG (ONG. 25 METER VOOR TRANSECT 0). AAN DE LINKERKANT VAN DE FOTO IS DE AKKER TE ZIEN (AK), WAARVAN HET WATER DOOR ACTIEVE DRAINAGE ONDER DE BOMENRIJ (BR) DOORSTROOM EN IN DE INFILTRATIESLOOT (IS – NIET ZICHTBAAR) TERECHT KOMT. HIER VANDAAN KAN HET WATER ZICH OVER OF DOOR DE MOERASBUFFERSTROOK (BS) RICHTING DE STRIJBEEKSE BEEK (SB) VERPLAATSEN.



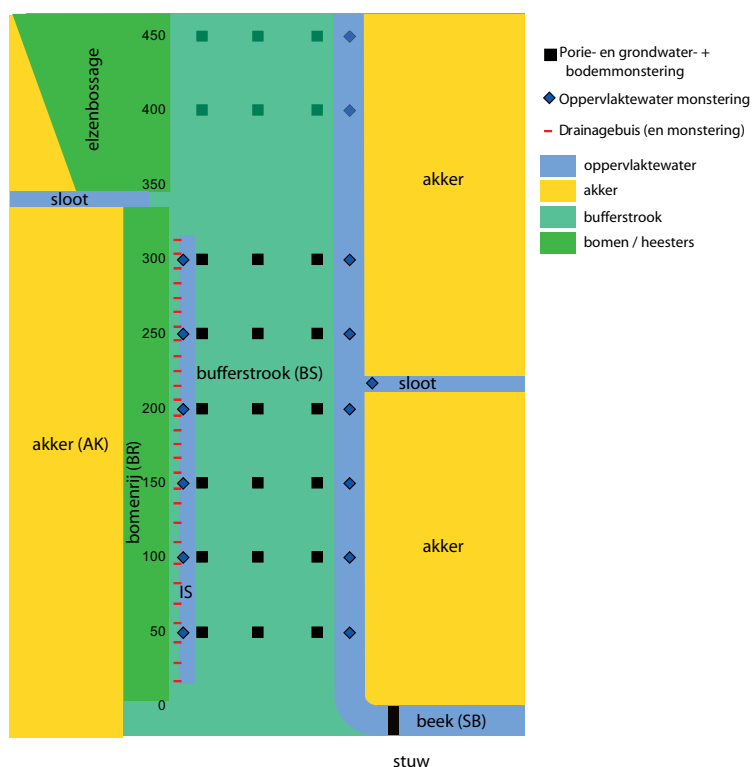
De breedte van de plas-dras zone van de bufferstrook is 5 tot 6 meter (Figuur 3.03). Het 'droge' deel (de bomenrij) voorkomt dat er oppervlakkige afstroming en erosie plaatsvindt, daarnaast kunnen ook in de beek en infiltratiesloot omzettingen plaatsvinden. Aangezien er in deze studie – wat betreft nutriënten verwijderingsprocessen – alleen gemeten is in het laaggelegen, moerasdeel van de bufferstrook, wordt alleen dit deel beschouwd in de analyse. Het totale nuttige oppervlak van de bufferstrook is 5,5 m (gemiddelde breedte) x 325 m (het aangrenzende perceel is alleen over de eerste 325 m gedraineerd) = 1750 m^2 . De drainage in het landbouwperceel is diep aangelegd (80 tot 100 cm), waardoor de buizen ook bij lage water-

FIGUUR 3.03 SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE VAN DE BUFFERSTROOK TER HOOGTE VAN HET TRANSECT OP 150 METER. DE WERKELIJKE, EFFECTIEVE BUFFERSTROOK IS IN DIT TRANSECT HOOGUIT 5 METER. NB. DE HOOGTE (Y-AS) IS OVERDREVEN TEN OPZICHTE VAN DE BREEDTE (X-AS)



stand reeds onder het waterpeil van de infiltratiesloot uitkomen. In totaal zijn er 28 drainagebuizen die een oppervlakte van ongeveer 6 hectare draineren. Daarnaast monden op twee punten in de beek afvoersloten uit van belendende percelen. In Figuur 3.04 wordt hiervan een schematisch overzicht gegeven.

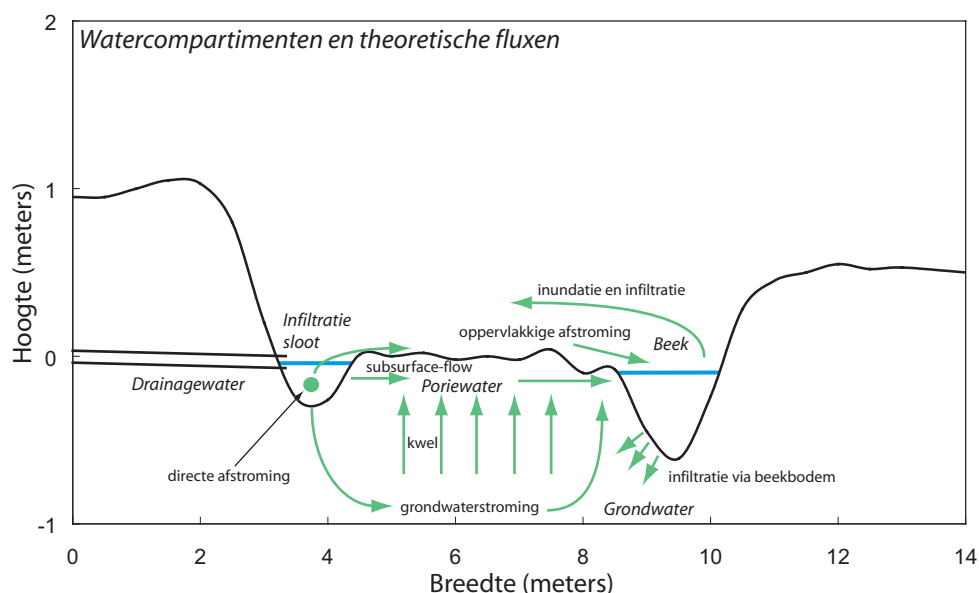
FIGUUR 3.04 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE BUFFERSTROOK MET DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN, PUNTEN WAAR SLOTEN OP DE DE BEEK UITKOMEN (220 EN 340 M) EN DRAINAGEBUIZEN IN DE INFILTRATIESLOOT UITMONDDEN. TEVEN ZIJN DE PUNTEN AANGEGEVEN WAAR GEDURENDE DE MONITORING FREQUENT MONSTERS ZIJN VERZAMELD. DE PUNTEN BIJ DE TRANSECTEN 400 EN 450 ZIJN WEL GEMONSTERD MAAR NIET IN DE ANALYSE IN DIT RAPPORT MEEGENOMEN, AANGEZIEN HET PERCEEL OP DE LINKEROEVER OP DIE HOOGTE NIET ACTIEF GEDRAINEERD WORDT.



3.1.2 THEORETISCHE WERKING VAN DE STRIJBEEKSE BUFFERSTROOK

De werking van de bufferstrook is gebaseerd op verschillende zuiverende processen in de toplaag van de bodem en de opnamecapaciteit van de vegetatie (zie ook paragraaf 1.3). Hiervoor wordt het met nutriënten verrijkte drainagewater opgevangen in de infiltratiesloot teneinde een continue aanvoer te waarborgen en buffering van piekafvoeren (na regenbuien) mogelijk te maken. Vanuit deze infiltratiesloot zoekt het water zich (door zwaartekracht) een weg door de toplaag (subsurfaceflow of interflow) of over de strook heen (runoff of oppervlakkige afstroming) naar de beek (Figuur 3.05). Wanneer het drainagewater via subsurfaceflow of interflow de bufferstrook passeert kan nitraat efficiënt verwijderd worden, aangezien denitrificatie alleen onder zuurstofarme condities (in de bodem) plaats kan vinden en de verblijftijd van water – en dus uitwisseling – bij subsurface-flow groter is. Ook de adsorptie van fosfaten aan het bodemcomplex is het grootst onder dergelijke omstandigheden. Daarnaast kan er een toestroom zijn van opwellend grondwater en tenslotte kan ook water van de beek zelf tijdens hoogwater met de bodem in contact komen en gezuiverd worden. In hoeverre dit werkelijk plaatsvindt hangt af van legio lokale en regionale factoren, die in deze studie in kaart zijn gebracht. De mate van infiltratie van water in de bodem bijvoorbeeld hangt af van de doorlatendheid van de bodem (en toplaag) en de druk in de verschillende watercompartimenten.

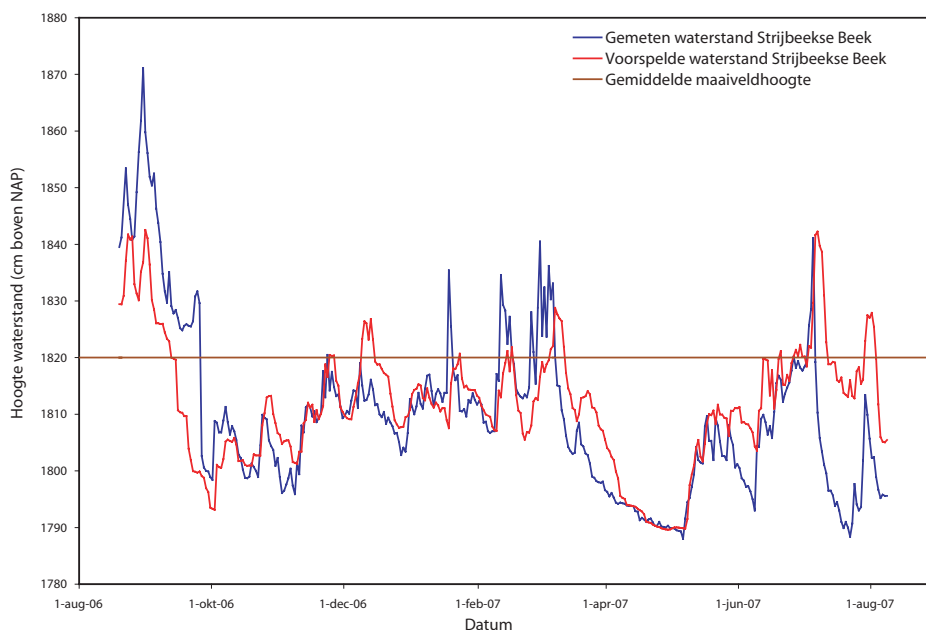
FIGUUR 3.05 SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE VAN DE BUFFERSTROOK WAARIN DE VERSCHILLENDE WATERCOM-PARTIMENTEN EN MOGELIJKE FLUXEN TUSSEN DE COMPARTIMENTEN WEERGE-GEVEN ZIJN. NB. DE HOOGTE (Y-AS) IS OVERDREVEN TEN OPZICHTE VAN DE BREEDTE (X-AS).



3.1.3 HYDROLOGIE

De Strijbeekse beek is sterk genormaliseerd en op enkele plaatsen gestuwd. Jaarrond metingen van de waterstand laten dan ook een variabel beeld zien met fluctuaties tussen de 1790 en 1870 cm NAP, waarbij piekafvoeren weinig gedempt worden (Figuur 3.06). Gedurende de monitoringperiode is een beperkt aantal langdurige overstromingen en een groter aantal kortere inundaties waargenomen. Aangezien de hoogte van het maaiveld van de strook ten opzichte van de beek niet overal gelijk is, worden met name de transecten op 50 en 100 meter afstand van het begin eerder overstroomd en blijven transect op 250 en 300 meter langer droog.

FIGUUR 3.06 DAGELIJKSE 12:00 WATERSTANDEN VAN DE STRIJBEEKSE BEEK TER HOOGTE VAN HET TRANSECT OP 150 METER GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE, DE VOORSPELDE HOOGTE AAN DE HAND VAN HET MODEL IS GEBASEERD OP NEERSLAG EN TEMPERAATUUR HISTORIE EN DE MAAIVELDHOOGTE VAN HETZELFDE TRANSECT (ZIE TEKST).



Met behulp van neerslag en temperatuurdata is het goed mogelijk de waterstand te voorspellen. Een regressiemodel waarmee de waterstanden voorspeld kunnen worden heeft een verklarende waarde van 68 procent. Dit model wordt met name bepaald door de lokale neerslagsom van de laatste 30 dagen en in mindere mate ook de neerslag som van de laatste 3 dagen en gemiddelde temperatuur van de laatste vijf dagen. De waterstand van de beek wordt dus met name door algemene neerslagpatronen veroorzaakt, waarbij er blijkbaar toch wat buffering in het stroomgebied optreedt (effect van 30 dagen neerslagsom). Temperatuur (= verdamping) is niet zozeer van belang. De voorspelde waterstanden blijken vooral af te wijken van werkelijke waterstanden als er abrupte verlagingen in de waterstand zijn. Eind september 2006 kan dit goed verklaard worden, aangezien de hoogte van het stuwteje enkele meters voor de bufferstrook door de waterbeheerder met 30 cm verlaagd is. Er is echter geen verklaring voor de afwijking tussen de gemeten en voorspelde waarden in juli 2007

TABEL 3.01 GEMETEN AFVOER VAN BEEK EN DRAINAGEBUIZEN TIJDENS 11 VELDBEZOeken. HET DEBIET VAN DE DRAINAGEBUIZEN IS HET GEMIDDELDE VAN DE BUIZEN DIE TIJDENS DAT BEZOEK GEMONSTERD KONDEN WORDEN.

Monsterdatum	# gemonsterde drainagebuizen	Debiet ($l \cdot s^{-1}$)	
		Beek	Drainagebuizen
31 oktober 2006	4		0,23
22 november 2006	6		1,52
18 december 2006	4		1,05
15 januari 2007	3		1,87
7 februari 2007	4		0,86
6 maart 2007	3		3,50
2 april 2007	5		0,28
11 mei 2007	8	8,3	0,44
12 juni 2007	2	4,2	0,14
3 juli 2007		5,0	
9 augustus 2007	9	6,7	0,03

Het is mogelijk een aantal van de waterfluxen het systeem in en uit (dus niet fluxen *binnen* de bufferstrook) benoemd in Figuur 3.05 te kwantificeren. Door extrapolatie van afvoergegevens van drainagebuizen en stroomsnelheden van de beek is het mogelijk een inschatting te maken van de gemiddelde jaarlijkse afvoer (Tabel 3.01). In de onderzoeksperiode is geregeld de stroomsnelheid van de beek en de afvoer van de drainagebuizen bepaald vanaf oktober 2006 t/m augustus 2007. Door de zeer diepe ligging van de drainagebuizen bleek het vaak niet mogelijk deze (allemaal) te monstern. De totale afvoer is hierdoor noodgedwongen gebaseerd op de extrapolatie van een relatief beperkt aantal afvoergegevens. Hierbij is het gemiddelde vermenigvuldigd met 28, aangezien informatie om dit gewogen te doen niet aanwezig is. Pas aan het eind van de studie is een methode ontwikkeld om de afvoer van de beek te meten.

Afvoer van drainagewater is afhankelijk van (lokale) neerslag en verdamping (gekoppeld aan de gemeten luchttemperatuur). Een vergelijkbare regressie analyse zoals uitgevoerd voor het modelleren van de waterhoogte levert een model op dat met de neerslagsom van de afgelopen 5 en 3 dagen samen 77 procent van de gevonden waarden verklaard. Met dit model en de neerslaggegevens van de periode van 1 augustus 2006 t/m 31 juli 2007 kan de gemiddelde afvoer via de drainagebuizen bepaald worden: ongeveer $1,3 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Op jaarbasis is dit 40.000 m^3 voor de gehele bufferstrook. Dit getal is gevalideerd door te berekenen hoeveel mm (neerslag) er afgevoerd moet worden op het gedraineerde perceel om tot deze afvoer te komen. De oppervlakte van dat perceel is maximaal 6 ha., wat neerkomt op een neerslagoverschot van iets minder dan 700 mm. Dit getal is aan de hoge kant, maar wel in de juiste orde van grootte.

Een vergelijkbare analyse kan helaas niet uitgevoerd worden ter bepaling van de afvoer van de beek: het aantal meetpunten is hiervoor niet toereikend. Voor drie meetpunten is het wel mogelijk de afvoer van drainagewater en oppervlaktewater te vergelijken, procentueel draagt het drainagewater 5,2, 3,2 en 0,4 procent bij aan de totale afvoer van de beek. In augustus 2006 zijn zeer hoge afvoeren waargenomen (Figuur 3.07). Deze konden niet gemeten

FIGUUR 3.07. EXTREEM HOGE AFVOER VAN DE STRIJBBEEKSE BEEK TIJDENS DE ZEER NATTE AUGUSTUS MAAND IN 2006.



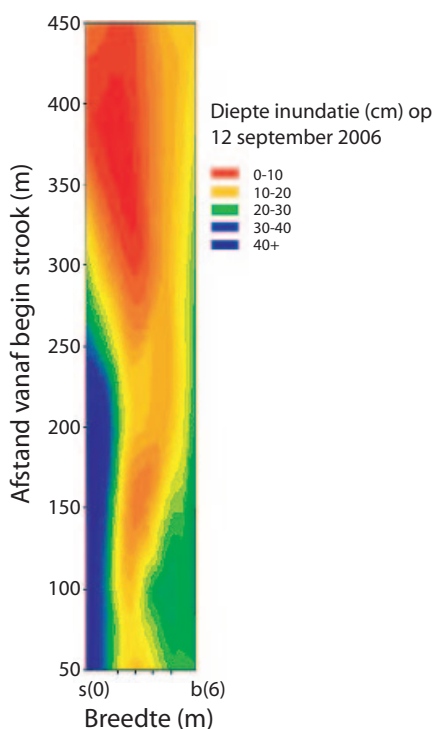
worden, maar werden geschat op minimaal $100 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Met alle onzekerheden wordt – met een zeer voorzichtige schatting – ervan uitgegaan dat de afvoer via de beek 20 maal zo hoog is als het volume dat de drainagebuizen aan het systeem toevoegen; op jaarbasis is dit 0,8 miljoen m^3 . De nauwkeurigheid van dit getal is voor de verdere analyse van minder belang, onder andere gezien de overmaat aan stikstof in het beekwater (Figuur 3.15). Dit is echter de totale hoeveelheid water die de bufferstrook passeert, welk deel werkelijk het systeem binnenkomt, via infiltratie door de beekbodem of tijdens inundatie (voor de hele strook gemiddeld 50 dagen per jaar – 13,7%) is hiermee niet te bepalen.

Het is met de huidige dataset eveneens niet mogelijk de toevoer (of afvoer) via het grondwater te kwantificeren. Frequente metingen van stijghoogte in peilbuizen in de bufferstrook laten echter wel zien dat de kweldruk hoog is en er op jaarbasis netto zonder meer een toevoer is van kwelwater. Een kwantificering vergt evenwel een veel uitgebreider hydrologisch en bodemkundig onderzoek: een zeer voorzichtige schatting van de bijdrage van kwel aan de input van nutriënten wordt in paragraaf 3.4 gegeven.

3.1.4 RELIËF EN BODEMOPBOUW

Op het eerste gezicht ziet het oppervlak van de bufferstrook er zeer homogeen uit. Een nadere analyse laat evenwel zien dat er vrij grote verschillen zijn in maaiveldhoogte. Uit Figuur 3.08 blijkt namelijk dat de hoogte van de werkelijke buffer (van meter '1' tot meter '6' op de x-as) op 50 en 100 meter erg laag is (diepe inundatie), met name aan de beekkant, verder naar het noorden (richting het eind van de bufferstrook) wordt het maaiveld hoger. De transecten op 0 (niet weergegeven), 350, 400 en 450 m zijn in de verdere analyses niet meegenomen aangezien deze te zeer afwijkend waren. Zoals in de figuur te zien is, ontbreekt bij de laatste tran-

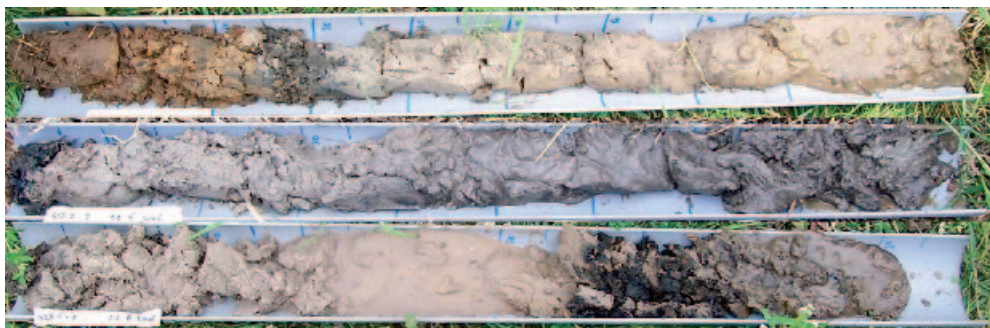
FIGUUR 3.08 RUIMTELIJK WEERGAVE VAN DE DIEPTE VAN INUNDATIE VAN DE COMPLETE STROOK OP 26 SEPTEMBER 2006. DEZE FIGUUR SLUIT AAN DE LINKERKANT AAN OP DE BOMENRIJ (METER '1') EN AAN DE RECHTERKANT OP DE BEEK ('B' METER '7'). DE INFILTRATIESLOOT ('S' OP METER '0'), TE ZIEN ALS EEN DONKERBLAUWE BAND, LOOPT VAN HET BEGIN TOT VOORBIJ HALVERWEGE DE TRANSECTEN OP 250 EN 300 METER.



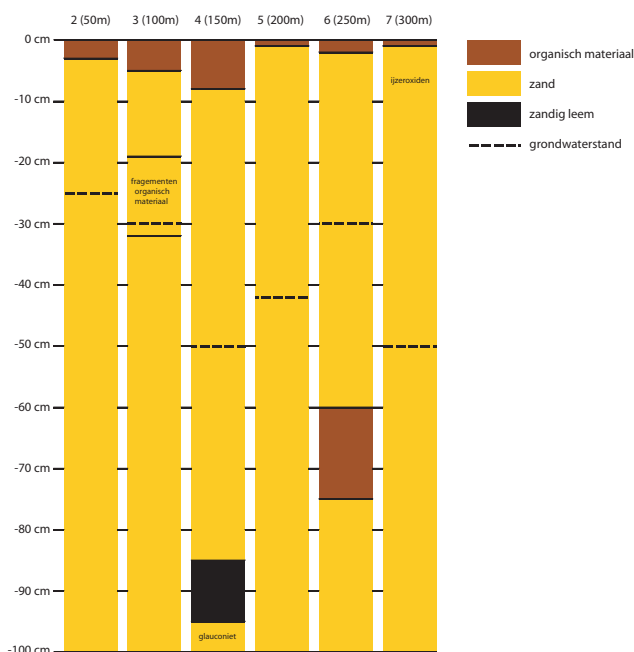
secten de infiltratiesloot (en de actieve drainage), tevens ligt het maaiveld een stuk hoger, wat andere hydrologische condities met zich mee brengt. Het '0' transect aan het begin van de bufferstrook is buiten de analyse gelaten, omdat dit een stuk hoger lag, maar vooral omdat zowel de bodemstructuur als nutriëntenconcentraties zeer afwijkend waren, veroorzaakt door inspoeling vanuit hogeliggende wegberm en het onvolledig afgraven van de toplaag tijdens de inrichting.

De ondergrond van de bufferstrook bestaat uit pleistocene dekzanden, met op enkele plaatsen een wat dieper gelegen lemige of organische laag (Figuur 3.09). Sinds het moment van inrichten (1998) heeft zich een toplaag ontwikkeld van organisch materiaal en slib, deels aangevoerd door de Strijbeekse beek en deels ook gevormd uit bladval, schoonsel van de sloot en maaisel. De exacte dikte van deze laag is erg variabel, en varieert tussen de 1 en 8 cm (Figuur 3.10). Uit de figuur lijkt af te leiden dat met name in transect 4 de organische laag al behoorlijk ontwikkeld is, dit is echter niet algemeen geldend, de ruimtelijke variatie binnen de transecten erg groot is.

FIGUUR 3.09 FOTO'S VAN BODEMKERNEN (LENGTE VAN 1 METER) VAN DRIE TRANSECTEN GESTOKEN IN HET MIDDE VAN DE BUFFERSTROOK. DE BULK VAN HET MATERIAAL BESTAAT UIT ZAND, IN DE ONDERSTE KERN IS OP 60 CM DIEPTE EEN LAAG MET MEER ORGANISCH MATERIAAL (VERVEEND HOUT) TE ZIEN.



FIGUUR 3.10 BODEMPROFIELEN VAN DE 6 GEBRUIKTE TRANSECTEN (BORING OP 3 METER VANAF DE BEEK). DE BODEMTYPES ZIJN OP HET OOG INGESCHAT, FIJNE NUANCES ZIJN NIET GEMAAKT IN HET ONDERSCHIED TUSSEN KORRELGROOTTE. DE GRONDWATERSTAND OP MOMENT VAN DE BORING (22 JUNI 2006) IS AANGEGEVEN MET EEN ONDERBROKEN LIJN.



3.1.5 ONDERHOUD VAN DE STROOK

Oorspronkelijk is de bufferstrook aangelegd met een biodiversiteitsdoelstelling en invulling van de EVZ. Daarom wordt de strook niet integraal gemaaid, plaatselijk blijft in blokken van 50 tot 100 meter een klein deel van de vegetatie staan. Indien mogelijk wordt er vanaf de rechteroever gemaaid, zodat de bodemstructuur niet vernield wordt. In 2007 was dit echter niet mogelijk (het perceel op de rechteroever was tot aan beek in gebruik tot laat in het seizoen), waardoor het niet te vermijden was met relatief zwaar materieel over de bufferstrook zelf heen te rijden.

In najaar 2006 is de opgang naar de strook langere tijd in gebruik geweest als depot voor bermmaaisel en slootschoonsel van het gebied alvorens dit afgevoerd is (Figuur 3.11) Tevens heeft ook het materiaal afkomstig van de bufferstrook zelf bijna 2 maanden daar gelegen (zie paragraaf 3.3.3). Naast het eenmaal per jaar maaien van de moerasbufferstrook in het najaar wordt de beek twee maal per jaar geschoond (voorjaars- en najaarsschouw). De infiltratiesloot wordt meegeschoond tijdens het maaien van de bufferstrook.

FIGUUR 3.11 BERMMAAISEL TER HOOGTE VAN HET TRANSECT OP 0 M IN HET NAJAAR VAN 2006. TEVENS ZIJN OP DE STROOK ENKELE GEMENGDE HOPEN MATERIAAL UIT DE BEEK EN VAN DE STROOK TE ZIEN.



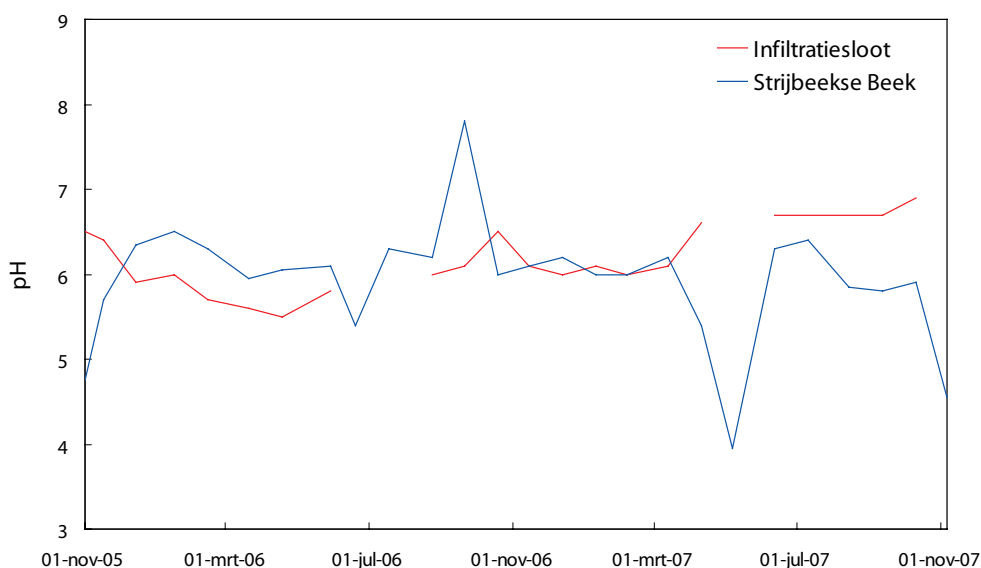
3.2 WATERKWALITEIT IN HET GEBIED

De samenstelling van het oppervlaktewater van de Strijbeekse beek wordt sterk bepaald door regenwater dat meer of minder snel door actieve en passieve drainagesystemen via percelen in intensief agrarisch gebruik wordt afgevoerd. Daarnaast is er met name op lager gelegen plaatsen in het landschap uittreding van kwel, dat lokaal sterk verrijkt is met stikstof en in alle gevallen veel ijzer aanvoert. De puntmetingen in de Strijbeekse beek ter hoogte van de bufferstrook en de infiltratiesloot, verzorgd door Waterschap Brabantse Delta en uitgevoerd in de periode november 2005 t/m november 2007, worden in deze paragraaf gebruikt om een algemene kenschets te geven van de heersende waterkwaliteit.

3.2.1 OPPERVLAKTEWATERKARAKTERISERING

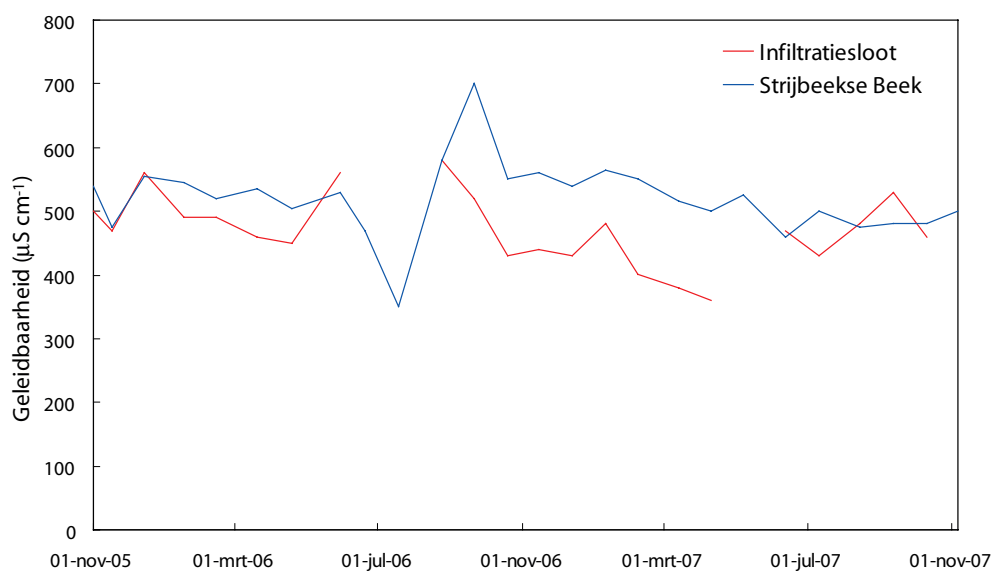
Aan de hand van drie algemene karakteristieken is het mogelijk het watertype te classificeren en aan te geven welke factoren de algehele waterkwaliteit bepalen. In Figuur 3.12 is te zien dat de basis pH-waarde van het water in de beek rond de 6 ligt. Dit wijst erop dat het sy-

FIGUUR 3.12 PH VAN HET OPPERVLAKTEWATER IN DE BEEK (GEMIDDELTE VAN TWEE MONSTERS, BLAUW) EN DE INFILTRATIESLOOT (MENGMONSTER, ROOD). DE GEGEVENS ZIJN MAANDELIJKS VERZAMELD DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA.



steem niet sterk gebufferd is en er weinig invloed is te verwachten van kalkrijk grondwater. Dit wordt bevestigd door de uitschieters naar beneden – richting pH 4 – in november 2005, juli 2006 en april/juni 2007, samenvallend met droge perioden. Tevens is er een hoge waarde gemeten in september 2006. De pH van het water in de infiltratiesloot is stabiel; de schommelingen in pH in het oppervlaktewater worden stroomopwaarts veroorzaakt en niet ter hoogte van de bufferstrook. Hier moet wel bij worden opgemerkt dat de hoeveelheid informatie in deze figuur (en de overige figuren in deze paragraaf) relatief beperkt is: 24 meetmomenten (maandelijks), maar nauwelijks replicatie in de ruimte (n=2 voor de beek en n=1 voor de infiltratiesloot).

FIGUUR 3.13 GELEIDBAARHEID VAN HET OPPERVLAKTEWATER IN DE BEEK (GEMIDDELTE VAN TWEE MONSTERS, BLAUW) EN DE INFILTRATIESLOOT (MENGMONSTER, ROOD). DE GEGEVENS ZIJN MAANDELIJKS VERZAMELD DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA.



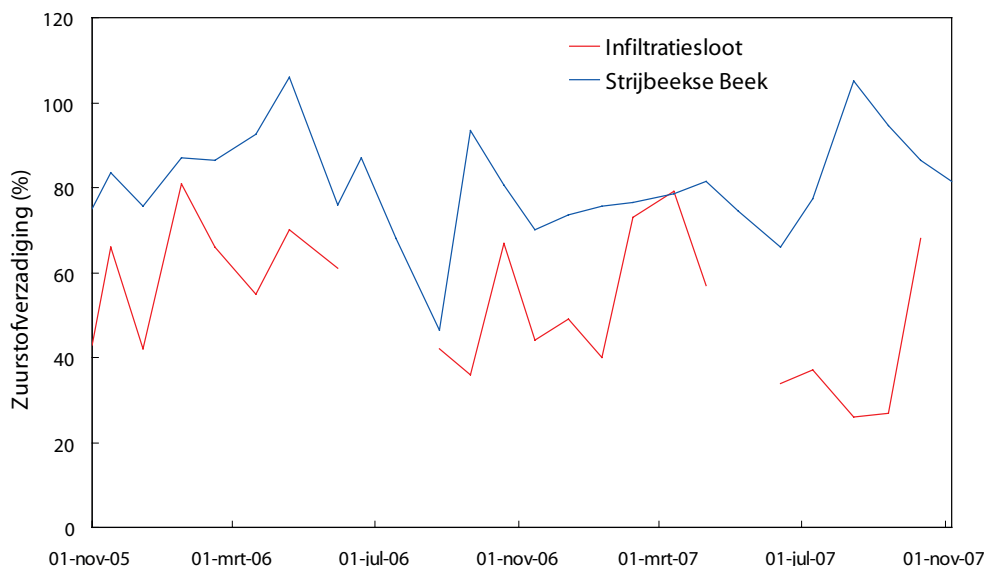
De geleidbaarheid van het water is een maat voor de hoeveelheid opgeloste ionen in het water en geeft daarmee informatie over type en afkomst van het water, maar ook over 'vervuiling'. Hoge concentraties sulfaat, natrium, kalium en chloride verhogen de geleidbaarheid en zijn vaak een indicatie dat de kwaliteit niet optimaal is. In Figuur 3.13 is te zien dat de EGV van de beek gemiddeld boven de $500 \mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-2}$ zit, en daarmee boven streefwaarden voor natuurlijke laaglandbeken (Jaarsma et al., 2001). Er zijn geen corresponderende pieken (of dalen) tussen EGV en pH waarden behalve de piek in september 2006. De geleidbaarheid van het oppervlaktewater in de beek neemt echter wel sterk af in augustus 2006, dit valt samen met piekafvoer door extreme neerslag, wat voor een algehele verdunning van concentraties zorgt.

Naast de ionensamenstelling van het water is ook de hoeveelheid opgelost zuurstof van grote invloed op de biota. Veel soorten kunnen alleen overleven als er ten alle tijde voldoende zuurstof opgelost is in het water, zowel tijdens warme als natte perioden (Jaarsma et al., 2001). In Figuur 3.14 is te zien dat de zuurstofverzadiging in de beek gemiddeld rond de 80 procent is, voldoende voor het meeste waterleven. Er is echter een behoorlijke dip te zien in augustus 2006, samenhangend met hoge afvoer. De zuurstofverzadiging is bijna continu lager in de infiltratiesloot; hier wordt het water niet doorlopend ververst en zuurstofverbruikende processen (o.a. decompositie, nitrificatie en ijzeroxidatie) reduceren de hoeveelheid opgelost zuurstof. Met name in de zomermaanden van 2007 zijn zeer lage waarden gemeten, die zonder meer schadelijk zijn voor de meeste watermacrofauna.

3.2.2 NUTRIËNTEN 2005-2007

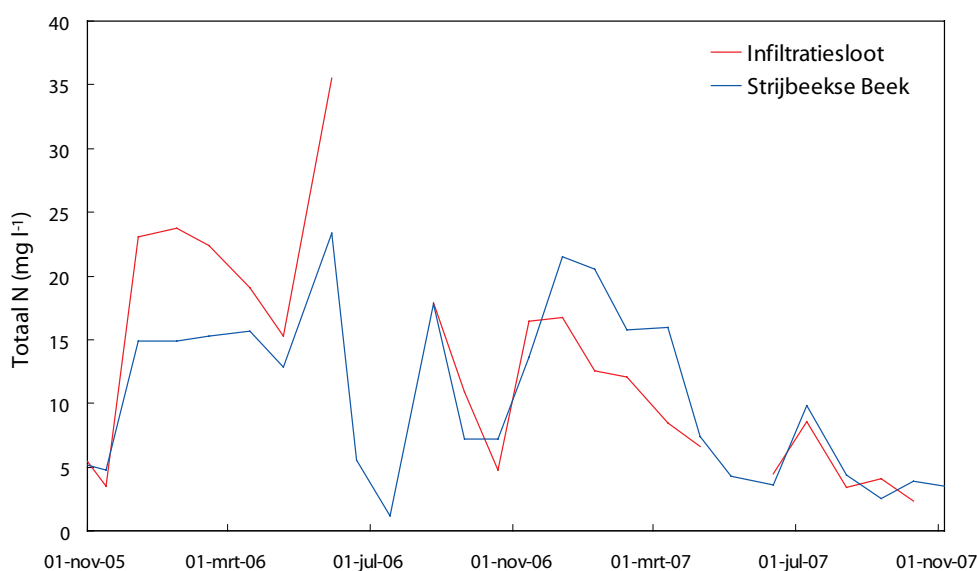
De waterkwaliteitsparameters, weergegeven in Figuren 3.12, 3.13 en 3.14 geven een algemeen beeld van de huidige toestand. In hoeverre het systeem werkelijk geëutrofeerd is en hoe de nutriëntenbelasting fluctueert in de tijd wordt in deze paragraaf besproken. In Figuur 3.15 zijn de concentraties totaal stikstof uitgezet (N-NO_3 , N-NO_2 , N-NH_4 en kjeldahl N opgeteld). Een basiswaarde, zoals voor pH en EGV, is niet aanwezig voor stikstof. Er lijkt zelfs gedurende de meetperiode een dalende trend in de stikstofconcentraties aanwezig te zijn, met name in de infiltratiesloot. Daarnaast is het duidelijk dat gedurende de winter de concentraties hoger

FIGUUR 3.14 OPGELOST ZUURSTOF (%) IN HET OPPERVLAKEWATER IN DE BEEK (GEMIDDELTE VAN TWEE MONSTERS, BLAUW) EN DE INFILTRATIESLOOT (MENGMONSTER, ROOD). DE GEGEVENS ZIJN MAANDELIJKS VERZAMELD DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA.



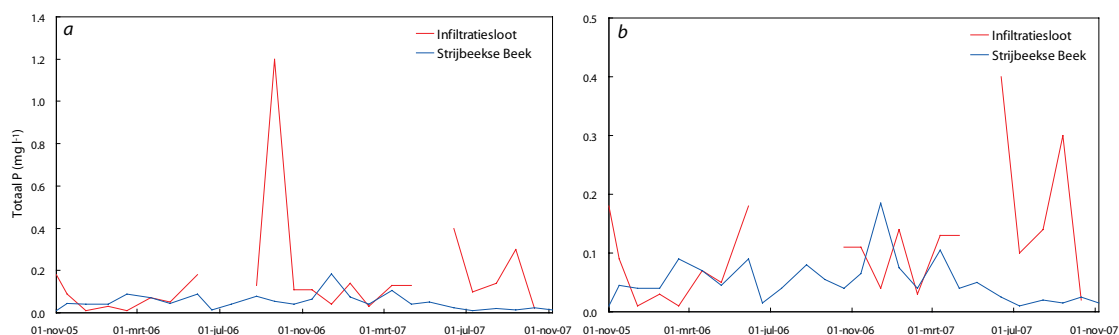
zijn. Biogeochemische omzetting en plantaardige vastlegging van stikstof is lager in dat seizoen en er spoelt daardoor meer N uit. Tevens zijn perioden met lage afvoer (zeer lage concentratie) en hoge afvoer (hogere concentratie) te onderscheiden, samenhangend met afspeling en verbruik in de beek zelf. Uit deze gegevens blijkt dat een langere monitoring, gedurende verschillende condities noodzakelijk is om inzicht te krijgen in de N-belasting van dit soort variabele systemen. Deze kennis is onder andere van belang om KRW maatregelen zodanig te implementeren dat het gewenste resultaat werkelijk behaald wordt. Tijdens bijna alle monstertmomenten is totaal N hoger dan geldende MTR normen en ook hoger dan de nog vast te stellen MEP-GEP waarden, die waarschijnlijk maximaal $4,0 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ zullen bedragen.

FIGUUR 3.15 TOTAAL N ($\text{MG} \cdot \text{L}^{-1}$) IN HET OPPERVLAKTEWATER IN DE BEEK (GEMIDDELTE VAN TWEE MONSTERS, BLAUW) EN DE INFILTRATIESLOOT (MENGMONSTER, ROOD). DE GEGEVENS ZIJN MAANDELIJKS VERZAMELD DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA.



In tegenstelling tot stikstof kan er voor fosfor wel een basiswaarde gesteld worden: de concentratie totaal P ($\text{P-PO}_4 + \text{kjeldahl P}$) ligt in de beek over het algemeen rond de $0,05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Figuur 3.16). Daarbij geldt dat concentraties tijdens de zomer over het algemeen wat lager

FIGUUR 3.16 TOTAAL P ($\text{MG} \cdot \text{L}^{-1}$) IN HET OPPERVLAKTEWATER IN DE BEEK (GEMIDDELTE VAN TWEE MONSTERS, BLAUW) EN DE INFILTRATIESLOOT (MENGMONSTER, ROOD). IN DE RECHTERFIGUUR (B) IS DE PIEKWAARDE VAN SEPTEMBER 2006 WEGGELATEN OM HET ALGEMENE PATROON MEER ZICHTBAAR TE MAKEN. DE GEGEVENS ZIJN MAANDELIJKS VERZAMELD DOOR WATERSCHAP BRABANTSE DELTA.



zijn dan in de winter. Dit seizoensverschil wordt bepaald door de afwezigheid van plantopname in de winter. Andere seizoensafhankelijke retentieprocessen zoals voor stikstof (zie paragraaf 3.4) zijn er niet voor fosfor. In de infiltratiesloot zijn tijdens september 2006, juni 2007 en september 2007 duidelijk hogere concentraties P gemeten. Deze pieken vallen echter niet samen met hogere waarden in de beek, dus een lokale factor is hier verantwoordelijk voor. Het is mogelijk dat dit te maken heeft met excessieve algenbloei in de infiltratiesloot (afwezig in de beek) en daaropvolgend massaal afsterven en beschikbaar komen van P. Buiten deze piekwaarden in de infiltratiesloot liggen de gemeten concentraties over het algemeen ruim onder de MTR waarde en toekomstige MEP-GEP waarden ($0,15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). In paragraaf 3.4 zal verder op het verschil in fluctuaties van N en P concentraties worden ingegaan.

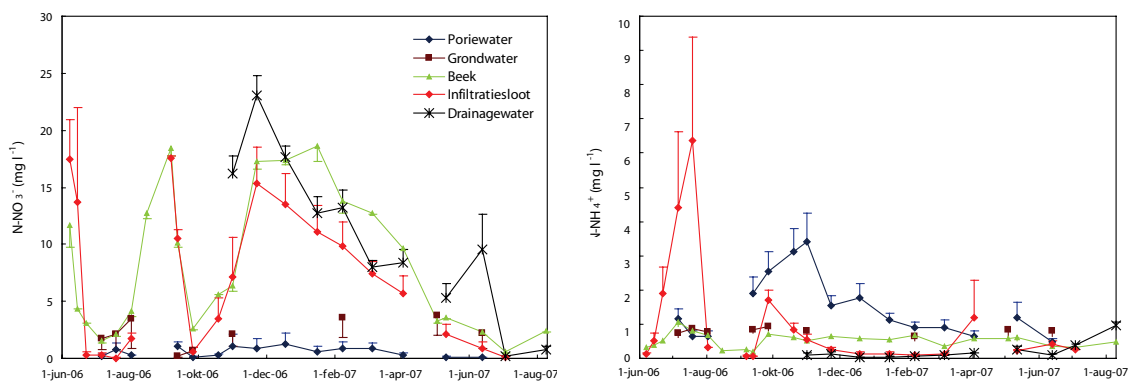
3.3 NUTRIËNTENRETENTIE EN OMZETTINGEN IN DE BUFFERSTROOK

Het meten van nutriëntenconcentraties in de beek is niet voldoende om uitspraken te kunnen doen over de verwijderingsefficiëntie van de bufferstrook. Het is noodzakelijk met vrachten (loads) te werken, aangezien de (hydrologische) afvoer van de beek sterk in de tijd fluctueert. Daarnaast geldt met name voor stikstof dat de concentraties in de beek overeenkomen met die in de infiltratiesloot (en het drainagewater) waardoor het moeilijk is de specifieke bron van N in een compartiment te identificeren. Daarom is gekozen voor een procesbenadering om de verwijderingsefficiëntie te bepalen, waarbij gemeten snelheden van processen opgeschaald zijn. Tevens ontstaat hierdoor inzicht in de variatie in de ruimte (en tijd) en sturende (of beperkende) factoren achter deze processen; informatie die gebruikt kan worden om de werking van bufferstroken te optimaliseren.

3.3.1 STIKSTOF IN BODEM EN WATERCOMPARTIMENTEN

De stikstofmetingen in de verschillende watercompartimenten van de bufferstrook (Figuur 3.17) gedurende de monitoring van Universiteit Utrecht (juni 2006 t/m augustus 2007, zie Figuur 3.04 voor monsterpunten) laten – voor de infiltratiesloot en de beek – hetzelfde beeld zien als de monitoring van het Waterschap (Figuur 3.15), zowel qua hoogte als variatie van concentraties. De fluctuaties worden echter vooral bepaald door nitraat; ammonium is alleen aanwezig in het poriewater en in de zomer van 2006 ook in de infiltratiesloot. De patronen in nitraatconcentraties in 2006 worden veroorzaakt door achtereenvolgens een zeer droge juni en juli (nitraat naar beneden), extreem natte augustus (nitraat naar boven) en droge september (nitraat naar beneden), waarna het ‘standaard’ winterpatroon begint met hogere waarden. Het feit dat er een zeer groot verschil is tussen waarden in het poriewater en het op-

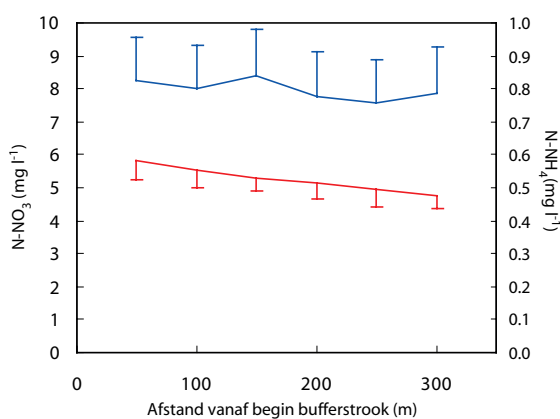
FIGUUR 3.17 NITRAAT EN AMMONIUM CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE 2006/2007. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 5 VOOR INFILTRATIESLOOT TOT 18 VOOR BODEMVOCHT) PER METING. FOOTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



pervlaktewater kan aan de ene kant betekenen dat stikstofverwijdering zeer efficiënt is in de bufferstrook, maar aan de andere kant kan het ook een aanwijzing zijn dat de verschillende watercompartimenten (infiltratiesloot en poriewater) niet of nauwelijks uitwisselen.

Het concentratieverloop van stikstof in de beek langs de bufferstrook (gemiddeld over de gehele monitoringperiode) kan gebruikt worden om te bepalen of er een netto effect is van de bufferstrook op de waterkwaliteit, ongeacht het mechanisme. In Figuur 3.18 is dit weergegeven voor zowel nitraat als ammonium. Er is geen verschil in nitraatconcentraties tussen het begin en het eind van het deel van de bufferstrook dat gemonitord is. De ammoniumconcentratie neemt echter wel af, met gemiddeld 18 procent. Dit is meer dan op grond van verdunning maximaal verwacht kan worden, wat maximaal 5 procent kan bedragen (zie paragraaf 3.1.3). Er moet dus ofwel ammonium omgezet zijn in nitraat, ammonium moet in het water door vegetatie of algen opgenomen zijn of er is uitwisseling met de (bodem van de) bufferstrook zelf.

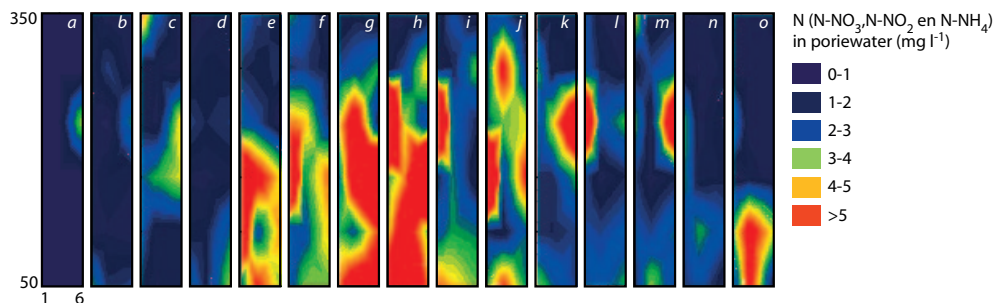
FIGUUR 3.18 NITRAAT (BLAUW) EN AMMONIUM (ROOD) CONCENTRATIES IN DE BEEK GEDURENDE 2006/2007, UITGESPLITST NAAR TRANSECT VAN MONSTEREN. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 23 METINGEN. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



De veronderstelling was echter dat de bufferstrook met name belangrijk is voor verwijdering van stikstof uit het aangevoerde drainagewater. Figuur 3.17 laat zien dat er theoretisch voldoende aanvoer is vanuit drainage (hoge concentraties nitraat in de infiltratiesloot), maar in Figuur 3.19 is te zien dat de praktijk wel eens anders kan zijn. In deze figuur is namelijk de anorganische stikstofconcentratie (nitraat, nitriet en ammonium) in het poriewater uitgezet en hieruit blijkt dat deze over het algemeen relatief laag is, met enkele lokale 'hotspots' en hogere waarden in het najaar en de winter.

De patronen zichtbaar in Figuur 3.19 komen niet overeen met het verwachte patroon van relatief hoge concentraties aan de linkerkant – infiltratie van drainagewater – van de individuele figuren en lagere concentraties aan de rechterkant – wegstromen van gedeeltelijk gezuiverd water naar de beek. Theoretisch is het mogelijk dat alle nitraat al in de eerste paar cm van de strook of zelfs al in de infiltratiesloot wordt omgezet door denitrificatie, maar dat zou het voorkomen van hotspots op andere plaatsen erg onwaarschijnlijk maken. Deze resultaten wijzen er eerder op dat er relatief weinig contact is met het drainagewater in de infiltratiesloot en het poriewater. Opvallend in deze figuur zijn de relatief hoge punten bij transect 200, die op sommige momenten aan de kant van de infiltratiesloot liggen (*i, l, o*) en op andere momenten juist weer aan de kant van de beek (*a, c, k, m*) en het feit dat hoge waarden in de winter vooral in de eerste transecten te vinden zijn en niet zozeer aan het eind van de moerasbufferstrook.

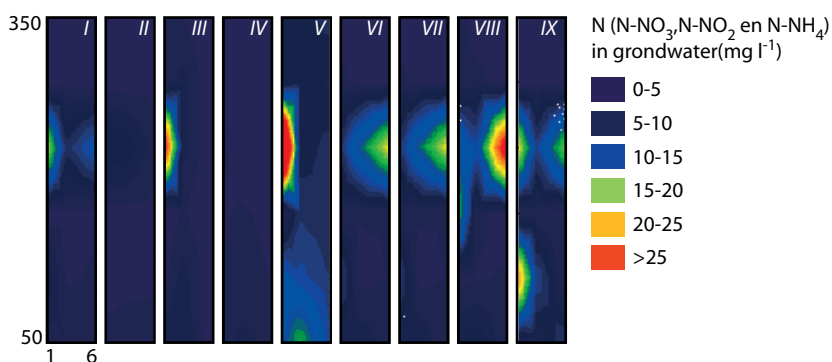
FIGUUR 3.19 GRAFISCHE, RUIMTELIJKE WEERGAVEN VAN DE CONCENTRATIE ANORGANISCH N (NITRAAT, NITRIET + AMMONIUM) IN HET PORIEWATER GEDURENDE 15 MEETMOMENTEN: (A), 6 JULI 2006, (B) 19 JULI 2006, (C) 2 AUGUSTUS 2006, (D) 12 SEPTEMBER 2006, (E) 26 SEPTEMBER 2006, (F) 19 OKTOBER 2006, (G) 31 OKTOBER 2006, (H) 22 NOVEMBER 2006, (I) 18 DECEMBER 2006, (J) 15 JANUARI 2007, (K) 7 FEBRUARI 2007, (L) 6 MAART 2007, (M) 2 APRIL 2007, (N) 11 MEI 2007 EN (O) 12 JUNI 2007. ELK FIGUUR OMVAT DE LENGTE VAN DE GEMONSTERDE STROOK (300 METER) OP DE Y-AS EN DE BREEDTE (5 METER) OP DE X-AS, HET NOORDEN IS AAN DE BOVENKANT VAN DE FIGUREN (INFILTRATIESLOOT LINKS VAN X=1 EN BEEK RECHTS VAN X=6). EEN RODE KLEUR GEEFT AAN DAT CONCENTRATIES HOGER ZIJN DAN $5 \text{ MG N} \cdot \text{L}^{-1}$, TOT EEN MA



Een deel van deze patronen in het poriewater zijn gelijk aan stikstofpatronen die gedurende de monitoring in het grondwater aangetroffen zijn (Figuur 3.20). Over het algemeen zijn de concentraties in het grondwater eveneens laag, echter wel iets hoger dan in het poriewater. Het transect op 200 meter vormt echter met continue hoge waarden een uitzondering; dit is hetzelfde transect waar in het poriewater gedurende het jaar steeds hoge waarden zijn gevonden. Dit suggereert dat de samenstelling van het poriewater voornamelijk bepaald wordt door opwellend grondwater en niet zozeer door infiltratie van danwel drainage- of beekwater (zie ook paragraaf 3.5.1).

Twee belangrijke biogeochemische processen in de stikstofcyclus zijn mineralisatie (en daaropvolgend nitrificatie) en denitrificatie. In het eerste proces wordt organisch gebonden N vrijgemaakt en gemobiliseerd, waardoor het beschikbaar wordt voor andere processen en opname door vegetatie. Het tweede proces is de feitelijke verwijdering van stikstof uit systeem.

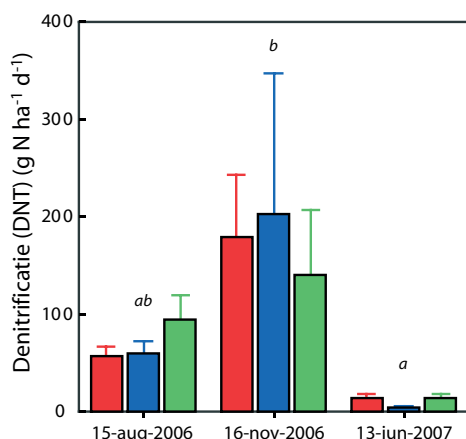
FIGUUR 3.20 GRAFISCHE, RUIMTELIJKE WEERGAVEN VAN DE CONCENTRATIE ANORGANISCH N (NITRAAT, NITRIET + AMMONIUM) IN HET GRONDWATER GEDURENDE 9 MEETMOMENTEN: (I), 6 JULI 2006, (II) 19 JULI 2006, (III) 2 AUGUSTUS 2006, (IV) 12 SEPTEMBER 2006, (V) 26 SEPTEMBER 2006, (VI) 31 OKTOBER 2006, (VII) 7 FEBRUARI 2007, (VIII) 3 MEI 2007 EN (IX) 12 JUNI 2007. ELK FIGUUR OMVAT DE LENGTE VAN DE GEMONSTERDE STROOK (300 METER) OP DE Y-AS EN DE BREEDTE (5 METER) OP DE X-AS, HET NOORDEN IS AAN DE BOVENKANT VAN DE FIGUREN (INFILTRATIESLOOT LINKS VAN X=1 EN BEEK RECHTS VAN X=6). EEN RODE KLEUR GEEFT AAN DAT CONCENTRATIES HOGER ZIJN DAN $25 \text{ MG N} \cdot \text{L}^{-1}$, TOT EEN MAXIMUM VAN 28. VGL CONCENTRATIESCHAAL MET FIGUUR 3.19!



Hierbij wordt nitraat omgezet in gasvormig elementair stikstof (N_2) of lachgas (N_2O), dat naar de atmosfeer ontwijkt. Aangezien uit bovenstaande beschrijving van concentratiemetingen blijkt dat met dergelijke metingen alleen het niet mogelijk is de retentiecapaciteit van de bufferstrook te bepalen zal het direct meten van processen uitkomst moeten bieden.

In Figuur 3.21 is de bijdrage van denitrificatie in $g N \cdot ha^{-1} \cdot d^{-1}$ op drie momenten weergegeven. De omzettingssnelheid is significant hoger tijdens de meting in november 2006 vergeleken met de meting in juni 2007. Ruimtelijk gezien (onder andere wat betreft de afstand van de monsterpunten tot de infiltratiesloot) zijn er echter geen verschillen tussen de monsterpunten. Deels heeft dit te maken met de grote variabiliteit en de aanwezige verschillen tussen de transecten. De resultaten – hoog in de winter, laag in het voorjaar – sluiten niet aan bij de verwachtingen. Dit kan te maken hebben met onvoorziene omstandigheden, zoals de langdurige inundatie in de zomer van 2006 en de zachte winter van 2006/2007.

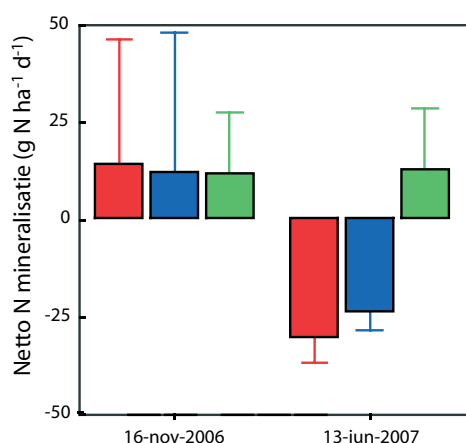
FIGUUR 3.21 DENITRIFICATIEACTIVITEIT (DNT) IN DE BOVENSTE 10 CM VAN DE BODEM, GEMETEN MET BEHULP VAN DE ACETYLEEN-INHIBITIE METHODE (TIEDJE ET AL., 1989) GEDURENDE 3 MEETMOMENTEN, UITGESPLITST OP AFSTAND VAN DE INFILTRATIESLOOT: ROOD 1 METER, BLAUW 3 METER EN GROEN 5 METER, SIGNIFICANTE GROEPEN UIT ANOVA EN TUKEY POST-HOC ZIJN WEERGEGEVEN MET A-AB-B, N=6, FOUTBALKEN GEVEN STANDAARDFOUT AAN.



De vastlegging van anorganisch stikstof in organisch materiaal in de bodem kan op de korte termijn een bijdrage leveren aan de retentie van stikstof. Deze tijdelijke immobilisatie is niet los te zien van mineralisatie (afbraak van organisch materiaal door bacteriën), waardoor er gesproken wordt over positieve of negatieve nettomineralisatie. Dit wordt gemeten door op $t=0$ twee monsters te nemen, een daarvan direct te analyseren en de tweede gedurende een vaste periode te incuberen, waarbij opname door vegetatie en uitspoeling van nitraten belemmerd wordt. De verandering tussen 0 en 1 is netto mineralisatie. Deze waarden zijn echter vaak extreem variabel door heterogeniteit van de bodem. Dat is in Figuur 3.22 te zien aan de grote standaard fout van de waarden. Er is dan ook geen significant verschil tussen de meting in november en juni ($p=0.169$). Toch kan wel gesteld worden dat in het najaar mineralisatie overheerst, en in het voorjaar immobilisatie. Dit komt overeen met de hoge waarden anorganisch stikstof in het poriewater in het najaar en winter en lage waarden in de zomer.

Naast deze gegevens over processnelheden zijn er bodemmonsters geanalyseerd waarmee een momentopname van totaal en anorganisch stikstof in de bodem verkregen is. Met deze gegevens en data over bodemdichtheid, is het mogelijk concentraties N naar oppervlakte uit te drukken, zodat de grootte van compartimenten direct met fluxen te vergelijken is. De aan-

FIGUUR 3.22 NETTO MINERALISATIE VAN STIKSTOF IN DE TOPLAAG VAN DE BODEM, GEDURENDE 2 MEETMOMENTEN, UITGESPLITST OP AFSTAND VAN DE INFILTRATIESLOOT, N=6, FOUTBALKEN GEVEN STANDAARDFOUT AAN.



name die hierbij gedaan wordt is dat het biologisch actieve bodemcompartiment beperkt is tot de bovenste 10 cm van de bufferstrook. Uit deze analyse blijkt dat hHet overgrote deel van de stikstof is in dood of levend organisch materiaal gebonden in de bodem, slechts 0,5 procent is in anorganische vorm beschikbaar voor opname en processen (Tabel 3.02). De turnover tijd van N-nitraat in de bodem door denitrificatie is relatief hoog tijdens de november meting (en juni, wanneer naar nitraat in het poriewater wordt gekeken) en geeft aan dat het systeem zeer dynamisch is. De mineralisatiesnelheid (beschikbaar komen van anorganisch N) is relatief klein ten opzichte van de verwijderingscapaciteit van denitrificatie. Dit geeft aan dat de denitrificatie niet door de beschikbaarheid van nitraat binnen het systeem zelf gestuurd wordt, maar door input van nitraat van buitenaf, danwel via grond- drainage of beek water of andere beperkende factoren.

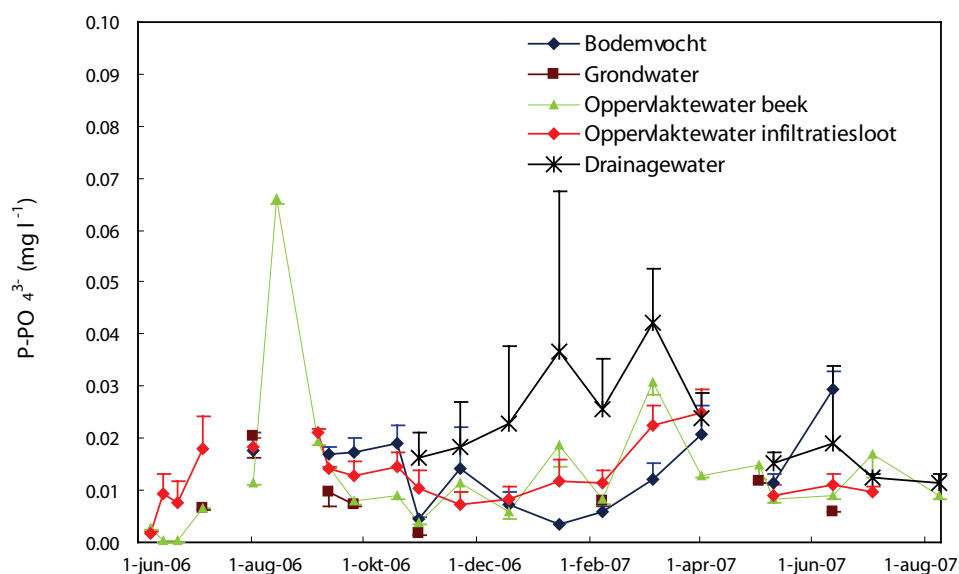
TABEL 3.02 GROOTTES VAN DE COMPARTIMENTEN N IN BODEM, BEREKEND UIT GEGEVENS VAN BODEMEXTRACTIES EN PORIEWATER EN FLUXEN TIJDENS DRIE MEETMOMENTEN, UITGEDRUKT PER OPPERVLAKTE-EENHEID (EN TIJD VOOR FLUXEN). GEMIDDELDE ZIJN VERKREGEN UIT 18 MEETPUNTEN ± STANDAARDFOUT. DE PORIEWATERMONSTERS ZIJN IN AUGUSTUS EN NOVEMBER EEN WEEK EERDER VERZAMELD DAN DE BODEMMONSTERS.

Compartment bodem g N · m ⁻²	monstermoment		
	augustus 2006	november 2006	juni 2007
<i>Bodemanalyses</i>			
1 N-totaal	47,4 ± 8,3	110,4 ± 9,4	96,4 ± 29,0
2 N-NO ₃ (en N-NO ₂)	0,019 ± 0,003	0,025 ± 0,007	0,027 ± 0,004
3 N-NH ₄	0,250 ± 0,032	0,416 ± 0,054	0,199 ± 0,054
4 N-anorganisch (2+3)	0,270 ± 0,032	0,442 ± 0,053	0,225 ± 0,054
5 N-organisch (1-4)	47,1 ± 8,3	109,9 ± 9,4	96,1 ± 29,0
<i>Poriewateranalyses</i>			
2a N-NO ₃ (en N-NO ₂)	0,027 ± 0,008	0,087 ± 0,080	0,006 ± 0,003
3a N-NH ₄	0,063 ± 0,016	0,276 ± 0,069	0,044 ± 0,008
4a (N-anorganisch (2a+3a)	0,091 ± 0,018	0,363 ± 0,094	0,050 ± 0,008
<i>Fluxen bodem mg N · m⁻² · d⁻¹</i>			
a Denitrificatie	6,99 ± 1,00	17,32 ± 5,59	0,98 ± 0,23
Turnover tijd (dagen) 2 N-NO ₃	88	4	46
Turnover tijd (dagen) 2a N-NO ₃	95	4	7
b Mineralisatie		1,23 ± 1,58	-1,40 ± 0,67

3.3.2 FOSFOR IN DE BODEM EN WATERCOMPARTIMENTEN

Uit de monitoringgegevens van het waterschap blijkt dat er nauwelijks een waterkwaliteitsopgave voor fosfor ligt in dit gebied: fosfaatconcentraties komen op een uitzondering na niet boven de toekomstige GEP normen. De inrichting en het beheer van de bufferstrook dient dus met name op verwijdering van stikstof gericht te zijn. Toch is het van belang wel de huidige status van fosfor in de bodem en de watercompartimenten te bekijken, teneinde te voorspellen of P in de (nabije) toekomst mogelijk wel een negatief effect op de waterkwaliteit kan hebben en welke mechanismen er voor zorgen dat er momenteel geen hoge belasting is.

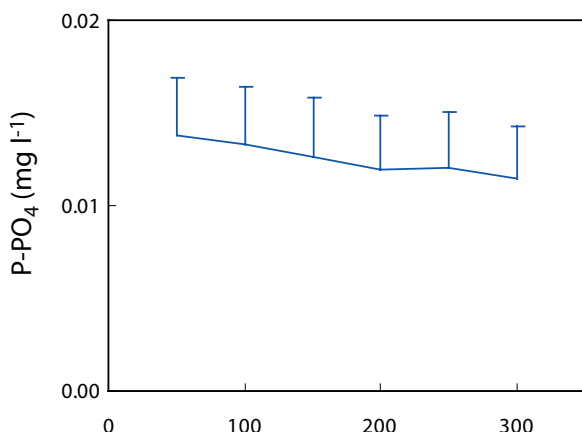
FIGUUR 3.23 FOSFAATCONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE 2006/2007. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 5 VOOR INFILTRATIESLOOT TOT 18 VOOR BODEMVOCHT) PER METING. FOOTBALLEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



De gedetailleerde monitoring van UU laat zien dat er wel een influx van fosfaat is vanaf het landbouwperceel (Figuur 3.23). Op momenten dat concentraties in het drainagewater gemeten zijn (vanaf november 2006), zijn deze hoger dan die in alle andere watercompartimenten. De fosfaatconcentraties zijn wel een stuk lager dan totaal P gemeten door het Waterschap; een relatief groot deel van fosfor (meer dan 50 procent) wordt dus particulier aangevoerd en niet als orthofosfaat. Tijdens de monitoring is een piek gedetecteerd in de beek in augustus 2006, die samenvalt met hoge afvoer van de beek na een lange periode van droogte. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door afspoeling van fosfaat dat door de aanhoudende droogte is vrijgekomen door mineralisatie van organisch materiaal op de landbouwpercelen in het stroomgebied. Incidentele piekbelastingen komen dus wel voor in het systeem, door de relatief korte duur worden ze echter niet altijd opgepikt. Zo is in de monitoring van het waterschap wel een piek totaal P in de infiltratiesloot gemeten, maar niet in de beek zelf.

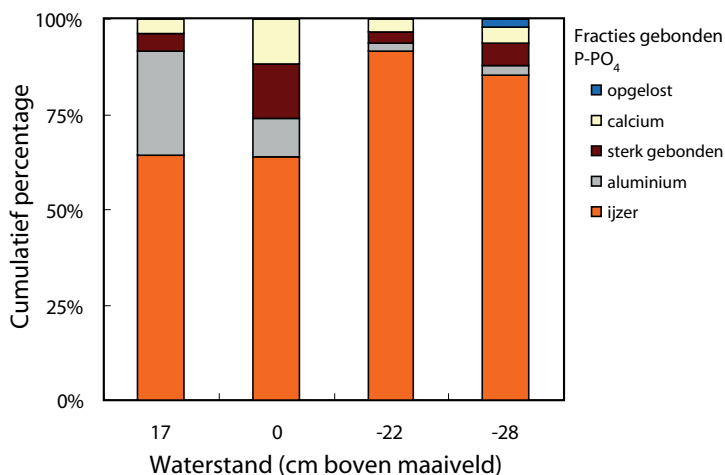
Het concentratieverloop van fosfaat in de beek langs de bufferstrook (gemiddeld over de gehele monitoringperiode) kan gebruikt worden om te bepalen of er een netto effect is, zoals gevonden is voor ammonium (paragraaf 3.3.1). In Figuur 3.24 is dit weergegeven voor fosfaat. Net als bij ammonium neemt de concentratie af, in dit geval met 17 procent en zal er in de beek binding of opname van P plaats moeten vinden danwel uitwisseling met de bufferstrook.

FIGUUR 3.24 FOSFAAT CONCENTRATIES IN DE BEEK GEDURENDE 2006/2007, UITGESPLITST NAAR TRANSECT VAN MONSTEREN. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 23 METINGEN. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER



Het is reeds vermeld dat er geen definitieve verwijderingsprocessen voor fosfor zijn zoals die wel voor stikstof bestaan. Fosfaat kan echter wel voor lange termijn in de bodem vastgehouden worden, door binding aan kationen en het bodemcomplex. De mate van binding aan o.a. ijzer, aluminium en calcium wordt deels beïnvloed door lokale redox- en pH condities en natuurlijk de beschikbaarheid van fosfaat en kationen voor de adsorptie en precipitatie reacties. De binding van fosfaat aan ijzer – zeer belangrijk in natte bodems – wordt sterk bepaald door de valentie van dit metaal, wat op zijn beurt weer door de beschikbare hoeveelheid zuurstof bepaald wordt. Indien er weinig tot geen zuurstof is wordt driewaardig ijzer – Fe(III) – biotisch omgezet in tweewaardig ijzer – Fe(II). Fosfaat bindt beter aan de eerste vorm, waardoor meer fosfaat in oplossing komt onder condities met minder zuurstof. Daarbij interacteert sulfaat in de binding van fosfaat aan ijzer; sulfaat wordt eveneens gereduceerd onder zuurstofarme condities waardoor sulfide (S^{2-}) ontstaat. Dit bindt sterker aan ijzer dan fosfaat, wat het proces van nalevering van fosfaat onder zuurstofarme condities versterkt. De hoeveelheid zuurstof in de bodem wordt sterk bepaald door de (grond) waterstand. In droge bodems kan zuurstof makkelijk doordringen. De diffusiesnelheid van zuurstof in water is echter 10.000 lager dan in lucht, waardoor zuurstof zeer snel opraakt in bodems die waterverzadigd of geïnundeerd zijn.

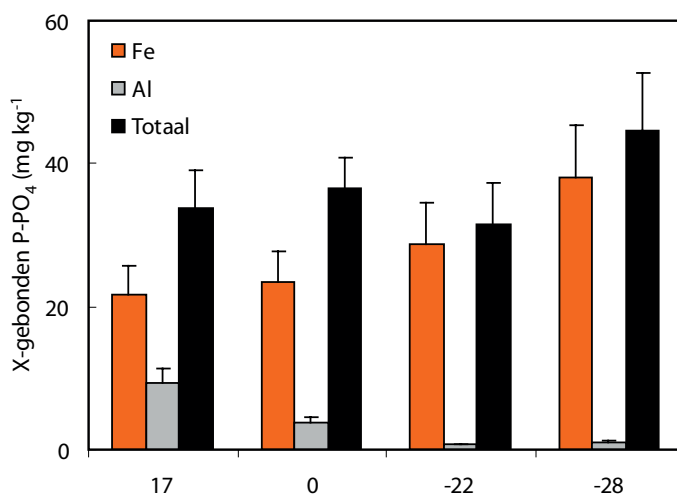
FIGUUR 3.25 VERDELING VAN FOSFAAT IN DE BODEM OVER DE VERSCHILLENDE FRACTIES GEDURENDE 4 MEETMOMENTEN IN 2007 MET VERSCHILLENDE WATERSTANDEN: 17 CM (3 JULI), 0 CM (6 MAART), -22 CM (2 APRIL) EN -28 CM (3 MEI).



Om het effect van hydrologische condities op de binding en beschikbaarheid van fosfaat specifiek voor deze bufferstrook te kunnen bepalen is in het voorjaar van 2007 gedurende vier momenten de wijze van fosfaatbinding in de bodem bepaald. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen aluminium, ijzer en calcium gebonden fosfaat, oplosbaar (vergelijkbaar met waarden in het poriewater) en overig, sterk gebonden materiaal, bijv. aan bodemdeeltjes of organische stof (niet IN organische stof). Uit deze analyse blijkt dat de verdeling van fosfaat over de fracties wordt gestuurd door de waterstand (Figuur 3.25). De ijzergebonden fractie is in alle gevallen het hoogst, maar bij het waterpeil van de beek op of boven het maaiveld is relatief een groter deel gebonden aan aluminium. Binding aan calcium is niet belangrijk in dit systeem, hiervoor is in de eerste plaats de calciumconcentratie niet hoog genoeg en tevens is de zuurgraad van de bodem en het water te laag. Het optimum voor binding aan calcium ligt boven pH 7. 'Vernatting' leidt evenwel niet tot vrijkomen van fosfaat, terwijl dat wel de verwachting is gezien het hoge aandeel van ijzer gebonden fosfaat: de opgeloste fractie is nagenoeg afwezig, alleen onder zeer droge omstandigheden is 2 procent van de totale fosfaat in die vorm beschikbaar.

Het aandeel van de fracties P-binding zegt evenwel niets over de totaal hoeveelheid P die vastgelegd is in de bodem op de verschillende moment. In Figuur 3.26 zijn voor de twee grootste fracties (ijzer en aluminium) en de totale hoeveelheid fosfaat per moment de concentraties weergegeven. Uit deze figuur blijkt inderdaad dat de hoeveelheid aan ijzer gebonden fosfaat direct gekoppeld is aan de waterstand; hoger bij relatief drogere bodem. De totale hoeveelheid is echter vrij constant en schommelt tussen de 30 en 45 mg P · kg⁻¹. Met name de binding aan aluminium tijdens natte condities voorkomt het vrijkomen van fosfaat.

FIGUUR 3.26 CONCENTRATIES IJZER, ALUMINIUM EN TOTAAL FOSFAAT IN DE BODEM GEDURENDE 4 MEETMOMENTEN IN 2007 MET VERSCHILLENDE WATERSTANDEN: 17 CM (3 JULI), 0 CM (6 MAART), -22 CM (2 APRIL) EN -28 CM (3 MEI), PUNTEN GEBASEERD OP 30 METINGEN, FOUTBALKEN GEVEN STANDAARD FOUT WEER.



Tijdens de drie meetrondes waarin de verschillende stikstof parameters bepaald zijn is dit ook voor fosfor uitgevoerd. Hierbij is echter geen onderscheid gemaakt in de verschillende P-fracties, maar is een sterkere extractiemethode gebruikt waarmee gemiddeld 60 mg · kg⁻¹ P-PO₄ teruggemeten kon worden (Tabel 3.03). Het grote verschil met de stikstofcompartimenten is de verhouding tussen organische en anorganische vormen. Bij stikstof was slechts 0.5 procent in anorganische vorm aanwezig, bij fosfor is dit 50 procent. Anorganisch P is echter veel beter in de bodem gebonden dan N (met name nitraat) waardoor het in mindere mate beschikbaar is voor opname door planten (zie paragraaf 3.4).

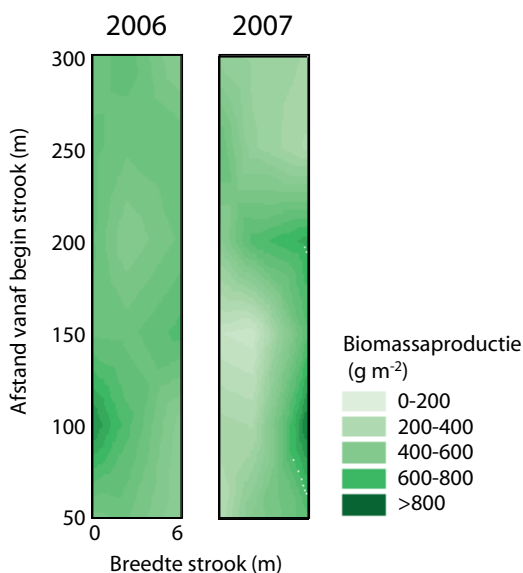
TABEL 3.03 GROOTTES VAN DE COMPARTIMENTEN P IN BODEM, BEREKEND UIT GEGEVENS VAN BODEMEXTRACTIES TIJDENS DRIE MEETMOMENTEN, UITGEDRUKT PER OPPERVLAKTE-EENHEID. GEMIDDELDEN ZIJN VERKREGEN UIT 18 MEETPUNTEN ± STANDAARDFOUT.

Compartment bodem g P · m ⁻²	monstermoment		
	augustus 2006	november 2006	juni 2007
<i>Bodemanalyses</i>			
1 P-totaal	13.46 ± 3.11	19.74 ± 2.3	9.78 ± 2.01
2 P-PO ₄ (Bray)	6.08 ± 0,63	7.58 ± 0.88	6.23 ± 1.33
3 P-organisch	8.38 ± 3.20	12.16 ± 1.96	3.46 ± 1.57

3.3.3 NUTRIËNTEN IN DE VEGETATIE

Opname van nutriënten door de vegetatie in het groeiseizoen is stikstof en fosfor in essentie hetzelfde (zie ook paragraaf 1.3.2). De opname wordt gestuurd door de beschikbaarheid van nutriënten en de ratio tussen N en P (welke limiteert de groei) (Güsewell, 2005). Indien aan het eind van het groeiseizoen de bovengrondse biomassa met opgenomen nutriënten wordt afgevoerd is dit meteen het netto effect van dit verwijderingsproces. In september 2006 en 2007 is de bovengrondse biomassa gemonsterd (Figuur 3.27). De gemiddelde productiviteit was niet gelijk tussen deze jaren (20 procent lager in 2007); In 2006 is de variatie tussen de transecten relatief laag, in 2007 is met name de productiviteit in het transect op 200 meter erg hoog en is de biomassa groter aan de kant van de beek (het punt op 6 meter). Nu is echter niet alleen de productiviteit – gemeten in biomassa – maar met name de nutriëntenconcentratie in de biomassa bepalend voor het verwijderingspotentieel. In Tabel 3.04 zijn deze gegevens uitgezet. Hieruit blijkt dat niet alleen de productie lager uitviel in 2007, maar ook de N en P concentraties, zodat de totale verwijdering van nutriënten 40 procent lager was in dat jaar (nutriënten standing stock). De productiviteit is echter sowieso niet zo hoog vergeleken met vergelijkbare, meer natuurlijke systemen (vgl gemiddelde waarden van 750 g · m⁻² in Antheunisse et al., 2006). Extreme condities in beide groeiseizoenen (zie paragraaf 3.5.4) hebben ongetwijfeld hun invloed gehad op de ontwikkeling van de vegetatie. Bovenstaande verwijderingscapaciteit is echter een theoretische waarde; deze kan namelijk alleen bereikt worden als de biomassa na maaien direct verwijderd wordt. Indien dit niet gebeurt kan lek van nutriënten en afbraak van organisch materiaal er voor zorgen dat deze direct weer terug vloeien in het bodemcompartiment. Het kwantitatieve effect hiervan op de verwijderingscapaciteit

FIGUUR 3.27 RUIMTELIJK GRAFISCHE WEERGAVEN VAN DE BOVENGRONDSE BIOMASSA AAN HET EINDE VAN HET GROEISEIZOEN IN 2006 EN 2007. DE TWEE FIGUREN OMVATTEN DE LENGTE VAN DE GEMONSTERDE STROOK (300 METER) OP DE Y-AS EN DE BREEDTE (6 METER) OP DE X-AS, HET NOORDEN IS AAN DE BOVENKANT VAN DE FIGUREN (INFILTRATIESLOOT LINKS VAN X=1 EN BEEK RECHTS VAN X=6).

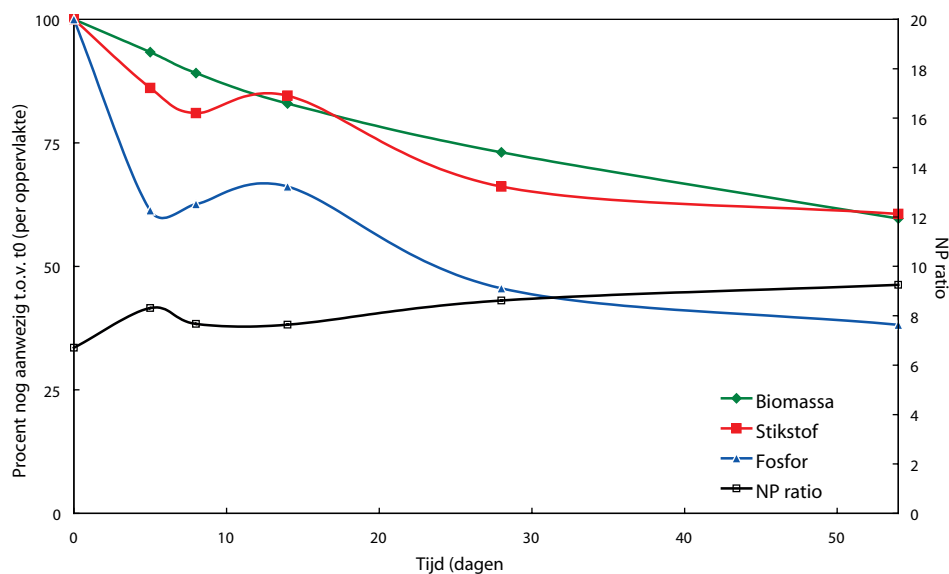


TABEL 3.04 PRODUCTIVITEIT EN NUTRIËNTENCONCENTRATIES IN DE VEGETATIE IN 2006 EN 2007. VERSCHILLEN TUSSEN DE JAREN ZIJN GETEST MET EEN ANOVA. WAARDEN ZIJN GEBASEERD OP 18 PUNTEN ± STANDAARD FOUT.

	2006	2007	significantie verschil
Biomassa g · m ⁻²	499 ± 20	378 ± 44	0,013*
N concentratie mg · g ⁻¹	20,3 ± 0,8	15,9 ± 0,8	0,0001***
P concentratie mg · g ⁻¹	2,42 ± 0,11	1,97 ± 0,13	0,012*
N standing stock g · m ⁻²	10,00 ± 0,44	6,04 ± 0,83	0,0001***
P standing stock g · m ⁻²	1,20 ± 0,06	0,71 ± 0,09	0,0001***
N:P ratio vegetatie	8,58 ± 0,44	8,47 ± 0,53	0,862 ^{ns}

is onderzocht door in najaar 2007 geprepareerde biomassamonsters gedurende een periode van 54 dagen in de strooisellaag van de bufferstrook te incuberen. Met tussenpauzes zijn deze monsters uitgehaald en geanalyseerd op afname van biomassa (decompositie) en nutriëntenconcentraties. Uit deze analyse blijkt dat de decompositie in deze 54 dagen nagenoeg lineair verloopt en aan het eind van de periode is de biomassa reeds met 40 procent afgenomen (Figuur 3.28). De dynamiek van de nutriënten N en P wijkt af van de dynamiek van organisch koolstof. De eerste paar dagen is een veel snellere afname zichtbaar, met name P verdwijnt heel snel; na vier dagen is reeds 40 procent verdwenen. Vervolgens is na deze initiële lekfase een beperkte toename te zien. Dit is immobilisatie door micro-organismen, wat leidt tot voor deze organismen een optimale verhouding tussen koolstof en nutriënten van het materiaal (Gusewell & Freeman, 2005). Daarna nemen zowel N als P weer af. N in hetzelfde tempo als organisch koolstof (de concentratie verandert dus niet!), maar P sneller. Dit doet vermoeden dat fosfor niet beperkend is voor de afbraak van het materiaal. De N:P ratio van het materiaal is ook vrij laag. Het optimum bij microbiële afbraak ligt rond de 16, de relatief sterkere afname van P zal doorgaan tot deze ratio bereikt is. In ieder geval blijkt uit deze analyse dat het niet tijdig afvoeren de verwijderingsefficiëntie behoorlijk kan verminderen, met name wat betreft fosfor.

FIGUUR 3.28 PROCENTUELE AFNAME VAN BIOMASSA EN NUTRIËNTEN (LINKER-AS) (OMGEREKEND NAAR GEHALTE PER OPPERVLAKTE) EN DE RATIO TUSSEN STIKSTOF EN FOSFOR (NP) IN HET OVERBLIJVENDE PLANTENMATERIAAL (RECHTER-AS) IN EEN 54-DAGEN DUREND DECOMPOSITIE EXPERIMENT IN DE BUFFERSTROOK. DATAPUNTEN GEBASEERD OP ZES REPLICAS.



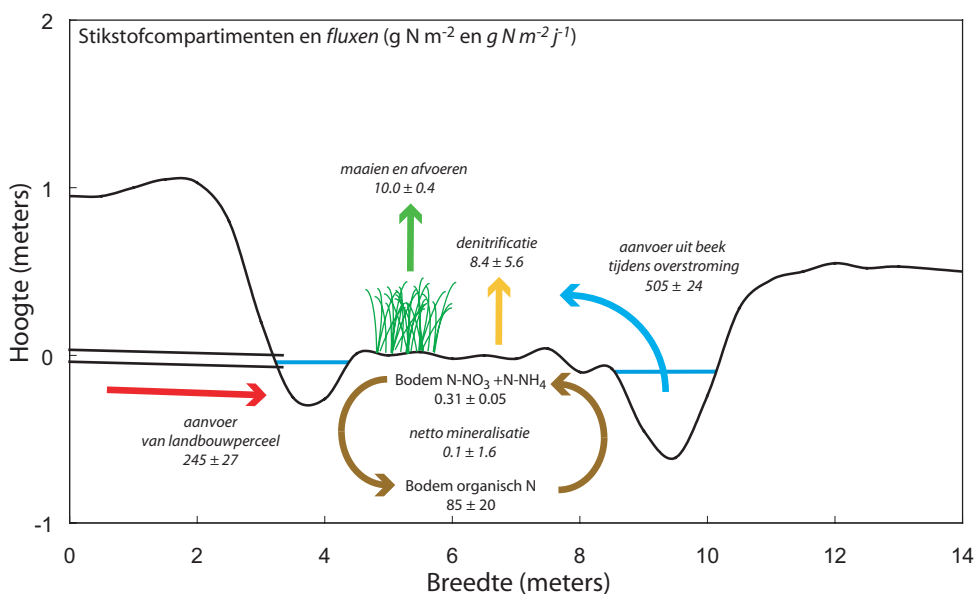
3.4 FUNCTIONEREN VAN DE BUFFERSTROOK VOOR NUTRIËNTENRETENTIE: EEN BALANSBENADERING

Bovenstaande informatie over concentraties, stroomsnelheden en verwijderingsprocessen maakt het mogelijk voor zowel stikstof als fosfor een ruwe stoffenbalans voor het systeem op te stellen. Hierbij moet wel aangetekend worden dat met het optellen en met name het vermenigvuldigen van gevonden fluxen ook de foutmarges vermenigvuldigd worden. Tevens is uit biomassadata gebleken dat er tussen de jaren veel verschil kan zitten, waardoor een balans over een langere periode er anders uit kan zien dan wat in deze paragraaf gepresenteerd wordt. Bij het berekenen van de balansen zijn de volgende aannames gedaan: de effectieve oppervlakte van de bufferstrook is 1750 m^2 , de actieve bodem – betrokken bij biogeochemische processen – is 10 cm diep, de bufferstrook staat gedurende 50 dagen per jaar onder water (gemiddeld voor de hele strook) en het debiet van de beek en drainagebuizen bedraagt respectievelijk 40.000 m^3 en 800.000 m^3 op jaarbasis (zie paragraaf 3.1.3). Daarnaast dient opgemerkt te worden dat niet alle fluxen gekwantificeerd zijn: bladval gedurende het jaar en aanvoer van nutriënten via grondwater zijn bijvoorbeeld niet meegemonsterd. De eerste flux is waarschijnlijk verwaarloosbaar, de aanvoer via het grondwater levert mogelijk wel een significante bijdrage.

3.4.1 STIKSTOF

In Figuur 3.29 zijn de stikstoffluxen en hun kwalitatieve bijdragen weergegeven. Hierbij valt direct op dat het anorganische stikstof compartiment in de bodem zeer klein is vergeleken met de fluxen. Er moet een hoge turnoversnelheid zijn om deze concentratie zo laag te houden. Daarnaast zijn de twee aanvoerende fluxen (vanuit landbouwperceel en beek) minstens tien maal zo hoog als de retentie fluxen (denitrificatie en biomassa verwijderen). Aangezien het N compartiment in de bodem niet heel snel toeneemt (Tabel 3.02) zal het grootste deel van het stikstof via af- of uitspoeling naar de beek het systeem weer verlaten. De verwijderingsefficiëntie van stikstof uit het water afkomstig van het landbouwperceel bedraagt gemiddeld 7.5% (minimaal 3.5% en maximaal 11%). Dit is een theoretische waarde, aangezien het drainagewater niet de enige bron van stikstof is: aanvoer via kwel en de beek tijdens overstroming kunnen mogelijk in dezelfde orde van grootte bijdragen.

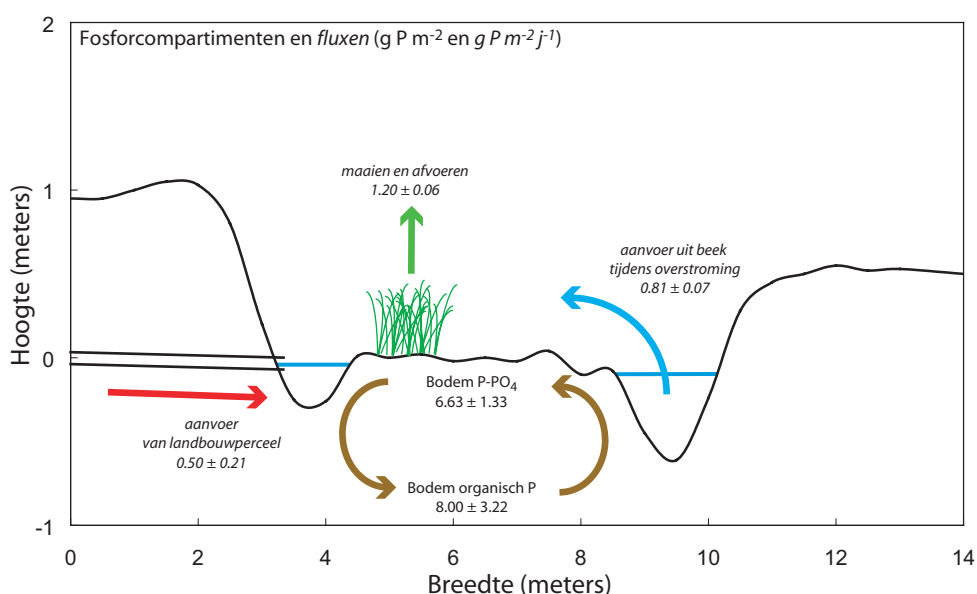
FIGUUR 3.29 STIKSTOF BODEMCOMPARTIMENTEN EN FLUXEN IN DE BUFFERSTROOK, UITGEDRUKT IN $\text{g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{J}^{-1}$. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE GEMETEN WAARDEN GEDURENDE DE MONITORING (TOT N=120), STANDAARD FOUT IS GEBASEERD OP VARIATIE IN CONCENTRATIES, NIET IN VARIATIE IN AFVOER VAN BEEK EN DRAINAGE (HOGER).



3.4.2 FOSFOR

De kwantificering van de fosfor fluxen is te vinden in Figuur 3.30. Het algehele beeld is zeer afwijkend van dat in voorgaande paragraaf voor stikstof geschetst is. Er is reeds gemeld dat de verhouding tussen anorganisch en organisch vormen anders zijn, maar ook de verhouding tussen de grootte van de fluxen en de compartimenten is niet hetzelfde. De fluxen kunnen namelijk per jaar maar een beperkt deel verwijderen of toevoegen aan de voorraad P in de bodem. Hoewel er wat betreft P maar één werkelijk retentiemechanisme is (opname door vegetatie) is de hoeveelheid P die daarmee uit het systeem te verwijderen groter dan wat er er via het drainagewater aangevoerd wordt. De theoretische verwijderingsefficiëntie komt dan ook uit op 240 procent.

FIGUUR 3.30 FOSFOR BODEMCOMPARTIMENTEN EN FLUXEN IN DE BUFFERSTROOK, UITGEDRUKT IN $g P \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE GEMETEN WAARDEN GEDURENDE DE MONITORING (TOT N=120), STANDAARD FOUT IS GEBASEERD OP VARIATIE IN CONCENTRATIES, NIET IN VARIATIE IN AFVOER VAN BEEK EN DRAINAGE (HOGER).



3.5 CONSEQUENTIES VAN INRICHTING, BEHEER EN WEEREXTREMEN

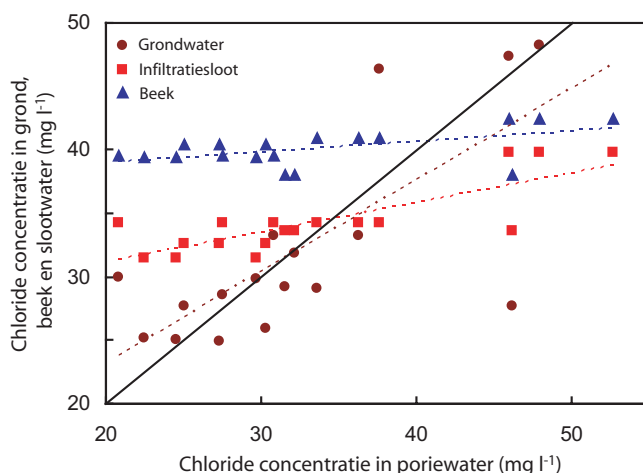
De verwijderingsefficiëntie van deze bufferstrook is voor stikstof lager dan gemiddeld wordt gevonden in de literatuur (zie paragraaf 1.4.2), maar gezien de breedte van de strook en het feit dat runoff in dit systeem dominant is dan interflow zeker niet extreem laag (Mayer et al., 2007). In deze paragraaf wordt besproken welke factoren de capaciteit mogelijk beperken. Tevens worden de gevonden resultaten besproken in het licht van de specifieke klimatologische condities tijdens de monitoringperiode.

3.5.1 INFILTRATIE VAN DRAINAGE- EN OPPERVLAKTEWATER IN DE BODEM

Verscheidene resultaten van de monitoring in de Strijbeekse beek doen vermoeden dat de infiltratie van drainagewater in de top laag van de werkelijke buffer zeer beperkt is. Onder andere de lage nitraat concentraties in het poriewater en congruente patronen in porie- en grondwater wijzen hierop, maar ook resultaten van procesmetingen, zoals de lage denitrificatiesnelheid onderschrijven dit. Gedurende de monitoringperiode is frequent de stijghoogte van grondwater in peilbuizen gemeten. Bodemdata om de werkelijke kwelstroom te berekenen ontbreken, maar het hoogteverschil tussen het freatische vlak en het oppervlaktewater (in zowel infiltratiesloot als beek) wijst op een constante kweldruk. Hier-

door is de bodem continu met (grondwater) verzadigd, waardoor infiltratie van drainage (en beek) water sterk wordt geremd. Chloride concentraties in verschillende watercompartimenten wordt vaak gebruikt om uitwisseling aan te tonen. Dit ion is inert (anders dan nitraat), en bindt zich niet aan het bodemcomplex (analoog aan nitraat). Een snelle scan van de concentratieverschillen tussen de compartimenten (uitgesplitst naar transect) laat inderdaad zien dat het poriewater veel meer op grondwater lijkt dan op het water uit de beek en infiltratiesloot (Figuur 3.31). De regressielijn van de puntengroep porie/grondwater valt nagenoeg samen met de lijn $x=y$, terwijl de andere twee lijnen veel meer horizontaal lopen. Hiermee wordt het vermoeden dat surface runoff verreweg het meest dominant is in dit systeem bevestigd.

FIGUUR 3.31 SCATTERPLOT VAN CHLORIDECONCENTRATIES IN HET PORIEWATER (X-AS) MET CHLORIDECONCENTRATIES VAN GRONDWATER (BRUIN), SLOOTWATER (ROOD) EN BEEKWATER (BLAUW) OP DEZELFDE PLEK IN DE BUFFERSTROOK, WAARBIJ VOOR SLOOT EN BEEKWATER VOOR DE DRIE PUNTEN PER TRANSECT DEZELFDE WAARDE IS GEBRUIKT. DE ZWARTE LIJN ($X=Y$) STELT DE SITUATIE VOOR ALS CHLORIDECONCENTRATIES EXACT OVEREENKOMEN MET HET PORIEWATER. DE REGRESSIELIJNEN VAN DE DRIE AFZONDERLIJKE PUNTGROEPEN ZIJN GESTIPPELD WEERGEGEVEN.



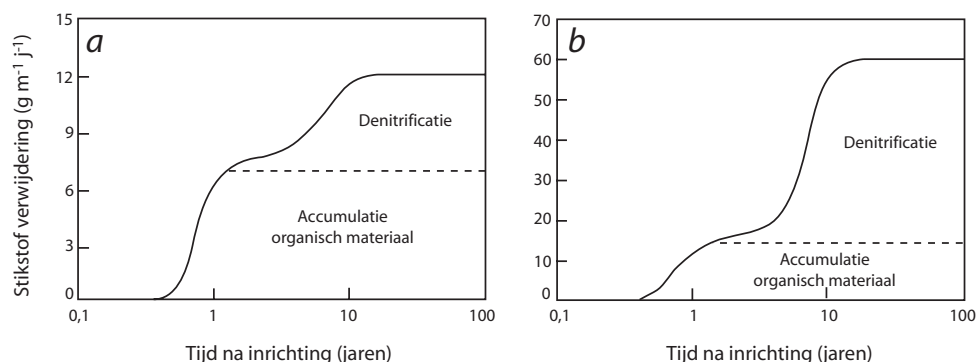
3.5.2 LIMITATIE VAN BIOGEOCHEMISCHE STIKSTOFVERWIJDERING

De relatief lage denitrificatiesnelheden kunnen niet alleen verklaard worden door het gebrek aan nitraat als substraat. Hoewel er geen metingen zijn gedaan om dit te testen, is met name in relatief jonge systemen de beschikbaarheid van makkelijk afbreekbare koolstofbronnen vaak limiterend (Craft, 1997). Het duurt enige jaren tot zich een toplaag gevormd heeft waarin continu voldoende koolstof beschikbaar is (Figuur 3.32). Pas na 10 jaar is dit optimum bereikt. In dit systeem kan dat naar verwachting nog langer duren door het diepe maaien en frequente verstoring door inundatie en (maai)beheer.

3.5.3 MAAIEN, AFVOEREN EN SCHONEN VAN SLOOT EN BEEK

Door de relatief lage denitrificatiesnelheid is verwijdering door maaien en afvoeren een grote component in de verwijderingsefficiëntie van stikstof. Het percentage dat in paragraaf 3.3.1 weergegeven is (7,5%) kan door het twee maanden laten liggen van maaisel teruglopen tot 5,8 %. Hoogstwaarschijnlijk stimuleert de aanwezigheid van maaisel wel de denitrificatiesnelheid door een grotere beschikbaarheid van koolstof als substraat voor bacteriën. Het schonen van de sloot en deponeren van materiaal (plantenresten en detritus) op de bufferstrook kan een positieve effect hebben op denitrificatie, het kan echter ook sterk verstikend werken op de aanwezige planten. Dit kan de uiteindelijke opname van nutriënten (zowel N als P) negatief beïnvloeden.

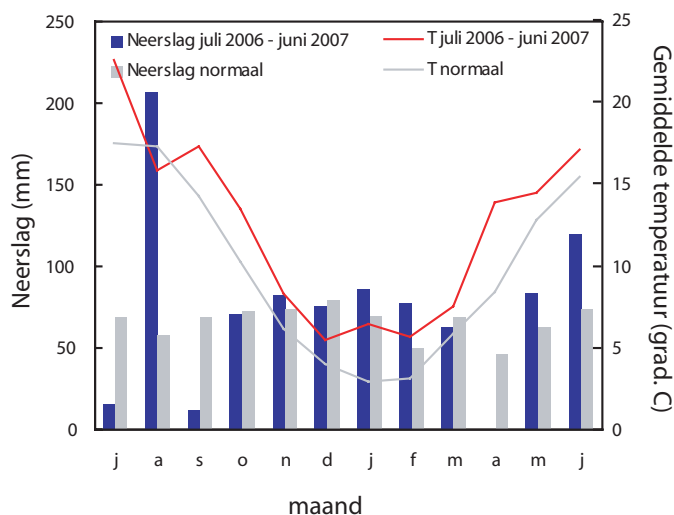
FIGUUR 3.32 ONTWIKKELING VAN STIKSTOFVERWIJDERING IN DE TIJD IN ARTIFICIËLE WETLANDS BIJ LAGE (A) EN HOGE (B) NUTRIËNTENBELASTING (NAAR: CRAFT, 1997).



3.1.1 3.5.4 NEERSLAG, INUNDATIE EN DROOGTE

De laatste en lastigste kwestie is de reproduceerbaarheid van de resultaten van deze monitoring. De periode juni 2006 t/m juni 2007 kende namelijk veel weerextremen, met grote gevolgen voor de waterstand (en fluctuaties) en – in combinatie met temperatuurafwijking – consequenties voor allerlei biotische processen. In Figuur 3.33 is de gemiddelde temperatuur en maandelijkse neerslagsom van de monitoringperiode vergeleken met normaal (1970-2000). Over het algemeen is de temperatuur 2 graden hoger (met een enkele uitzondering daargelaten), maar vooral de maandelijkse neerslagsommen verschillen sterk. Met name de extreem natte augustus 2006 en extreem droge april 2007 vallen op. Aanhoudende droogte in het voorjaar en langdurige inundatie in de zomer zijn beide condities die de productiviteit van een vegetatie sterk kunnen beperken. Dit is dan ook mogelijk de oorzaak van de lage productiviteit. De hoge temperaturen in de winter (gemiddeld meer dan 6 graden in januari 2007) hebben waarschijnlijk de denitrificatie activiteit veel hoger doen uitkomen dan tijdens normale winters (zie ook paragraaf 3.3.1). Het is dus in ieder geval niet zo dat het afwijkende weer alleen positief of negatief de verwijderingsefficiëntie beïnvloed heeft, toch verdient het de aanbeveling hier wel rekening mee te houden bij eventuele extrapolatie naar langere tijdschalen.

FIGUUR 3.33 NEERSLAGSOM EN GEMIDDELTE MAANDTEMPERATUUR IN DE REGIO CHAAM GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE EN DE NORMAAL.



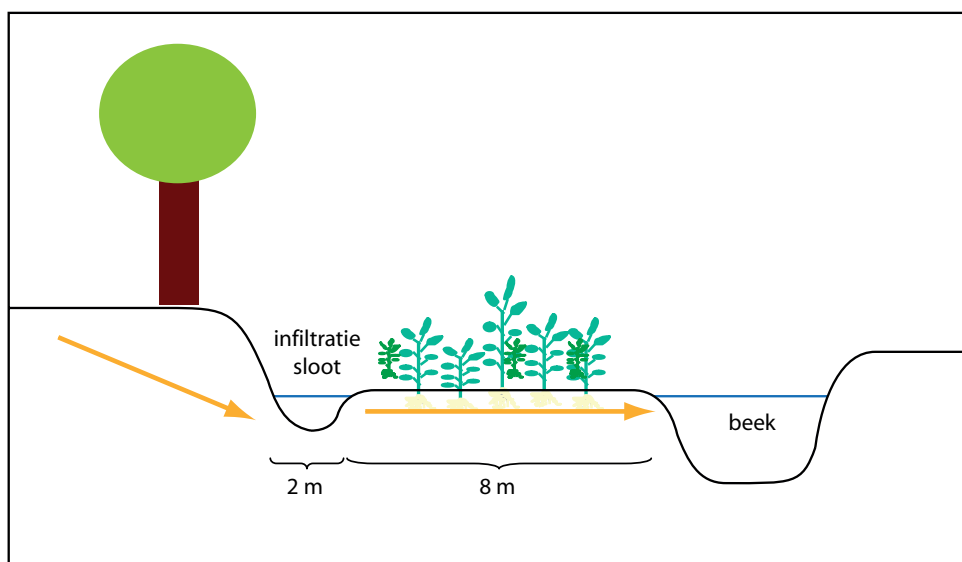
4

UITWERKING STAPPENPLAN MKBA VOOR BRABANTSE BUFFERSTROKEN

Het algemene stappenplan uit hoofdstuk 2 wordt ter illustratie toegepast op een casestudie waarvan de bufferstrook beschreven in hoofdstuk 3 onderdeel van uitmaakt. De MKBA voor dit specifieke geval wordt voor twee schaalniveaus doorgerekend. In het eerste - kleinschalige - scenario gaat het om de bufferstrook langs de Strijbeekse beek van 350 bij 8 m (Figuur 4.01). Het tweede schaalniveau bestrijkt bufferstroken met een totale lengte van 6,5 km met een breedte van 8 m en een infiltratiesloot van 2 m. De strook van 350 m is aangelegd op landbouwgrond waar voorheen maïs werd verbouwd. Deze uitgangssituatie wordt ook verondersteld voor de nog aan te leggen stroken op het 6,5 km niveau.

De MKBA voor het feitelijk uitgevoerde plan van een strook van 350 m is een ex post analyse, terwijl dit voor het opschalingsscenario naar 6,5 km een ex ante analyse is. Voor een ex ante analyse moet zowel de autonome ontwikkeling als het planscenario van te voren worden ingeschat. Voor een ex post analyse moet alleen de autonome ontwikkeling worden ingeschat.

FIGUUR 4.01 SCHEMATISCHE DWARSDOORSNEDE VAN DE AAN TE LEGGEN BUFFERSTROKEN, WAARBIJ UITSLUITEND VOOR HET SCENARIO VAN STROKEN MET EEN GEZAMENLIJKE LENGTE VAN 6,5 KM GELDT DAT ER (DEELS) BOMEN WORDEN AANGEPLANT



4.1 STAP 1: BESCHRIJVING VAN DE AUTONOME ONTWIKKELING

Voor de beschrijving van de autonome ontwikkeling is het van belang hoe de toekomst van het gebied er uit ziet als het planscenario niet door zou gaan. Van specifiek belang daarbij zijn:

- De strook grenst aan een maïsakker. Als de bufferstrook niet toendertijd was aangelegd was deze nu onderdeel van een maïsakker. Oftewel, bij de autonome ontwikkeling wordt uitgegaan van een maïsperceel van 10×350 m, respectievelijk $10 \times 6,5$ km.

- Het gebied maakt deel uit van de EHS als reservaat –en natuurontwikkelingsgebied (DLG Noord-Brabant, 2003).
- De floristische waarde van de beken is gering en de beekdalen zijn sterk genivelleerd. Water –en verlandingsvegetaties zijn sterk afgenomen. Faunistische waarden van de beken zijn afgenomen en de visstand bestaat grotendeels uit algemene soorten (DLG Noord-Brabant, 2003).
- Verder is bij autonome ontwikkeling het overstromingsrisico groter dan bij het planscenario. Deze problemen zouden onder de autonome ontwikkeling gereduceerd kunnen worden door bijvoorbeeld retentiebekkens aan te leggen.

4.2 STAP 2: BESCHRIJVING VAN HET PLANSENARIO

Aan de strook van 350 m is het natuurdoeltype moeras toegekend (Bal et al., 2001). Moeras betreft in het algemeen een brede range van zeer natte tot drogere vegetatietypen. Bij de bufferstroken in het planscenario zal sprake zijn van de natte variant van het vegetatietype rietland en ruigte. Voor deze studie betreft het plangebied het landbouwperceel waar de bufferstrook op is aangelegd. In Figuur 4.02 is de ligging van de strook van 350 m weergegeven. Het gebied waar de effecten plaatsvinden zal met name voor het 6,5 km-scenario groter zijn dan het plangebied. Voor deze variant is de begrenzing van het stroomgebied weergegeven met de rode lijn in Figuur 4.03. De begrenzing van het studiegebied is op regionaal schaalniveau. Daarmee is de economische studie een analyse naar de welvaartswinst op dat schaalniveau.

FIGUUR 4.02 DE LIGGING VAN DE 350 M STROOK LANGS DE STRIJBBEEKSE BEEK IN HET GEBIED EN STUDIEGEBIED O.B.V. STROOMGEBIED (ILLUSTRATIEF).



Het plan voor de aanleg van bufferstroken van 6,5 km maakt deel uit van een inrichtingsplan voor het gebied (Figuur 4.03). Net als de strook van 350 m zullen deze eenzijdig worden aangelegd: tweezijdige beplanting zal nergens toegepast worden in verband met onderhoudszwaren. Het natuurdoeltype voor deze stroken is een mix van $\pm 50\%$ moeras en $\pm 50\%$ elzen-

broekbos. In Tabel 4.01 is het inrichtingsplan voor de stroken langs beken in het gebied weergegeven.⁵

TABEL 4.01 INRICHTINGSPLAN VOOR DE STROKEN LANGS BEKEN IN HET GEBIED.

Type bufferstrook:	Oeverlengte met opvang drainage in zakslootje (m × 8m)		
	onbeplant (moeras, ruigte)	beplant (elzen, wilgen)	totaal
Strijbeekse beek	1100	0	1100
Chaamse beek	0	0	0
Rode Beek	950	950	1900
Laagheiveltse beek	0	0	0
Groot Heikantse beek	600	400	1000
Broekse beek	0	800	800
Valkenburgse Leij	700	600	1300
Totaal	3350	2750	6100

FIGUUR 4.03 KAART MET DE BEGRENZING VAN HET STUDIEGEBIED BEHORENDE BIJ HET GROOTSCHALIGE SCENARIO EN DE LIGGING VAN DE REEDS AANGELEGDE BUFFERSTROOK.



4.3 STAP 3: IDENTIFICATIE EN KWANTIFICERING FYSIEKE EFFECTEN

4.3.1 IDENTIFICATIE EN KWANTIFICERING FYSIEKE EFFECTEN

Slechts een deel van de effecten heeft betrekking op de strook van 350 m; alle effecten zijn relevant voor grootschalige planscenario. In deze subparagraaf wordt per relevant fysiek effect ingegaan op de kwantificering. Daarbij is tijdens een expertmeeting bij Waterschap Brabantse Delta vastgesteld wat de relevante effecten voor deze case zijn (Bijlage 9.2).

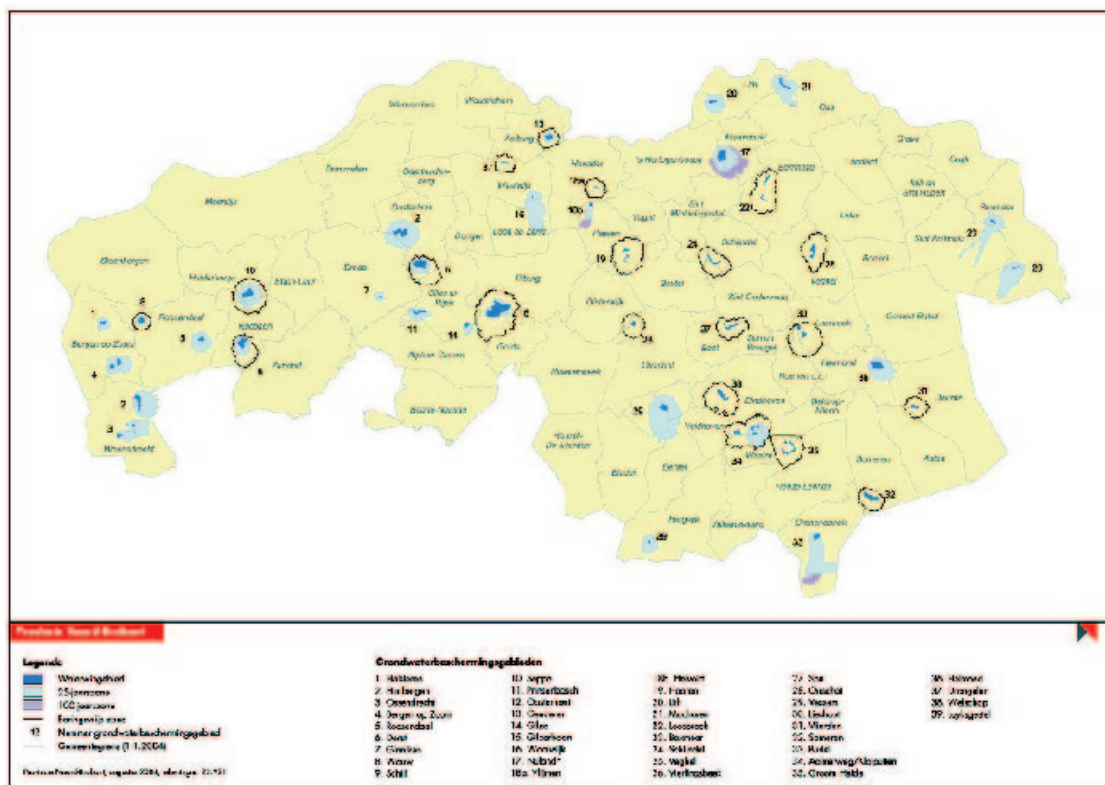
5. In het Inrichtingsplan Chaamse beek en Strijbeekse beek is de totale lengte van aan te leggen stroken 6,1 km. In deze studie wordt uitgegaan van een ruimer scenario van 6,5 km. Inmiddels (2008) is het initiële inrichtingsplan aangepast, de gezamenlijke lengte van 6,5 km van bufferstroken is nog steeds indicatief (mond. med. L Verhoeven, Waterschap Brabantse Delta).

Waterkwaliteit

Voor de reeds geïmplementeerde bufferstrook is een stikstofverwijdering van 7,5% vastgesteld (paragraaf 3.4.1). Er wordt vanuit gegaan dat voor het grootschaliger scenario een dergelijke afname eveneens verwacht kan worden. Tevens laten metingen zien dat fosfaat uit de beek verwijderd wordt (3.3.2), de P-belasting is echter zo laag dat er geen kwantitatief fysiek effect te verwachten is. Een mogelijk fysiek gevolg van verbeterende waterkwaliteit is een toegenomen biodiversiteit van het aquatisch ecosysteem. Dit is echter niet expliciet gemeten voor en na aanleg van de strook. Voor natuurlijke beken zijn normen als GEP (Goede Ecologisch Potentieel) en MEP (Maximaal Ecologisch Potentieel) van belang⁶. Een andere norm is de MTR-norm (maximaal toelaatbaar risico) voor N en P.

Een tweede mogelijk gevolg zou de afname van benodigde waterzuivering kunnen zijn. Winning uit oppervlaktewater speelt in dit gebied echter geen rol (mond. med. L Verhoeven, Waterschap Brabantse Delta). Voor wat betreft het effect op de winning uit grondwater is de ligging van grondwaterwingebieden en grondwaterbeschermingsgebieden van belang. In Figuur 4.04 is een overzicht van de ligging van dergelijke gebieden te zien in de provincie Noord-Brabant (Zie Bijlage 9.1.3 voor de bijbehorende detailkaarten)⁷. Als de begrenzing van het studiegebied geen overlap heeft met grondwaterbescherming -of grondwaterwingebieden, en dit is het geval, dan zal de aanleg van bufferstroken geen effect hebben op waterzuivering uit grondwater (mond. med. J Baxel, Provincie Noord-Brabant). Mogelijk dat voor een (nog) hoger niveau van opschaling dit wel het geval is.

FIGUUR 4.04 OVERZICHT GRONDWATERBESCHERMINGSGBIEDEN VAN DE PROVINCIE NOORD-BRABANT (BRON: PROVINCIE NOORD-BRABANT).



- Hierbij worden als tijdelijke werknormen aangehouden: $2,2 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ en $0,15 \text{ mg P} \cdot \text{l}^{-1}$.
- De conclusie is dat zowel het klein- als grootschalige planscenario geen dusdanige impact kan hebben op de grondwaterkwaliteit in de gebieden 11 (Prinsbosch) en 14 (Gilze) dat het de kosten van drinkwaterwinning uit deze gebieden zou kunnen reduceren.

Retentiecapaciteit

Tijdens de expertmeeting is naar voren gebracht dat de retentiecapaciteit van de strook van belang zou kunnen zijn om een risico van wateroverlast bij de Singel van Breda te reduceren. Ook agrarische ondernemers zouden enigszins last hebben van waterschade. Door de aanleg van de stroken wordt een reductie van de piekafvoer van 5% verwacht. Een retentiebekken dat wordt aangelegd (het 'vierde bergboezem') zal daardoor iets minder vaak gebruikt hoeven worden. Dit verschil is echter marginaal (mond. med. K Peerdeman Waterschap Brabantse Delta).

Verdroging

Verdroging speelt in dit gebied wel een rol, maar de bufferstroken zullen nauwelijks een bijdrage aan leveren aan een oplossing voor deze problematiek (Bijlage 9.2). Het effect op verdroging zal daarom verder buiten beschouwing worden gelaten.

Natuur

Het gebied maakt deel uit van de EHS als reservaat -en natuurontwikkelingsgebied (zie ook paragraaf 4.1). Voor dit gebied veronderstelt de expertgroep dat uitsluitend het corridor effect van belang zal zijn (voor het grootschalige planscenario). Daarnaast wordt een verbetering van het lokale terrestrische ecosysteem verwacht. Soorten die profiteren zijn kleine zoogdieren, libellen, vlinders en reptielen. Dit betekent dat de verwachte afname van de faunistische waarde van de beken (zie paragraaf 4.1) beperkt zal blijven. De moerasflora zal echter weinig profijt ondervinden. Ook voor de aquatische biodiversiteit zal de strook geen grote gevolgen hebben, wellicht met uitzondering van het gunstige effect van schaduwwerking door aanplant en opslag van bomen.

Reductie emissies in de atmosfeer (CO₂ en PM_{2,5}/PM₁₀)

- CO₂

De stroken met een gezamenlijke lengte van 6,5 km bestaan voor ± 50% uit moeras en ± 50% uit bos. Omdat de stroken in deze case in de plaats komen van maïs en aan dit gewas ook koolstof vastlegt, wordt uitsluitend (extra) koolstofvastlegging aan bomen toegerekend. Voor de het 6,5 km-scenario gaat het om een oppervlakte van 2,6 ha.

- Fijnstof

Het studiegebied is ruraal met relatief weinig fijnstof bronnen zoals snelwegen. Hooguit de achtergrondconcentratie van fijn stof kan hier een effect hebben op de volksgezondheid. Met name beplantingen zoals bomen kunnen bijdragen aan de volksgezondheid door stofafvang. Voor het studiegebied van bijna 10.000 ha en 11.500 inwoners, genereren de stroken met een lengte van 6,5 km met 50% bomen voor zo'n 28 inwoners baten van stof afvang. Een significant effect kan echter alleen verwacht worden als de strook grenst aan een woonwijk. Omdat dit voor de stroken in zowel het klein- als grootschalige scenario niet duidelijk het geval is (zie Figuur 4.03), wordt deze post niet in het uiteindelijke MKBA saldo opgenomen.

Recreatie

Het is mogelijk dat aanleg van bufferstroken met een gezamenlijke lengte van 6,5 km de recreatieve aantrekkelijkheid van het studiegebied verhoogd. Een voorwaarde is dat het door de bufferstroken verfraaide gebied 'visueel beleefd' kan worden. Om deze te kunnen zien dienen er voldoende fiets -en wandelpaden in de nabijheid liggen. Dit laatste lijkt het geval te zijn, zoals blijkt uit onderstaande beschrijving van de VVV Chaam.

Tijdens de Chaamse Bekenroute van 30 km wordt diverse keren een waterloop, een rivier en de Chaamse Beek gepasseerd. Verder is er de Baronieroute van 52 km lang, maar kortere routes zijn ook mogelijk welke precies door Chaam loopt (VVV Chaam, 2008).

Juist omdat de routes voor een deel specifiek langs de Strijbeekse en Chaamse beken lopen, is er reden om aan te nemen dat verfraaiing van de beken beleefd kan worden en mogelijk extra recreanten aantrekt. In Bijlage 9.1.2 zijn de belangrijkste fietspaden in het gebied weergegeven. Hieruit volgt dat een zeer indicatieve schattingen van de mogelijke toename van het aantal recreanten neerkomt op 500 extra fietsers en 1.500 extra wandelaars.

Aanleg bufferstrook op landbouwgrond

In het geval van de 350 m strook moet 0,35 ha maïs verdwijnen. In het geval van het groot-schalige planscenario gaat het om 6,5 ha, waarvan wordt verondersteld dat het ook om maïs gaat.

4.4 STAP 4: IDENTIFICATIE EN ECONOMISCHE WAARDERING WELVAARTSEFFECTEN

4.4.1 IDENTIFICATIE WELVAARTSEFFECTEN

Voor het bepalen van de voor de case relevante welvaartseffecten is gebruik gemaakt van het 'Inrichtingsplan Chaamse beken en Strijbeekse beek' (DLG Noord-Brabant, 2003). Vervolgens zijn in een expertmeeting voor deze case de effecten expliciet vastgesteld (Bijlage 9.2). Daarbij is de deelnemers gevraagd een relatieve/kwalitatieve inschatting te maken van effecten van de bufferstrook. De belangrijkste welvaartseffecten zijn als volgt:

- Een verbetering van het aquatisch ecosysteem is één van de belangrijkste welvaartseffecten die verwacht wordt als gevolg van de aanleg van bufferstroken. Dit welvaartseffect valt onder de zogenaamde niet-gebruikswaarden.
- Door de retentiecapaciteit van bufferstroken wordt meer / langer water vastgehouden. Daarmee zou de retentieopgave kunnen worden gereduceerd.
- Er wordt geen significant effect van de strook op (anti-) verdroging verwacht.
- Voor het grootschalige planscenario wordt een verbetering verwacht van het lokale terrestrische ecosysteem en een toename van biodiversiteit.
- Met de aanleg van bufferstroken met een gezamenlijke lengte van 6,5 km wordt extra koolstof vastgelegd op dat deel dat met bomen beplant wordt. Hierdoor wordt een (bescheiden) bijdrage aan de maatschappelijke welvaart geleverd doordat de klimaatverandering wordt beperkt.
- De bufferstroken zouden eventueel tot een toename van recreanten kunnen leiden. Indien dit het geval is kunnen bestedingen van recreanten van elders voor de regio tot extra inkomsten leiden. Voor de recreanten van binnen de regio zou de strook de aantrekkelijkheid van recreatie dicht bij huis kunnen verhogen. Daarmee zouden inwoners van het gebied vaker en tegen verminderde reiskosten kunnen recreëren.
- Het uit productie nemen van de strook landbouw (maïs) is een welvaartsverlies.

4.4.2 WAARDERING EFFECTEN IN TERMEN VAN KOSTEN EN BATEN

In deze paragraaf worden bovengenoemde welvaartseffecten voor het planscenario in termen van kosten en baten uitgedrukt. Voor wat betreft de baten maken wordt daarin onderscheid gemaakt tussen baten die met een enige zekerheid kunnen worden verwacht en baten die aanzienlijk minder zeker zijn, maar die ook weer niet met zekerheid kunnen worden uitgesloten.

4.4.2.3 **Kosten**

Compensatie

Compensatie van agrarische ondernemers voor aanleg, onderhoud en derving van inkomsten uit reguliere landbouw (jaarlijks, kostenpost Waterschap Brabantse Delta)

- *De feitelijk aangelegde bufferstrook van 350 m.* Dit impliceert een jaarlijkse kostenpost voor het Waterschap van € 1.120.
- *Toekomstscenario: aanleg bufferstroken met totale lengte van 6,5 km.* Dit impliceert een jaarlijkse kostenpost voor het Waterschap van € 20.800.

Gereduceerde inkomsten uit reguliere landbouw

Met de aanleg van de bufferstrook is een perceel landbouw uit productie genomen waardoor agrariërs verminderde inkomsten uit reguliere landbouw hebben.

- *De feitelijk aangelegde bufferstrook van 350 m.* In dit geval is van een maïspaneel 10×350 m (strook plus infiltratiesloot) uit productie genomen. Dit impliceert een jaarlijkse kostenpost van € 668.
- *Toekomstscenario: aanleg bufferstroken met totale lengte van 6,5 km.* In dit geval is van maïspanelen 10×6.500 m (strook plus infiltratiesloot) uit productie genomen. Dit impliceert een jaarlijkse kostenpost van € 12.409.

4.4.2.4 **Baten: met redelijke zekerheid te verwachten**

Baten verbeterde waterkwaliteit

Een bufferstrook zal een positief effect hebben op de waterkwaliteit, hetgeen tot kostenbesparingen kan leiden van maatregelen ten behoeve van de Europese Kaderrichtlijn Water. Op het moment van schrijven moet de norm hiervoor nog op regionaal niveau worden vastgesteld, maar er wordt vanuit gegaan dat voor het studiegebied de stikstof norm wordt overschreden.

- *De feitelijk aangelegde bufferstrook van 350 m.* Afhankelijk van de hoeveelheid water die afgevoerd wordt zou de strook een besparing van tussen de € 130 en € 390 per jaar aan waterzuivering impliceren indien in de initiële situatie niet aan de KRW zou worden voldaan voor wat betreft stikstof. Voor fosfaat is geen kostenbesparing te verwachten..
- *Toekomstscenario: aanleg bufferstroken met totale lengte van 6,5 km.* Op analoge wijze wordt voor de 6,5 km strook een kostenbesparing van stikstofzuivering van tussen de € 2.600 en € 7.800 per jaar gerekend. Wederom wordt voor fosfaat geen kostenbesparing verwacht.

Extra retentiecapaciteit

Zoals opgemerkt zal door dit planscenario een nog aan te leggen retentiebekken iets minder vaak gebruikt hoeven worden. Omdat het verschil marginaal zal zijn worden hierdoor geen significante gereduceerde kosten van retentie verwacht (mond. med. L Verhoeven Waterschap Brabantse Delta).

Terrestrische natuur

Niet-gebruiksbatens van de corridor functie

- *De feitelijk aangelegde bufferstrook van 350 m* De strook van 350 m is dusdanig kleinschalig dat hier geen significante betalingsbereidheden voor te verwachten zijn.
- *Toekomstscenario: aanleg bufferstroken met totale lengte van 6,5 km.* In het grootschalige planscenario wordt de aanleg gerekend als toename van lokaal natuurgebied met een corridorfunctie. De betalingsbereid voor biodiversiteit van het type natuur 'riet / ruigte' bedraagt € 11 per huishouden per jaar en voor type natuur 'bos' € 10 per huis-

houden per jaar (LNV, 2006). Met de aanleg is daarmee de procentuele aanwas van het areaal natuur in het studiegebied⁸ $5,3 / 2.761 = 0,19 \%$ Het aantal huishoudens in het gebied bedraagt ongeveer 5.000 (mond. med. M. Pouw, Waterschap Brabantse Delta). Oftewel, de jaarlijkse niet-gebruiksbatens van toegenomen biodiversiteit door aanleg van de strook worden geschat als: $(€ 10 + € 11) / 2 \times 0,19\% \times 5.000 = € 100,80$.

De betrouwbaarheid van deze waarde is overigens onzeker.

Baten koolstofvastlegging door loofbos (beplantingen elzen en wilgen) (LNV, 2006)

Voor deze studie wordt koolstofvastlegging als baat opgenomen voor het gedeelte loofbos.

Dit bestaat uit elzen en wilgen.

- *De feitelijk aangelegde bufferstrook van 350 m.* De strook van 350 m is dusdanig kleinschalig dat hier geen significante effect voor verwacht worden.
- *Toekomstscenario: aanleg bufferstroken met totale lengte van 6,5 km.* De jaarlijkse baten van koolstofvastlegging binnen het grootschalige scenario worden geschat als: $(€ 8 \times € 1,37 \times 2,6) = € 28,50$.

4.4.2.5 Baten: onzeker

Recreatie

Voor de Brabantse bufferstrook is tijdens de expertmeeting recreatie het laagst van alle effecten ingeschat. Recreatie wordt dan ook verder buiten beschouwing gelaten in het meest waarschijnlijke scenario. Wel is recreatie als effect opgenomen in een best case scenario. In Bijlage 9.1.2 is de berekening van deze batenpost uitgeschreven.

Fijnstof

Als de implementatie van het grootschalige planscenario tot afvang van fijnstof zou leiden, wordt er vanuitgegaan dat dit voor 28 inwoners tot reductie van gezondheidsproblemen leidt. Daarbij is een voorzichtige schatting voor dit effect:

$$25 \mu\text{g} \times 10\% \times € 2,67 \times 28 \text{ inwoners} = € 186,90$$

Omdat deze baat een grote mate van onzekerheid kent, wordt deze post verder niet in het MKBA saldo betrokken.

Kosten drinkwaterwinning

Aangezien de aanleg van de bufferstroken naar verwachting geen significant effect heeft op drinkwaterwinning en de daarmee samenhangende kosten is hier geen sprake van een duidelijk welvaartseffect en wordt dit verder buiten beschouwing gelaten in de MKBA.

Verdroging

Uit de expertgroep kwam naar voren dat verdroging in dit gebied wel een rol speelt, maar dat aanleg van bufferstroken daar nauwelijks een invloed op zal hebben. Voor dit gebied worden geen kosten en baten verwacht in verband met de relatie tussen bufferstroken en verdroging.

8. Beschikbare gegevens omtrent het huidige areaal natuur in het gebied zijn verder niet opgesplitst naar 'riet / ruigte' en 'bos'.

TABEL 4.02 OVERZICHT VERDISCONTEERDE KOSTEN EN BATEN VOOR HET KLEINSCHALIGE SCENARIO: 350 M, T = 30 EN R = 2,5%.

Actor		Verdisconteerde kosten (-) en baten (+):	
		Financiële stromen	Overige kosten en baten
Waterschap Brabantse Delta	Kosten inrichten en compensatie agrariërs voor inkomenderving en beheer	- 22.361	
Agrariërs	Gereduceerde inkomsten landbouw	- 13.337	
	Inkomsten compensatie subsidie: valt weg tegen zelfde kostenpost WBD	+ 22.361	
Maatschappelijke baten die geen geldstromen zijn	Toename niet-gebruiks- waarde Water	Ondergrens	2.290
		Bovengrens	6.870
<i>Totaal saldo verdisconteerde geldstromen</i>		- 13.337	
Totaal saldo verdisconteerde kosten en baten		Ondergrens	-11.047
		Bovengrens	- 6.467

TABEL 4.03 OVERZICHT VERDISCONTEERDE KOSTEN EN BATEN VOOR HET GROOTSCHALIGE SCENARIO: 6,5 KM, T = 30 EN R = 2,5%.

Actor		Verdisconteerde kosten (-) en baten (+)		
		Financiële stromen	Overige kosten en baten	
Waterschap Brabantse Delta	Kosten inrichten en compensatie agrariërs voor inkomenderving en beheer	- 415.270		
Agrariërs	Gereduceerde inkomsten landbouw	- 247.744		
	Inkomsten compensatie subsidie: valt weg tegen zelfde kostenpost WBD	+ 415.270		
Recreatiesector	Extra inkomsten uit bestedingen recreanten	Ondergrens	0	
		Bovengrens	+ 10.482	
Maatschappelijke baten die geen geldstromen zijn	Toename niet-gebruikswaarde	Natuur	+ 2.013	
		Water	Ondergrens	+ 45.802
			Bovengrens	+ 137.405
		Koolstofvastlegging door bomen strook ⁹	+ 437	
<i>Totaal saldo verdisconteerde geldstromen</i>	<i>Ondergrens</i>	- 247.744		
	<i>Bovengrens</i>	- 237.262		
<i>Totaal saldo verdisconteerde overige kosten en baten</i>	<i>Ondergrens</i>		+ 48.252	
	<i>Bovengrens</i>		+ 139.855	
Totaal saldo verdiscon- teerde kosten en baten		Ondergrens	- 199.492	
		Bovengrens	-97.407	

9. Daarbij is gecorrigeerd voor de groeitijd van bomen door koolstofvastlegging pas na 5 jaar te rekenen.

4.5 STAP 5: VERDISCONTERING VAN TOEKOMSTIGE KOSTEN EN BATENSTROMEN TOT EEN NETTO CONTANTE WAARDE

In onderstaande tabellen (4.02 en 4.03) staan de verdisconteerde waarden van kosten en baten weergegeven voor de beide schaalniveau's van de strook. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen kosten en baten die zich op de markt voor doen (financiële stromen) en overige kosten en baten die zich niet op reguliere wijze op de markt voordoen. Verder is voor een aantal posten een bovengrens en een ondergrens aangegeven. Tevens is onderscheid gemaakt tussen posten waarvan met enige zekerheid wordt verwacht dat ze zich voordoen en posten waarvan minder zeker is dat ze zich zullen voordoen. Ook kan de omvang van posten onzeker zijn. In dergelijke gevallen is met onder en bovengrenzen gewerkt.

4.6 CONCLUSIES MKBA BUFFERSTROKEN STRIJBBEEKSE EN CHAAMSE BEKEN

De conclusie is dat bufferstroken voor zowel de reeds aangelegde strook van 350 m strook, als het planscenario voor stroken met een totale lengte van 6,5 km niet renderen qua geldstromen. Tevens geldt voor beide schaalniveaus dat de bufferstroken qua totale kosten en baten niet renderen. De belangrijkste batenpost is de waterkwaliteit. Echter, voor beide schaalniveaus is het totaal van de baten te klein om tegen de verloren inkomsten voor de landbouw op te wegen.

Voor het saldo van de geldstromen is bij de bufferstrook van 350 m alleen de verloren landbouwinkomsten van belang. Daarnaast zou het grootschalige scenario alleen in het gunstigste geval effect kunnen hebben op recreatie. Het effect op recreatie is volgens experts in de regio hooguit beperkt. De strook kan weliswaar beleefd worden maar de bijdrage aan het landschap is naar verwachting niet groot. Ook onder dit 'best case' scenario blijft het saldo van geldstromen negatief. De overige geldstromen vallen als herverdelingen tegen elkaar weg omdat het compensatiegelden van Waterschap Brabantse Delta aan agrarische ondernemers betreft. De strook ligt buiten grondwaterbeschermingsgebieden. Daarmee is geen effect op de kosten van waterzuivering te verwachten. Dit zelfde geldt voor het effect van de strook op verdroging. Voor een schaalniveau hoger dan de geplande aanleg van bufferstroken met een gezamenlijke lengte van 6,5 km dergelijke baten wel relevant kunnen zijn. Verder zal de strook enige retentiecapaciteit hebben zonder dat hier significatie welvaartseffecten aan verbonden zijn zoals het voorkomen van overstromingsschade of het voorkomen van kosten voor waterberging.

Onder de niet-financiële baten vallen de niet-gebruiksbatens van de verbeterde natuur -en waterkwaliteit (respectievelijk het terrestrische en aquatische ecosysteem) en de atmosferische gevolgen van de strook op de volksgezondheid. Voor het kleinschalige scenario wordt uitsluitend een effect op de waterkwaliteit verwacht. Het is niet eenvoudig dergelijke baten in monetaire termen uit te drukken. Met name de effecten van een verbeterd aquatisch ecosysteem laten zich moeilijk uitdrukken in euro's. Deze baten zijn gemonetariseerd door te veronderstellen dat ze tot gereduceerde uitgaven aan geplande beleidsmaatregelen leiden zoals de KRW (vermeden uitgaven). Ten aanzien van de natuur kunnen relevante effecten worden verwacht doordat met de strook een corridor functie wordt gecreëerd. Tevens is de totale oppervlakte van het grootschalige plan dusdanig dat verwacht mag worden dat de bomen een significante hoeveelheid koolstof vastleggen waarmee een bijdrage wordt geleverd aan het mitigeren van de klimaatverandering.

Als de bufferstroken op een nog grotere schaal zouden worden aangelegd, dan zouden effecten die voor nu niet als omvangrijk worden geacht wel van belang kunnen worden, zoals retentie en mogelijk ook baten van fijnstofafvang. Omdat baten zich dan op grotere schaal zou-

den voordoen, is een positief effect op de waterkwaliteit van het Volkerak-Zoommeer mogelijk. Tevens zou een verbeterde waterkwaliteit die op grote schaal optreedt tot een reductie van kosten van drinkwaterwinning kunnen leiden.

De volgende kanttekeningen moeten echter wel geplaatst worden bij de verkregen resultaten. De welvaartseffecten zijn gekwantificeerd met behulp van kentallen of inschattingen van experts in de regio. Het gebruik van kentallen heeft zo zijn beperkingen. Met name voor de post 'niet-gebruikswaarde' leidt het gebruik van kentallen tot een onzekere betrouwbaarheid (Bos, 2007). Men dient daarom kritisch om te gaan met de verkregen waarde voor deze batenpost.

In deze studie is zoveel mogelijk uitgegaan van voorzichtige schattingen. Daarmee wordt aangesloten op internationale richtlijnen voor natuur- en milieuwaardering. Verder betreft deze MKBA een regionale studie. Dit betekent onder meer dat interacties met andere regio's niet worden meegenomen. Zo zal de mogelijke aanwas van extra recreanten en, via bestedingen, het effect daarvan op de regionale economie deels ten koste gaan van bestedingen in natuurgebieden in andere regio's. De uitkomsten van de MKBA dienen te worden geïnterpreteerd als indicatief voor de mogelijke orde van grootte van kosten en baten.

5

KWANTIFICERING VAN HET WATER- KWALITEITSEFFECT VAN DE RETENTIE- STROOK LANGS DE RAALTERWETERING

Als aanvulling op de zeer gedetailleerde monitoring van de moerasbufferstrook langs de Strijbeekse beek in West-Brabant (hoofdstuk 4) is een tweede monitoring uitgevoerd in het beheersgebied van Waterschap Groot-Salland. In de periode december 2006 – december 2007 zijn in een recent aangelegd retentiegebied ten noordoosten van Raalte (Knapenveld in de Raarhoek, zie Figuur 5.01) water-, bodem- en procesmetingen uitgevoerd. De monitoring was minder gedetailleerd (minder frequente monitoring) dan die in de bufferstrook langs de Strijbeekse beek, tevens is dit gebied vele malen groter en heterogener (totale oppervlak bijna 10 maal zo groot) waardoor het onderzoek naar het functioneren van het systeem niet vergelijkbaar is met het monitoringsonderzoek aan de bufferstrook langs de Strijbeekse beek.

5.1 GEBIEDS- EN SYSTEEMBESCHRIJVING

Het studiegebied 'Knapenveld' in de Raarhoek ligt aan de Raalterwetering (Figuur 5.01). Het watersysteem maakt deel uit van de afwatering van een deel van Salland dat via een aantal weteringen afwatert op het Zwarte Water en de IJssel bij Zwolle. Het water in het studiegebied is afkomstig, uit het stedelijke gebied Raan-West (Raalte). De wetering heeft geen doorvoerende functie zoals de Strijbeekse beek. In de aanliggende percelen van het onderzoeksgebied vindt met name veehouderij plaats, stroomopwaarts zijn ook enkele maïspannelen te vinden. De waterkwaliteit voldoet aan de gestelde MTR waarden (Waterschap Groot Salland, 2007).

FIGUUR 5.01 KAART VAN HET STUDIEGEBIED (RETENTIEGEBIED) BINNEN HET STROOMGEBIED VAN DE RAALTERWETERING, KLEINERE WETERINGEN EN SLOTEN ZIJN NIET AANGEGEVEN OP DEZE KAART. DE TOTALE OPPERVLAKTE VAN HET GEBIED IS IN GEEL AANGEGEVEN, ROOD IS HET DEEL WAAR DE MONITORING TOEGEBEPT IS (BRON: GOOGLEMAPS)



In 2005 is dit voormalig landbouwperceel heringericht als locatie voor waterberging (binnen de lopende ruilverkaveling Raarhoek). Ruim 4 hectare is vergraven teneinde tijdens piekbelastingen regenwater te kunnen bergen, waarbij het gebied uiteindelijk ook een blauw-groene verbinding moet vormen tussen bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden. De kosten verbonden aan de inrichting zijn deels gefinancierd door de Europese Unie binnen het JAF programma (Joint Approach for managing Flooding).

5.1.1 DE DIMENSIES VAN HET GEBIED

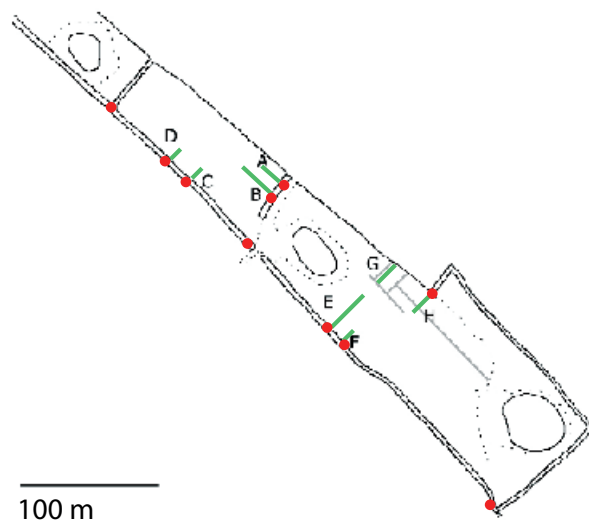
De strook langs de Raalterwetering is stroomopwaarts 90 m breed en versmalt naar het noordwesten (geleidelijk en trapsgewijs), tot ruim 10 m (Figuur 5.01). De totale oppervlakte is om en nabij de 4 hectare. Tijdens de inrichting is de strook niet overal tot op dezelfde diepte afgegraven, waardoor er veel hoogteverschillen in het gebied zijn. Gemiddeld is er rond de 70 cm toplaag verwijderd, in de meeste gevallen tot op de pleistocene zandlaag. Waar in het verleden sloten liepen is juist de organische laag van de voormalige waterbodem aan het maaiveld komen te liggen. In Figuur 5.02 *a* en *b* is de situatie net na vergraving te zien, in *b* is één van drie poelen te zien. Deze zijn zodanig geconstrueerd dat ze maar incidenteel aan het oppervlaktewater gekoppeld zijn (verhoogde rand) en de waterkwaliteit optimaal is voor watermacrofauna en mesotrafente waterflora. In Figuur 5.02 *c* en *d* is te zien hoe het gebied zich in twee jaar ontwikkeld heeft. In delen van het gebied waar niet de hele toplaag verwijderd is heeft zich een hoogproductieve vegetatie met Lisdodde, Pitrus, grote zeggesoorten en Riet kunnen ontwikkelen, dichtbij de watergang is de bedekking met vegetatie nog zeer spaarzaam, deels door het ontbreken van nutriënten, maar hoogstwaarschijnlijk ook door de frequente blootstelling aan inundatie en stroming.

FIGUUR 5.02 FOTO'S VAN DE RETENTIESTROOK TIJDENS DE AANLEG IN 2005 (A EN B FOTO'S: GUUS VAN DEN BERG) EN DE SITUATIE 2 JAAR LATER, ZICHT OP HET WESTEN (C) EN DE VEGETATIESTRUCTUUR TER HOOGTE VAN TRANSECT A EN B (D) (ZIE FIGUUR 5.03).



Bij het uitzetten van de monsterpunten voor de jaarrond monitoring van 2007 zijn twee doelen voor ogen gehouden. In de eerste plaats is getracht zo goed mogelijk inzicht te krijgen in het functioneren van processen in de bodem en daarbij samenhangende consequenties voor de lokale waterkwaliteit. Een tweede doel was een dataset te verkrijgen die zoveel mogelijk één op één te vergelijken is met de monitoringsresultaten van de bufferstrook langs de Strijbeekse beek. In Figuur 5.03 is de locatie van de transecten weergegeven die gedurende de monitoring gemonsterd zijn. Hierbij zijn de transecten C, D, E (deels) en F zodanig gekozen dat ze analoog zijn wat betreft afstand tot de watergang met de transecten in de bufferstrook langs de Strijbeekse beek. Transecten A en B liggen haaks op een eutrofe sloot die voorziet in de passieve drainage van het aangrenzende, hoger liggende grasland. De laatste twee transecten (G en H) zijn gekozen om met name mogelijke effecten van uitspoeling en afstroming (runoff) van water vanuit het grasland te bestuderen. De transecten zijn echter alleen uitgezet in het zuidoostelijk deel van het gebied, gezien de grootte en heteregeniteit. Naast oppervlaktewater monsterpunten aan het begin van elk transect zijn er drie extra locaties in de wetering gemonsterd, zodat de kwaliteit over de hele lengte van het bestudeerde deel van strook gemeten wordt.

FIGUUR 5.03 SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN DEEL VAN DE RETENTIESTROOK MET DE MONSTERTRANSECTEN (GROEN), DE RAALTER WETERING, SLOTEN EN GEGRAVEN POELEN (BLAUW) EN OPPERVLAKTEWATERMONSTERS (ROOD). VOORMALIGE SLOTEN WAARVAN NU DE WATERBODEM AAN DE OPPERVLAKTE LIGT ZIJN MET LICHTGRIJZE LIJNEN WEERGEGEVEN, ZWARTE ONDERBROKEN LIJNEN GEVEN RELIËFVERSCHILLEN AAN.



5.1.3 HYDROLOGIE

In tegenstelling tot de Strijbeekse beek heeft de Raalterwetering ter plaatse van de retentiestrook geen regionale maar een lokale afvoerfunctie, waardoor het gemiddelde debiet een stuk lager is. Er zijn hier echter geen meetgegevens van beschikbaar, wel van de waterstand (Figuur 5.04). In deze figuur is te zien dat er twee ingestelde peilen zijn; van begin april tot eind september wordt een relatief hoog waterpeil gehandhaafd, tussen eind september en begin april is het basispeil lager; tijdens hoge afvoeren kan het peil echter wel sterk toenemen en wordt de bergingscapaciteit van het systeem benut.

's Zomers wordt er water ingelaten vanuit het Overijssels kanaal (zie ook Figuur 5.01). Dat biedt de mogelijkheid om de hogere peilen in de wetering te handhaven. Het Overijssels kanaal wordt in deze periode met name gevoed door IJsselwater dat bij Deventer wordt ingela-

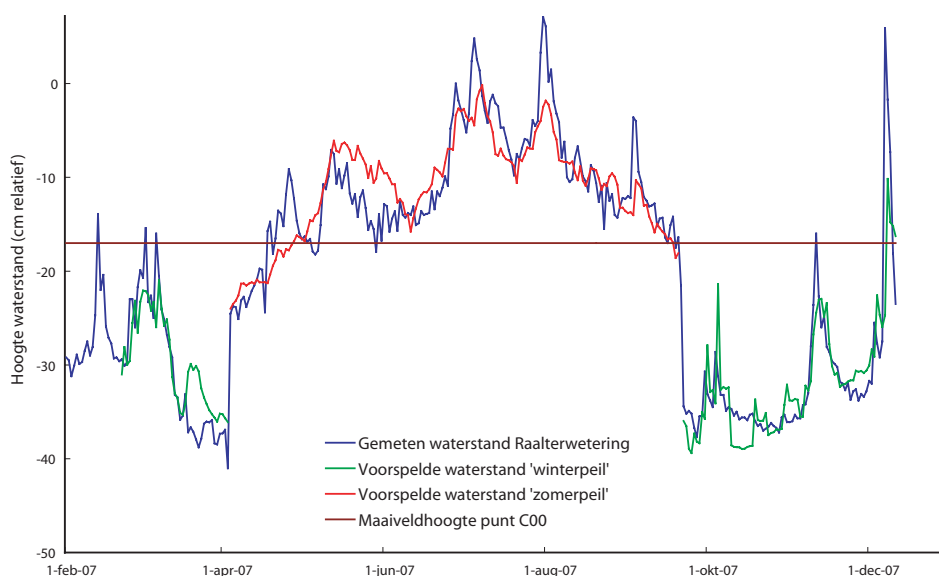
ten en tevens door water dat via de Lindeterleide afstroomt. De hoeveelheid water dat in de Raalterwetering wordt ingelaten is echter beperkt, maar een effect op de waterkwaliteit kan niet uitgesloten worden.

Net als voor de waterstanden van de Strijbeekse beek is het mogelijk aan de hand van neerslag- en temperatuurgegevens de waterstand van de Raalterwetering te voorspellen. Hierdoor is te achterhalen welke hydrologische factoren de waterstand het sterkst beïnvloeden. Er is een groot verschil in sturing en dynamiek tussen het zomer- en winterpeil. In het winterhalfjaar is het mogelijk met slechts drie variabelen 79 procent van de variatie in waterstand te verklaren. Met name de neerslag som van de laatste 5 dagen, de temperatuur van de afgelopen maand en in mindere mate de neerslag van de vorige dag bepalen de waterstand. In de zomer kan met vier variabelen maar liefst 85 procent van de variatie in waterstand verklaard worden. In dit geval zijn echter neerslagpatronen op de langere termijn belangrijk: de neerslagsom van de afgelopen maand en 15 dagen en gemiddelde temperatuur van de afgelopen 5 en 15 dagen bepalen de waterstand. Het systeem is dus dynamischer in de winter en reageert veel sneller op neerslag, terwijl in de zomer verdamping (gerelateerd aan temperatuur) belangrijker is. Punten als C00 (direct grenzend aan de wetering), weergegeven met een horizontale lijn in de figuur, staan een groot deel per jaar onder water; van eind mei tot september zijn er maar een of twee dagen dat er direct zuurstof via de lucht de bodem in kan dringen, verder is er continue inundatie. In dit systeem is evenals in de bufferstrook langs de Strijbeekse beek vrijwel continu een behoorlijke kweldruk aanwezig (tot 20 cm boven maaiveld gemeten). De achterliggende oorzaak is hoogstwaarschijnlijk dezelfde; door het verlagen van het maaiveld wordt grondwater van belendende, hogere gelegen percelen aangetrokken (lokaal minimum), maar ook het weghalen van de minder goed doorlaatbare toplaag kan de feitelijke opwelling van kwelwater gestimuleerd hebben.

5.1.4 BODEMOPBOUW EN VEGETATIE

Zoals reeds vermeld zijn er grote verschillen in bodemopbouw tussen de verschillende transecten (en monsterpunten). Dit wordt enerzijds veroorzaakt door verschillen in diepte van afgraven, en anderzijds door de aanwezigheid van oude slootresten. Over het algemeen bestaat

FIGUUR 5.04 DAGELIJKSE 12:00 WATERSTANDEN VAN DE RAALTERWETERING GEDURENDE DE MONITORINGSPERIODE, DE VOORSPELDE HOOGTE AAN DE HAND VAN HET MODEL GEBASEERD OP NEERSLAG EN TEMPERATUUR HISTORIE EN DE MAAIVELDHOOGTE VAN HETZELFDE TRANSECT, UITGESPLITST VOOR HET ZOMER EN WINTERPEIL.



de bodem uit relatief fijne dekzanden, met hier en daar grove resten, houtig, organisch materiaal op verscheidene diepten. In de transecten waar de bouwvoor niet volledig verwijderd is, rest een toplaag van zeer organisch, enigszins veraard materiaal. Door het vergraven van de bodem zijn bodemprocessen verstoord en vindt er nu opnieuw bodemontwikkeling plaats. De procesmetingen aan de bodem zijn hierdoor niet zomaar in de tijd extrapoleerbaar (zie ook Figuur 3.32).

In Figuur 5.05 is te zien dat de verschillen in bodemtype (eventueel in combinatie met hydrologische condities) een grote weerslag hebben op de samenstelling en productiviteit van de vegetatie. De vegetatie van transect A en B (b) bestaat uit hoog opgaande helofyten en ruigtekruiden, terwijl de transecten dicht langs de wetering (a) maar spaarzaam begroeid zijn en de vegetatie zich nog in pioniersstadium bevinden. Tussen deze twee uitersten zijn allerlei tussenvormen in het systeem te vinden. Er zijn onder andere vegetaties met Echte koekoeksbloem, kleine bies-soorten en plekken met levermossen aangetroffen.

FIGUUR 5.05 DE VEGETATIE IN TRANSECT CDEF (A) IS ZEER SPAARZAAM EN WEINIG PRODUCTIEF (WINTERBEELD), TERWIJL IN ABGH (B) DE PRODUCTIVITEIT VEEL HOGER EN SOORTENSAMENSTELLING TOTAAL ANDERS IS (ZOMERBEELD).



5.1.5 ONDERHOUD VAN DE STROOK

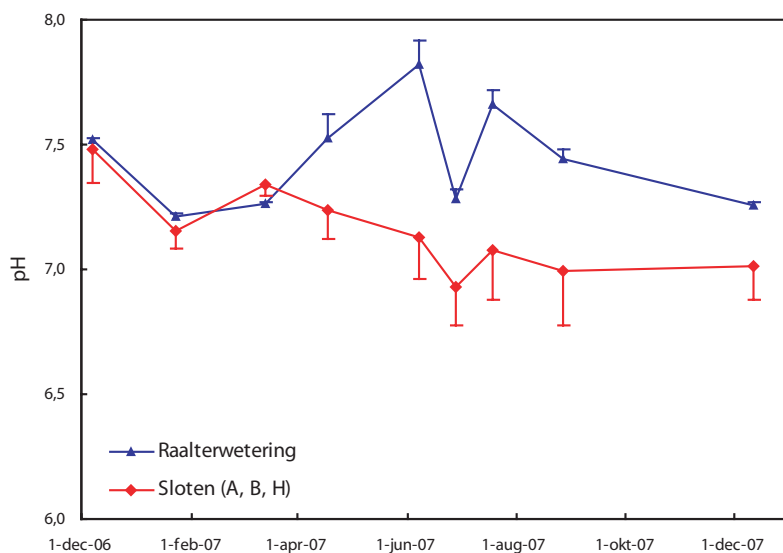
Momenteel wordt er niet gemaaid in de retentiestrook. Het natuurdoel dat nagestreefd wordt op de langere termijn (ruigte en struweel) behoeft geen beheer (Schaminée et al., 1996) en met de huidige waterstand in het najaar is het nauwelijks mogelijk met zwaar materiaal de strook te betreden. Dit brengt met zich mee dat opname door vegetatie van nutriënten per definitie niet kan leiden tot verwijdering uit het systeem: plantopname is in dit systeem een tijdelijk retentieproces. Met name aan het eind van het groeiseizoen kan er nalevering van nutriënten optreden uit het afgestorven plantenmateriaal. De Raalterwetering zelf wordt wel geschoond. Het materiaal wordt op de linkeroever afgezet, en niet in het retentiegebied zelf.

5.2 WATERKWALITEIT IN HET GEBIED

De jaarrond monitoring van oppervlaktewater maakt het mogelijk een beeld te schetsen van de algehele waterkwaliteit. Er zijn geen gedetailleerde meetgegevens van Waterschap Groot Salland beschikbaar, maar de algemene toestand van het water staat bekend als goed (geen overschrijding van MTR waarden) (Waterschap Groot Salland, 2007). Gedurende de monitoring is op 9 momenten oppervlaktewater gemonsterd op 7 meetpunten in de wetering en 3 punten in sloten uitkomend in of op de retentiestrook. In deze paragraaf zijn de resultaten van de chemische analyse van deze watermonsters gebruikt om een algemene indruk van de waterkwaliteit te krijgen.

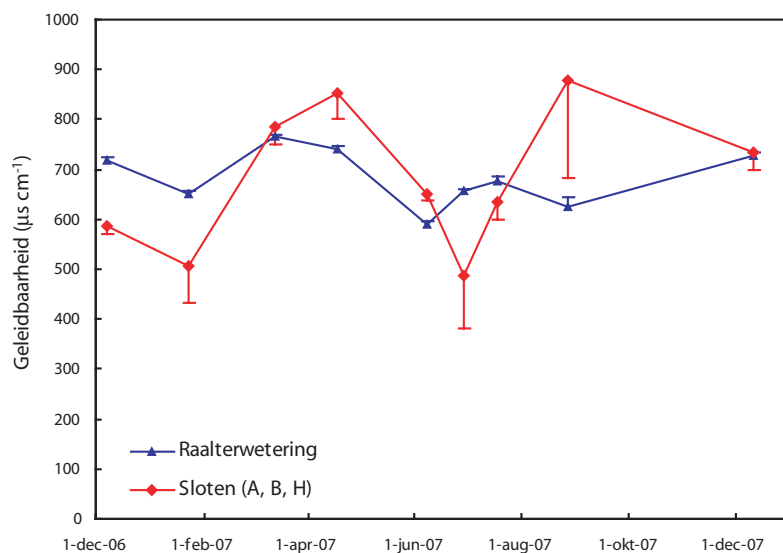
Het watersysteem is redelijk goed gebufferd. De pH ligt in de wetering gemiddeld rond de 7,5 met iets lagere waarden in de winter dan in de zomer. In de sloten is de pH met name in het zomerhalfjaar lager dan in de wetering – gemiddeld 0,5 punt – met een uitschieter naar beneden gemeten eind juni. Dit meetmoment viel aan het eind van een periode met relatief veel neerslag.

FIGUUR 5.06 PH-WAARDEN IN DE TWEE SLOTEN EN DE WETERING GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) EN 7 (WETERING) MEETPUNTEN (ZIE OOK MONSTERSHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



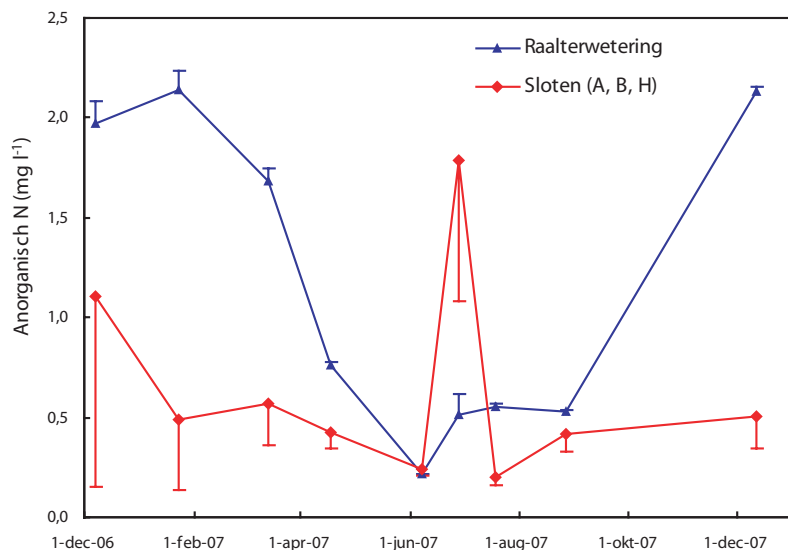
Het geleidend vermogen van het oppervlaktewater is relatief stabiel rond de $700 \mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Figuur 5.07). In de zomer zijn de waarden lager, hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door verdunning vanwege de hogere waterstand (oppervlaktewater ingelaten uit het Overijssels kanaal). De EGV in de sloten wordt duidelijk beïnvloed door neerslag: lage waarden tijdens perioden met hoge neerslag (februari 2007, juni/juli 2007) en hoge waarden door verdamping daartussen.

FIGUUR 5.07 GELEIDBAARHEID IN DE TWEE SLOTEN EN DE WETERING GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) EN 7 (WETERING) MEETPUNTEN (ZIE OOK MONSTERSHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



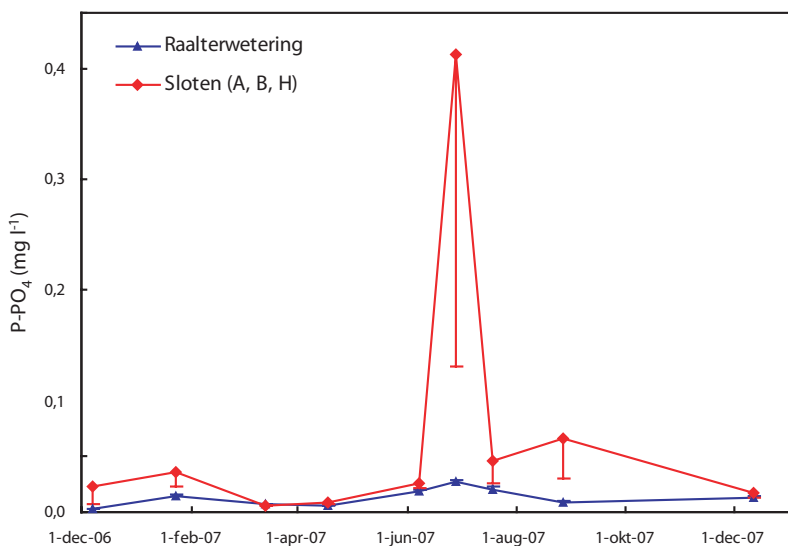
De stikstofconcentraties in het oppervlaktewater zijn vele malen lager dan die in de Strijbeekse beek. Het patroon is echter wel hetzelfde, met de hoogste concentraties in de winter en de laagste in juni en juli (Figuur 5.08). De piek in concentraties in de sloten in juni (alleen in de sloot bij transect A en B) is opvallend en wordt mogelijk veroorzaakt door lokale verontreiniging of afstroming van gemineraliseerd materiaal. Deze stikstofpiek wordt met name bepaald door hoge ammonium concentraties.

FIGUUR 5.08 OPGELOST, ANORGANISCH N ($N-NO_3 + N-NO_2 + N-NH_4$) IN DE TWEE SLOTEN EN DE WETERING GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) EN 7 (WETERING) MEETPUNTEN (ZIE OOK MONSTERSCHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



De fosfaatbelasting is eveneens laag (Figuur 5.09). De gemeten waarden in de wetering liggen net boven de detectielimiet van de analyse methode. In de sloten worden wel hogere concentraties gemeten, met ruim tien maal hogere concentraties in de sloot bij A en B in de monsterperiode eind juni. Deze verhoging valt samen met de piek in totaal anorganisch N.

FIGUUR 5.09 OPGELOST, ANORGANISCH P ($P-PO_4$) IN DE TWEE SLOTEN EN DE WETERING GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) EN 7 (WETERING) MEETPUNTEN (ZIE OOK MONSTERSCHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



Met bovenstaande informatie is het duidelijk dat het watersysteem redelijk tot goed gebufferd is en de waterkwaliteit wat betreft nutriënten in orde is. Wel is er een incidentele nutriëntenbelasting door een extra input via de sloten die het systeem binnen komen.

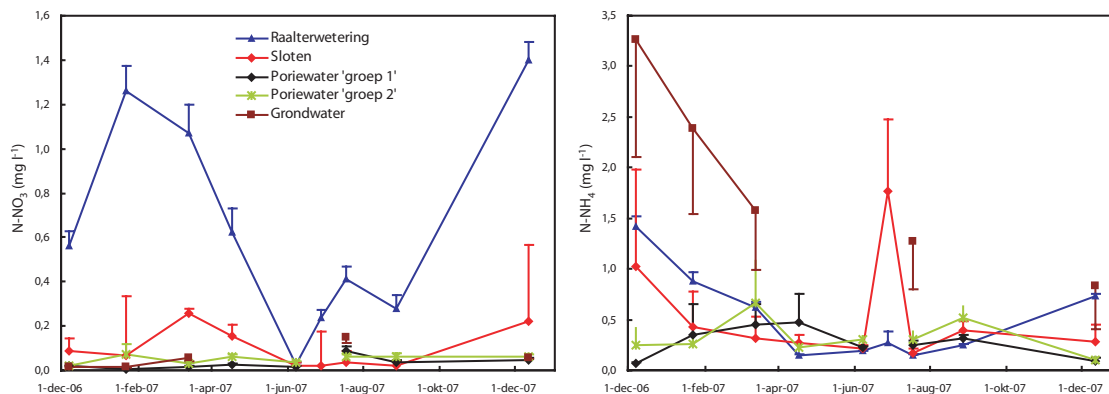
5.3 NUTRIËNTENRETENTIE IN DE BUFFERSTROOK: WATERKWALITEITSEFFECTEN

Naast de frequente monitoring van waterkwaliteit is op drie momenten een intensieve bodemanalyse uitgevoerd, waarbij hoeveelheid N en P in de bodem en processnelheden bepaald zijn. Deze uitgebreide bodemanalyse is uitgevoerd in de maanden maart, augustus en december 2007. In deze paragraaf worden de resultaten van deze analyses gecombineerd met analyses van nutriënten in oppervlakte-, grond- en poriewater, teneinde de zuiveringspotentie van het systeem en de werkelijke effecten op de waterkwaliteit van de Raalterwetering te bepalen. Hierbij wordt wat betreft poriewater en bodemanalyses onderscheid gemaakt tussen de groep transecten direct grenzend aan de wetering (C, D, E (t/m) 06) en F) – groep 1 – en de transecten dichtbij het aangrenzende grasland of daarvan afkomstige sloten (A, B, G en H) – groep 2. Hiermee kan een eventueel ruimtelijk effect, maar vooral een effect van bodemtype aangetoond worden, aangezien de bodem van de transecten gelegen aan de wetering zeer mineraal zijn. Binnen de transecten zijn nagenoeg geen ruimtelijke trends gevonden, een verdere uitsplitsing en analyse wordt dan ook in dit rapport achterwege gelaten.

5.3.1 STIKSTOF IN BODEM, OPPERVLAKTE-, GROND- EN PORIEWATER

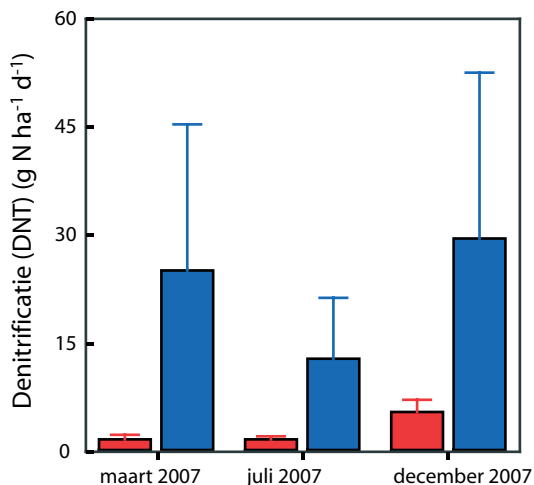
Gedurende de monitoringsperiode is de nitraatconcentratie in alle watercompartimenten bijna nihil, met uitzondering van de wetering (Figuur 5.10). De N-ammoniumconcentraties zijn wel hoger, met name aan het begin van de monitoringsperiode zijn hoge waarden in het grondwater gemeten. Hoewel ammonium-N hoger is dan nitraat-N in het poriewater, kan er ook geen verschil tussen de groepen poriewatermonsters gedetecteerd worden. De lage waarden worden mogelijk veroorzaakt door het feit dat de opname door planten en de snelheid van biogeochemische processen ten opzichte van de input en grootte van compartimenten relatief hoog is.

FIGUUR 5.10 NITRAAT EN AMMONIUM CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN VAN HET STUDIEGEBIED GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE, WAT BETREFT PORIEWATER UITGESPLITST VOOR DE TRANSECTEN CDEF ('GROEP 1') EN ABGH ('GROEP 2'). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) TOT 29 (GRONDWATER) MEETPUNTEN (ZIE OOK MONSTERSHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



Een van deze processen is verwijdering van nitraat door denitrificatie (Figuur 5.11). In vergelijking met de gemeten snelheden in de Strijbeekse bufferstrook zijn deze erg laag, met name in de transecten van groep 1 is de activiteit nagenoeg nihil. Daarnaast is er geen duidelijk seizoenspatroon te ontdekken. De variatie in de transecten is hiervoor te groot, de omzet-

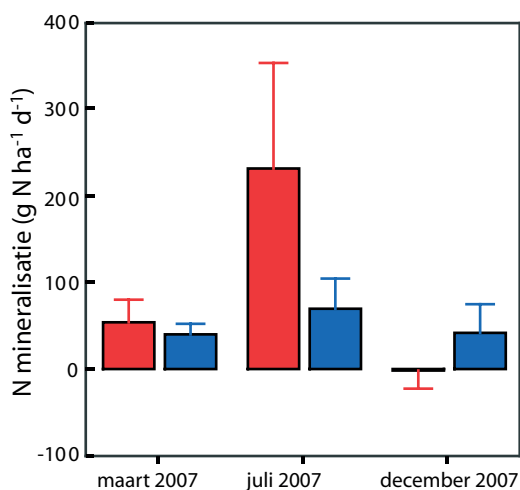
FIGUUR 5.11 DENITRIFICATIEACTIVITEIT (DNT) IN DE TOPLAAG VAN DE BODEM, GEMETEN MET BEHULP VAN DE ACETYLEEN-INHIBITIE METHODE (TIEDJE ET AL., 1989) GEDURENDE 3 MEETMOMENTEN, VOOR DE TRANSECTEN CDEF (GROEP 1, ROOD) EN ABGH (GROEP 2, BLAUW). N=12 (MINIMAAL), FOUTBALKEN GEVEN STANDAARDFOUT AAN.



tingsnelheid in de transecten van groep 1 lijken in december iets hoger te zijn. Dit is niet terug te zien in een verhoogde nitraatconcentratie in het poriewater (Figuur 5.10), echter wel in concentratie in de bodem, bepaald met een KCl extractie (Tabel 5.01).

De netto stikstofmineralisatie kan in dit systeem veel hogere waarden bereiken dan de verwijdering door denitrificatie (Figuur 5.12). Hoewel het niet mogelijk is significante verschillen tussen de groepen en meetmomenten te vinden, valt het wel direct op dat de stikstofmineralisatie niet zonder meer hoger (of groter) is in de transecten van groep 2 (organisch) dan die van groep 1 (mineraal). Met name gedurende de zomer monsterring is de gemiddelde mineralisatiesnelheid bijna 3 maal zo hoog in de de transecten van groep 1. Het feit dat dit niet terug te zien is in een hogere denitrificatiesnelheid in die transecten wordt veroorzaakt door de hoge waterstand in de zomer. Hierdoor wordt het nitrificatieproces sterk geremd en kan er geen denitrificatie plaatsvinden (Phillips, 1999). Dit is nog terug te zien in de relatief hogere denitrificatie activiteit in de december meting. In de (hoger liggende) transecten van groep 2 is de mineralisatiesnelheid vrij stabiel gedurende het jaar.

FIGUUR 5.12 NETTO MINERALISATIE VAN STIKSTOF IN DE TOPLAAG VAN DE BODEM, GEDURENDE 3 MEETMOMENTEN, VOOR DE TRANSECTEN CDEF (GROEP 1, ROOD) EN ABGH (GROEP 2, BLAUW). N=12 (MINIMAAL), FOUTBALKEN GEVEN STANDAARDFOUT AAN.



Met behulp van de verscheidene chemische bodemanalyses en informatie over de bodemdichtheid is het mogelijk voor verschillende vormen van stikstof de concentraties per oppervlakte uit te rekenen, waarbij ervan wordt uitgegaan dat de activiteit van de bodemprocessen geconcentreerd is in de top 10 cm van de bodem (Tabel 5.01). Uit deze analyse blijkt dat er grote verschillen zijn tussen de twee groepen transecten, met name wat betreft organische vormen van N, direct gekoppeld aan het grote verschil in organische stof gehalte van de bodem ($1,4 \pm 0,4\%$ en $12,9 \pm 3,2\%$ respectievelijk voor groep 1 en 2). Tussen de verschillende meetmoment zijn vrij weinig verschillen (zoals reeds besproken bij denitrificatie en mineralisatie). Zoals verwacht is met name de stikstoftoestand van de bodem in de transecten groep 1 vergelijkbaar met die in de Strijbeekse buffer. De processnelheden zijn echter een stuk lager, wat hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt wordt door een lagere influx van stikstof via het oppervlaktewater, grondwater of afstromend water van aangrenzende graslandpercelen.

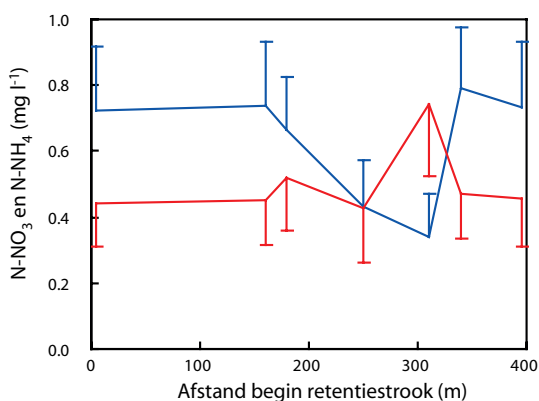
TABEL 5.01 GROOTTES VAN DE COMPARTIMENTEN N IN BODEM, BEREKEND UIT GEGEVENS VAN BODEMEXTRACTIES EN FLUXEN TIJDENS DRIE MEETMOMENTEN, UITGEDRUKT PER OPPERVLAKTE-EENHEID (EN TIJD VOOR FLUXEN) UITGESPLITST VOOR DE TRANSECTEN CDEF ('GROEP 1') EN ABGH ('GROEP 2'). GEMIDDELDEN ZIJN VERKREGEN UIT 15 DANWEL 12 MEETPUNTEN \pm STANDAARDFOUT.

<i>Transect C,D,E,F (groep 1)</i>	<i>monstermoment</i>		
	<i>maart 2007</i>	<i>augustus 2007</i>	<i>december 2007</i>
<i>Compartment bodem g N m⁻²</i>			
1 N-totaal	47,0 \pm 13,4	55,3 \pm 24,5	30,3 \pm 9,1
2 N-NO ₃ (en N-NO ₂)	0,006 \pm 0,003	0,018 \pm 0,005	0,070 \pm 0,048
3 N-NH ₄	0,028 \pm 0,016	0,050 \pm 0,021	0,079 \pm 0,052
4 N-anorganisch (2+3)	0,034 \pm 0,018	0,068 \pm 0,023	0,149 \pm 0,083
5 N-organisch (1-4)	47,0 \pm 13,4	55,3 \pm 24,5	30,2 \pm 9,1
<i>Fluxen bodem mg N m⁻² d⁻¹</i>			
a Denitrificatie	0,14 \pm 0,06	0,14 \pm 0,03	0,51 \pm 0,17
Turnover tijd (dagen) 2 N-NO ₃	12	140	325
b Mineralisatie	5,36 \pm 2,75	23,01 \pm 12,79	-0,19 \pm 2,10
<i>Transect A,B,G,H (groep 2)</i>	<i>monstermoment</i>		
	<i>maart 2007</i>	<i>augustus 2007</i>	<i>december 2007</i>
<i>Compartment bodem g N m⁻²</i>			
1 N-totaal	263,2 \pm 44,7	234,2 \pm 46,9	222,2 \pm 41,6
2 N-NO ₃ (en N-NO ₂)	0,004 \pm 0,001	0,014 \pm 0,005	0,022 \pm 0,004
3 N-NH ₄	0,050 \pm 0,017	0,124 \pm 0,042	0,060 \pm 0,020
4 N-anorganisch (2+3)	0,055 \pm 0,017	0,139 \pm 0,045	0,082 \pm 0,020
5 N-organisch (1-4)	263,1 \pm 44,7	234,0 \pm 46,9	221,1 \pm 41,6
<i>Fluxen bodem mg N m⁻² d⁻¹</i>			
a Denitrificatie	2,44 \pm 2,08	1,24 \pm 0,86	2,88 \pm 2,36
Turnover tijd (dagen) 2 N-NO ₃	37	52	89
b Mineralisatie	4,04 \pm 1,20	6,89 \pm 3,57	4,17 \pm 3,47

Bovenstaande gegevens doen vermoeden dat het netto-effect van de retentiestrook op de waterkwaliteit van de wetering beperkt zal zijn. In Figuur 5.13 zijn de gemiddelde concentraties nitraat en ammonium gedurende de monitoringsperiode in de wetering op verschillende afstand van het begin van het gebied weergegeven. Hieruit blijkt inderdaad dat er na 400 m (monsterpunt Z) netto geen verandering in nitraat dan wel ammonium concentraties in de

wetering is gevonden. Binnen de lengte van het bestudeerde deel lijkt wel een effect te zijn op de nitraatconcentratie; tot 300 m neemt deze af, maar daarna toe, mogelijk doordat hier meer invloed van afwaterende sloten is. Voor ammonium is het patroon tegengesteld, wat er op kan wijzen dat processen in het water zelf verantwoordelijk zijn voor reductie en oxidatie van stikstof, mogelijk gestuurd door zuurstofbeschikbaarheid.

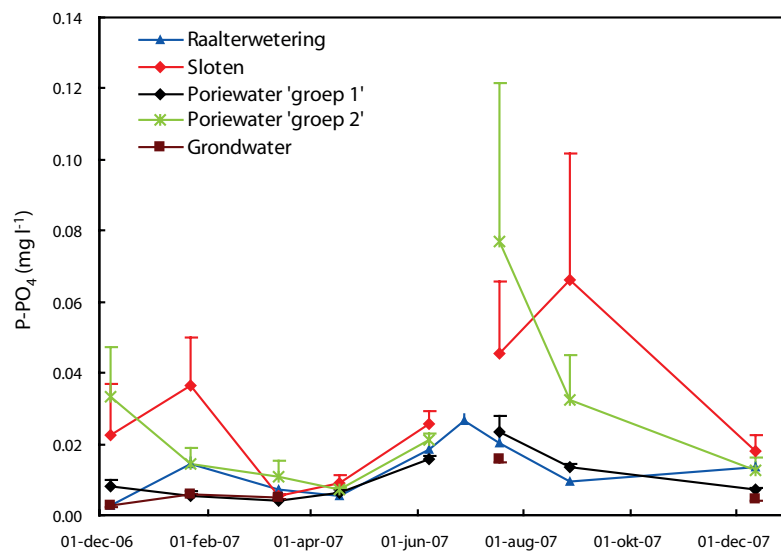
FIGUUR 5.13 OPGELOST ANORGANISCHE N CONCENTRATIES (BLAUW - NITRAAT, ROOD - AMMONIUM) IN DE WETERING GEDURENDE 2007, IN METERS VAN HET BEGIN (OOSTELIJKE BEGRENZING) VAN HET RETENTIEGEBIED. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 9 METINGEN. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER



5.3.2 FOSFOR IN DE BODEM EN WATERCOMPARTIMENTEN

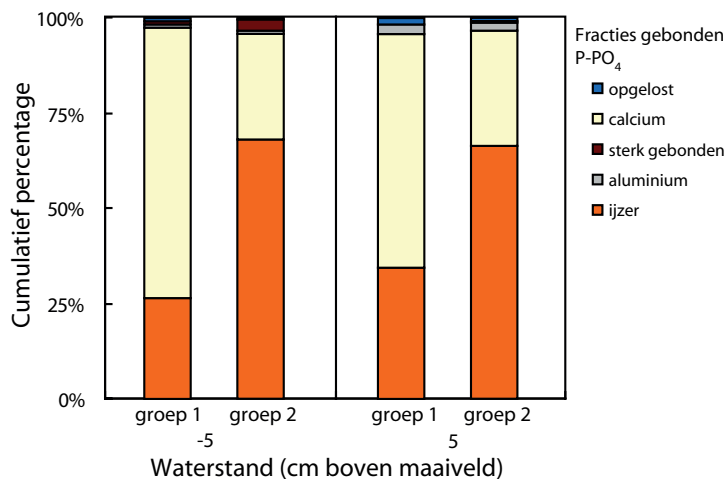
De patronen van anorganische fosforconcentraties (orthofosfaat) in oppervlakte-, grond- en poriewater gedurende de monitoringperiode worden gedomineerd door een piekwaarde eind juni in de sloten. In Figuur 5.14 is dit meetpunt achterwege gelaten, waardoor patronen in de andere compartimenten zichtbaar worden. Hier is te zien dat ook in wetering zelf in juni 2007 de hoogste waarden gemeten zijn, opvallend is dat de hoge waarde in de sloot gevolgd wordt door hogere concentraties in het poriewater in de transecten van groep 2 en in

FIGUUR 5.14 FOSFAAT CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN VAN HET STUDIEGEBIED GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE, WAT BETREFT PORIEWATER UITGESPLITST VOOR DE TRANSECTEN CDEF ('GROEP 1') EN ABGH ('GROEP 2'). DE WAARDE VOOR DE SLOTEN OP 28 JUNI (0,41 ± 0,28) IS WEGGELATEN I.V.M. DE HOOGTE, ZIE FIGUUR 5.09). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 3 (SLOTEN) TOT 29 (GRONDWATER) MEEPTUNTEN (ZIE OOK MONSTERSHEMA, FIGUUR 5.03). FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



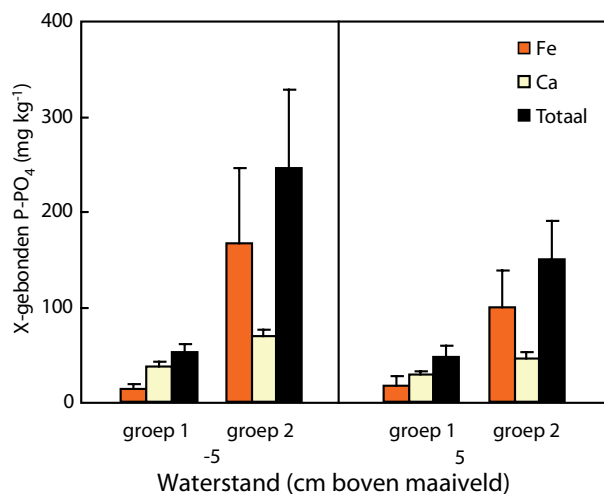
mindere mate bij groep 1. De hoge waarde in het poriewater wordt vooral veroorzaakt door de meetpunten die zeer dicht bij de sloot liggen (op 0 en 3 m). Dit is een aanwijzing dat er in dit systeem onder bepaalde omstandigheden infiltratie plaatsvindt van oppervlaktewater, leidend tot binding van P.

FIGUUR 5.15 VERDELING VAN FOSFAAT IN DE BODEM OVER DE VERSCHILLENDE FRACTIES GEDURENDE 2 MEETMOMENTEN MET VERSCHILLENDE WATERSTANDEN. (7 JUNI -5 CM MV, 27 AUGUSTUS 5 CM MV) DE GEGEVENS ZIJN UITGEZET VOOR DE TWEE GROEPEN TRANSECTEN AFZONDERLIJK.



Om een uitspraak over de binding van P in de bodem te kunnen doen is het noodzakelijk om te weten op welke manier het fosfaat in de bodem gebonden is. Op twee momenten in 2007 (gedurende zomerpeil) is dit onderzocht; op 7 juni was de waterstand relatief laag en gemiddeld 5 cm onder maaiveld, op 27 augustus was de waterstand hoger en waren vrijwel alle monsterpunten geïnundeerd. Uit Figuur 5.15 blijkt dat die verdeling niet voor beide transectgroepen gelijk is. In de transecten van groep 2 is het grootste deel gebonden aan ijzer, terwijl calcium de belangrijkste binder van fosfaat is in de transecten gelegen aan de wetering (groep 1). Het aandeel van de andere fracties is nagenoeg verwaarloosbaar. Wel is te zien dat het aandeel aluminium gebonden P gedurende inundatie iets hoger is; dit fenomeen was ook

FIGUUR 5.16 CONCENTRATIES IJZER, CALCIUM EN TOTAAL GEBONDEN FOSFAAT IN DE BODEM 2 MEETMOMENTEN MET VERSCHILLENDE WATERSTANDEN. (7 JUNI -5 CM MV, 27 AUGUSTUS 5 CM MV). GEGEVENS ZIJN UITGEZET VOOR DE TWEE GROEPEN TRANSECTEN AFZONDERLIJK, FOUTBALKEN GEVEN STANDAARD FOUT WEER.



waargenomen bij de geïnundeerde Strijbeekse bufferstrook. De verdeling van fosfaat over de verschillende fracties kan evenwel niet los worden gezien van de hoeveelheid per fractie (Figuur 5.15). Uit deze gegevens blijkt dat er niet zoezeer een ‘verschuiving’ van ijzer- naar calcium-gebonden P tussen de groepen transecten is, maar dat het met name bepaald wordt door een groot verschil tussen de groepen in de totale hoeveelheid aan ijzer gebonden P. Dit is de oorzaak dat tijdens inundatie met name de hoeveelheid gebonden P in de transecten van groep 2 af kan nemen, aangezien het overgrote deel van fosfaat aan ijzer gebonden is. Deze binding is redox gevoelig en in deze transecten kan dan ook meer nalevering plaatsvinden (Smolders et al., 2006).

TABEL 5.02 GROOTTES VAN DE COMPARTIMENTEN P IN BODEM, BEREKEND UIT GEGEVENS VAN BODEMEXTRACTIES TIJDENS DRIE MEETMOMENTEN, UITGEDRUKT PER OPPERVLAKTE-EENHEID. GEMIDDELDEN ZIJN VERKREGEN UIT 15, DANWEL 12 MEETPUNTEN ± STANDAARDFOUT.

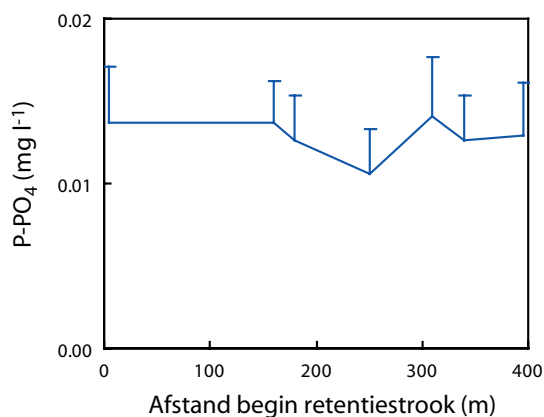
<i>Transect C,D,E,F (groep 1)</i>	<i>monstermoment</i>		
	<i>maart 2007</i>	<i>augustus 2007</i>	<i>december 2007</i>
<i>Compartiment bodem g P m⁻²</i>			
1 P-totaal	18,45 ± 8,71	16,90 ± 6,12	9,01 ± 1,83
2 P-PO ₄ (Bray)	7,65 ± 0,55	11,89 ± 4,09	5,93 ± 0,52
3 P-organisch	10,80 ± 8,89	5,01 ± 2,22	3,08 ± 1,70
<i>Transect A,B,G,H (groep 2)</i>	<i>monstermoment</i>		
	<i>maart 2007</i>	<i>augustus 2007</i>	<i>december 2007</i>
<i>Compartiment bodem g P m⁻²</i>			
1 P-totaal	55,25 ± 14,58	43,54 ± 8,62	46,09 ± 7,95
2 P-PO ₄ (Bray)	5,03 ± 1,28	9,57 ± 4,80	3,34 ± 1,00
3 P-organisch	50,22 ± 14,54	33,97 ± 7,62	41,74 ± 7,75

De grootte van de P compartimenten in de bodem laat eveneens zien dat wat betreft totaal en anorganisch P de transecten van groep 1 sterk overeenkomen met de Strijbeekse bufferstrook (Tabel 5.05). Een relatief groot deel is in anorganische vorm aanwezig, met hogere waarden in de minerale bodem van groep 1 dan de organische bodems van groep 2. Dit lijkt in tegenspraak met de resultaten van de fractionatie analyse, maar deze metingen zijn niet in dezelfde periode uitgevoerd en daarom niet direct vergelijkbaar. De opgeloste fosfaatconcentraties in de wetering zijn relatief laag en er zijn geen aanwijzingen dat er nalevering van fosfaat naar de wetering plaatsvindt (Figuur 5.17). Hoewel de verminderde binding aan ijzer tijdens inundaties daar wel een voorbode van kan zijn. Het algemene patroon langs de strook is vergelijkbaar met nitraat met iets lagere waarden rond de 200 m, maar aan het eind van het bestudeerde deel van de bufferstrook zijn de concentraties weer op hetzelfde peil als aan het begin.

5.3.3 WATERKWALITEITSEFFECT

De figuren waarin de concentraties N en P in de wetering langs de strook zijn weergegeven laten zien dat er geen direct effect van de retentiestrook is op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het is echter interessanter om te weten hoe de huidige status van de waterkwaliteit (stroomafwaarts) zich verhoudt tot de situatie voor aanleg van het retentiegebied. In de oorspronkelijke situatie stroomde het runoff water van de aangrenzende percelen direct of via sloten de wetering in. Gezien het feit dat er incidenteel pieken ammonium en fosfaat in de sloten en het poriewater van transecten van groep 2 is gevonden, maar dit niet te zien is in de concentraties in het poriewater in de transecten bij de wetering (groep 1) en de wetering

FIGUUR 5.17 OPGELOSTE FOSFAAT CONCENTRATIES IN DE WETERING GEDURENDE 2007, IN METERS VAN HET BEGIN (OOSTELIJKE BEGRENZING) VAN HET RETENTIEGEBIED. WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN 9 METINGEN. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER



zelf, is het zeer waarschijnlijk dat de belasting van het oppervlaktewater in de oorspronkelijke situatie hoger geweest is. Het is echter met deze dataset niet mogelijk dit te kwantificeren, aangezien er geen afvoersnelheden van de wetering en infiltratiesnelheden gemeten zijn.

In dit systeem heeft het afstromende landbouwwater de tijd en gelegenheid om te infiltreren, waarbij omzettingen plaats kunnen vinden en binding van ammonium en fosfaat aan het bodemcomplex optreedt. Aan de andere kant moet gezegd worden dat met name in de transecten van groep 2 vergeleken met groep 1 en de bodem van de Strijbeekse buffer mogelijk meer verzadigd is met fosfaat ($350 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ vgl met Strijbeek: $35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Tijdens inundatie in de zomer komt een deel van het fosfaat vrij en kan theoretisch nageleverd worden en alsnog in de Raalterwetering terecht komen.

6

MULTIFUNCTIONEEL GEBRUIK VAN BUFFERSTROKEN

In dit hoofdstuk worden de bevindingen uit voorgaande hoofdstukken, aangevuld met expert knowledge en informatie uit de enquête – gehouden onder ecologen van waterschappen – gesynthetiseerd. Hierbij worden naast de waterzuiverende functie van moerasbufferstroken ook andere functies besproken.

6.1 FUNCTIES ANDERS DAN WATERKWALITEITSVERBETERING

Zoals in hoofdstuk 2 en 5 al aan het licht is gekomen zijn bufferstroken niet alleen werkzaam voor de retentie van stikstof, fosfor en andere nutriënten afkomstig uit landbouw of oppervlaktewater, maar kunnen bufferstroken ook verschillende andere functies vervullen. Bij ‘natuurlijke’ bufferstroken zijn functiecombinaties denkbaar met ontwikkeling van natuurwaarden en uitbreiding van habitats. Bufferstroken met een natuurlijk karakter kunnen eveneens een recreatieve impuls voor de streek betekenen. Daarnaast kan een moerasbufferstrook worden gecombineerd met waterberging tijdens piekafvoeren. Andere mogelijke functies zijn het vastleggen van CO₂ en het produceren van biomassa als biobrandstof, ter mitigatie van klimaatverandering. Het combineren van functies kan echter ook nadelige gevolgen hebben: de optimale invulling van specifieke functies kan tegenstrijdige inrichtingseisen leiden. In paragraaf 6.2 worden deze trade-offs besproken.

6.1.1 BIODIVERSITEITSIMPULS

Bij de biodiversiteitsimpuls van bufferstroken moet onderscheid gemaakt worden in de habitatfunctie van de bufferstrook zelf en de corridorfunctie die de bufferstrook in het landschap vervult.

Habitatfunctie

Wanneer de bufferstrook zelf als habitat fungeert, is het voor een hoge biodiversiteit belangrijk om te streven naar voldoende mate van vegetatie- en structuurdiversiteit en voldoende oppervlak. De biodiversiteit zal toenemen naarmate het terrein groter is (Wallis De Vries, 1999). Moerasbufferstroken zullen naar verwachting vooral een bijdrage leveren aan de verhoging van de biodiversiteit wanneer er in de omgeving geen andere moerasachtige gebieden aanwezig zijn. De habitatdiversiteit van de omgeving bepaald dus mede de toegevoegde waarde van een bufferstrook. Wanneer de effecten op de biodiversiteit worden vastgesteld door de diversiteit in de strook te toetsen aan de oorspronkelijke situatie of de verwachte autonome ontwikkeling – agrarisch landgebruik – zal de toename spectaculair zijn. Een betrouwbaardere maat voor de biodiversiteitsimpuls is echter de toename in biodiversiteit op een regionaal schaalniveau. Over het algemeen zijn de ervaringen met natuurvriendelijke oevers positief voor de biodiversiteit (zie paragraaf 6.5). Geleidelijke overgangen tussen het land- en waterbiotopen zorgen voor een zonering die positief werkt voor amfibieën en tevens gebruikt kan worden als rust en overnachtings gebied voor moeras- en watervogels (Buys et al., 1997). Daarnaast zullen moerasbufferstroken gebruikt kunnen worden als fourageer- en broedgebied (Arts et al., 1998). Wanneer er in de watergang of beek door de aanleg van bufferstroken stromingsluwe plekken ontstaan zal dit ook effect kunnen hebben op de visstand

(paaigronden). Niet alleen de biodiversiteit in de strook wordt beïnvloed door bufferstroken. Van bosbufferstroken is bekend dat ze bijkomende voordelen hebben voor de biodiversiteit van het aangrenzende aquatische ecosysteem. Bosbufferstroken zorgen voor de stabiliteit van oevers, reguleren de watertemperatuur en de algengroei door overschaduwning (Vought et al., 1994; Mander et al., 1997).

Corridorfunctie

Isolatie is groot probleem in Nederland: veel leefgebieden zijn te klein om robuuste populaties van veel soorten te herbergen en door de geïsoleerde ligging vindt uitwisseling tussen populaties vaak niet meer plaats (RIVM, 2008). Wanneer isolatie van deze habitat-eilanden wordt opgeheven door verbindingzones kan de soortsdiversiteit enorm sterk toenemen. Door het lineaire karakter van bufferstroken kunnen deze elementen goed worden ingezet als verbindingzones tussen natuurgebieden, o.a. als onderdeel van de EHS. Een buffer als corridor werkt echter alleen als er daadwerkelijk iets te verbinden is in het gebied. In de omgeving moeten gefragmenteerde, vergelijkbare habitats aanwezig zijn. In hoeverre bufferstroken effectief zijn als corridor is daarnaast zeer soortspecifiek. De benodigde schaal is sterk afhankelijk van de soort, zo is een bufferstrook van 6 tot 8 m voor reeën waarschijnlijk aan de kleine kant terwijl dit voor amfibieën goed voldoet (Arts et al., 2001). Daarom is er voor de specifieke inrichting gericht op de corridorfunctie geen algemene richtlijn te geven. Het is belangrijk om te weten voor welke organismen men de migratie wil verbeteren, daarnaast dient men de inrichting af te stemmen op de te verbinden habitats.

6.1.2 WATERBERGING EN HYDROLOGISCHE BUFFERING

Een moerasbufferstrook met een geknikt (accolade of tweefasen) profiel kan goed worden gecombineerd met waterberging bij piekafvoeren. Het verlagen van stroken langs watergangen kan echter leiden tot plaatselijke verdroging, met name als de nieuwe maaiveldhoogte lager ligt dan het zomerpeil, waardoor passieve drainage over de hele oppervlakte kan plaatsvinden en niet alleen in de watergang zelf (mond med. M. Hooft, Waterschap Groot Salland). Toch kunnen moerasbufferstroken eveneens ingezet worden voor verdrogingsbestrijding wanneer bij het herprofilen de bodem van de watergang wordt opgehoogd. De waterbergingscapaciteit van bufferstroken neemt vanzelfsprekend toe met het oppervlak van de bufferstrook en de mogelijke dikte van de waterlaag die kan worden opgezet. Het is misschien een overbodige toevoeging, maar het is wel belangrijk om te realiseren dat bufferstroken voor waterberging alleen nuttig zijn in stroomgebieden waar een bergingsopgave ligt.

6.1.3 IMPULS LOKALE EN REGIONALE RECREATIE

Wanneer er recreatievoorzieningen getroffen worden in of langs de bufferstroken (zoals wandelpaden/ struinnatuur/ onverharde fietspaden) kunnen bufferstroken bijdragen aan een recreatienetwerk. De recreant bevindt zich meer in het landschap weg van de verharde wegen en het verkeer. Door bufferstroken toegankelijk te maken voor recreanten ontsluit het landschap zich meer (vergelijk dit met wandelpaden in Engeland dwars door akkers en velden met overstapjes over hekken en heggen). Dit type paden dwars door landbouwgebieden (zoals kerkepaden en toegankelijke schouwpaden) zijn de laatste decenia vrijwel geheel verdwenen door ruilverkaveling en privatisering. Naast de verbindende functie van bufferstroken dragen natuurlijke stroken (met name bosbufferstroken) ook bij aan het groene karakter van landbouwgebieden.

6.1.4 CO₂ VASTLEGGING EN BIOMASSAPRODUCTIE

In het kader van het Kyoto protocol en klimaatneutraliteit zou het vastleggen van CO₂ in biomassa een belangrijke nevenfunctie kunnen zijn van bufferstroken (IPCC, 2007). Er moet echter wel kritisch worden gekeken naar de meerwaarde in termen van opslag van CO₂. Ten eerste zal het landbouwgewas dat oorspronkelijk op de buffer stond ook een bijdrage leveren aan de CO₂ vastlegging. Opslag in de vorm van hout kan significant zijn, wanneer de bufferstroken echter gras of kruidachtige begroeiing hebben zal CO₂ vrij snel vrijkomen bij de compostering van het materiaal. CO₂ opslag in het systeem door veenvorming is naar verwachting gering door de relatief hoge nutriëntenconcentraties in het materiaal. Toch is CO₂ vastlegging en het produceren van biobrandstof niet een onrealistische optie als nevenfunctie voor bufferstroken. Er moet echter wel voldoende oppervlak aanwezig zijn om het rendabel te maken. Bij het Lankheet project wordt deze optie serieus onderzocht (www.waterpark-hetlankheet.nl). Tevens wordt door onderzoeker J. Ketelaars van Plant Research International, WUR gekeken of rietbiomassa niet via een kunstmatig procedé tot veenvervangend product in potgrond kan worden omgevormd.

6.2 TRADE-OFF BIJ NASTREVEN GECOMBINEERDE FUNCTIES

Zoals aan het begin van dit hoofdstuk al is aangegeven kan het combineren van functies ook nadelig werken aangezien verschillende functies een andere optimale inrichting verlangen. Hieronder wordt een aantal mogelijk conflicterende functies besproken, zoals die onder andere in de monitoringsstudies in dit onderzoek zijn geïdentificeerd.

Nutriëntenbelasting en natuurwaarden

Wanneer een bufferstrook aangelegd is ten behoeve van de waterkwaliteitsverbetering zal er een zekere vracht aan nutriënten het gebied moeten bereiken. Voor een optimale verwijdering moeten de concentraties in het doorstromende water namelijk niet te laag zijn (Mayer et al., 2007). Tevens werken de verwijderingsprocessen zoals denitrificatie en plantopname alleen optimaal in een hoogproductief systeem (veel organische stof en veel opname in plantbiomassa). Wanneer deze bufferstroken tegelijkertijd gebruikt worden voor een biodiversiteitsimpuls blijken hoge natuurwaarden wat betreft de vegetatiesamenstelling onhaalbaar (Verhoeven et al., 2006). Door een hoge nutriëntenbeschikbaarheid in bodem en water zullen snelgroeïende algemene plantensoorten andere minder snelgroeïende plantensoorten verdringen.

De gevolgen van een hoge nutriëntenbelasting op de floristische biodiversiteit is duidelijk zichtbaar bij de moerasbufferstrook langs de Strijbeek (hoofdstuk 3) waar voornamelijk hoogproductieve nitrofiële soorten aanwezig zijn (zie bijlage 9.4). Ook in het Hazelbekke, een bosbufferstrook in Twente die in de jaren veertig en vijftig nog zeer soortenrijk was met een gemiddeld aantal soorten van 33,3 per vegetatieopname (Westhoff & Jansen, 1990), nam na jaren van hoge nitraatbelasting de soortendichtheid sterk af. In 1988 was dit reeds gereduceerd tot 17,7 soorten en in 1998 werden er slechts gemiddeld 10 soorten per opname teruggevonden. Zeer algemene, snelgroeïende soorten als Brandnetel, braam en Rankende helmblom zijn inmiddels dominant (Hefting, 2003).

Waterberging en natuurwaarden

De functie waterberging kan eveneens strijdig zijn met hoge natuurwaarden. De afgelopen jaren is er uitgebreid onderzoek gedaan naar de combinatie van deze twee functies in het pilotprogramma Waterberging-Natuur (www.waterberging-natuur.nl) (Runhaar et al., 2004). Schade aan vegetatie zal zich met name voordoen in het groeiseizoen, maar dat is niet het

seizoen waarin piekafvoeren en waterberging te verwachten zijn. Voor de faunacomponent van het ecosysteem kan de waterberging ook in het winterseizoen problemen met zich mee brengen; kleinere diersoorten die zich niet snel kunnen verplaatsen zullen verdrinken. Daarnaast kan langdurige inundatie grote biogeochemische veranderingen in de bodem teweeg brengen wat met name in voormalige landbouwgronden tot nalevering van fosfaat kan leiden en zelfs nog grotere waterkwaliteitsproblemen kan veroorzaken (Lamers et al., 2005).

Recreatie en natuurwaarden

Wanneer bufferstroken intensief gebruikt gaan worden door recreanten zal met name de faunistische biodiversiteit beperkt zijn vanwege verstoring (vogels en zoogdieren). Ook het veelvuldig betreden van de bufferstrook kan leiden tot het plaatselijk verdichten van de bodem en doen ontstaan van ongewenste tredvegetaties.

Emissies en opslag van broeikasgassen

De CO₂ vastlegging (opname door vegetatie) neemt toe met toenemende stikstofbeschikbaarheid in het systeem. Immers: vegetatie groeit harder bij een hogere beschikbaarheid aan voedingsstoffen. Hoge nitraatconcentraties in bufferstroken kunnen echter leiden tot toenemende broeikasgasemissies in de vorm van N₂O als bijproduct van denitrificatie (Hefting et al., 2003). Dit broeikasgas is ruim 300 keer effectiever dan CO₂, waardoor een verhoogde emissie ten allen tijde moet worden voorkomen. Tijdens een eenmalige broeikasgas meting in de Strijbeekse moerasbufferstrook zijn ook relatief hoge N₂O emissies gemeten, maar aangezien deze emissies zeer sterk in tijd en ruimte fluctueren is er aanvullend onderzoek nodig om dit mogelijk negatieve effect hard te maken. In ieder geval moeten de potentie van emissie van N₂O (en eventueel ook CH₄) worden meegewogen om een goede afweging te maken van het totale klimaatrendement van dergelijke voorzieningen.

Biomassa / maaibeheer en natuurwaarden

De productie van biomassa als duurzame energievoorziening is om vergelijkbare redenen als sterk verrijkte systemen niet gemakkelijk verenigbaar met hoge floristische natuurwaarden. Met name in systemen waar riet is aangeplant is de floristische diversiteit zeer laag. Wel kunnen rietmoerassen significante hoeveelheden biomassa produceren en tevens een hoge diversiteit aan vogels herbergen. Beheer gericht op het verwijderen van nutriënten uit het systeem bestaat uit combinatie van maaien en direct afvoeren (zie ook paragraaf 3.5.3). Met name in moerassystemen met een rijke invertebrate fauna kan dit desastreus zijn voor populaties. De individuen hebben namelijk tijd nodig om zich uit het maaisel naar de ondergrond te verplaatsen. Ditzelfde geldt ook voor zaadzettende planten; wanneer het maaisel direct wordt verwijderd zullen deze soorten – in het geval van eenjarige – grote moeite hebben volgende jaren terug te komen.

Al met al blijkt uit bovenstaande opsomming van trade-offs tussen functies dat met name de functie natuur hoge eisen stelt aan de inrichting (en abiotiek) van bufferstroken en daardoor vaak conflicterend is met andere functies. Het is aan waterbeheerders en (eind)gebruikers van bufferstroken de balans te vinden waardoor de gewenste combinatie aan functies zo goed mogelijk uitgewerkt kan worden.

6.3 GECOMBINEERDE FUNCTIES IN DE ONDERZOCHE BUFFERSTROKEN

In de onderzoeksgebieden langs de Strijbeekse beek en Raalterwetering worden eveneens verschillende functies gecombineerd. In wezen is retentie van nutriënten in beide systemen niet het hoofddoel. De Strijbeekse buffer is aangelegd om het gebied een biodiversiteitsim-

puls te geven en verschillende natuurgebieden te verbinden. De specifieke inrichting met diepe drainage en infiltratiesloot is echter wel gericht op zuivering. Het grotere gebied langs de Raalterwetering is aangelegd om piekafvoeren van water te kunnen bergen en tevens dienst te doen als blauw-groene verbindingszones tussen nieuw te ontwikkelen natuurgebieden. De functie waterzuivering is hier een mogelijk bijkomstigheid, maar was ook in dit geval niet het primaire doel. In Tabel 6.01 zijn de kenmerken van de gebieden kort samengevat en is met – en + tekens de score van de gebieden wat betreft invulling van functies van bufferstroken ingeschat, op basis van de gepresenteerde meetresultaten en expert judgement.

TABEL 6.01 Kenmerken van de twee onderzochte systemen en geschatte scores wat betreft de invulling van mogelijke functies.

Kenmerk	Strijbeeks buffer (H3)	Knapenveld (H5)
Grootte	<0,5 ha	4 ha
Gemiddelde breedte	6 m	40 m
Ingericht in	1998	2005
Regionale waterkwaliteit	Slecht: >> MTR	Goed: MTR
Nutriëntenbelasting buffer	Zeer hoog	Laag
Funcie (score)		
Retentie – N	-/+	+
Retentie – P	++	+
Waterberging	+	++
Natuur – habitat	-	++
Natuur – corridor	+	-/+ (huidige situatie. na 10 jr ++)
Recreatie	-	+

In de tabel worden twee systemen vergeleken die in beginsel sterk verschillend zijn, zowel qua grootte, regionale situatie, belasting en ouderdom. Daarbij moet aangetekend worden dat de geschatte scores beter onderbouwd zijn voor de Strijbeekse buffer dan voor het Knapenveld. Toch kan de vergelijking wel een algemene indruk geven wat de consequenties zijn van het combineren van functies. Door de inrichting, lokale en regionale situatie kan het buffersysteem Knapenveld vrij succesvol de functies combineren. Het is mogelijk dat dit een tijdelijk effect is, de bufferstrook is immers nog heel jong. Uit gesprekken met passanten bij de Strijbeekse bufferstrook is namelijk gebleken dat de natuurwaarde (floristische diversiteit) veel hoger was in de eerste jaren na inrichting vergeleken met de huidige situatie. Aan de andere kant maakt de grootte van het Knapenveld het systeem een stuk robuuster en ook de beperkte nutriëntenbelasting maakt het aannemelijk dat een dergelijk snelle transitie niet op zal treden. De Strijbeekse bufferstrook scoort beduidend minder goed wat betreft de verschillende functies; eigenlijk alleen hoog voor retentie van fosfor, wat nu juist geen issue is in dit gebied. Er zijn echter wel mogelijkheden dit te verbeteren, hierop wordt in de volgende paragraaf verder op ingegaan.

6.4 AANBEVELINGEN VOOR INRICHTING EN BEHEER

In deze paragraaf zijn aanbevelingen opgenomen voor zowel algemene inrichting en beheer van moerasbufferstroken als specifieke punten voor de onderzochte systemen, zodat met name de functie verwijdering van nutriënten optimaal vervuld kan worden.

6.4.1 INRICHTING VAN NIEUWE BUFFERSTROOKSYSTEMEN

Optimalisatie hydrologie

Verwijdering van nutriënten (zowel N als P) gebeurt het meest efficiënt als er zoveel mogelijk contact is tussen het te zuiveren water (drainage, danwel oppervlaktewater) en het bodemcompartiment (Clement et al., 2003). Hiervoor moet het buffersysteem zo worden ingericht dat dit water zo lang mogelijk met de bodem in contact komt. In systemen met een hoge kweldruk (waargenomen in zowel Strijbeek als Knapenveld) bestaat het gevaar dat het te zuiveren water niet de bodem in dringt maar als oppervlakkige afstroming (runoff) zeer snel richting oppervlaktewater verdwijnt, indien de bodem continu water verzadigd is. Door de toekomstige bufferstrook niet overal even diep uit te graven en indien mogelijk het maaiveld minstens zo hoog te houden als het gemiddelde peil in de watergang, is infiltratie wel mogelijk. Tevens kan hierdoor lokale verdroging voorkomen worden. Met name smalle bufferstroken zijn zeer gevoelig voor dit kweleffect. In bredere bufferstroken (> 10 m, afhankelijk van de diepte) is dit minder een probleem (Vidon & Dosskey, 2008). In feite voldoen brede, natuurvriendelijke oevers aan deze inrichtingseisen en wat dat betreft kunnen functies in bestaande en toekomstige inrichtingsplannen mogelijk gecombineerd worden.

Opvangen piekbelastingen

Piekbelastingen van nutriënten vallen in agrarische systemen vaak samen met pieken in de waterafvoer. Er is een zeer reëel gevaar dat het te zuiveren water snel door en over het systeem wordt gejaagd, met een beperkte verblijfstijd en niet optimale zuivering tot gevolg. Er zijn allerlei technieken om dit water met nutriënten vast te houden en tijdens drogere periode te distribueren; dit is echter verre van natuurlijk en vooral heel kostbaar. Passieve methodes zoals relatief ondiepe drainage (of helemaal geen drainage) en aanleg van bassins en sloten lijken betere methoden. In de Strijbeekse buffer is echter gebleken dat er aan dat laatste behoorlijk wat nadelen kleven. Preferente stroomgeulen (spontaan of 'geholpen') ontstaan erg makkelijk tussen de infiltratiesloot en het oppervlaktewater, met name in losse zandige bodems, zonder fixerende top laag. Een bredere bufferstrook kan ook hier (deels) uitkomst bieden, omdat er meer volume is om pieken op te vangen.

Optimalisatie biogeochemische processen

De verwijderingsefficiëntie van stikstof wordt niet alleen bepaald door de hoeveelheid nitraat in het systeem; andere abiotische condities kunnen net zo belangrijk zijn. De beschikbaarheid van makkelijk afbreekbaar organisch materiaal, het substraat voor denitrificerende bacteriën, kan met name in jonge, zandige bodems beperkend zijn. Zo is te zien in de gemeenten denitrificatiesnelheden in het Knapenveld (Figuur 5.11) dat deze een stuk hoger zijn in de transecten met meer organisch materiaal. Een ecotechnologische maatregel om gebrek aan dit substraat te voorkomen is het ingraven van houtsnippers in bufferstroken (Schipper & Vojvodic-Vukovic, 1998) of het weer terugzetten van een deel van de organische top laag (mits deze niet met P opgeladen is). De binding van P hangt vooral samen met ijzer en calcium concentraties in de bodem. Ook in dit geval kan gekozen worden een top laag aan te brengen waar veel van deze elementen inzitten of tijdens de inrichting (of naderhand) aan het systeem toe te voegen (Duel & Te Broekhorst, 1990).

6.4.2 BEHEER VAN BESTAANDE EN NIEUWE BUFFERSTROOKSYSTEMEN

Maaien en verwijderen maaisel

Afhankelijk van het type vegetatie en andere functies verdient het de aanbeveling natte bufferstroken 1 tot 2 maal per jaar of eens in de twee jaar te maaien (niet integraal). Uit een uitspoelingsonderzoek, uitgevoerd met plantenmateriaal van de Strijbeekse buffer is gebleken

dat het met name fosfor zeer snel uit maaisel weglekt, waardoor het voor de verwijderingsefficiëntie het beste is het maaisel direct af te voeren. Indien dit niet mogelijk is (transportkosten of ander eisen voor optimalisatie van de functie natuur) kan er maximaal 2 weken gewacht worden voordat de decompositie op gang komt en naast P ook N in grotere hoeveelheden terugvloeit naar de bodem of het oppervlaktewater.

Herladen P-bindingscapaciteit

Zoals reeds bij de inrichtingsmaatregelen gemeld kunnen ijzer(gruis) en calciumzouten aan het systeem toegevoegd worden om de bindingscapaciteit voor P te vergroten (Duel & Te Broekhorst, 1990). Het kan ook een optie zijn de toplaag te verwijderen, mits dit geen negatief effect heeft op de retentie van stikstof.

6.5 OVERIGE ERVARINGEN MET BUFFERZONES UIT PILOT STUDIES; GEGEVENS UIT DE ENQUÊTE

Over het algemeen bestaat bij waterschappen een zekere terughoudendheid over de werking van bufferstroken voor waterkwaliteitsverbetering. Daar deze terughoudendheid mogelijk gebaseerd is op tegenvallende resultaten van pilotprojecten of beperkingen van financiële of maatschappelijke aard – zoals problemen met het verwerven van grond – is het zinvol om ervaringen van waterschappen te inventariseren en te analyseren. Binnen dit project is een inventarisatie uitgevoerd met een uitgebreide enquête (Bijlage 9.5). Deze enquête is verstuurd naar de ecologen van alle waterschappen in Nederland. Het doel van de enquête was in de eerste plaats het verkrijgen van een overzicht van ervaringen en de beeldvorming rondom bufferstroken, ten tweede het verkrijgen van inzicht in de kosten en eventuele financiële barrières van bufferstrookprojecten. Het derde en laatste doel van de enquête was de inventarisatie van welke andere (maatschappelijke) factoren de aanleg van bufferstroken in de weg kunnen staan.

In het totaal zijn 26 waterschappen aangeschreven. Twaalf waterschappen hebben gereageerd op dit verzoek. Drie van deze twaalf respondenten geven aan dat ze geen bufferstrookprojecten in het beheersgebied hebben lopen of geen zicht hebben op de omvang en effectiviteit. De waterkwaliteitsverbetering in de beschreven projecten is vaak een nevendoeel of een bijkomend voordeel. De projecten kunnen worden onderverdeeld in drie belangrijke hoofdgroepen: I beekherinrichting en hermeander projecten, II natuurvriendelijke oevers en III randenbeheer (veelal droog).

6.5.1 MONITORING VAN BUFFERSTROKEN DOOR WATERSCHAPPEN

Er zijn een viertal waterschappen waar de effectiviteit van bufferstroken voor waterkwaliteitsverbetering en biodiversiteitsdoelen wordt gemonitord.

Brabantse Delta

Bij het waterschap Brabantse Delta wordt zowel aan droge als aan moerasbufferstroken gemeten. Naast de moerasbufferstrook langs de Strijbeek beek (Hoofdstuk 3) is er ook een plasbufferstrook met kruidachtige vegetatie aangelegd ten zuidwesten van Dinteloord (projectnaam Mariakreek). Hier vindt echter geen monitoring plaats. Er zijn nog verschillende andere bufferstroken binnen het beheersgebied. De verwachtingen voor de verbetering van waterkwaliteit zijn hier echter gering.

De verwachting voor de droge bufferstroken in het gebied van de Chaamse beken is dat voor bufferstrook van 10 m breed een reductie gehaald kan worden van 70% voor N en 65% voor P. Deze gegevens zijn gebaseerd op literatuur onderzoek van Alterra. De monitoringdata voor dit specifieke project zijn nog niet uitgewerkt. Bij het inrichten van akkerranden gaat het wa-

terschap uit van 90-100% reductie van directe emissies van N, P en bestrijdingsmiddelen door reductie van drift, meemesten en directe afspoeling.

Groot Salland

In het gebied van waterschap Groot Salland wordt gemeten in het waterbergingsgebied Knapenveld aan de Raalterwetering (hoofdstuk 5).

Hunze en Aa's

Het waterschap Hunze en Aa's is in samenwerking met Haskoning, PPO provincie en waterschap Velt en Vecht in 2006 het pilotproject 'Akkerrandenbeheer Drenthe' gestart. In dit project in het Hunzedal zijn verschillende droge bufferstroken ingericht met een lengte variërend tussen de 50 en 200 m en een gemiddelde breedte van 4,5 m. De totale lengte van het project beslaat 60 km bufferstroken. Er is een meetsysteem ingericht met waterkwaliteitsmeetpunten in oppervlaktewater en grondwater. De resultaten geven nog geen eenduidig beeld. De verwachte effecten zijn met name gericht op het verminderen van de afspoeling van fosfaat en het verminderen van de uitspoeling van nitraat.

Hollandse Delta

Bij waterschap Hollandse Delta zijn er plas- en drasbufferstroken aangelegd en gemonitord in de Hoekse Waard-Oost. Dit project onder de naam 'Plan Argusvlinder' heeft een totale lengte van 23 km met een gemiddelde breedte van 15 m. Het monitoringsonderzoek bestaat uit waterkwaliteitmetingen in het oppervlaktewater, biologische meetpunten in het oppervlaktewater en een algemene inventarisatie van de biodiversiteit. Daarnaast loopt er een akkerrandenproject in de Hoekse waard en op Goeree-Overflakkee. De monitoring van het akkerranden project is vooral gericht op gewasbeschermingsmiddelen. De reductie die verwacht wordt is vooral de beperking van drift en verminderde noodzaak van toepassing van pesticiden, door de aanwezigheid van natuurlijke vijanden in niet beheerde akkerranden. Dit waterschap geeft een zeer positief beeld over de rol van de agrarische sector in dit project. Het initiatief voor dit project is vanuit de agrarische natuurverenigingen gekomen en er is een wachtlijst voor nieuwe deelnemers aan de regeling.

6.5.2 ALGEMENE VERWACHTINGEN VAN EFFECTIVITEIT BUFFERSTROKEN

Bij de inventarisatie van verwachtingen omtrent de werking van bufferstroken in het beheersgebied valt op dat deze voor de verbetering van de waterkwaliteit zeer gering zijn. De effecten van bufferstroken voor de biodiversiteit worden over het algemeen veel hoger ingeschat. Inventarisatiestudies in verschillende gebieden laten zien dat diversiteit van flora en fauna flink vooruitgaat. Bij akkerrandprojecten is de reductie van drift een belangrijke verwachting, toch wordt daarnaast het effect op de biodiversiteit groot geacht. De belangrijkste problemen en opvallende zaken die uit de enquête naar voren zijn gekomen zijn problemen met agrarische ondernemers en de kosten van monitoren en beheer.

Ondernemers

Er blijkt weinig draagvlak te zijn bij agrarische ondernemers voor dergelijke projecten, ondernemers zijn niet altijd bereid om mee te werken aan bufferstrook projecten, vooral in gebieden met relatief kleine percelen. Ondernemers houden zich niet altijd aan afspraken terwijl controle op de handhaving moeilijk is en zelfs bij droge bufferstroken en randenbeheer met hetzelfde gewas vrijwel onmogelijk. Wanneer de verwerving van grond voor projecten plaatsvindt op basis van vrijwilligheid resulteert dit in versnippering. Deze versnippering

komt de resultaten van dergelijke projecten niet ten goede en bemoeilijkt de handhaving en ook het monitoren van de effectiviteit.

Kosten monitoren en onderhoud

Om goed te kunnen meten is debietsproportionele meetapparatuur nodig, dit zorgt voor on-evenredig hoge kosten voor waterschappen. Daarnaast is het onderhoud van natte kruidachtige bufferstroken duur: Het maaien en afvoeren van materiaal vereist aangepaste apparatuur of moet met een kraan vanaf de andere oever worden uitgevoerd. Het maaisel is vaak te nat om onmiddellijk af te voeren. Bij het uitwateren zal echter een belangrijk deel van de opgenomen nutriënten weer terugkomen in het systeem (zie paragraaf 6.4.2)

7

CONCLUSIE

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste conclusies van het onderzoek besproken, zowel voor de afzonderlijke studies als meer algemeen geldende conclusies op een hoger schaalniveau. Tevens wordt een aanzet gegeven voor het opstellen van een standaard monitoring, waarmee waterbeheerders inzicht kunnen krijgen in de nutriënten verwijderingsefficiëntie van aangelegde moerasbufferstroken.

7.1 CONCLUSIES ONDERZOEK BRABANTSE BUFFERSTROKEN

Het stroomgebied van de Strijbeekse beek is gelegen in het westen van de provincie Noord-Brabant. De waterkwaliteit van de beek voldoet niet aan de huidige doelstellingen voor stikstofconcentraties. In deze studie is onderzocht of een moerasbufferstrook waar drainagewater van aangrenzende landbouwpercelen via een drainagesysteem direct in de strook komt potentie heeft voor de verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit in het gebied. De moerasbufferstrook is oorspronkelijk aangelegd met een biodiversiteitsdoelstelling en als verbindingzone.

De gegevens van de monitoring en de uitgevoerde procesmetingen maken het mogelijk voor zowel stikstof als fosfor een ruwe stoffenbalans voor het systeem op te stellen. De hoeveelheid anorganisch stikstof in de actieve bovengrond van de bufferstrook is klein in vergelijking met de snelheden van de verwijderingsprocessen (denitrificatie en plant opname), hieruit kan opgemaakt worden dat het systeem een hoge turnoversnelheid heeft voor stikstof uit het poriewater. De stikstofbelasting van de bufferstrook vanuit de drainbuizen en vanuit het oppervlaktewater is echter hoog in vergelijking tot de snelheid van de stikstofverwijderende processen. Het grootste deel van de inkomende stikstof zal via oppervlakkige afspoeling en uitspoeling naar de beek de bufferstrook verlaten. Op basis van de metingen in de bufferstrook kan een verwijderingsefficiëntie van stikstof uit het drainwater van gemiddeld 7.5% berekend worden (minimaal 3.5% en maximaal 11%). Deze verwijderingsefficiëntie is teleurstellend laag in vergelijking met gegevens bekend uit de literatuur. Deels wordt dit veroorzaakt door het feit dat bij de inrichting van de bufferstrook de organisch stofrijke bovengrond verwijderd, waardoor de denitrificatiesnelheid nu mogelijk beperkt wordt door lage beschikbaarheid van organische stof. Daarnaast werkt het ontwerp met een lage (waterverzadigde) bufferstrook over de gehele breedte (van infiltratiesloot tot aan de watergang) zeer waarschijnlijk negatief voor de verwijdering. Detail onderzoek heeft aangetoond dat daardoor de infiltratie van het drainagewater (en oppervlaktewater) in de bodem van de bufferstrook zeer gering is. Met een aantal aanpassingen in de inrichting zal naar alle waarschijnlijkheid een hogere verwijderingsefficiëntie gehaald kunnen worden.

Voor fosfor is de belasting van de bufferstrook vele malen lager. Wanneer de verwijderingsefficiëntie van P door het afvoeren van plantenbiomassa uitgedrukt wordt als percentage van de inkomende fosfaat via drainage, resulteert dit in een efficiëntie van meer dan 100%. Door de lage aanvoer van fosfaat en de hoge ijzergehaltes in de bodem werkt de buffer uitstekend voor de retentie van P.

De conclusie van de Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA, hoofdstuk 4) is dat de bufferstroken voor zowel de reeds aangelegde strook van 350 m strook, als het planscenario

voor stroken met een lengte van 6,5 km niet renderen qua geldstromen. Tevens geldt voor beide schaalniveaus dat de bufferstroken qua totale kosten en baten niet renderen. De belangrijkste batenpost is de waterkwaliteit. Echter, voor beide schaalniveaus is het totaal van de baten te klein om tegen de verloren inkomsten voor de landbouw op te wegen. Het is niet eenvoudig dergelijke baten in monetaire termen uit te drukken. Met name de effecten van een verbeterd aquatisch ecosysteem laten zich moeilijk uitdrukken in euro's. Deze baten zijn gemonetariseerd door te veronderstellen dat ze tot gereduceerde uitgaven aan geplande beleidsmaatregelen leiden zoals de KRW (vermeden uitgaven). Ten aanzien van de natuur kunnen relevante effecten worden verwacht doordat met de strook een corridor functie wordt gecreëerd. Tevens is de totale oppervlakte van het grootschalige plan dusdanig dat verwacht mag worden dat de bomen een significante hoeveelheid koolstof vastleggen waarmee een bijdrage wordt geleverd aan het mitigeren van de klimaatverandering.

7.2 CONCLUSIES KNAPENVELD

Het gebied langs de Raalterwetering is primair aangelegd ten behoeve van waterberging. Ruim 4 ha is vergraven om tijdens piekbelastingen in de winter regenwater te kunnen bergen, waarbij het gebied uiteindelijk ook een blauw-groene verbinding moet vormen tussen bestaande en nieuw aan te leggen natuurgebieden. In vergelijking met het Brabantse systeem zijn de stikstofconcentraties in het oppervlaktewater lager dan die in de Strijbeekse beek en de algemene toestand van het water is goed (geen overschrijding van MTR waarden).

Bepalingen van de oppervlaktewater kwaliteit laten zien dat er geen direct effect is van de retentiestrook op de waterkwaliteit. Het is echter veel interessanter om te weten hoe dit zich verhoudt tot de waterkwaliteit in de wetering indien de retentiestrook niet zou zijn aangelegd (autonome ontwikkeling) en runoff van aangrenzende percelen direct of via sloten de wetering zou bereiken. Gezien het feit dat er incidenteel pieken ammonium en fosfaat in de sloten en het poriewater worden gevonden, maar niet in de wetering zelf kan geconcludeerd worden dat de retentiestrook hoogstwaarschijnlijk een positief effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit. Het is echter met deze dataset niet mogelijk dit effect te kwantificeren in termen van verwijderingsefficiënties.

7.3 SCHAAL- EN RUIMTELIJKE EFFECTEN OP WATERKWALITEIT

Door de lage verwijderingsefficiëntie van de Strijbeekse bufferstrook is er geen significante waterkwaliteitsverbetering meetbaar in het beekwater (Hoofdstuk 3). Ook wanneer eenzelfde type bufferstrook over een grotere lengte langs de beek aangelegd zal worden is het uiteindelijke effect op de oppervlaktewaterkwaliteit gering. Factoren die hier aan ten grondslag liggen zijn de hoge achtergrondbelasting in het beekwater, de beperkte infiltratie van het drainagewater en de lage organische stofgehalten in de bodem van de bufferstrook. Met een aangepast ontwerp en beheer zal de verwijderingsefficiëntie sterk kunnen toenemen (paragraaf 6.4). Brede, natuurvriendelijke oevers met een geleidelijke verloop richting beek (helling) vormen een goed alternatief. Door hun specifieke inrichting is infiltratie mogelijk aan de kant van de drainagebuizen, want de bodem is daar niet waterverzadigd. Aan de kant van de watergang is de bodem wel waterverzadigd, waardoor denitrificatie optimaal kan bijdragen aan de verwijdering van nitraat. Met een hogere verwijderingsefficiëntie van dit type strook (boven de 40%) blijft de vraag hoeveel bufferstroken nodig zijn om de waterkwaliteit van het oppervlakte water significant te verbeteren en waar in het stroombed de bufferstroken het beste geplaatst kunnen worden.

Hierbij moet in de eerste plaats vastgesteld worden wat een significante waterkwaliteitsverbetering behelst. Verhoeven et al. (2006) gaan uit van een verbetering van de oppervlaktewa-

terkwaliteit van meer dan 20%. De uitgebreide literatuurstudie in hetzelfde artikel (Verhoeven et al., 2006) laat zien dat de waterkwaliteit in een stroomgebied significant zal verbeteren wanneer het oppervlak 'wetlands' minimaal 4-5% bedraagt. Tanner et al. (2003) en Clevering et al. (2004) berekenen dat met helofytenfilters een kleiner oppervlak nodig is van ongeveer 2-3% in het hele stroomgebied. De verwijderingsefficiëntie van de filters is dan ongeveer 80%. In het uitgebreide planscenario voor de Chaamse en Strijbeekse beken zoals dat is beschreven in hoofdstuk 4, is het totale oppervlak van de geplande bufferstroken 0,1% ten opzichte van het stroomgebied. Dit is zonder meer niet voldoende om de regionale waterkwaliteit significant te verbeteren.

Naast het oppervlak is ook de positie van de bufferstroken in het stroomgebied van belang. Over het algemeen worden hogere verwijderingsefficiënties gevonden bij bufferstroken langs lagere orde beken. Dat heeft veel te maken met het contact tussen de landbouwgronden en het oppervlaktewater en ook met het aandeel runoff. De lokatie van bufferstroken in het stroomgebied is in eerste instantie echter afhankelijk van het landgebruik in het stroomgebied en de belangrijkste bronnen van de diffusie verontreiniging.

7.4 OPTIMALISATIE BUFFERSTROKEN VOOR WATERZUIVERING

In paragraaf 6.4 is uitgebreid besproken hoe specifieke inrichting- en beheersmaatregelen de verwijderingsefficiëntie van moerasbufferstroken kunnen optimaliseren. Qua inrichting is met name de lokale hydrologie erg belangrijk. Het buffersysteem moet namelijk zo worden ingericht dat het te zuiveren water zo lang mogelijk met de bodem in contact komt. Door de toekomstige bufferstrook niet overal even diep uit te graven en een glooiend talud aan te leggen is infiltratie wel mogelijk. In feite voldoen brede, natuurvriendelijke oevers aan deze inrichtingseisen en mogelijk kunnen wat dat betreft functies in bestaande en toekomstige inrichtingsplannen gecombineerd worden. Daarnaast is het belangrijk om de processen verantwoordelijk voor verwijdering van stikstof en fosfor zo optimaal mogelijk te laten verlopen. De beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbaar organisch materiaal, als substraat voor denitrificatie is essentieel voor een goede nitraatverwijdering. Een ecotechnologische maatregel om gebrek aan dit substraat te voorkomen is het ingraven van houtsnippers in bufferstroken of het weer terugzetten van een deel van de organische top laag. De binding van P hangt vooral samen met ijzer en calcium concentraties in de bodem. Ook in dit geval kan gekozen worden een top laag aan te brengen waar veel van deze elementen inzitten of tijdens de inrichting (of naderhand) aan het systeem toe te voegen.

Indien opname van nutriënten door planten een belangrijke verwijderingsmechanisme is, kan door beheer de capaciteit hoog gehouden worden en optimaal benut. Dit kan onder andere door – afhankelijk van de vegetatie – 1 a 2 maal per jaar te maaien en de biomassa in zo vers mogelijke staat af te voeren. Met name biomassa met hoge concentraties nutriënten kan na enkele dagen al behoorlijke hoeveelheden N, P (en K) naleveren: terug de bufferstrook of direct het oppervlaktewater in.

7.5 BASISMONITORING VOOR BEPALING VERWIJDERINGSEFFICIËNTIE

Niet alle meetresultaten besproken in hoofdstuk 3 zijn noodzakelijk om een inschatting te maken van de verwijderingsefficiëntie in een bufferstrook. Afhankelijk van de lokale condities is het mogelijk een 'basis' pakket metingen te formuleren waarmee dit te bepalen. Waterbeheerders kunnen deze dan uitvoeren in het stroomgebied waar bufferstrookprojecten geïmplementeerd zijn, en de heersende ideeën over de werking onderbouwen (paragraaf 6.5).

Als eerste dient rekening gehouden te worden met het feit dat een eenmalige meting (of bepaling) of monitoring gedurende één seizoen of zelfs één jaar snel kan leiden tot over- of onderschatting van het langjarig effect. In de eerste plaats heeft dit te maken met het feit dat verwijderingsprocessen in moerasbufferstroken sterk gereguleerd worden door lokale weersomstandigheden, die van jaar tot jaar sterk kunnen verschillen (paragraaf 3.5.4). Daarnaast zal op de langere termijn de ontwikkeling van de vegetatie en de bodem de efficiëntie gaan beïnvloeden: in paragraaf 3.5.1 is reeds uitgelegd dat denitrificatie pas na een jaar of tien na inrichting op stoom is, de P-adsorptiecapaciteit van de bodem neemt echter juist af in de tijd doordat het bodemcomplex verzadigd raakt. Een langjarige minder-frequente monitoring valt dus duidelijk te verkiezen boven een kortere, hoog-frequente monitoring.

Het bepalen van de feitelijke verwijderingsefficiëntie kan in principe op twee manieren: 1. bepalen van aanvoer van nutriënten en het meten van verwijderingsprocessen en 2. bepalen van aanvoer en afvoer van nutriënten. De laatste methode levert minder inzicht op in de werking van het systeem en geeft geen handvaten om bijvoorbeeld beheer bij te sturen. Methode 1 is echter zeer arbeidsintensief (en kostbaar) en verlangt een expertise die niet standaard aanwezig is bij waterbeheerders. Daarom wordt hieronder kort beschreven welke analyses en informatie noodzakelijk is om de aanvoer en afvoer nutriënten te kwantificeren.

De eerste activiteit is het uitvoeren van een hydrologische screening van het systeem om de belangrijkste waterstromingen in het systeem te identificeren (zowel in- als uitfluxen). Als hieruit blijkt dat opwellend grondwater dominant is (zoals in de Strijbeekse bufferstrook), is het niet mogelijk met een versimpelde monitoring de efficiëntie te bepalen (Vidon & Dosskey, 2008) en is het bepalen van de snelheid van verwijderingsprocessen onontkoombaar. Indien uit de hydrologische screening blijkt dat een laterale waterbeweging dominant is (van drainage of afstromend water richting watergang) kan wel met behulp van standaardgegevens de efficiëntie worden bepaald:

Hydrologisch (zo continu mogelijke metingen van):

- 1 Debiet watergang: stroomopwaarts en stroomafwaarts van de moerasbufferstrook
- 2 Debiet drainagewater en runoff
- 3 Aanvoer regenwater in geval van bufferstroken met en grote oppervlakte
Dit kan met stroomsnelheidsmeters, puntmetingen in de tijd of door debiet te relateren aan (eenvoudig te meten) waterstanden, dit laatste is echter minder nauwkeurig.

Chemisch (frequent - maandelijks, of in ieder geval gedurende verschillende seizoenen):

- 1 Concentraties N-NO₃, N-NH₄, N-kjeldahl, P-PO₄, P-kjeldahl in bovenstaande watercompartimenten
- 2 Dezelfde chemische analyses van ondiep grondwater op verschillende afstanden tussen het landbouwperceel en de watergang.

Met bovenstaande gegevens kan de belasting van het systeem in vrachten worden uitgedrukt (dit is ook mogelijk na de installatie van debietsproportionele monsterapparatuur). Het concentratieverloop van nutriënten in ondiep grondwater maakt het mogelijk een breedte-dimensie aan de verwijderingsefficiëntie toe te voegen (i.e. na 10 meter is 50 procent van nitraat verwijderd). Het bepalen van nutriëntenconcentraties in de watergang is in essentie niet noodzakelijk om de efficiëntie te bepalen, maar met name in systemen die bovengestroomd al sterk belast zijn of waarbij incidenteel de moerasbufferstrook met oppervlaktewater geïnundeerd wordt kan de efficiëntie hierdoor beïnvloed worden.

Een eenvoudige methode die toegepast kan worden voor systemen die momenteel nog niet aangelegd zijn is reeds enkele jaren voor de inrichting waterkwaliteit te bepalen op verschillende punten langs de watergang (bij voorkeur net voor en na het plangebied) en dit na aanleg minstens tien jaar vol te houden. In de praktijk zal dit echter niet eenvoudig zijn, aangezien de uiteindelijke locatie van bufferstroken sterk bepaald wordt in het onderhandelingsproces in bijv. ruilverkavelingsprojecten, waardoor deze niet lang genoeg vantevoren bekend zijn bij de waterbeheerders. Al met al geldt dat maatwerk noodzakelijk is en dat het gezien de vaak complexe hydrologische condities in moerasbufferstroken niet mogelijk is een 'standaard' monitoringsprotocol op te stellen.

8

REFERENTIES

- Antheunisse AM, Loeb R, Lamers LPM & Verhoeven JTA (2006) Regional differences in nutrient limitation in floodplains of selected European rivers: implications for rehabilitation of characteristic floodplain vegetation. *River Research and Applications* 22: 1039-1055.
- ANWB (2002) ANWB-wandelroutes in het Groene Hart, gebruikersonderzoek. Vandertuuk, Culemborg.
- Arts GHP, Fellingier M & Verdonschot PFM (1998) Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen; een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom - Rapport 1998-26. STOWA, Utrecht.
- Arts GHP, Sinkeldam JA, Van den Hoorn MW, Van den Hoek TH, Van Beers PWM, Wellner R & Belgers JDM (2001) Ecologische aspecten van bufferstroken langs watergangen; veld- en laboratoriumexperimenten - Rapport 2001-25. STOWA, Utrecht.
- Bal D, Beijer HM, Fellingier M, Haveman R, Van Opstal AJFM & Van Zadelhoff FJ (2001) Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene druk. EC-LNV, Wageningen.
- Bos EJ (2004) De economische waardering van de effecten van infrastructuur op natuur: case studie 'Rondje Randstad' - Rapport 4.04.02. LEI, Den Haag.
- Bos EJ (2007) De (on)betrouwbaarheid van groene kengetallen. *Economisch Statistische Berichten* 92: 4508.
- Bos EJ, Gaaff A, Reinhard S & Riek P (2008) Maatschappelijke Kosten Baten Analyse van wandelen op boerenland. Met indicatieve cases Het Land van Wijk en Wouden en De Hoeksche Waard - Rapport 4.07.01. LEI, Den Haag.
- Bos EJ & Vogelzang T (2007) MKBA Peilverandering Polder Zegveld - Vensterrapport. LEI, Den Haag.
- Buys J, Oosterveld EB, Ellenbroek F & Bleumink H (1997) Braaklegging biedt mogelijkheden om natuurwinst te behalen in akkerbouwgebieden. *De Levende Natuur* 98: 208-213.
- Clement JC, Aquilina L, Bour O, Plaine K, Burt TP & Pinay G (2003) Hydrological flowpaths and nitrate removal rates within a riparian floodplain along a fourth-order stream in Brittany (France). *Hydrological Processes* 17: 1177-1195.
- Clevering O, Smit B, Aendekerk T & Van Weest N (2004) Mogelijkheden voor hergebruik en zuivering van uitgespoelde nutriënten - Deskstudie in het kader van het project Nutriënten Waterproof. Praktijkonderzoek Plant & Omgeving B.V., Wageningen.
- Correll DL (2003) <http://www.unl.edu/nac/riparianbibliography.htm> - Vegetated stream riparian zones: their effects on stream nutrients, sediments, and toxic substances.
- Correll DL (2005) Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering* 24: 433-439.
- CPB, MNP & RBP (2006) Welvaart en leefomgeving - achtergronddocument. Den Haag / Bilthoven.
- Craft CB (1997) Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession. *Wetlands Ecology and Management* 4: 177-187.
- Dhondt K, Boeckx P, Van Cleemput O, Hofman G & De Troch F (2002) Seasonal groundwater nitrate dynamics in a riparian buffer zone. *Agronomie* 22: 747-753.
- DLG Noord-Brabant (2003) Inrichtingsplan Chaamse beken en Strijbeekse beek. Tilburg.
- Dosskey MG (2001) Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management* 28: 577-598.

- Duel H & Te Broekhorst J (1990) Helofytenfilters voor verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijk gebied, een programmastudie. TNO Studiecentrum voor Milieu-onderzoek en het Staring Centrum, Delft-Wageningen.
- Eijgenraam CJJ, Koopmans CC, Tang PJG & Vester ACP (2000) Evaluatie van infrastructuurprojecten - Leidraad voor Kosten-Batenanalyse. CPB.
- Environmental Protection Agency (2000) A benefits assessment of water pollution control programs since 1972: benefits of point source controls for conventional pollutants in rivers and streams. Washington, USA.
- Gusewell S & Freeman C (2005) Nutrient limitation and enzyme activities during litter decomposition of nine wetlands species in relation to litter N:P ratio. *Functional Ecology* 15: 582-593.
- Güsewell S (2005) Responses of wetland graminoids to the relative supply of nitrogen and phosphorus. *Plant Ecology* 176: 35-55.
- Hefting MM (2003) Nitrogen transformation and retention in riparian buffer zones - Dissertatie. Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Hefting MM, Beltman B, Karsenberg D, Rebel K, Van Riessen M & Spijker M (2006) Water quality dynamics and hydrology in riparian zones in the Netherlands. *Environmental Pollution* 139: 143-156.
- Hefting MM, Clement JC, Bienkowski P, Dowrick D, Guenat C, Butturini A, Topa S, Pinay G & Verhoeven JTA (2005) The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering* 24: 465-482.
- Hefting MM, Bobbink R & De Caluwe H (2003) Nitrous oxide emission and denitrification in chronically nitrate-loaded riparian buffer zones. *Journal of Environmental Quality* 32: 1194-1203.
- Hendriks JHW & Ter Keurs JW (1992) Stikstofbelasting van oppervlaktewater door snel stikstoftransport op klei- en veengronden. *H2O* 25: 155-158.
- Het Brabants Bureau voor Toerisme (2008) Routekaart De Baronie - <http://www.routebureau-brabant.nl>. Tilburg.
- IPCC (2007) Climate change 2007 - Synthesis report. WMO / UNEP.
- Jaarsma NG, Verdonschot PFM, Nijboer RC & Van den Hoorn MW (2001) Ecologische streefbeeld en voor stromende wateren Veluwe & Vallei - rapport 377. Alterra, Wageningen.
- Klok C, Romkens PFAM, Naeff HSD, Arts GHP, Runhaar J, Van Diepen CA & Noij IGAM (2003) Mogelijkheden voor vermindering van fosfaatuitspoeling naar oppervlaktewater, met speciale aandacht voor bufferstroken - Rapport 635. Alterra, Wageningen.
- Lamers LPM, Lucassen ECHET, Smolders AJP & Roelofs JGM (2005) Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H2O* 17: 28-30.
- LEI (2008) Economische kentallen inkomsten landbouw - <http://www.lei.wur.nl>. Den Haag.
- Lowrance R, Altier LS, Newbold JD, Schnabel RR, Groffman PM, Denver JM, Correll DL, Gilliam JW, Robinson JL, Brinsfield RB, Staver KW, Lucas W & Todd AH (1997) Water quality functions of Riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management* 21: 687-712.
- Lyons J, Trimble SW & Paine LK (2000) Grass versus trees: Managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 919-930.
- MacArthur RH & Wilson EO (2001) The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.
- Mander U, Hayakawa Y & Kuusemets V (2005) Purification processes, ecological functions, planning and design of riparian buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24: 421-432.

- Mander U, Kuusemets V, hmus K & Muring T (1997) Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering* 8: 299-324.
- Mayer PM, Reynolds SKJr, McCutchen MD & Canfield TJ (2007) Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality* 36: 1172-1180.
- Merlo M & Della Puppa F (1994) Public benefits valuation in Italy: a review of forestry and farming applications. Economic valuation of benefits from countryside stewardship : proceedings of a workshop (eds Dubgaard A, Bateman I & Merlo M), pp. 117-131. Vauk, Kiel.
- Milieu en Natuur Planbureau (2007) Website MNP - <http://www.mnp.nl/mnc/i-nl-0243.html> en <http://www.mnp.nl/mnc/i-nl-0241.html>. Bilthoven.
- Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Voedselkwaliteit (2006) Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap: Hulpmiddel bij MKBA 's. Den Haag.
- Noij GJ, Heinen M & Groenendijk P (2008) Effectiveness of unfertilized buffer strips in the Netherlands - mid-term report. Alterra, Wageningen.
- Noij GJ, Van Bakel J, Groenendijk P, Heinen M, De Vos B, Corre W, Van Dijk W & Van der Pol-Van Dasselaar A (2005) Efficiency of bufferstrips in the Netherlands; research poposal. Alterra, Wageningen.
- Owens PN, Duzant JH, Deeks LK, Wood GA, Morgan RPC & Collins AJ (2007) Evaluation of contrasting buffer features within an agricultural landscape for reducing sediment and sediment-associated phosphorus delivery to surface waters. *Soil Use and Management* 23: 165-175.
- Parsons GR & Kealy MJ (1994) Benefits transfer in a random utility model of recreation. *Water Resources Research* 30: 2477-2484.
- Phillips IR (1999) Nitrogen availability and sorption under alternating waterlogged and drying conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30: 1-20.
- Puustiner M (2001) Management of the Runoff Waters from Arable Land. Finnish Environment Institute, Helsinki.
- RIVM (2008) www.milieuennatuurcompendium.nl. MNP, Bilthoven, CBS, Voorburg en WUR, Wageningen.
- Runhaar J, Arts GHP, Knol WC, Makaske B & Van den Brink N (2004) Waterberging en natuur - Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders - Rapport 2004-16. STOWA, Utrecht.
- Sabater S, Butturini A, Clément JC, Dowrick D, Hefting MM, Maitre V, Pinay G, Postolache C, Rzepecki M & Sabater F (2003) Water quality functions of Riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Ecosystems* 6: 20-30.
- Schaminée JHJ, Stortelder AHF & Weeda EJ (1996) De Vegetatie van Nederland. Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus press, Leiden.
- Schipper L & Vojvodic-Vukovic M (1998) Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: field trial. *Journal of Environmental Quality* 43: 574-581.
- Smolders AJP, Lamers LPM, Lucassen ECHE, Van der Velde G & Roelofs JGM (2006) Internal eutrophication: How it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- STOWA (2008) Website MKBA in de Regio - <http://www.mkbainderegio.nl>. Utrecht.
- Syversen N (2005) Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering* 24: 483-490.
- Tanner CC, Nguyen ML, Sukias JPS, Shutes B & Katima J (2003) Using constructed wetlands to treat subsurface drainage from intensively grazed dairy pastures in New Zealand. *Water Science Technology* 48: 207-213.

- Tiedje JM, Simkins S & Groffman PM (1989) Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. *Plant and Soil* 115: 261-284.
- Uusi-Kamppa J (2005) Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. *Ecological Engineering* 24: 491-502.
- Van der Salm C, Dolfing J, Groenigen JW, Heinen M, Koopmans G, Oenema J, Pleijter M & Van der Toorn A (2006) Monitoring van nutriëntenemissies op een melkveehouderijbedrijf in Waardenburg : diffuse belasting van het oppervlaktewater met nutriënten vanuit grasland op een zware kleigrond - Stowa rapport 2006-12. Stowa, Utrecht.
- Verburg G (2007) Bemestingsvrije Zone - Kamerstuk DL2007/3343 5 december 2007. Ministerie van LNV, Den Haag.
- Verhoeven JTA, Arheimer B, Yin CQ & Hefting MM (2006) Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 96-103.
- Verstraeten G, Poesen J, Gillijns K & Govers G (2006) The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure. *Hydrological Processes* 20: 4259-4267.
- Vidon PGF & Dosskey MG (2008) Testing a simple field method for assessing nitrate removal in riparian zones. *Journal of the American Water Resources Association* 44: 523-534.
- Vidon PGF & Hill AR (2004) Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research* 40.
- Vought LBM, Dahl J, Pedersen CL & Lacoursiere JO (1994) Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23: 342-348.
- Vought LBM, Pinay G, Fuglsang A & Ruffinoni C (1995) Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 31: 323-331.
- VVV Chaam (2008) Website - <http://www.vvvalphen-chaam.nl>.
- Wallis De Vries MF (1999) Over kwantiteit en kwaliteit van natuur: ruimtelijke schaal en doelsoorten als maat voor natuurkwaliteit. *Landschap* 1: 51-57.
- Waterschap Groot Salland (2007) Jaarverslag oppervlaktewaterkwaliteit 2006. Zwolle.
- Westhoff V & Jansen AJM (1990) Vegetatiegegevens uit de jaren veertig van Noordoost-Twente - Rapport 90.025. KIWA, Nieuwegein.
- Wijnen W, Hofsink H, Bos EJ, Van der Hamsvoort C & De Savornin Lohman L (2002) Baten en kosten van natuur; een regionale analyse van het Roerdal - Rapport 4.02.09. LEI, Den Haag.

9

BIJLAGEN

9.1 BIJLAGEN MKBA

9.1.1 METHODIEK NATUURWAARDERING

Methoden om de economische waarde van ongeprijsde goederen te bepalen kunnen worden onderverdeeld in Revealed Preference Waarderingsmethoden en Expressed Preference Waarderingsmethoden. Hieronder worden in het kort de belangrijkste monetaire natuurwaarderingsmethoden besproken, samengevat in Tabel 9.01.

A. Revealed Preference Waarderingsmethoden

Bij Revealed Preference Waarderingsmethoden wordt de economische waarde van natuur en milieu afgeleid uit feitelijk waargenomen marktgedrag (Merlo & Della Puppa, 1994). Deze methoden zijn uitsluitend geschikt om de gebruikswaarde van een gebied te bepalen. De twee meest gebruikte Revealed Preference Waarderingsmethoden zijn de reiskostenmethode en de hedonische prijzen methode.

A.1 Reiskostenmethode

Deze waarderingsmethode gebruikt de hoeveelheid geld en tijd die mensen spenderen aan een reis naar een natuurgebied als indicatie voor de recreatieve gebruikswaarde van het natuurgebied. Het model veronderstelt dat mensen natuurgebieden bezoeken tot het moment dat de marginale waarde van het laatste bezoek gelijk is aan reiskosten van het bezoek. Dit betreft zowel feitelijke kosten van afschrijving, benzine en dergelijke, als de monetaire waardering van tijd. De vraagcurve voor recreatie wordt verkregen door de reiskosten te beschouwen als de prijs voor recreatie.

Een moeilijk onderdeel van deze methode is waardering van tijd. Zo kunnen mensen ook nut aan de reis zelf ontlenen; het is moeilijk om de waardering voor tijd hieraan aan te passen. Verder is het moeilijk om relevante reiskosten te destilleren indien het bezoek aan een natuurgebied slechts een deel van het reisdoel is.

A.2 Hedonische Prijzen Methode

Deze waarderingsmethode gebruikt de extra prijs die mensen betalen voor een marktgoed met bepaalde natuur- en milieugerelateerde kwaliteiten in vergelijking met de prijs van het zelfde goed zonder deze kwaliteit, als indicatie voor de waarde van die natuur- en milieukwaliteiten. Daarbij gaat het hoofdzakelijk om de relatie tussen de prijzen van vastgoed (woningen) en de aanwezigheid van natuur.

Een nadeel van de hedonische prijzen methode (HPM) is dat karakteristieken van het marktgoed samen kunnen hangen waardoor statistische problemen ontstaan bij het destilleren van de gewenste karakteristieken. Verder veronderstelt de methode perfect werkende markten voor vastgoed, hetgeen niet altijd gegarandeerd is.

B. Expressed Preference Waarderingsmethoden

Bij Expressed Preference Waarderingsmethoden wordt individuen gevraagd naar hun preferenties. Deze methoden worden daarom ook wel de directe waarderingsmethoden genoemd

(Merlo & Della Puppa, 1994). De meest gebruikte Expressed Preference Waarderingsmethoden is de contingent waarderingmethode.

B.1 De Contingent Waarderingsmethode

Bij de contingent waarderingmethode ('contingent valuation method', CVM) worden individuen met een enquête gevraagd naar hun betalingsbereidheid ('Willingness To Pay', WTP) voor een hypothetische verandering in het aanbod van een publiek goed, zoals natuur of milieu. Een voordeel van CVM is dat hiermee niet-gebruikswaarden bepaald kunnen worden. Echter, een nadeel is dat het om betalingsintentie gaat in plaats van feitelijke betaling. Verder kunnen WTP-waarden beïnvloed worden door factoren zoals sociaal gewenst gedrag, onbekendheid met c.q. complexiteit van het onderwerp, opzet van de CVM-studie, etcetera.

TABEL 9.01 BELANGRIJKSTE KARAKTERISTIEKEN VAN TKM, HPM EN CVM

Methode	Preference type	Gebruikte informatie	Waarde categorie	Betrouwbaarheid
Reiskosten methode	revealed preference	waargenomen keuzes	direct use	goed
Hedonische prijzen methode	revealed preference	marktuikkomsten	direct use	goed
Contingent waardering-methode	expressed preference	hypothetische betalings-bereidheid	direct use, option, quasi-option, nonuse	onderwerp van discussie

9.1.2 BEREKENINGBATEN RECREATIE

Met de aanleg van bufferstroken neemt het areaal natuur (bos en ruigte/rietland) toe en de omvang van een natuurgebied is een van de factoren die de waardering ervoor bepaalt, waarbij een groter gebied hoger wordt gewaardeerd (Parsons & Kealy, 1994). Het areaal opengestelde natuur neemt niet toe, dus de recreatieve opvangcapaciteit (ROC) van het gebied wordt niet verhoogd. Als de strook tot meer recreanten leidt neemt de druk op de paden toe. Het hangt van de huidige recreatiedruk af of er nog wel meer fietsers / wandelaars bij kunnen. In Figuur 9.01 zijn de belangrijkste fietspaden in het gebied weergegeven. In het studiegebied is de totale lengte fietspaden en voetpaden beide 54 km.

Fietsers

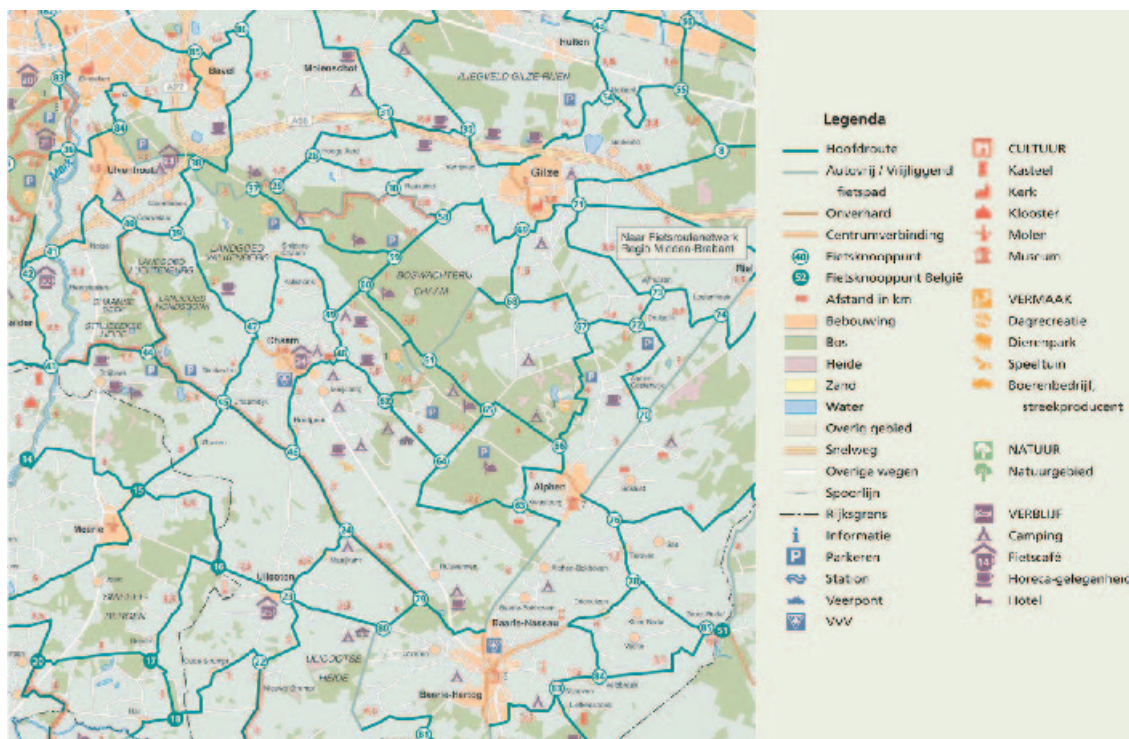
Voor het gebiedstype 'droog natuurlijk terrein' geldt als norm voor de ROC: 2,0 personen per ha per dag voor fietsen (LNV, 2006). Uitgaande van 2.761 ha natuur in het gebied (mond. med. M. Pouw, Waterschap Brabantse Delta) betekent dit in de huidige situatie op jaarbasis 5.522 fietsers het gebied bezoeken.

De orde van grootte van deze schatting komt overeen met de schatting van VVV Alphen-Chaam, welke neerkomt op ongeveer 6.000 fietsers gedurende het fietsseizoen 1 april tot en 31 oktober (mond. med. M. Rombouts, VVV Alphen-Chaam). Het gaat hier echter om zeer indicatieve schattingen gaat.

Wandelaars

Voor het gebiedstype 'droog natuurlijk terrein' geldt als norm voor de capaciteit: 6,0 personen per ha per dag voor wandelen (LNV, 2006). Uitgaande van 2.761 ha natuur betekent dit in de huidige situatie op jaarbasis 16.566 wandelingen in het gebied worden gemaakt. De orde van grootte van deze schatting komt overeen met schattingen die worden verkregen aan de hand van het onderzoek ANWB-routes in het Groene Hart (ANWB, 2002). Gecorrigeerd naar dag in de week en tijd van het jaar is m.b.v. dit onderzoek te bepalen dat het aantal wandelaars per route van 10 km ongeveer 3.000 zal bedragen, een gebied met 54 km aan wandelpaden zal ruim 16.000 wandelaars trekken. Ook hier gaat het om zeer indicatieve schattingen.

FIGUUR 9.01 BELANGRIJKSTE FIETSPADEN IN HET STUDIEGEBIED (DE BARONIE) (BBT, 2008)



Toename aantal recreanten ten gevolge van de strook

Er volgt dat als de strook een meerwaarde heeft voor recreanten de ontsluiting van het gebied dusdanig is dat dit ook waargenomen en ervaren kan worden door recreanten. Als er sprake is van een recreatieve meerwaarde dan zal er meer gefietst en gewandeld worden in het gebied. De vraag is echter hoeveel meer.

Er wordt verondersteld dat als er een aanwas van recreanten dagjesmensen betreft en geen verblijfsrecreanten. Het schatten van de relatie tussen het aantal recreanten en dergelijke kwalitatieve natuurontwikkeling is onderbelicht in de literatuur (mond. med. M. Goossen, Alterra). Een van de weinige studies die in een ex post analyse het effect van kwalitatieve natuurontwikkeling op het aantal recreanten heeft geschat is die van Wijnen et al. (2002). De auteurs nemen een groei waar van het aantal recreatieve bezoeken in WCL Midden Limburg van 23% als gevolg van agrarische natuurontwikkeling in dat gebied. De natuurontwikkeling in deze publicatie is niet verder geëxpliciteerd maar zal naar verwachting grootschaliger zijn dan dit bufferstroken project, waardoor 23% te hoog kan zijn. Tevens heeft de natuurontwikkeling van in deze studie een heel ander karakter.

Een studie die specifiek betrekking heeft op de relatie recreatief gebruik en waterkwaliteit van rivieren en stroompjes is die van E.P.A. (2000). In deze studie zijn mensen bevraagd over hun betalingsbereidheid voor verschillende niveaus van waterkwaliteit voor recreatief gebruik. Waterkwaliteitsniveaus zijn daarbij kwalitatief gedefinieerd, zoals visbaar of zwembaar. Voor een stijging van de waterkwaliteit van visbaar naar zwembaar zijn mensen bereid 9% meer te betalen. Uitgaande van de relatie tussen betalingsbereidheid en aantal bezoeken (Bos, 2007) kan daarmee daarmee 9% als proxy genomen worden voor de toename van het aantal recreanten. Ook deze studie heeft zijn beperkingen voor wat betreft de bruikbaarheid voor deze case. Ten eerste omdat het een wat gedateerde studie uit de V.S. betreft en ten tweede omdat het recreatief gebruik van het water zelf centraal staat in plaats van de beleving van de bomen en ruigte voor de wandelaars en fietsers. Echter, deze studie biedt wel inzicht in de toename van de recreatieve waardering ten gevolge van een kwalitatieve ingreep in

kleine natuurlijke watergangen. Ten tweede is het percentage aanzienlijk lager dan de studie van Wijnen et al. (2002) en internationale richtlijnen voor natuurwaardering bevelen het gebruik van voorzichtige schattingen aan (Bos, 2004).

Overigens moet opgemerkt worden dat indien er een inkomenseffect voor de regionale horeca zou zijn er daarnaast voor recreanten zelf een welvaartseffect zal optreden. Mensen die nu al recreëren in het gebied zouden, indien de strook wordt aangelegd, daar nog meer plezier aan kunnen beleven. Verder geldt dat als door de strook nieuwe recreanten naar het gebied toekomen, de strook een welvaartsverbetering voor deze nieuwkomers impliceren. Immers, zij zouden dan bereid zijn hier reiskosten voor te maken. En zij zouden dat alleen doen als de baten de reiskosten overtreffen. Tevens zouden er als er per saldo meer gefietst of gewandeld wordt positieve gezondheidseffecten kunnen optreden hetgeen zich bijvoorbeeld vertaalt in afname van kosten van gezondheidszorg (Bos et al., 2008). Gezien de onzekere oorzaak-gevolg relatie tussen de strook en toegenomen recreatie worden deze overige effecten verder buiten beschouwing gelaten.

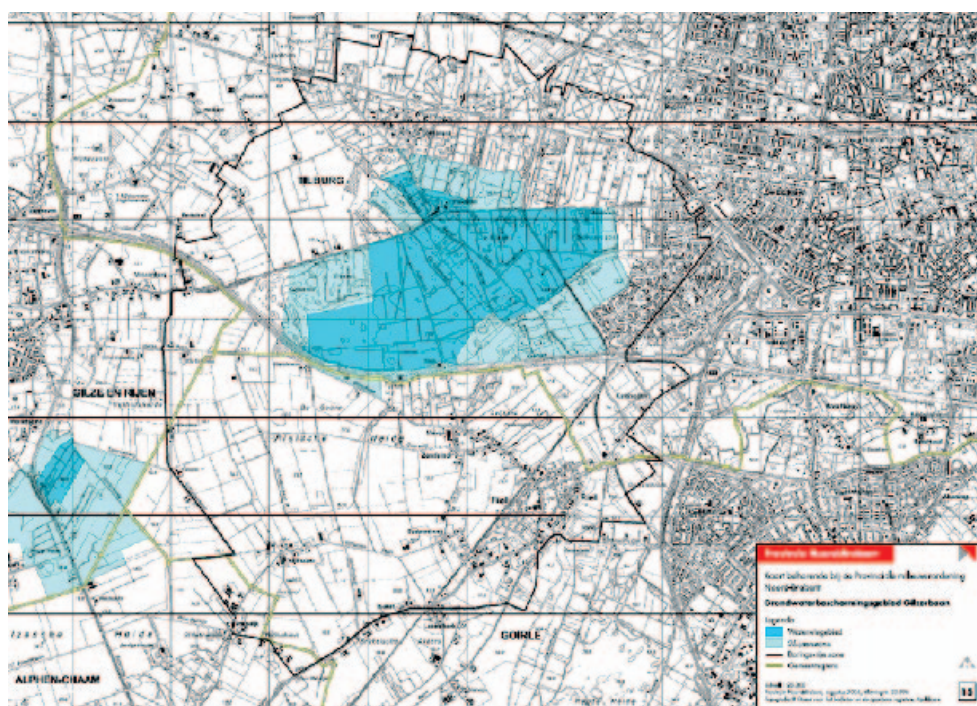
Waardering baten recreatie

Als er meer recreanten naar het gebied komen, kan dit een impuls voor de regionale economie betekenen. Zij zullen naar verwachting bestedingen doen bij bijvoorbeeld fietscafé's, horecagelegenheden, dagrecreatie, speeltuinen en streekproducten-boerderijen. Zie Figuur 9.01 voor de ligging van dergelijke gelegenheden in het gebied. De bestedingen kunnen als baat worden meegenomen zolang de bestedingen van de bezoekers niet ten koste gaan van bestedingen elders in de betreffende regio. Uitgaande van 497 extra fietsers en 1.491 extra wandelaars ten gevolge van de bufferstrook impliceert dit jaarlijkse extra inkomsten voor de regio van € 525 (zie Tabel 2.10).

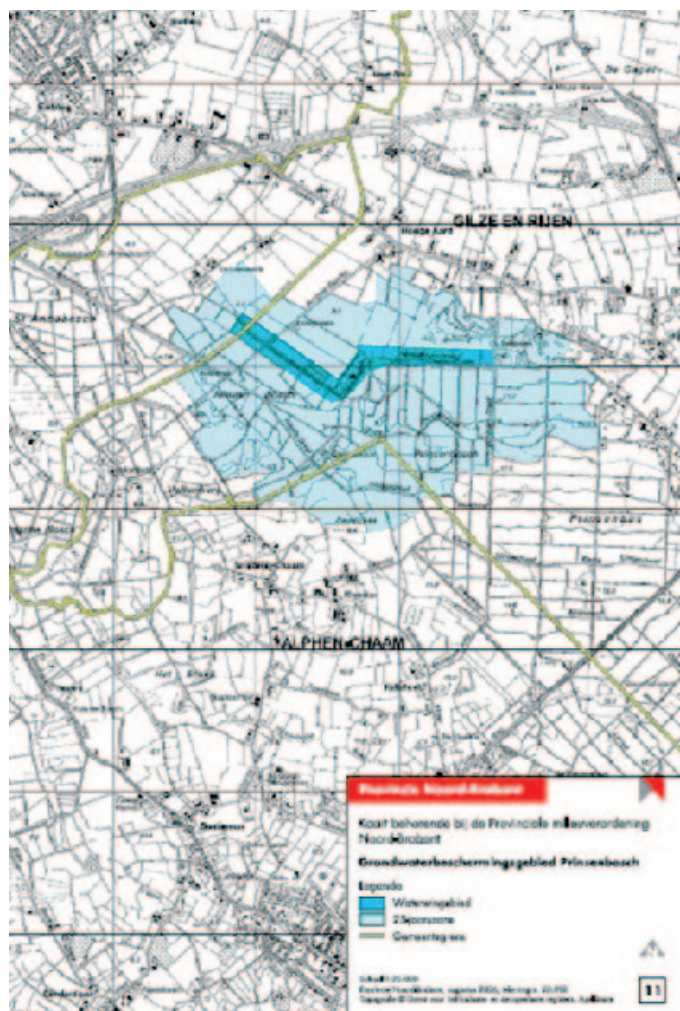
9.1.3 GRONDWATERBESCHERMINGSGBIEDEN GILZERBAAN EN PRINSENBOSCH

In Figuren 9.02 en 9.03 zijn de grondwaterbeschermingsgebieden weergegeven die mogelijk binnen het studiegebied van een MKBA op groter schaalniveau een rol spelen.

FIGUUR 9.02 GRONDWATERBESCHERMINGSGBIED GILZERBAAN (BRON: PROVINCIE NOORD-BRABANT)



FIGUUR 9.03 GRONDWATERBESCHERMINGSGBIED PRINSENBOSCH (BRON: PROVINCIE NOORD-BRABANT)



9.2 VERSLAG EXPERTMEETING NATTE BUFFERSTROKEN 5 APRIL 2007

Deelnemers

Bas van der Wal (STOWA), Liesbeth Verhoeven (Waterschap Brabantse Delta), Floris Verhagen (Royal Haskoning), Jeroen de Klein (WUR), Hans van Kapel (Waterschap Brabantse Delta), Kees Peerdeman, Ernst Bos (LEI), Mariet Hefting (UU), Adrie Geerts (Provincie Noord-Brabant), schriftelijke bijdrage Martijn Antheunisse (UU)

Doel van de bijeenkomst was het verkrijgen van een relatieve/kwalitatieve inschatting van effecten van bufferstroken op de waterkwaliteit, recreatie, waterretentie en biodiversiteit. Deze informatie is van belang voor het Brabantse bufferproject om een goede Maatschappelijke Kosten Baten Analyse (MKBA) te kunnen maken.

1. Individueel een ranking/weging aanbrengen in de effecten op basis van verwachte impact van bufferstroken

Tijdens de bijeenkomst is aan de deelnemers gevraagd om de baten van bufferstroken in te schatten op verschillende gebieden. Een schaal 1-6 werd gehanteerd met 1=onbelangrijke positieve impact, 6= belangrijke positieve impact en -(negatief) mogelijk negatieve impact.

De volgende mogelijke baten konden worden beoordeeld:

- waterkwaliteit (chemisch)
- waterkwaliteit (biologisch)
- recreatie
- waterretentie
- biodiversiteit (lokaal, buffer als biotoop)
- biodiversiteit (regionaal, buffer als corridor)

Tijdens de bijeenkomst is alleen gevraagd om een toelichting op de mogelijke baten die het hoogste werden beoordeeld door de verschillende deelnemers:

Mariet Hefting: Waterretentie en waterconservering, hoewel waterkwaliteit ook belangrijk wordt beïnvloed schat ik het effect op waterretentie groter. De effecten op de waterkwaliteit zijn sterk variabel en zijn alleen echt significant als een groot deel van het stroomgebied wordt voorzien van bufferstroken. De 6,5 km is vermoedelijk te weinig voor een significant verschil in waterkwaliteit in het hele Chaamse beken gebied.

Kees Peerdeman: Waterkwaliteit en waterretentie zijn het belangrijkste. Doel van de aanleg van bufferstroken is de waterkwaliteitsverbetering. Uiteindelijk hopen we zelfs op effecten op waterkwaliteit op Volkerrak-Zoommeer.

Bas van der Wal: Biodiversiteit regionaal en lokaal. Effecten van buffers op de waterkwaliteit komen ook tot uiting in de biodiversiteit.

Ernst Bos: Waterkwaliteit (chemisch en biologisch), waterretentie, biodiversiteit lokaal allen van even groot belang. Biodiversiteit regionaal en recreatie onbepaald.

Floris Verhagen: Waterkwaliteit (chemisch) en misschien antiverdroging

Hans van Kapel: Biologische waterkwaliteit en recreatie (want het is een toeristisch gebied en met de strook worden oude cultuurhistorische landschapswaarden in ere hersteld). Vanuit het perspectief van recreatie is het belangrijk dat stroken worden ingericht met bomen.

Jeroen de Klein: Waterkwaliteit (chemisch, de totale belasting is echter belangrijker) en waterretentie, recreatie beperkt, lokale biodiversiteit alleen tengevolge van migratie functie (geen biotoop).

Liesbeth Verhoeven: Waterkwaliteit en waterretentie

Adrie Geerts: Waterretentie, lokale biodiversiteit en recreatie

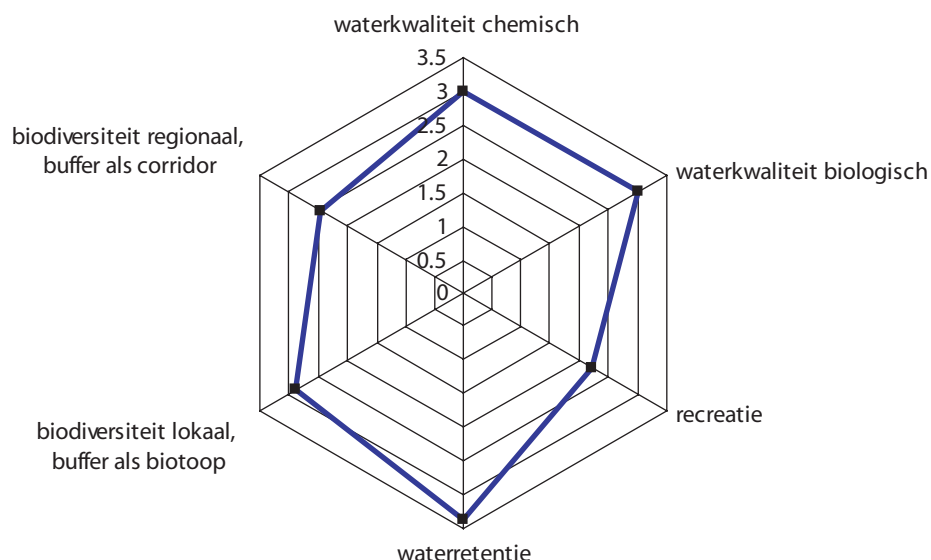
Martijn Antheunisse: Meest functioneel voor waterretentie. Buffersystemen zijn wel degelijk belangrijk voor chemische (en ook biologische) waterkwaliteit, maar dit hangt wel zeer sterk af van lokale (hydrologische en geomorfologische) condities en hier moet dan ook goed met de inrichting rekening gehouden worden. Naast zuivering van drainagewater kan er mogelijk ook verwijdering van nutriënten uit het oppervlaktewater plaatsvinden, waardoor er direct een regionaal effect is. Effectieve bufferstroken zullen minder interessant zijn uit oogpunt van biodiversiteit en daarmee ook kleinere recreatieve waarden hebben.

Uit de gemiddelde scores van de mogelijke baten (Figuur 9.04) blijkt dat waterretentie en waterkwaliteit de hoogste scores hebben. Voor de biodiversiteit is opvallend dat de buffer als biotoop hoger scoort dan de buffer als corridor terwijl in de discussie toch de corridor functie sterk is benadrukt.

Additionele baten van bufferstroken die zijn toegevoegd door deelnemers zijn:

- Voorbeeldfunctie
- Waterconservering/antiverdroging (2i)
- Landschappelijke waarde (indien bos/struweel)
- Bijdrage realisatie EHS

FIGUUR 9.04 GEMIDDELDE SCORES VAN MOGELIJKE BATEN VAN BUFFERSTROKEN.



2. Plenaire discussie per effect, vragen en antwoorden

2a. Retentiecapaciteit van de bufferstrook

Vragen:

- Wat is de retentiecapaciteit van een dergelijke bufferstrook over een lengte van 6,5 km
- Zou de ligging van de geplande 6,5 km van invloed kunnen zijn op de waterberging (opgave) in dit gebied?
- Wat zijn de kosten per kuub voor waterretentie in de vorm van een dergelijk slootprofiel rekening houdend met aanleg en jaarlijks onderhoud?
- Wat zijn de kosten per kubieke meter water wanneer dezelfde retentie plaats zou vinden in een retentiebekken?
- Wat is de schade wanneer de retentie niet wordt gerealiseerd? In termen van kans en schade per tijdseenheid.

Antwoorden:

- 1 kuub water / strekkende meter
- Effect van bufferstroken op de piekreductie zijn gering in de orde grootte van < <5%
- De locatie van de buffer in bovenloop of middenloop maakt niet veel uit voor de waterberging
- Er ligt formeel gezien geen bergingsopgave, er treedt wel inundatie op maar niet op gevoelige gronden.
- Waterberging niet optimaal in hellend gebied dat is zo, maar zo hellend is dit nu ook niet (15 cm per 350 m)
- 6,5 km waarschijnlijk een beperkte, van belangzijnde retentiewerking
- Kosten per kuub retentie ongeveer zelfde voor strook als voor bekken (3-4 euro)
- Voor waterberging maakt de inrichting bos/ ruigte niet uit
- Waterschade boeren is beperkt
- Wel een risico op wateroverlast aanwezig bij Singel van Breda, maar afwenteling echter niet uitgewerkt.

*2b Biodiversiteit gebiedsspecifiek**Vragen:*

- Is er een positief effect te verwachten van deze strook op de biodiversiteit in het gebied van de Chaamse beken?
- Is de ligging van de geplande 6,5 km gunstig ten opzichte van al bestaande natuurgebieden?
- Kan deze strook fungeren als biotoop en / of corridor, en zo ja welke soortsgroepen zullen hier gebruik van kunnen maken.
- Heft de aanleg van deze stroken bestaande (bekende?) barrières op?
- Verwacht u effecten van de strook op de visstand in het aangrenzende water?

Antwoorden:

- Buffer is niet belangrijk als biotoop.
- Strook zal qua corridorfunctie toegevoegde waarde hebben. Ecologische knelpunten kunnen worden opgelost. Soorten die profiteren zijn bijvoorbeeld: kleine zoogdieren, libellen, vlinders en reptielen.
- Verbinden van een aantal bestaande en geplande gebieden met elkaar, dit geldt echter niet voor het 6,5 km scenario maar voor het hele herinrichtingsplan, het blijkt onmogelijk om dat effect los te zien van de rest van het plan.
- Er is genoeg geschikt habitat dichtbij
- Moerasflora zal er weinig profijt van hebben.
- Strook zal geen grote impact hebben op aquatische biodiversiteit, tenzij er inhammen voor paaiplekken gemaakt worden maken
- Voor aquatische biodiversiteit kan een beplanting van bufferstroken met bos voordelig zijn vanwege schaduwwerking.
- Ervaringen met hermeandering in dezelfde regio zeer positieve effecten.

*2c Biodiversiteit theoretisch**Vragen:*

- Is er een positief effect te verwachten van een dergelijke strook op de locale of zelfs regionale biodiversiteit?
- Kan een dergelijke strook fungeren als corridor, en zo ja welke organismen zullen hier gebruik van kunnen maken?
- Is het effect op de biodiversiteit van een lijnvormig element groter of kleiner vergeleken met eenzelfde oppervlak 'natuur' in een andere vorm (connectiviteit versus negatieve randeffecten)?
- Zijn er ook negatieve effecten te verwachten (invasieve soorten)?

Antwoorden:

- Het is locatiespecifiek, dat beperkt de mogelijkheden voor opschaling
- Een groter areaal heeft waarschijnlijk meer toegevoegde waarde voor biodiversiteit dan een dunne strook (minder randeffecten)

*2d Recreatie**Vragen:*

- Zou de aanleg van de strook in voldoende mate 'beleefd' kunnen worden door wandelaars en fietsers? Dat wil zeggen, bevinden wandel -en fietspaden zich in de nabijheid van de strook?
- Is het mogelijk dat de strook meerwaarde heeft voor de bezoekers? En gaat het daarbij om een significant effect?

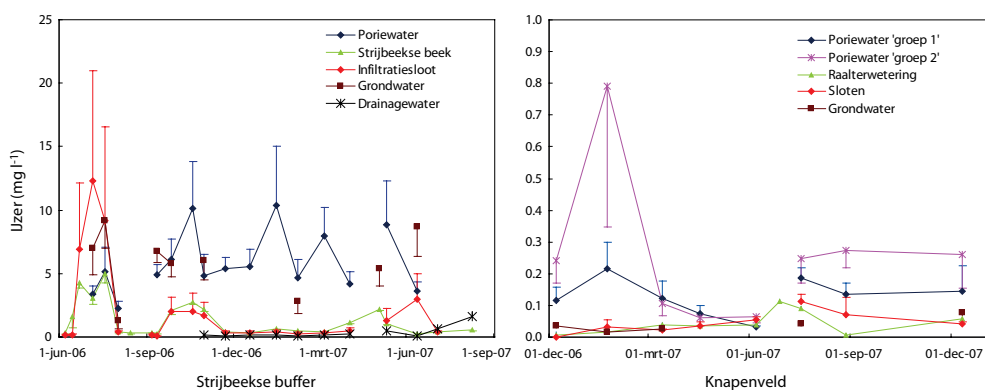
Antwoorden:

- Maak onderscheid in toeristen (recreanten van buiten de regio) en omwonende recreanten
- Naast wandelaars en fietsers gaat het ook om ruiters, kanoërs en mountainbikers.
- Waarschijnlijk kunnen de recreanten de beplantingen op de strook wel waarnemen (het gebied is goed ontsloten) maar de vraag is of ze het ook als meerwaarde zien
- wanneer buffers ingericht worden met bos zal dat significant kunnen bijdragen. Waardering kleinschalig landschap met houtwallen. Oorspronkelijk aanwezig in dit gebied.
- op het moment dat de biodiversiteit verbeterd kan worden, zal dit ook een positief effect hebben op de recreatie (eerste hand ervaring)

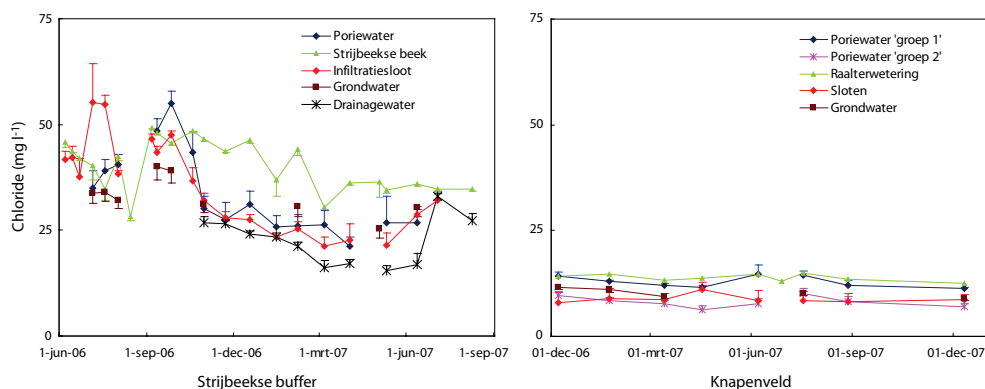
9.3 IONENCONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN VAN DE STUDIEGEBIEDEN

In deze bijlage zijn figuren opgenomen (Figuur 9.05 t/m 9.09), waarin de concentraties van verschillende an- en kationen in de watercompartiment van de twee onderzoeksgebieden opgenomen zijn. Zie hoofdstuk 3 en 5 voor uitleg van de monsterpunten en onderverdeling van watercompartimenten.

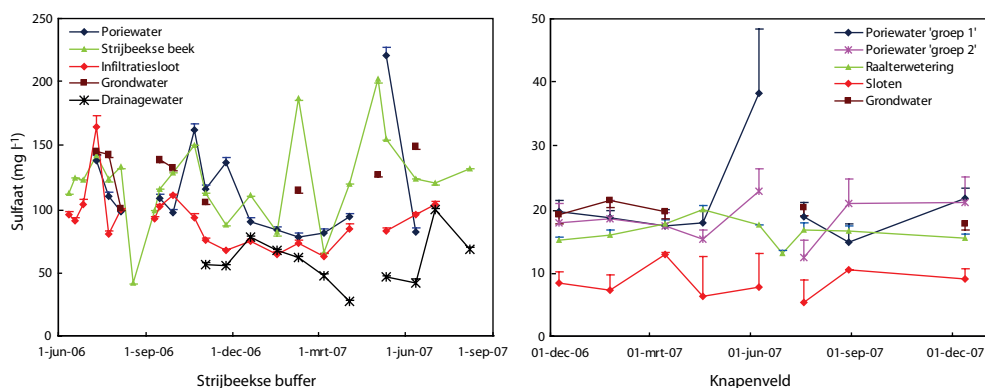
FIGUUR 9.05 IJZER CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE IN DE STRIJBEEKSE BUFFER (LINKER PANEEL) EN HET KNAPENVELD (RECHTERPANEEL). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 3 TOT 31) PER METING. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER. NB: HET BEREIK VAN DE Y-AS IS NIET HETZELFDE VOOR BEIDE GRAFIEKEN!



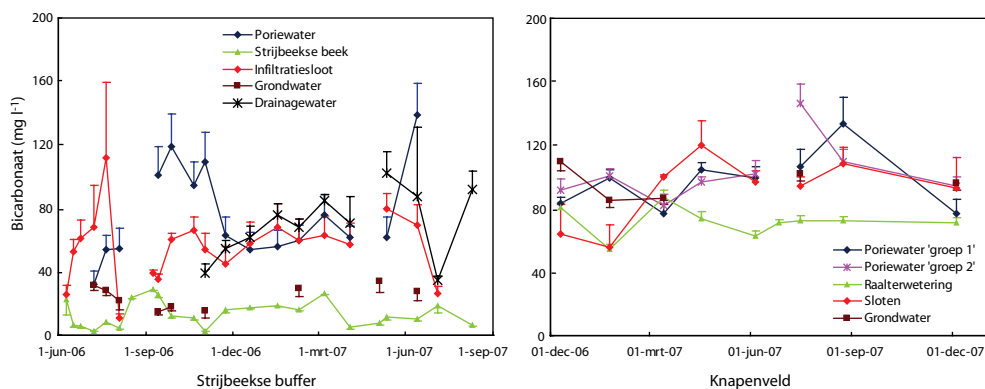
FIGUUR 9.06 CHLORIDE CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE IN DE STRIJBEEKSE BUFFER (LINKER PANEEL) EN HET KNAPENVELD (RECHTERPANEEL). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 3 TOT 31) PER METING. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



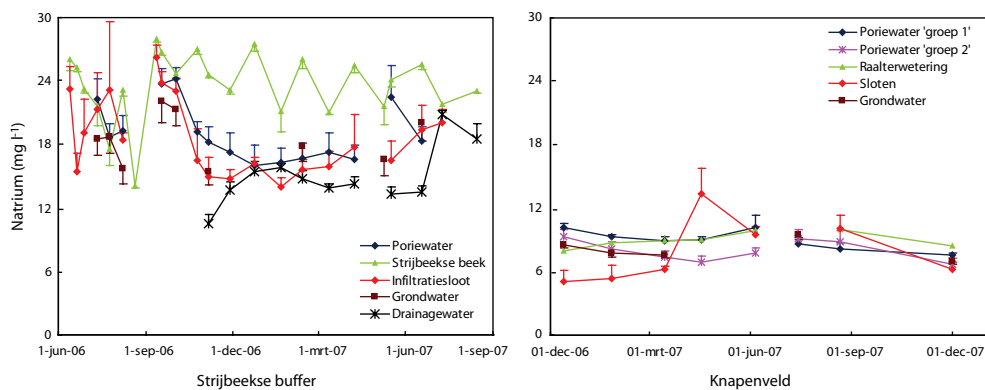
FIGUUR 9.07 SULFAAT CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE IN DE STRIJBBEEKSE BUFFER (LINKER PANEEL) EN HET KNAPENVELD (RECHTERPANEEL). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 3 TOT 31) PER METING. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER. NB: HET BEREIK VAN DE Y-AS IS NIET HETZELFDE VOOR BEIDE GRAFIEKEN!



FIGUUR 9.08 BICARBONAAT CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE IN DE STRIJBBEEKSE BUFFER (LINKER PANEEL) EN HET KNAPENVELD (RECHTERPANEEL). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 3 TOT 31) PER METING. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



FIGUUR 9.09 NATRIUM CONCENTRATIES IN DE VERSCHILLENDE WATERCOMPARTIMENTEN GEDURENDE DE MONITORINGPERIODE IN DE STRIJBBEEKSE BUFFER (LINKER PANEEL) EN HET KNAPENVELD (RECHTERPANEEL). WAARDEN ZIJN GEMIDDELDEN VAN ALLE METINGEN (VAN 3 TOT 31) PER METING. FOUTBALKEN GEVEN DE STANDAARDFOUT WEER.



9.4 SOORTENLIJSTEN VEGETATIE GEMONITORDE BUFFERSTROKEN

In deze bijlage is een tabel opgenomen met waargenomen plantensoorten in de twee onderzoeksgebieden (Tabel 9.02).

TABEL 9.02 WAARGENOMEN PLANTENSOORTEN IN DE MOERASBUFFERSTROOK LANGS DE STRIJBEEKSE BEEK (SEPTEMBER 2007) EN HET RETENTIEGEBIED BIJ KNAPENVELD (APRIL 2008) – OPNAMES DIRECT BIJ DE TRANSECTEN. IN TOTAAL ZIJN ER IN DE STRIJBEEKSE BUFFER 21 SOORTEN GEVONDEN EN IN IN HET KNAPENVELD 42. HIERBIJ DIENT ECHTER OPGEMERKT TE WORDEN DAT VROEGE TIJDSTIP IN HET JAAR VOOR DE OPNAME IN HET KNAPENVELD ER HOOGSTWAARSCHIJNLIJK HEEFT TOE GELEID DAT MET NAME VEEL EENJARIGE SOORTEN NIET OPGEMERKT ZIJN EN HET UITEINDELIJKE VERSCHIL IN SOORTENAANTAL TUSSEN DE TWEE STUDIEGEBIEDEN VEEL GROTER IS.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Strijbeekse beek	Knapenveld
<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras	x	x
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegebree		x
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Geknikte vossenstaart	x	
<i>Alopecurus pratensis</i>	Grote vossenstaart		x
<i>Bidens frondosa</i>	Zwart tandzaad	x	
<i>Callitriche platycarpa</i>	Gewoon sterrenkroos		x
<i>Cardamine pratense</i>	Pinksterbloem	x	x
<i>Carex acuta</i>	Scherpe zegge		x
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge		x
<i>Carex pseudocyperus</i>	Hoge cyperzegge		x
<i>Carex riparia</i>	Oeverzegge		x
<i>Cirsium arvensis</i>	Akkerdistel	x	x
<i>Eleocharis palustris</i>	Gewone waterbies		x
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgenroosje		x
<i>Epilobium palustre</i>	Moerasbasterdwederik		x
<i>Equisetum arvense</i>	Heermoes		x
<i>Equisetum fluviatile</i>	Holpijp	x	
<i>Galium palustre</i>	Moeraswalstro	x	
<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	x	
<i>Glyceria fluitans</i>	Mannagras	x	x
<i>Glyceria maxima</i>	Liesgras	x	x
<i>Groenlandia densa</i>	Paarbladig fonteinkruid		x
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	x	x
<i>Isolepis setaceus</i>	Borstelbies		x
<i>Juncus articulatus</i>	Zomprus	x	x
<i>Juncus conglomeratus</i>	Biezenknoppen		x
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus		x
<i>Lemna minor</i>	Eendenkroos		x
<i>Lolium perenne</i>	Engels raaigras		x
<i>Lotus corniculatus</i>	Moerasrolklaver	x	x
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Echte koekoeksbloem		x
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	x	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	x	
<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattenstaart		x
<i>Myosotis laxa</i>	Zompvergeet-mij-nietje	x	
<i>Myosotis scorpioides</i>	Moerasvergeet-mij-nietje		x

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Strijbeekse beek	Knapenveld
<i>Persicaria hydropiper</i>	Waterpeper	x	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras		x
<i>Plantago major</i>	Brede weegbree		x
<i>Poa annua</i>	Straatgras		x
<i>Potentilla repens</i>	Witte klaver		x
<i>Ranunculus flammula</i>	Egelboterbloem		x
<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem	x	x
<i>Ranunculus scleratus</i>	Blaartrekkende boterbloem		x
<i>Rorippa microphylla</i>	Slanke waterkers		x
<i>Rumex acetosa</i>	Veldzuring	x	
<i>Rumex obtusifolius</i>	Ridderzuring		x
<i>Salix sp</i>	Wilg		x
<i>Sparganium emersum</i>	Kleine egelskop		x
<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur	x	
<i>Taraxacum officinalis</i>	Paardenbloem		x
<i>Typha latifolia</i>	Lisdodde		x
<i>Urtica dioica</i>	Gewone brandnetel	x	x

9.5 ENQUÊTE BUFFERSTROKEN UITGEZET BIJ DE WATERSCHAPPEN

Hieronder is de originele vragenlijst, verstuurd op 7 februari 2007 integraal opgenomen.

Geachte respondent,

De enquête die voor u ligt bestaat uit vier onderdelen. In onderdeel A wordt u gevraagd informatie over uw eigen situatie te geven, in onderdeel B en C wordt u gevraagd een overzicht te geven van alle projecten (uitgevoerd en gepland) in uw werkgebied waarin bufferstroken zijn aangelegd of waar heringerichte oeverzones mogelijk een bufferende functie kunnen hebben. In deel D (5 ex. meegestuurd) wordt u tenslotte gevraagd details te geven per project dat in deel B en C is genoemd. Indien u meer dan vijf projecten wilt beschrijven, kunt u extra formulieren downloaden op onderstaand web-adres, telefonisch aanvragen is eveneens mogelijk (Martijn Antheunisse, (030) 253 6190).

Meer informatie (en digitale versies van de enquête) kunt u vinden op:
<http://www.bio.uu.nl/LandscapeEcology/bufferstroken>

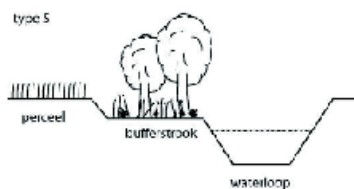
Algemeen deel enquête (A-C)

A. Gegevens respondent	
<i>A1. Contactdetails:</i>	
Naam:	
Adres, postcode, plaats:	
Tel nr.:	
E-mail:	
<i>A2. Waterschap waarbij u werkzaam bent:</i>	
<i>A3. Uw functie binnen het waterschap:</i>	
B. Bufferstrookprojecten in het werkgebied van het waterschap	
<i>In het rapport van Arts et al. uit 1998 worden verscheidene typen bufferstroken langs waterlopen onderscheiden¹. Hieronder treft u een beschrijving aan van de verschillende typen volgens een algemenere indeling, zoals gebruikt in deze inventarisatie. Na de beschrijvingen van de typen kunt u aangeven of er binnen het werkgebied van uw waterschap dergelijke bufferstroken aangelegd zijn of projecten in ontwikkeling waar bufferstroken aangelegd gaan worden. Indien dit het geval is wordt u verzocht per project een exemplaar van bijlage D in te vullen.</i>	
Type 1: Droge bufferstrook met niet-houtig gewas (gras of kruidachtige vegetatie) dat verschilt van het gewas op de aangrenzende akker. De hoogte van het maaiveld in de bufferstrook, en de waterhuishouding zijn niet aangepast. Dit zijn bijvoorbeeld projecten in het kader van ecologisch akkerrandbeheer, met ingezaaide akkerranden, maar ook braakliggend terrein waar ruigtevegetaties zich ontwikkelen	<p>type 1</p>
Type 2. Droge bufferstrook met bos-begroeiing. De hoogte van het maaiveld in de bufferstrook, en de waterhuishouding zijn niet aangepast. Dit zijn bijvoorbeeld natuurontwikkelings-projecten waarin de vegetatie de mogelijkheid heeft gekregen zich verder te ontwikkelen, maar ook aangeplante houtwallen vallen binnen dit type.	<p>type 2</p>
Type 3. Natte bufferstrook met met niet-houtige begroeiing (gras of kruidachtige vegetatie) in dras-situatie. Het maaiveld van de bufferstrook is verlaagd, maar ligt gemiddeld boven het waterpeil van de waterloop. Drainagewater van het aangrenzende perceel kan zowel actief (drainage) als passief (afstroming) het oppervlaktewater bereiken. Een voorbeeld van dit type bufferstrook zijn verlaagde schouwpaden.	<p>type 3</p>

Type 4. Natte bufferstrook met met niet-houtige begroeiing (gras of kruidachtige vegetatie, vaak gedomineerd door helofyten) in plas-situatie. Het maaiveld van de bufferstrook is verlaagd, en ligt gemiddeld onder het waterpeil van de waterloop, zodat deze permanent onder water staat. Drainagewater van het aangrenzende perceel kan zowel actief (drainage) als passief (afstroming) het oppervlaktewater bereiken.



Type 5. Natte bufferstrook met met houtige begroeiing (elzenbroekbos of wilgenstruweel) in dras- of plas-situatie. Het maaiveld van de bufferstrook is verlaagd. Drainagewater van het aangrenzende perceel kan zowel actief (drainage) als passief (afstroming) het oppervlaktewater bereiken. Dit zijn bijvoorbeeld natuurontwikkelingsprojecten waarin de vegetatie de mogelijkheid heeft gekregen zich verder te ontwikkelen.



B1. In hoeverre zijn er in het werkgebied van uw waterschap bufferstroken van bovenstaande of andere typen aangelegd of gepland? Indien u bij één of meerdere typen aangeeft dat deze aanwezig zijn of in ontwikkeling wordt u verzocht per project een exemplaar van bijlage D in te vullen.

Type bufferstrook	Reeds aangelegd	Gepland/in ontwikkeling
Type 1 (droog, gras/kruid)	ja / nee	ja / nee
Type 2 (droog, hout)	ja / nee	ja / nee
Type 3 (nat-dras, gras/kruid)	ja / nee	ja / nee
Type 4 (nat-plas, gras kruid)	ja / nee	ja / nee
Type 5 (nat, hout)	ja / nee	ja / nee
Overige typen <i>beschrijven in bijlage D</i>	ja / nee	ja / nee

C. Overige projecten betreffende perceelranden en/of oeverzones van waterlopen
Naast stroken die primair aangelegd zijn als buffer tussen het perceel en aangrenzend oppervlaktewater (zoals besproken in deel B), willen we ook een overzicht krijgen van ingerichte oeverzones die niet primair als bufferzone zijn aangelegd, maar mogelijk wel de belasting van het oppervlaktewater verminderen (secundaire bufferstroken). Dit kunnen stroken zijn die aangelegd zijn als onderdeel van de ecologische hoofstructuur (natte verbindingzones) en omvorming van het (beek)profiel ten behoeve van waterberging, maar ook kleine landschapselementen met cultureelhistorische waarden (hakhoutbosjes) kunnen een bufferfunctie hebben.

C1. In hoeverre zijn er in het werkgebied van uw waterschap perceelranden en/of oeverzones aanwezig die mogelijk een bufferfunctie hebben, maar niet als zodanig aangelegd zijn? Indien u bij een van onderstaande projectcategorieën aangeeft deze uitgevoerd zijn of ingepland zijn, wordt u verzocht per project een exemplaar van bijlage D in te vullen.

Type project	Reeds aangelegd	Gepland/in ontwikkeling
EHS verbindingzone	ja / nee	ja / nee
Waterberging (accoladeprofiel)	ja / nee	ja / nee
Cultuur-landschappelijke elementen	ja / nee	ja / nee
(Lokale) biodiversiteitimpuls	ja / nee	ja / nee
Overig	ja / nee	ja / nee

1. Bemestings- en bestrijdingsmiddel vrije zones langs perceelranden, maar verder identiek in landbouwkundig gebruik als de rest van het perceel zijn geen onderdeel van deze inventarisatie, evenals natuurvriendelijke oevers die deel uitmaken van de waterloop.

Projectspecifiek deel enquête (D)

D. Fact-sheet individuele bufferstrookprojecten	
Gelieve per project (uit vraag B of C) één van deze informatiebladen zo volledig mogelijk in te vullen. Indien vragen niet van toepassing zijn of de gegevens bij u niet bekend zijn dit bij voorkeur aangeven.	
<i>D1. Projectnaam:</i>	
<i>D2. Locatie (waterloop of gebied):</i>	
<i>D3. Kader bufferstrookproject (bijv. subsidieprogramma van landelijke overheid):</i>	
<i>D4. Doel project (aanvinken, wat van toepassing is, meerdere antwoorden mogelijk):</i>	
<input type="checkbox"/> Reductie belasting oppervlaktewater met voedingsstoffen (stikstof en fosfor) <input type="checkbox"/> Reductie belasting oppervlaktewater met bestrijdingsmiddelen <input type="checkbox"/> Stimuleren biodiversiteit (zowel in de bufferstrook als in het oppervlaktewater) <input type="checkbox"/> Creëren ecologische verbindingzone (EHS kader) <input type="checkbox"/> Waterberging (in profiel waterloop) <input type="checkbox"/> Anders, nl.:	
<i>D5. Projectpartners (bijv. agrariërs, andere overheden en ingenieurbureaus):</i>	
<i>D6. Looptijd project (indien het project nog niet geïmplementeerd of voltooid is een vermoedelijke einddatum geven):</i>	
Periode: tot	
<i>D7. Type bufferstrook (zie vraag B voor details), aanvinken wat van toepassing is. Indien de strook niet primair aangelegd is als bufferstrook (C), aangeven welk van de beschreven typen bufferstrook het best aansluit bij de huidige inrichting:</i>	
<input type="checkbox"/> Type 1: Droge bufferstrook met kruidachtige vegetatie <input type="checkbox"/> Type 2: Droge bufferstrook met houtige vegetatie <input type="checkbox"/> Type 3: Dras bufferstrook met kruidachtige vegetatie <input type="checkbox"/> Type 4: Plas bufferstrook met kruidachtige vegetatie <input type="checkbox"/> Type 5: Dras of plas bufferstrook met houtachtige vegetatie <input type="checkbox"/> Combinatie van type ... en type ... <input type="checkbox"/> Overige typen (omschrijven en/of schetsen):	
<i>D8. Grootte bufferstrook</i>	
Lengte: m	
Breedte (gemiddeld): m	
<i>D9. Beheer. Gelieve aanvinken hoe de bufferstroken beheerd worden en met welke frequentie (meerdere antwoorden mogelijk):</i>	
<input type="checkbox"/> Maaien bufferstrook, zonder afvoeren maaisel	frequentie:
<input type="checkbox"/> Maaien bufferstrook, afvoeren maaisel	frequentie:
<input type="checkbox"/> Schonen oevers waterloop	frequentie:
<input type="checkbox"/> Andere type beheer, nl.:	frequentie:
<i>D10. Kosten. U wordt gevraagd een schatting te geven van de totale kosten van het project, zowel eenmalige posten als jaarlijks terugkerende posten (indien van toepassing).</i>	

<i>Eenmalige kosten:</i>	
Grondverwerving:	€
Gebiedsinrichting:	€
Overig, nl:	€
Jaarlijks terugkerende kosten (€/j):	
Beheer (schoenen, maaien etc.):	€
Vergoeding grondeigenaar:	€
Overig, nl:	€
<i>D11. Baten. In een aantal gevallen is het mogelijk baten van bufferstrookprojecten in geld uit te drukken, bijvoorbeeld besparing in waterzuiveringscapaciteit, of besparing in uitgaven voor overstromingsmaatregelen indien de bufferstrook een primaire of secundaire waterbergingsfunctie heeft.</i>	
Eenmalige baten:	€
.....	€
Jaarlijks terugkerende baten (€/j):	€
.....	€
<i>D12. Monitoring en onderzoek. Gelieve aanvinken welke vormen van monitoring uitgevoerd zijn of nog worden uitgevoerd, aangeven hoeveel meetpunten in het project gemonitord worden en in welk periode (in jaren) de monitoring heeft plaatsgevonden (meerdere antwoorden mogelijk):</i>	
<input type="checkbox"/> Waterkwaliteitsmeetpunten in oppervlaktewater; aantal:	periode: t/m
<input type="checkbox"/> Waterkwaliteitsmeetpunten in grondwater/ bodemwater; aantal:	periode: t/m
<input type="checkbox"/> Biologisch meetpunten in oppervlaktewater; aantal:	periode: t/m
<input type="checkbox"/> Andere typen meetpunten, nl:	
.....; aantal:	periode: t/m
<input type="checkbox"/> Ander type monitoring (bijv. inventarisatie diversiteit vegetatie of insecten, danwel gedetailleerde procesmetingen door derden), nl:	
.....	periode: t/m
<i>D13. Werking bufferstrook. In onderstaande kader wordt u gevraagd uw ideeën te geven over de werking en efficiënte van de bufferstrook (o.a. verwijdering voedingsstoffen). In eerste instantie zoals verkregen door de eventueel uitgevoerde monitoring, daarna ook door uw mening als expert en overige waarnemingen in het veld (bijv. zichtbare verbetering waterkwaliteit):</i>	
Werking (uitkomst monitoring):	
Werking (expertise respondent):	
<i>D14. Overige opmerkingen en bijzonderheden van dit bufferstrookproject.</i>	

stowa

STICHTING
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 35 03 RB UTRECHT

