1998-26_bufferstroken-watergangen-literatuuronderzoek

stowa

ichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen

Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom

98 26

ibn-dlo

IWACO

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen

Een literatuuronderzoek naar werking, rendement en kansrijkdom

98 26

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 232 11 99
Fax 030 232 17 66

Publicaties en het publicatie-overzicht van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Verpakkers BV
Postbus 281
2700 AC Zoetermeer
tel. 079 - 361 11 88
fax. 079 - 361 39 27
o.v.v. ISBN- of bestelnummer en een duidelijk afleveradres.
ISBN 90.5773.036.7

Given the complexicity of buffer zone processes and their various purposes, a useful retort to the question of "how wide a buffer zone should be" is "how wide do you want it".

Haycock et al. (1997)

INHOUDSOPGAVE

Ten geleide iii

Samenvatting v

1 Inleiding
1.1 Inleiding tot het onderzoek 1
1.2 Typen bufferstroken 2
1.3 Leeswijzer 3

2 Transport van nutriënten richting oppervlaktewater
2.1 Beschrijving van transportroutes 5
2.1.1 Inleiding 5
2.1.2 Aanvoer via de lucht 7
2.1.3 Aanvoer via het (grond)water 7
2.2 Getransporteerde hoeveelheden 8
2.2.1 Inleiding 8
2.2.2 Kwantificering van hoeveelheden in Nederland 9

3 Processen in de bufferstrook
3.1 Inleiding 11
3.2 Processen in de luchtfase 11
3.2.1 Inleiding 11
3.2.2 Bepalende factoren in de luchtfase 12
3.3 Processen aan het bodemoppervlak 12
3.3.1 Inleiding 12
3.3.2 Bepalende factoren aan het bodemoppervlak 14
3.4 Processen in de bodem 17
3.4.1 Inleiding 17
3.4.2 Bepalende factoren in de bodem 18
3.5 Conclusies: welke processen spelen een rol in bufferstroken ? 27

4 Effecten en rendementen van bufferstroken
4.1 Inleiding 31
4.2 Rendement van bufferstroken met een aerobe bodem 32
4.3 Rendement van bufferstroken met een anaerobe bodem 37
4.4 Effecten van bufferstroken op het ontvangende water 40
4.5 Conclusies ten aanzien van effecten en rendementen 42

5 Inrichting en beheer van bufferstroken
5.1 Inrichting 43
5.2 Beheer 45

6 Kansen voor bufferstroken in Nederland: synthese 47

7 Aanbevelingen voor verder onderzoek 53

8 Referenties 55

Bijlagen

1. Overzicht van hoeveelheden stikstof en fosfor die via uit- en afspoeling het oppervlaktewater bereiken. De gegevens zijn afkomstig van verschillende literatuurbronnen (zie laatste kolom).
2. Kwantificering van verwijderingsprocessen.
3. Bufferstrookprojecten in Nederland

TEN GELEIDE

Bufferzones langs watergangen worden, ook in Nederland, in toenemende mate gebruikt om het oppervlaktewater te beschermen tegen ongewenste invloeden, zoals belasting met eutrofiërende stoffen en bestrijdingsmiddelen. Daarbij zijn een aantal belangrijke vragen nog onbeantwoord: Werken bufferstroken als het gaat om de verwijdering van fosfaat en stikstof? Wat zijn de verwijderingspercentages? Volgens welke principes werken bufferstroken en welke processen spelen hierbij een rol? Zijn deze processen te beïnvloeden en op welke wijze?

Om een antwoord te krijgen op bovenstaande vragen heeft de STOWA aan het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Dienst Landbouwkundig Onderzoek (IBN-DLO) opdracht gegeven om onderzoek uit te voeren naar het functioneren van bufferzones. Allereerst heeft het IBN-DLO een literatuurstudie uitgevoerd, waarin nationale en internationale kennis omtrent bufferstroken is samengevat in een overzichtsrapport. Hierbij is de aandacht in eerste instantie gericht op de bufferende werking van bufferstroken ten aanzien van vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met stikstof en fosfaat. Er zijn echter ook andere doeleinden van bufferzones mogelijk, die niet in dit onderzoek zijn uitgewerkt. Onder andere op basis van het hier gepresenteerde literatuuronderzoek zal een zo zinvol mogelijke invulling aan het hierna te starten veldonderzoek gegeven worden.

Het onderzoek is uitgevoerd door het IBN-DLO, projectleider mevr. dr. G.H.P. Arts, met medewerking van dr. ir. P.F.M. Verdonschot (IBN-DLO) en mevr. ir. M. Fellinger (IWACO). Het project is begeleid door een begeleidingscommissie bestaande uit mevr. ir. M. Mul (Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden), mevr. ir. B. Schoenmakers (Zuiveringschap Limburg), dhr. R. van der Helm (Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier) en dr. S.P. Klapwijk (STOWA).

Ik spreek de hoop uit dat deze literatuurstudie een goed overzicht geeft van de beschikbare kennis op het gebied van het functioneren van bufferstroken die bedoeld zijn om een vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met eutrofiërende stoffen te bereiken.

Utrecht, januari 1998

De directeur van de STOWA,

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

SAMENVATTING

Kader en aanpak
Begin 1997 is in opdracht van STOWA door het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, afdeling Aquatische Ecologie, het project "Ecologische aspecten van bufferstroken langs watergangen" gestart. Dit project behoort bij Stowa thema 12 "Herstel van ecosystemen". De volgende onderzoeksvragen staan in het project centraal:
1. Werken bufferzones als het gaat om verwijdering van fosfaat en stikstof ?
2. Zo ja, wat zijn de verwijderingspercentages ?
3. Wat zijn de principes volgens welke bufferzones werken en welke processen spelen een rol?
4. Wat zijn de ecologische effecten van bufferstroken ?

Daarbij gaat het alleen om de werking van bufferstroken voor zover deze bijdragen aan een reductie van de belasting van oppervlaktewateren met nutriënten (stikstof en fosfaat).
In de voorfase van het onderzoek (fase 0) is een studie uitgevoerd aan nationale en internationale literatuur, waarin vooral aandacht is besteed aan de werking van bufferstroken (processen) en rendementen. Deze literatuurstudie vormt een basis voor het onderzoek dat in de volgende fasen zal worden uitgevoerd. Daarnaast is, via een enquête aan alle waterbeheerders, informatie verzameld met betrekking tot lopende en nog op te starten bufferstrookprojecten in Nederland. Deze informatie is aan de hand van recente literatuur verder aangevuld om het overzicht zo compleet mogelijk te maken. De resultaten van het literatuuronderzoek en de enquête zijn weergegeven in het onderhavige rapport. Het literatuuronderzoek heeft geleid tot inzicht in die factoren die bepalend zijn voor het rendement van bufferstroken. Op basis van deze factoren zijn hypothesen opgesteld met betrekking tot de kansrijkdom van diverse typen bufferstroken op verschillende bodemsoorten en onder verschillende hydrologische omstandigheden in Nederland. Deze hypothesen dienen voor de Nederlandse situatie te worden getoetst. Het rapport eindigt met de onderzoeksvragen die daartoe zijn gegenereerd.

Resultaten
Uit het literatuuronderzoek blijkt dat studies aan bufferstroken uitgevoerd in het buitenland veelal de gematigde klimaatzone betreffen. In de Verenigde Staten van Amerika is veel onderzoek aan bufferstroken verricht. Natuurlijke, rivier- en beekbegeleidende bossen en andere natuurlijke bosstroken als wel natuurlijke graslanden en grasbufferstroken worden het meeste bestudeerd. Een substantieel deel van het onderzoek betreft de toepassing van bufferstroken bij erosiebestrijding. Het overige onderzoek is vooral gericht op de voedingsstof stikstof, op processen - en daarvan vooral op denitrificatie - en op de gehalten aan nutriënten in de verschillende waterstromen. In een aantal gevallen is het onderzoek gericht op het vaststellen van de vrachten en daarmee van de reductie in nutriëntenbelasting teweeggebracht door bufferstroken. Aan de effecten van bufferstroken in de ontvangende oppervlaktewateren zelf, is erg weinig onderzoek gedaan. Het rendement van bufferstroken met betrekking tot stikstof- en fosfaatverwijdering, zoals die resulteert uit de verschillende onderzoeken, is erg variabel. Dit kan worden toegeschreven aan de verschillende omstandigheden waaronder de gegevens zijn bepaald.

Met betrekking tot het functioneren van bufferstroken en de processen die in bufferstroken optreden zijn bufferstroken op te delen in natte en droge bufferstroken. Natte bufferstroken zijn voor een (groot) deel van het jaar waterverzadigd (grondwaterstand tot aan maaiveld), waardoor er anaerobe (zuurstofloze) omstandigheden heersen. Onder droge bufferstroken is de grondwaterstand relatief laag, waardoor de bovenste bodemlaag het grootste deel van het jaar niet waterverzadigd en daardoor aeroob (zuurstofrijk) is. Natte stroken zijn vooral functioneel als het gaat om verwijdering van stikstof via de processen van denitrificatie en opname door de vegetatie. Beide laatstgenoemde

processen resulteren in een definitieve verwijdering van stikstof uit het systeem. Bij denitrificatie vervluchtigt stikstof naar de atmosfeer, terwijl opname door de vegetatie in combinatie met het oogsten van biomassa leidt tot afvoer van nutriënten. Droge bufferstroken functioneren vooral door het vastleggen van stikstof en fosfaat in primaire produktie. Adsorptie van fosfaat aan het bodemcomplex onder aerobe omstandigheden is geen definitief verwijderingsproces. Bij verandering van omstandigheden (anaerobie) en overschrijding van de bodemtype-afhankelijke, maximale adsorptiecapaciteit kan adsorptie omslaan in desorptie. Dit betekent dat in natte bufferstroken waarin de omstandigheden voor stikstofverwijdering juist optimaal zijn, nalevering van fosfaat kan plaatsvinden. Het voorgaande betekent ook dat fosfaat- en stikstofverwijdering verschillende, juist tegengestelde omstandigheden, vereisen (resp. droog, aeroob en nat, anaeroob). Juist een combinatie van aerobe micromilieus in een anaerobe bodem dan wel afwisseling van aerobe en anaerobe omstandigheden zou dan ook een hoog rendement kunnen opleveren. Daarbij dient te worden opgemerkt dat van een mogelijke interactie tussen stikstof- en fosfaatverwijderingsprocessen nog erg weinig bekend is. Tevens blijkt uit het voorgaande dat fosfaat op geen andere wijze definitief uit het systeem verwijderd kan worden dan door het oogsten van plantenbiomassa. Dit betekent dat de perspectieven voor fosfaatverwijdering via bufferstroken minder gunstig zijn dan voor stikstofverwijdering.

Het literatuuronderzoek heeft inzicht verschaft in de factoren die bepalend zijn voor het rendement van bufferstroken. Deze factoren worden deels bepaald door de klimatologische, geologische bodemkundige en hydrologische omstandigheden in de Nederlandse situatie. Deze factoren dienen voor het grootste deel als een gegeven te worden beschouwd. Ze zijn belangrijk om de kansrijkdom van bufferstroken in Nederland te beoordelen. Een ander deel van de factoren is gerelateerd aan inrichting en beheer. Deze factoren zijn daarmee beïnvloedbaar en stuurbaar. Stuurbare factoren ten aanzien van de aanliggende landbouwpercelen vormen nutriëntenbelasting, drainage en grondbewerking. Stuurbare factoren ten aanzien van de bufferstrook vormen vegetatietype, vegetatiedichtheid, breedte, verblijftijd van het water in de bufferstrook en beheer.

Vertaling naar de Nederlandse situatie
Nederland verschilt in een aantal aspecten van de gebieden waar veel onderzoek aan bufferstroken is verricht. Voor de Nederlandse situatie geldt dat de temperatuur vaak lager is in vergelijking met gebieden in het buitenland waar onderzoeken zijn verricht. Dit kan effecten hebben op de werking van processen. De hellingshoek van percelen en bufferstroken is in Nederland over het algemeen minder en het bodemtype en de bodemopbouw is anders, waardoor een groot deel van het neerslagwater in de bodem infiltreert. Hierdoor is de bijdrage van de afspoeling vaak geringer ten opzichte van de ondiepe uitspoeling. Het geringere reliëf en de kleinere helling leiden tot langere verblijftijden, hetgeen theoretisch de effectiviteit van bufferstroken zou vergroten. Daar staat tegenover dat de invloed van een bufferstrook in de Nederlandse situatie beperkt is indien een groot deel van de belasting via de diepe uitspoeling wordt getransporteerd. Deze transportroute interfereert niet met een bufferstrook. Verder zijn de belastingen met nutriënten vanuit de landbouw in de Nederlandse situatie veelal groter. Ook is een groot deel van de landbouwpercelen in Nederland (kleigebieden en een deel van de zand- en veengebieden) gedraineerd. Onderzoek in het buitenland is vrijwel uitsluitend verricht aan ongedraineerde percelen.

Met betrekking tot droge en natte bufferstroken zijn de verschillende typen - voornamelijk gebaseerd op verschillen in vegetatie - beoordeeld op hun kansrijkdom in de Nederlandse situatie. Grasbufferstroken zullen vooral functioneren als het gaat om opname van voedingsstoffen door de vegetatie. Grassen nemen veel nutriënten op en door middel van een intensief maaibeheer kunnen veel voedingsstoffen worden onttrokken. Uit de literatuur komt het vermoeden naar voren dat koolstof, dat vrijkomt bij afbraak van organisch materiaal afkomstig van bomen, gunstig is voor

de denitrificatie snelheid. De input van organische koolstof is over het algemeen groter in bosbuffers dan in grasbuffers. Dit leidt over het algemeen tot een hogere denitrificatie-activiteit in bosbuffers dan in grasbuffers. Hetgeen betekent dat het gunstig is dat bomen deel uit maken van de bufferstrook, indien vooral wordt gestreefd naar verwijdering van stikstof. Ook helofyten met luchtkanalen kunnen een gunstige invloed hebben op verwijdering van stikstof door transport van zuurstof naar de wortels en afgifte aldaar. Hierdoor ontstaan aerobe micromilieus binnen een anaeroob sediment, hetgeen respectievelijk gunstig is voor het optreden van nitrificatie en denitrificatie. Juist deze combinatie kan leiden tot een hoog rendement met betrekking tot verwijdering van stikstof.

Het voorgaande leidt hypothetisch tot de volgende kansrijke typen bufferstroken:

1. Droge bufferstroken met een vegetatie die veel voedingsstoffen opneemt, zoals gras of (voedings)gewassen. De bufferstrook is gericht op de verwijdering van stikstof en fosfaat via opname door de vegetatie in combinatie met een maaibeheer.
2. Natte bufferstroken met bos of begroeiingen van helofyten. Deze bufferstroken zijn vooral gericht op de verwijdering van stikstof.

De kansrijkdom van verschillende typen bufferstroken voor de verschillende bodemsoorten in Nederland is, op basis van voor die bodemsoort specifieke kenmerken, beoordeeld.

Belangrijk aandachtspunt bij het onderzoek naar het functioneren van bufferstroken in de Nederlandse situatie vormen de hydrologische omstandigheden. Het uiteindelijk effect van bufferstroken is mede afhankelijk van het aandeel van de belasting dat interfereert met de biologisch actieve bodem- en strooisellaag van de bufferstrook. Diepe uitspoeling en drainage omzeilen de bufferstrook, waardoor de bufferstrook op deze transportroutes geen effect heeft. De invloed van een bufferstrook of een complex aan bufferstroken dient op basis van een stoffenbalans voor het betreffende gehele watersysteem te worden beoordeeld.

De vraag wat de noodzakelijke minimale breedte is van een bufferstrook, wil deze goed functioneren en een hoog rendement opleveren, dient voor de specifiek Nederlandse situatie nader te worden onderzocht. In het buitenland lijkt, in ieder geval met het oog op nitraatverwijdering, een breedte van 10 m voldoende. De vraag is dan ook of we in Nederland kunnen volstaan met één tot enkele meters, te meer daar ook de belasting met nutriënten in Nederland over het algemeen hoger is dan in het buitenland.

1. INLEIDING

1.1 INLEIDING TOT HET ONDERZOEK

De aanleiding voor dit onderzoek vormt het thema 'Herstel van ecosystemen' in het STOWA Strategieplan 1995-1999. Een deel van dit STOWA-project wordt uitgewerkt in het onderzoek 'Ecologisch onderzoek naar de effecten van bufferstroken langs watergangen'. De volgende onderzoeksvragen staan in het project centraal:

1. Werken bufferzones als het gaat om verwijdering van fosfaat en stikstof ?
2. Zo ja, wat zijn de verwijderingspercentages ?
3. Wat zijn de principes volgens welke bufferzones werken en welke processen spelen een rol?
4. Wat zijn de ecologische effecten van bufferstroken ?

Daarbij gaat het alleen om de werking van bufferstroken voor zover deze bijdragen aan een reductie van de belasting van oppervlaktewateren met nutriënten (stikstof en fosfaat). Om bovenstaande vragen te beantwoorden is in de eerste fase van het onderzoek een uitgebreide literatuurstudie uitgevoerd, waarin nationale en internationale kennis omtrent bufferstroken samengevat is. De doelstellingen van deze literatuurstudie waren als volgt:

1. Inzicht verschaffen in de werking van bufferstroken (processen) en rendementen en factoren die daarvoor bepalend zijn (bovenstaande onderzoeksvragen 1-3).
2. De resultaten van onderzoeken uitgevoerd in het buitenland vertalen naar de Nederlandse situatie en op grond daarvan onderzoeksvragen opstellen en hypothesen genereren met betrekking tot de kansrijkdom van bufferstroken in Nederland.
3. Methoden en criteria formuleren voor een onderzoeksopzet en voor de selectie van onderzoekslocaties in de Nederlandse situatie; de doelstelling van het onderzoek is het toetsen van hypothesen en het beantwoorden van onderzoeksvraag 4.

De resultaten van het literatuuronderzoek zijn verwoord in het onderhavige rapport. De meeste gegevens zijn ontleend aan onderzoek in het buitenland. Behalve het literatuuronderzoek is tevens een enquête verricht onder alle waterbeheerders om na te gaan waar reeds bufferstrookprojecten lopen in Nederland. De resultaten daarvan zijn aangevuld met informatie ten aanzien van lopende bufferstrookprojecten op proefbedrijven en proefstations. Het totale overzicht is eveneens in het onderhavige rapport opgenomen.
Dit rapport gaat niet nader in op het vigerend beleid met betrekking tot bufferstroken in Nederland. Daarvoor wordt verwezen naar Reus et al. (1998).

Naast beperking van de toevoer van de eutrofiërende stoffen stikstof en fosfaat naar de watergang, zoals uitgewerkt in het onderhavige rapport, zijn er ook andere doeleinden van bufferstroken mogelijk die hier niet zijn uitgewerkt. Deze zijn (zie ook Eiseltova & Biggs, 1995):

- Hydrologische buffering. Hierbij gaat het om buffers die met name toegepast worden in het grensgebied van natuurgebieden, waarin een hoge grondwaterstand gewenst is, en landbouwgebieden, waarin een lage grondwaterstand gewenst is. De hydrologische buffer vormt een overgangszone tussen deze twee gebieden met verschillende eisen aan de grondwaterstand (zie o.a. Eggelsmann, 1982; Perrochet & Musy, 1992; Soutter & Musy, 1993).
- Erosie-bestrijding. De toepassing van buffers bij erosiebestrijding geldt met name in het buitenland in gebieden waar veel houtkap plaats vindt, waar beboste gebieden in hellend gebied gedraineerd worden of waar het landgebruik leidt tot afspoeling van bodemdeeltjes. Erosie heeft afspoeling van veel gesuspendeerd materiaal tot gevolg (Auerswald, 1992; Branson, 1975; Berkman et al, 1986; Bren, 1995; Corbett et al, 1978; Davies & Nelson, 1994; Graynoth, 1979; van Groenewoud, 1977; Heifetz et al., 1986; Hopmans et al., 1987;

Likens & Bormann, 1975; Martin & Pierce, 1980; Martin et al, 1984; Schauder & Auerswald, 1992; Swift, 1986; Tang & Montgomery, 1995; Weston, 1995). Indien dit materiaal in de waterloop terecht komt, leidt dit tot vertroebeling en verandering van substraat. Tevens betekent houtkap rond een beek vermindering van beschaduwing. Minder beschaduwing en vertroebeling van de beek heeft grote gevolgen voor een beekecosysteem (Berkman et al, 1986; Barton et al., 1985; Davies & Nelson, 1994; Graynoth, 1979; Growns & Davis, 1991; Noel et al., 1986; Ormerod et al., 1993; Rishel et al., 1982; Vuori & Joensuu, 1996; Heifetz et al., 1986).
Deze toepassing van bufferstroken is in Nederland vrijwel niet aan de orde.

- Ecologische buffering. In gebieden waar mensen en dieren concurreren om dezelfde ruimte worden als een gordel om nationale parken soms ecologische bufferstroken aangelegd. Deze ecologische bufferstroken zijn bedoeld als jacht- en voedselgebieden voor de oorspronkelijke bewoners (zie o.a. Taylor, 1982; Wood, 1990).

De aanleg en instandhouding van bufferstroken langs watergangen dient een integraal belang van het gehele watersysteem. De aanwezigheid van een bufferstrook levert de volgende voordelen op ter verbetering van de algehele kwaliteit van het integraal watersysteem: een brede strook met oevervegetatie biedt een habitat en verbindingszone voor vele andere organismen; een begroeide oever biedt schaduw aan beken en beperkt daarmee overmatige algen- en plantengroei in de watergang; in een brede oeverzone kan gesuspendeerd materiaal sedimenteren waardoor de troebelheid van het water afneemt; de input van meststoffen en bestrijdingsmiddelen kan worden gereduceerd (Large & Petts, 1996).

1.2 TYPEN BUFFERSTROKEN

Bufferstroken worden in dit project gedefinieerd als bemestingsvrije zones langs watergangen die een rol spelen in de beperking van de toevoer van fosfor en stikstof naar het oppervlaktewater. De inrichting en het beheer van deze stroken kan sterk variëren. Productie (hout, alternatieve gewassen) en het vergroten van ecologische waarden (verbindingszones) kunnen nevendoelen zijn. Er kunnen verschillende typen bufferstroken onderscheiden worden op basis van verschillen in beheer en inrichting:

1. **bemestingsvrije zone**: de bufferstrook onderscheidt zich van het aanliggende landbouwperceel in het gevoerde beheer. Een strook landbouwgewas langs de watergang wordt niet bemest om op deze manier meebemesting van de watergang te voorkomen. Het niet-meebemesten van een strook langs de rand van het perceel betekent tevens een kleiner oppervlak dat bemest wordt en dus een lagere mestgift voor het gehele gebied. In Nederland zijn bemestingsvrije zones nog niet voor alle teelten gangbaar, maar in de nabije toekomst zullen ze wel voor alle open teelten verplicht worden gesteld.

2. **terrestrische bufferstrook**: de bufferstrook bestaat uit een vegetatie of een gewas anders dan het landbouwgewas. De hoogte van het maaiveld in de bufferstrook is niet aangepast. Voor dit type bufferstrook kunnen vier subtypen onderscheiden worden:
   a strook met gewas dat verschilt van het gewas op de aangrenzende akker.
   b uit productie genomen strook landbouwgrond waar braakligging (ruigtevegetaties) of natuurontwikkeling wordt voorgestaan.
   c grasbufferstrook waar de vegetatie bestaat uit een lage vegetatie met grassen en/of kruiden.
   d bosbufferstrook waar de vegetatie bestaat uit een hoge vegetatie met houtige gewassen.

3. **(semi-)aquatische bufferstrook**: de bufferstrook onderscheidt zich zowel in vegetatie als in inrichting van het aanliggende landbouwperceel. Het talud langs de watergang is aangepast zodat de oeverzone verbreed is. De bufferstrook ligt op een duidelijk lager maaiveld dan het landbouwperceel. Afhankelijk van de ligging van het maaiveld en de mate van natuurlijkheid kunnen voor dit type vier subtypen onderscheiden worden:
   a drasberm: het maaiveld van de bufferstrook ligt boven de waterlijn. Alleen tijdens hoog water zal de bufferstrook onder water staan.
   b plasberm: het maaiveld van de bufferstrook ligt onder de waterlijn. De bufferstrook zal vrijwel permanent onder water staan.
   c natuurvriendelijke oever: deze maakt deel uit van de watergang. Het betreft stroken met (soms aangeplante) helofyten.
   d strook met natuurlijke natte en vochtige vegetaties, zoals bijvoorbeeld kwelvegetaties, dotterbloemhooilanden en elzenbroekbossen.

Daarnaast zijn er combinaties denkbaar van de onder 2 en 3 genoemde subtypen. In figuur 1.1 zijn de verschillende typen bufferstroken schematisch weergegeven.

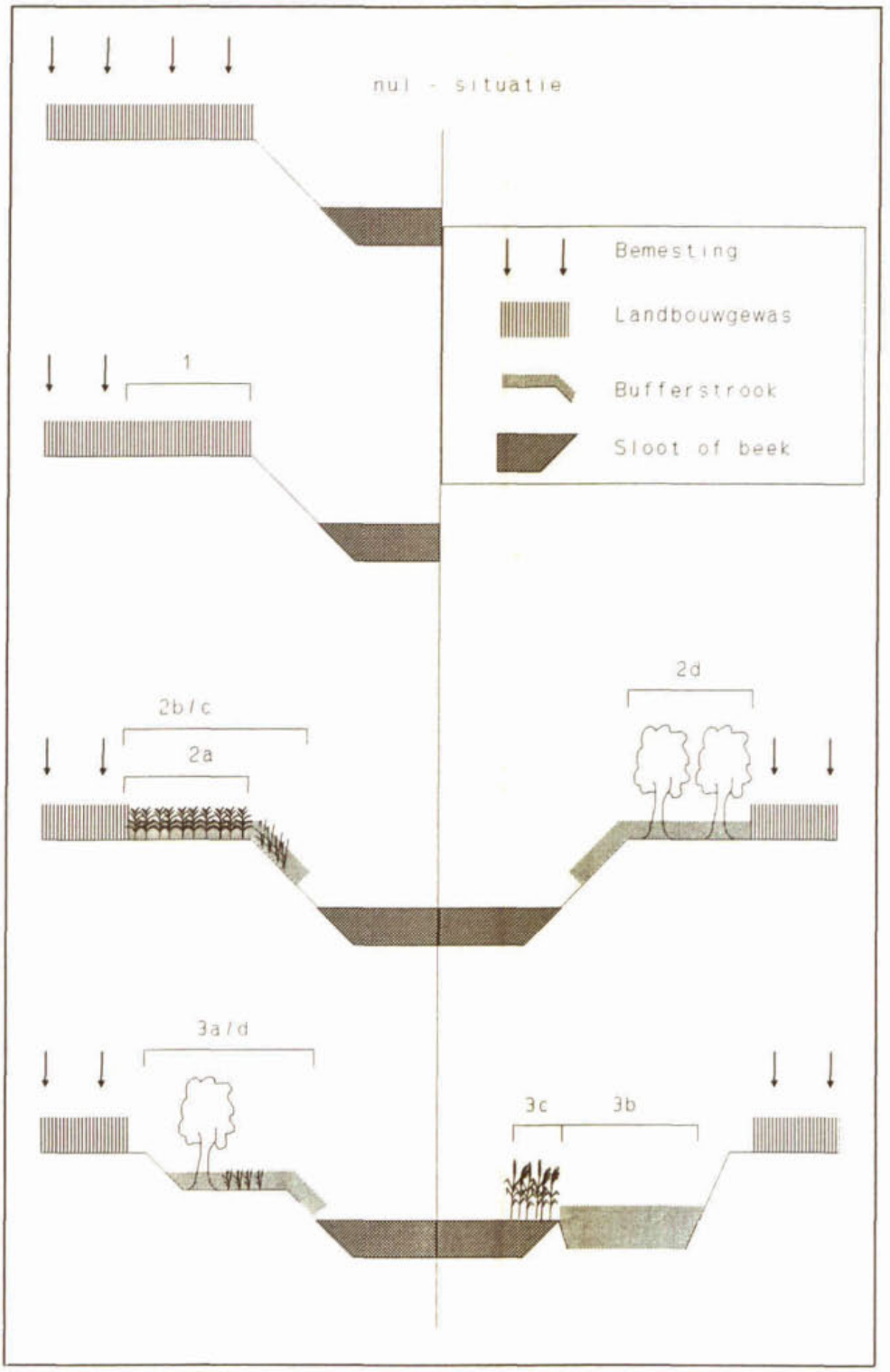
In Nederland komen kunstmatig aangelegde bufferstroken het meeste voor. In het buitenland wordt voor vermindering van uit- en afspoeling uit landbouwgebieden vaak gebruik gemaakt van natuurlijke oeverzones. Deze zones, *riparian (buffer) zones,* bestaan uit broekbosachtige systemen die meer of minder droog zijn (bij hoog water onder water, bij laag water droog). De optimale inrichting en functionering van deze zone vanuit ecologisch oogpunt is beschreven door Behnke & Raleigh (1979); Bren (1993); Dupuis et al. (1994); Fry et al. (1994); Horton (1972); Kohler et al (1996); Kolb (1994); Mader et al. (1972); Mason et al. (1984); McReynolds (1980); Miller et al. (1995); Planty-Tabacchi et al (1996); Storch (1983); Thomas et al (1979); Wells & Brandon (1993).

In de internationale literatuur worden verschillende benamingen gebruikt voor systemen of stroken langs de watergang die dienst (kunnen) doen als bufferstrook ter vermindering van de uit- en afspoeling uit omliggende gronden. Het betreft de volgende termen: *(vegetative) filter strips, (vegetative) buffer strips, gras filters, buffer zones, filter areas* en *riparian (buffer) zones*. Ten aanzien van hun betekenis worden deze termen niet altijd op een eenduidige wijze gebruikt. Addiscott (1997) stelt voor om de term *buffer strips* te gebruiken voor door landbouwpraktijk gemodificeerde akkerranden en de term *riparian zones* voor landschapselementen die als bufferstroken fungeren.

1.3 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op het transport van nutriënten naar het oppervlaktewater en de routes waarlangs dit transport plaatsvindt. Hoofdstuk 3 behandelt de processen die optreden in een bufferstrook en die bepalend zijn voor het uiteindelijke rendement van een dergelijke strook. Gegevens ten aanzien van in de literatuur opgegeven rendementen van bufferstroken zijn samengevat in hoofdstuk 4. Inrichtings- en beheersaspecten met betrekking tot bufferstroken komen aan de orde in hoofdstuk 5. Hoofdstuk 6 bevat uiteindelijk de synthese en gaat nader in op de kansrijkdom van bufferstroken in Nederland in relatie tot bodemtype en hydrologie. Het rapport eindigt met een aantal voor de Nederlandse situatie belangrijke onderzoeksvragen en een overzicht van lopende onderzoeken en projecten met betrekking tot bufferstroken in Nederland (hoofdstuk 7).

Figuur 1.1: De onderscheiden typen bufferstroken (meer gedetailleerde indeling van Orleans et al. (1994)). 1 = bemestingsvrije strook; 2a = ander gewas; 2b = uit productie genomen landbouwgrond, ruigte, natuurontwikkeling; 2c = gras; 2d = bos; 3a = drasberm, moeras; 3b = plasberm, moeras; 3c = natuurvriendelijke oever; 3d = natuurlijke natte en vochtige vegetaties.



2. TRANSPORT VAN NUTRIENTEN RICHTING OPPERVLAKTEWATER

2.1 BESCHRIJVING VAN TRANSPORTROUTES

2.1.1 Inleiding

Een van de doelen voor aanleg van een bufferstrook is het reduceren van de nutriëntenvracht, die vanuit het aanliggende perceel het oppervlaktewater verrijkt. In deze rapportage wordt alleen ingegaan op de stikstof- en fosfaat-reductie, aangezien deze stoffen als de belangrijkste eutrofiërende parameters worden gezien (Min. V&W, 1989). De vracht aan voedingsstoffen richting het oppervlaktewater kan het gevolg zijn van een overmaat aan stikstof- en fosfortoediening via bemesting (kunstmest of dierlijke mest), of een achtergrondbelasting (onbemeste percelen) (Hendriks, 1992, 1993; Jansen, 1988; Kroes et al., 1990. Volgens Kroes et al. (1990) bedraagt de achtergrondbelasting voor stikstof ca. 20% en voor fosfor ca. 60% van de totale vracht. Het is moeilijk te bepalen welk aandeel van de achtergrondbelasting natuurlijk is en welke het gevolg is van reeds jarenlange/eeuwenlange bemesting. Deze bemesting, die in meer of mindere mate is toegepast, kan hebben geleid tot een oplading van de bodem met fosfaat, waardoor de huidige achtergrondbelasting bestaat uit nalevering van fosfaat uit een fosfaatverrijkte bodem.

De nutriënten kunnen op verschillende wijzen getransporteerd worden. De belangrijkste transportroutes zijn:

1 aanvoer via de lucht: verder uitgewerkt in § 2.1.2
2 aanvoer via water: verder uitgewerkt in § 2.1.3

In figuur 2.1 zijn deze transportroutes schematisch weergegeven. De figuur concentreert zich op die routes waarop een bufferstrook van invloed zou kunnen zijn. De diepe uitspoeling is eveneens weergegeven, hoewel deze route buiten de invloed van de bufferstrook kan vallen (Gilliam et al., 1997; Lowrance (1997); Philips et al., 1993). Een kritische factor voor het functioneren van bufferstroken is het aandeel van de belasting dat interfereert met de biologisch actieve bodem- en strooisellaag van de bufferstrook (Lowrance, 1997). Een minimale interferentie met de bufferstrook is aanwezig indien alleen de piekafvoer bij heftige regenval, wanneer het overgrote deel van het regenwater via afspoeling en ondiepe uitspoeling wordt afgevoerd, via de bufferstrook verloopt. Bij een maximale interferentie zal al het water, ook het grondwater, afkomstig van aanliggende landbouwpercelen, met de bufferstrook interfereren. Dit zal het geval zijn in hellende gebieden of bij aanwezigheid van ondiep gelegen scheidende lagen waarover het water afstroomt. De gemiddelde Nederlandse situatie zal zich hier waarschijnlijk ergens tussenin bevinden. In Nederland worden afspoeling en ondiepe uitspoeling vaak versneld afgevoerd via drains. Drainage is in feite niets anders dan een versnelde transportroute voor afspoeling en ondiepe uitspoeling. Ook daarbij kan een bufferstrook omzeild worden.

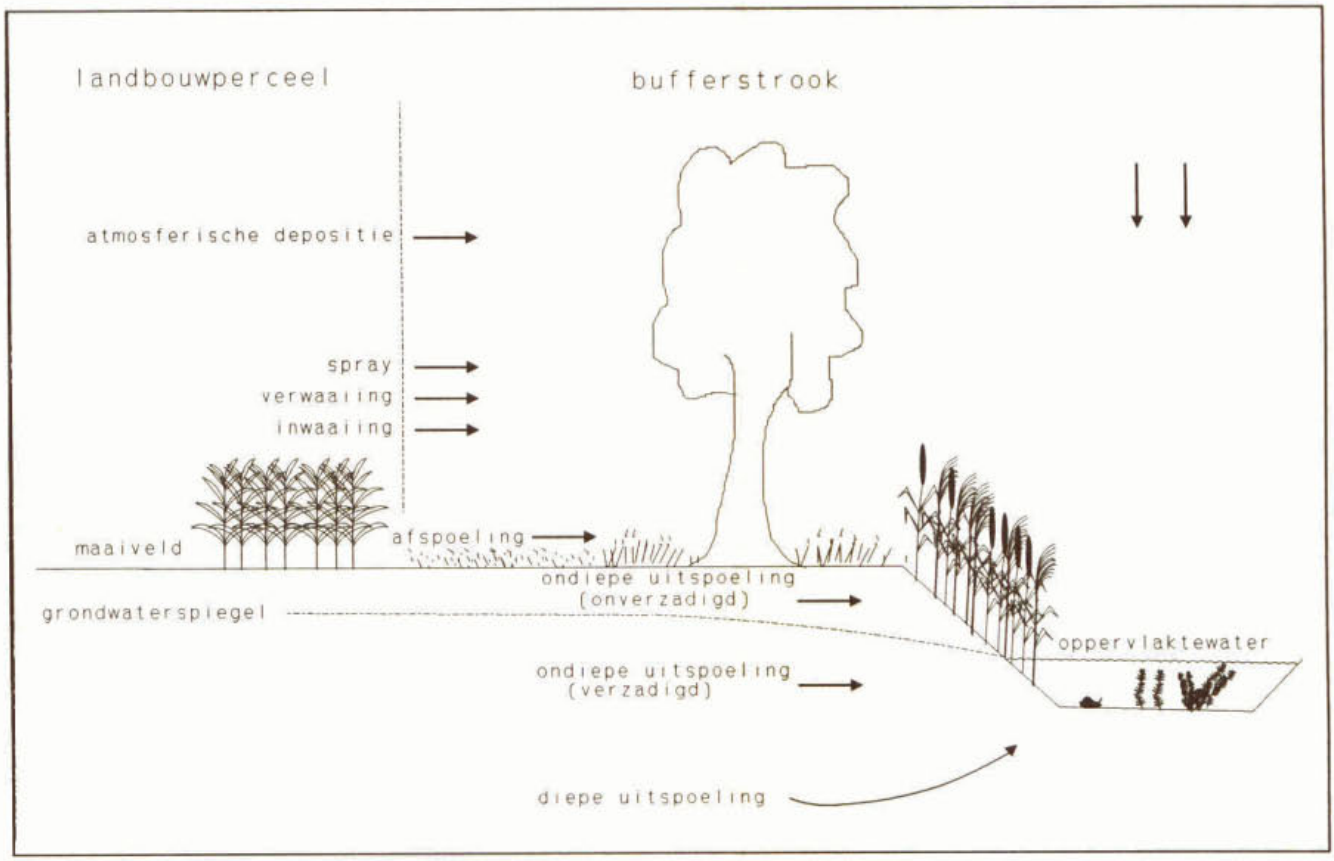
Tijdens het transport zorgen verschillende processen voor een afname of toename van de vracht richting het oppervlaktewater. De vracht die uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht komt, is onder meer afhankelijk van:

- de concentratie van nutriënten in de verschillende bronnen (begin van de route);
- de hoeveelheid water waarin de nutriënten getransporteerd worden (afvoer van overtollig regenwater, afvoersnelheid van verschillende transportroutes);
- de processen die zich op of in de bodem afspelen tijdens het afleggen van de route.

Een bufferstrook kan invloed hebben op al deze drie aspecten. De inrichting en het beheer van de bufferstrook bepalen de mate van deze invloed. Naast de inrichting en het beheer wordt de effectiviteit van de bufferstrook ook sterk bepaald door de uitgangsomstandigheden. Denk hierbij aan bodemtype, hellingshoek en klimaat.

In de volgende paragrafen wordt kort ingegaan op de routes waarlangs voedingsstoffen richting het oppervlaktewater getransporteerd worden. Deze transportroutes en de variatie in transport gedurende het jaar bepalen mede de werking en effectiviteit van bufferstroken. De transportroutes zijn van belang voor de interpretatie van het rendement van verschillende bufferstroken. Tevens is het van belang de transportroutes goed te kennen ten behoeve van een keuze voor inrichting en beheer van bufferstroken.

Figuur 2.1: Transportroutes waarop een bufferstrook van invloed zou kunnen zijn. De diepe uitspoeling is eveneens weergegeven, hoewel een bufferstrook hierop niet of in veel mindere mate effect heeft.



2.1.2 Aanvoer via de lucht

De depositie in Nederland is onder invloed van menselijk handelen verrijkt met onder andere stikstof in de vorm van ammonium (NH_4^+), ammoniak (NH_3) en nitriet (NO_2^-). Deze depositie kan direct op het oppervlaktewater terecht komen, of indirect via uit- en afspoeling. Verondersteld wordt dat binnen een regio de depositie een gelijke samenstelling heeft. De bufferstrook heeft geen invloed op deze regionale depositievracht.

Op lokale schaal kan aanvoer van voedingsstoffen door de lucht plaatsvinden als gevolg van verwaaiing van meststoffen tijdens bemesting met kunststof of als gevolg van vervluchtiging van ammoniak uit nabij gelegen stallen of bij het uitrijden van organische mest (Mander, 1995). Het grootste deel van de bemesting zal op het land belanden. Een klein deel zal via de wind getransporteerd worden en direct op het oppervlaktewater terecht komen. Een bufferstrook kan op twee wijzen deze transportroute beïnvloeden:

1. verlenging van de transportroute (Orleans et al., 1994): de bufferstrook verlengt de weg die de verwaaide mest door de lucht dient af te leggen. De bufferstrook fungeert in die zin als een bemestingsvrije zone. De verwaaide mest of vervluchtigde ammoniak dient eerst de bufferstrook te overbruggen alvorens in het oppervlaktewater terecht te komen. De kans is groter dat de mest of de ammoniak in de bufferstrook neerkomt in plaats van direct in het oppervlaktewater.
2. verhindering van de transportroute: door een hoge begroeiing (struiken, bomen) van de bufferstrook wordt inwaaiïng van mest of de ammoniak in het oppervlaktewater voorkomen. De hoge begroeiing fungeert als een 'luchtfilter' waarin de verwaaide mest of ammoniak opgevangen wordt (Mander, 1995).

Beide werkingen leiden tot een toename van meststoffen in de bufferstrook en een afname van de directe belasting van het oppervlaktewater. De meststoffen die in de bufferstrook zijn terecht gekomen kunnen via andere transportroutes alsnog in het oppervlaktewater terecht komen (zie paragraaf 2.1.3 en hoofdstuk 3).

2.1.3 Aanvoer via het (grond)water

Voedingsstoffen die op of in de bodem zijn terecht gekomen worden opgenomen door planten/gewas. Het overschot aan voedingsstoffen dat niet direct opgenomen kan worden, komt via uit- en afspoeling in grond- en oppervlaktewater terecht. Het medium waarin de voedingsstoffen worden getransporteerd is water. In het water zijn de voedingsstoffen opgelost of gebonden aan gesuspendeerd materiaal. De totale hoeveelheid water die wordt afgevoerd is gelijk aan de hoeveelheid neerslag verminderd met de verdamping (neerslagoverschot).

De volgende transportroutes worden onderscheiden (zie o.a. Nikolaidis et al., 1993; Orleans et al., 1994; Phillips, 1989a; Vought et al., 1995):

1. afspoeling over het bodemoppervlak (*surface runoff*);
2. uitspoeling door de ondiepe, onverzadigde zone van de bodem (*interflow*);
3. uitspoeling door de ondiepe, verzadigde zone: ondiep lateraal grondwatertransport door het bovenste grondwater (tezamen met *interflow* wordt dit ook wel *subsurface runoff* genoemd);
4. uitspoeling door de diepe, verzadigde zone: diep lateraal grondwatertransport door het diepe grondwater (*groundwater flow*).

Het aandeel van de verschillende transportroutes kan variëren in ruimte en tijd en is sterk afhankelijk van neerslaghoeveelheid, neerslagpatroon, afstand tot het oppervlaktewater, grondwatertrap, helling en bodemsamenstelling (Hill, 1993). Afspoeling en ondiepe uitspoeling nemen toe naarmate de helling van het terrein groter is (Orleans et al., 1994).

Gedurende het transport treden diverse processen op die zorgen voor verwijdering of nalevering van voedingsstoffen. Deze processen spelen niet alleen een rol in de uiteindelijke vracht naar de bufferstroken maar ook in de werking van de bufferstroken zelf. Deze processen worden behandeld in hoofdstuk 3.

Als gevolg van de textuur van de bodem, de hoge ligging en de gemiddeld diepe grondwaterstand vindt op de hoger gelegen zandgebieden voor een groot deel uitspoeling plaats via het diepe grondwater. Op klei- en veengronden en laag gelegen zandgronden vindt daarentegen vooral ondiepe uit- en afspoeling plaats en is de uitspoeling via het diepe grondwater verwaarloosbaar of zeer gering (Meinardi & van der Valk, 1989; Wagemaker et.al., 1997). Op kleigronden treedt daarnaast scheurvorming op, waarlangs versneld transport plaatsvindt van nutriënten naar grond- en oppervlaktewater (preferente stroombanen).

De verhouding tussen de aandelen van de verschillende routes in het stoffentransport kan verschillen van die in het watertransport. In de stoffenbalans spelen met name afspoeling en ondiepe uitspoeling een rol (Orleans et al., 1994; Muscutt et al., 1993). Dit geldt zowel voor fosfor als voor stikstof. De diepe uitspoeling speelde tot voor kort een verwaarloosbare rol in de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater (Nijboer, 1986; Meinardi & van der Valk, 1989), ondanks het relatief grote aandeel van de diepe uitspoeling op de waterbalans in hogere zandgebieden. De oorzaak hiervan ligt in het feit dat fosfor op de lange weg door de bodem wordt gebonden aan bodemdeeltjes. Hierdoor was de fosforvracht die via het diepe grondwater in het oppervlaktewater terecht kwam, relatief klein. De stikstofvracht in diep grondwater was waarschijnlijk beperkt wegens de jarenlange weg die stikstof aflegt en het optreden van denitrificatie. De tot nu toe waargenomen, overwegend lage nutriëntengehalten in het diepe grondwater weerspiegelen in feite de situatie in het verleden. In eerste instantie waren de bemestingsniveaus relatief laag ten opzichte van de huidige situatie, vervolgens, bij toenemende bemestingsniveaus, speelde in eerste instantie de bodem eem belangrijke rol als buffer voor fosfaat en stikstof. De huidige bemestingsniveaus leiden in verzadigde bodems reeds tot een aanzienlijke belasting van het diepe grondwater met nitraat en fosfaat. Daarmee is het de vraag hoe lang de stikstof- en fosfaatvrachten vanuit het diepe grondwater naar het oppervlaktewater nog laag zullen blijven.

2.2 GETRANSPORTEERDE HOEVEELHEDEN

2.2.1 Inleiding

Een belangrijke factor, die een rol speelt in de totale nutriëntenbelasting van de bodem, is bemesting (Orleans et al., 1994). Voor de vracht is van belang type mest, hoeveelheid mest, gebruikte techniek en tijdstip van toediening.

Mesttype
Er kan onderscheid gemaakt worden tussen dierlijke mest en kunstmest. Kunstmest bestaat meestal uit uit anorganisch stikstof (in de vorm van nitraat en ammonium) en anorganisch fosfaat. In dierlijke mest komen voornamelijk organische stikstof en fosfaat voor. Daarnaast is ammonium

een belangrijke vorm van stikstof in dierlijke mest (STORA, 1989).

Mesthoeveelheid
De kunstmestgift is aangepast aan de gewasbehoefte: de hoeveelheid is zodanig dat in principe de toegediende vracht geheel wordt opgenomen door het gewas.
De gift aan dierlijke mest overschrijdt vaak de gewasbehoefte. In grote delen van Nederland bestaat een overschot aan dierlijke mest. Dit overschot wordt uitgereden op landbouwgronden. Het overschot is gebonden aan een maximum hoeveelheid mest die aan een gewas kan worden toegediend, waarbij de hoeveelheid fosfaat in dierlijke mest wettelijk is genormeerd (Staatsblad, 1991). De hoeveelheid nutriënten die door het gewas worden opgenomen verschilt per gewas.

Techniek van toediening
Vanaf 1991 mogen alleen nog emissie-arme technieken worden toegepast, waarbij de mest direct in de bovenste laag van de bodem wordt gebracht (Staatsblad, 1991). Dit besluit geldt voor zowel bouwland als grasland. De emissie-arme techniek heeft tot gevolg dat de verspreiding van mest of ammoniak via de lucht zeer beperkt zal zijn. De verspreiding van meststoffen via uitspoelend regenwater en grondwater echter, kan daardoor toenemen.

Tijdstip
Het tijdstip van toediening en het seizoen zijn van grote invloed op de gewasopname en de mate waarin mest uit- en/of afspoelt. In perioden van groot neerslagoverschot is de uit- en afspoeling groter dan in perioden met geen neerslagoverschot. De verhouding tussen uit- en afspoeling is daarbij afhankelijk van de verzadiging van de bodem met water en het al dan niet bevroren zijn van de bodem. Wanneer de bovenlaag ondoorlatend is of verzadigd is met water, zal afspoeling optreden, en weinig tot geen uitspoeling (Hill, 1993). Eveneens is bij vorst de bodem weinig doorlatend en zal relatief veel afspoeling optreden.

De verschillende bodemeigenschappen en de reeds besproken seizoensverschillen hebben ertoe geleid dat het tijdstip waarop de mest mag worden toegediend sterk gereguleerd is. Met ingang van de derde fase van de invoering van de mestregels mag sinds 1995 op bouwland geen dierlijke mest uitgereden worden in de maanden september tot en met januari (Staatsblad, 1991). Voor grasland geldt het uitrijverbod van oktober tot en met januari.

2.2.2 Kwantificering van hoeveelheden in Nederland

Kwantificering van de mestgift
Voor stikstof geldt een advies van 150-200 kg N/ha/jaar als gift voor de meeste akkerbouwgewassen (Goossensen & Meeuwissen, 1990). Voor grasland is dit advies 400 kg N/ha/jaar.

Voor fosfaat geldt niet een advies maar is de gift wettelijk genormeerd. De normen zijn gebaseerd op de gewasonttrekking. In het Staatsblad (1991) worden de volgende maximale hoeveelheden genoemd voor het uitrijden van dierlijke mest: 55 kg P/ha/jaar voor bouwland en maïsland, en 76 kg P/ha/jaar voor grasland. De geldende normen en adviezen zijn pas vrij recent van kracht (fosfaatnorm per 1 januari 1995). In het verleden zijn de giften aanzienlijk groter geweest, met name in mestoverschotgebieden. Van der Meij & Keurs (1991) melden bijvoorbeeld berekende giften van 430-1480 kg N/ha/jaar en 200-700 kg P/ha/jaar. Ook Kroes et al. (1990) komt op dergelijke hoge mestgiften op met name maïsland. Dit kan betekenen dat de achtergrond concentraties in bodem en/of grondwater nog hoog zijn. De hoge achtergrondconcentraties kunnen mede het gevolg zijn van fosfaatverzadiging van de bodem wat leidt tot nalevering van fosfaat.

Deze hoge concentraties kunnen leiden tot grote vrachten die via uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komen (zie ook hoofdstuk 3).

Kwantificering van de uit- en afspoeling
In paragraaf 2.2.1. is aangegeven welke factoren bij de toediening van invloed zijn op de hoeveelheid mest die uit of af kan spoelen. De hoeveelheid die daadwerkelijk uit- of afspoelt wordt bepaald door biologisch en fysisch-chemische processen die zich in en op de bodem afspelen. Zoals reeds eerder gezegd spelen deze processen ook een rol in de werking van de bufferstroken en zullen in hoofdstuk 3 behandeld worden.

In de Nederlandse situatie is de bijdrage van afspoeling aan de nutriëntenbelasting over het algemeen veel kleiner dan de bijdrage van uitspoeling. Hendriks et al. (1996) berekenen voor de waterbalans van de Mosbeek (Noord-Oost Twente) dat 0-12,5 % van het regenwater afstroomt over het oppervlak en 87,5-100 % uitstroomt. In hetzelfde onderzoek berekent Kruijne (1996) dat afspoeling 1-5% aan de totale stikstofvracht (som van uit- en afspoeling) bijdraagt. Afspoeling draagt 2-6% bij aan de totale fosforvracht. Deze percentages zijn sterk afhankelijk van de hoeveelheid neerslag en het tijdstip van neerslag in relatie tot de mestgift. Er zijn niet meer gegevens uit de Nederlandse situatie bekend waarin de verhouding tussen de bijdrage van uit- en afspoeling op de totale stoffenvracht wordt gegeven.

In diverse Nederlandse literatuur worden gegevens gepresenteerd over de hoeveelheden stikstof en fosfaat die uitspoelen uit landbouwgronden. In tabel 2.1 zijn deze gegevens samengevat. In bijlage 1 staat een uitgebreider overzicht van deze gegevens. Uit de literatuur blijkt dat de uit- en afspoeling sterk kan verschillen per bodemtype, maar ook binnen een bepaald bodemtype. Dit is te zien in tabel 2.1. De gemiddelde stikstof en fosfor-uitspoeling varieert tussen de verschillende bodemtypen (respectievelijk 42, 30 en 48 kg N/ha/jaar en 2,8, 2,8 en 3,2 kg P/ha/jaar voor klei, veen en zandbodems). De variatie binnen een bepaald bodemtype is groter. Uit onderzoek van onder andere Hendriks (1993), van der Bolt et al. (1996 a; b) en Groenendijk & van der Bolt (1996) blijkt dat bemestingsscenario's en de hydrologische situatie verantwoordelijk zijn voor deze grote verschillen.

Tabel 2.1: Overzicht van gemeten uitspoelings- en afspoelingsvrachten (totaal) van stikstof en fosfaat uit Nederlandse landbouwgronden op verschillende bodemtypen.

		klei	laagveen	zand
stikstof (kg N/ha/jaar)	gem.	42	30	48
	min.	27	6,1	5,5
	max.	70	113	180
fosfor (kg P/ha/jaar)	gem.	2,8	2,8	3,2
	min.	1,2	0,39	0,37
	max.	3,5	9,6	10

3 PROCESSEN IN DE BUFFERSTROOK

3.1 INLEIDING

De ruimtelijke positie van de bufferstrook ten opzichte van de watergang en de aanliggende percelen is reeds weergegeven in figuur 2.1. In deze figuur staan ook de verschillende transportroutes van nutriënten weergegeven. De bufferstrook kan op elk van deze transportroutes ingrijpen. De processen die daarbij een rol spelen kunnen verschillen per transportroute. Processen in de bufferstrook kunnen leiden tot zowel een afname als een toename van de nutriëntenvracht richting het oppervlaktewater. De verhouding waarin de tegengestelde processen optreden bepaalt het nettorendement van de bufferstrook.

Tabel 3.1 vat de processen samen die een rol spelen in de verwijdering of nalevering van nutriënten in bufferstroken. Tevens is aangegeven in welk compartiment van de bufferstrook dit proces optreedt.

Tabel 3.1: Samenvatting van processen die optreden in bufferstroken.

compartiment	vracht-reducerende processen	vracht-verrijkende processen
lucht	filterwerking boomkruin	
bodemoppervlak	filterwerking vegetatie: sedimentatie	desorptie/resuspensie
	verlaging sediment dragende capaciteit	mineralisatie van dood organisch materiaal
	infiltratie in bodem	
bodem	denitrificatie	nitrificatie
	vervluchtiging	stikstof-fixatie
	opname van nutriënten door vegetatie en oogsten van vegetatie	afbraak/mineralisatie/afgifte
	adsorptie aan bodem	desorptie
	precipitatie	oplossing

De bovengenoemde processen worden in de volgende paragrafen nader omschreven waarbij aangegeven wordt wat de bepalende omgevingsfactoren zijn voor het optreden van deze processen. In diverse literatuur wordt de relatie tussen het optreden van deze processen en de bepalende omgevingsfactoren uitgelegd in een mathematische vergelijking. Deze vergelijkingen zijn samengevat in bijlage 2.

3.2 PROCESSEN IN DE LUCHTFASE

3.2.1 Inleiding

Verontreinigingen kunnen via de lucht getransporteerd worden. Een bufferstrook kan effectief zijn in het reduceren van de directe, via de lucht getransporteerde vracht naar het oppervlaktewater. Daarbij gaat het vooral om emissie van ammoniak, spray van mestdeeltjes en het direct

meemesten van de watergang. De bronnen van vervuiling kunnen zowel de toegediende mest op landbouwpercelen, de bemestingshandelingen zelf als vervluchtiging van ammoniak uit stallen van intensieve veehouderijen omvatten. Het proces in de bufferstrook dat verantwoordelijk is voor de reductie van de stoffenvracht naar het oppervlaktewater is filtering. Het gewas kan de nutriënten opnemen of het gewas verlaagt de windsnelheid waardoor meer nutriënten in de bufferstrook neerslaan.

3.2.2 Bepalende factoren in de luchtfase

Mander (1995) heeft voor een situatie in Estland aangetoond dat bufferstroken invloed hebben op het transport via de lucht. De meest bepalende factoren die van invloed zijn op de effectiviteit van de bufferstrook zijn:

- de vorm en de dichtheid van de boomkruinen: hoe dichter de boomkruin en hoe meer de boomkruinen een dicht scherm vormen, hoe groter de reductie.
- de hoogte van de vegetatie: hoge bomen vangen niet alleen veel wind maar ook veel verontreiniging.
- hoek tussen de loop van de watergang met bufferstrook ten opzichte van de bron van vervuiling en de windrichting: beide hoeken bepalen de mate waarin de luchtverontreiniging richting de watergang waait en de lengte waarover deze vervuiling op de watergang kan neerdalen.
- afstand tussen de bomen en de watergang: des te kleiner deze afstand, des te groter het effect van de bufferstrook en des te kleiner het effect van de verontreiniging op de watergang. De bomen schermen de watergang niet goed meer af indien de afstand tussen bomen en watergang te groot wordt.

3.3 PROCESSEN AAN HET BODEMOPPERVLAK

3.3.1 Inleiding

Oppervlakkige afstroming van regenwater vindt plaats indien de bodem op dat moment onvoldoende capaciteit heeft om het water op te nemen. Dit verschijnsel kan verschillende oorzaken hebben, zoals een met water verzadigde bodem (als gevolg van een ondiepe grondwaterstand tot aan maaiveld of maaiveld onder een helling), een hevige regenbui waarbij de neerslagintensiteit de infiltratiesnelheid overtreft, een bevroren ondergrond waarin geen water door kan dringen (Hendriks et al., 1996; Hill, 1993; Meinardi & van der Valk, 1989; Muscutt et al., 1993). De infiltratiesnelheid is afhankelijk van de textuur van de bodem. Bodems met een fijne, dichte textuur zoals klei leiden eerder tot afspoeling dan grovere bodems zoals zand. Greppels, trekkersporen, zware begrazing, bodemverdichting en een grote hellingshoek bevorderen de afspoeling. Via drainage wordt afspoelend water met opgelost of gesuspendeerd materiaal versneld afgevoerd, waarbij de bufferstrook omzeild kan worden.

In buitenlandse literatuur wordt aangegeven dat afspoelend regenwater de grootste bijdrage heeft aan de fosfaatvracht naar het oppervlaktewater. Dit fosfaat is gebonden aan sedimentdeeltjes. Dit in tegenstelling tot stikstof dat voornamelijk in anorganische vorm getransporteerd blijkt te worden. Dit betekent dat uitspoeling de grootste bijdrage levert aan de stikstofvracht, aldus Barling & Moore, 1994; Jenssen et al., 1994; Peterjohn & Correll, 1984; Uusi-Kämppä & Ylaerante, 1992; Vought et al., 1994, 1995. Voor de Nederlandse situatie gaan bovenstaande conclusies niet helemaal op. Zoals reeds besproken is in paragraaf 2.2.2 is ook in de totale fosforvracht het aandeel van de afspoeling over het algemeen genomen gering.

In de bufferstrook zijn drie verschillende, fysische processen verantwoordelijk voor de vermindering van de nutriëntenvracht uit afspoelend regenwater (Chaubey et al., 1994, 1995; Dillaha et al., 1988; Edwards et al, 1995; Lee et al., 1989; Orleans et al., 1994; Parsons et al., 1994; Rekolainen, 1993; Williams & Nicks, 1993; Xiang, 1996).

a. filteren van partikels uit het passerende water;
b. verlagen van de sedimentdragende capaciteit (bepaald door stroomsnelheid) van het water waardoor de sedimentatie toeneemt;
c. infiltratie van water met daarin opgeloste nutriënten.

De processen a en b zijn met name van belang voor verwijdering van gesuspendeerde deeltjes en daaraan gebonden nutriënten in het afspoelend regenwater. Proces c is verantwoordelijk voor reductie van opgeloste nutriënten. Na infiltratie van het afspoelend water spelen bodemprocessen een rol in de nutriëntenverwijdering (zie paragraaf 3.4).

Het belangrijkste proces dat verantwoordelijk wordt gesteld voor de reductie van de oppervlakkige afstroming is infiltratie (Dillaha et al., 1988; Dillaha & Inamdar, 1997; Edwards et al., 1995, 1996; Lee et al., 1989; Peterjohn & Correll, 1984;). Met infiltratie wordt de totale hoeveelheid afspoeling verminderd. Na infiltratie van het afspoelend water met daarin opgelost en/of particulair materiaal zijn fysische, chemische en biologische processen **in** de bodem verantwoordelijk voor verwijdering van nutriënten. Deze processen worden behandeld paragraaf 3.4.

In de buitenlandse literatuur wordt vaak alleen aandacht besteed aan de reducerende werking van bufferstroken op oppervlakkige afstroming (Brunet et al., 1994; Dillaha et al., 1989; Dillaha & Inamdar, 1997; Edwards et al., 1995, 1996; Young et al., 1980). Dit wordt gereflecteerd in de veelgebruikte benaming van bufferstroken: *vegetated filter strip*, waarin filtering, remming van de stroomsnelheid en sedimentatie van gesuspendeerd materiaal als belangrijkste processen worden gezien. Belasting van het oppervlaktewater via andere transportroutes wordt vaak buiten beschouwing gelaten. De bufferstrook reduceert de vracht aan sediment en aan sedimentgebonden nutriënten. In de Nederlandse situatie is de hoeveelheid afspoeling vaak een zeer beperkt deel van de totale waterstroom die richting het oppervlaktewater wordt afgevoerd. De grote aandacht in het buitenland aan de afspoeling kan verband houden met een verschil in bodemopbouw en reliëf ten opzichte van de Nederlandse situatie. In hellende gebieden en/of gebieden met een rotsachtige ondergrond speelt afspoeling een grotere rol dan in een vlak gebied als Nederland waar een groot deel van het neerslagwater in de bodem infiltreert (Uusi-Kämppä & Ylaeranta, 1992).

Naast de bovengenoemde drie verwijderingsprocessen zijn er ook processen aan het bodemoppervlak die zorgen voor nalevering van nutriënten aan het afspoelend regenwater. Hierbij kan met name gedacht worden aan mineralisatie van organisch materiaal (Cooke, 1988) en desorptie/resuspensie, waarbij ammonium-stikstof en fosfaten vrijkomen. Daarnaast voert regenwater slibdeeltjes mee uit de toplaag van de bodem. In de toplaag is relatief veel fosfaat opgeslagen. Hierdoor kan de afspoeling een belangrijke bijdrage hebben in het transport van fosfaat. Ondanks het overwegend geringe aandeel van de afspoeling is dit ook voor de Nederlandse situatie beschreven (Meinardi & van der Valk, 1989).

In bijlage 2 is aangegeven hoe de verschillende processen gekwantificeerd kunnen worden.

3.3.2 Bepalende factoren aan het bodemoppervlak

De werking van een bufferstrook op de reductie van de afspoelende nutriëntenvracht wordt bepaald door een complex aan factoren (Barling & Moore, 1994; Cooke, 1988; Dillaha & Inamdar, 1997; Edwards et al., 1996; Lee et al., 1989; Norris, 1993; Osborne & Kovacic, 1993; Pearce et al., 1997; Phillips, 1989a, 1989b; Rekolainen, 1993; Tim et al., 1995; Vought et al., 1995; Young et al., 1980).

a breedte

Sedimentatie van gesuspendeerd materiaal vindt voornamelijk plaats in de eerste paar meter van de bufferstrook (Chaubey et al., 1994, 1995; Knauer & Mander, 1989; Osborne & Kovacic, 1993; Parsons et al., 1994; Vought et al., 1994). Het grofste materiaal sedimenteert het eerst. De meeste fosfor is gebonden aan de kleinere deeltjes, zoals klei, welke verder doordringen in de bufferstrook. Bij een geringe afmeting van de bufferstrook en/of relatief hoge afvoersnelheden sedimenteren de kleideeltjes met daaraan gebonden fosfaat niet in deze strook (Barling & Moore, 1994; Cooper & Gilliam, 1987;).

In onderzoek van Tim et al. (1995) wordt de relatie tussen de breedte en het rendement van een bufferstrook als lineair ingeschat.

Pearce et al. (1997) vinden in hun experimenten dat het sediment niet **in** de eerste paar meters van de bufferstrook neerslaan, maar **voor** de bufferstrook. Hierdoor ontstaat aan de rand van de bufferstrook een ophoping van sediment. Afspoelend regenwater wordt bij het bereiken van de bufferstrook vertraagd waardoor het gesuspendeerde materiaal sedimenteert. Dit betekent dat niet de breedte van de bufferstrook van belang is, maar de aanwezigheid van een voldoende dichte vegetatie die de afspoeling afremt (Magette et al., 1989; Pearce et al., 1997, zie ook c). De breedte van de bufferstrook heeft invloed op de tijdspanne waarin door accumulatie van sediment de bufferstrook 'vol' is. De effectiviteit van het filter neemt na verloop van tijd af als gevolg van accumulatie van materiaal in het filter (Dillaha et al., 1986, 1988; Magette et al., 1989; Pearce et al., 1997; Vought et al., 1994). De totale effectiviteit wordt meer beïnvloed door de breedte van de bufferstrook dan door de hoogte van de vegetatie.

b micro- en macroreliëf

Het rendement van de bufferstrook op het afvangen van afspoelend regenwater is het grootst indien er sprake is van een afspoeling die gelijkmatig verdeeld is over het oppervlak (Barling & Moore, 1994; Edwards et al., 1996). Reliëf kan leiden tot het ontstaan van kleine geultjes waardoor het water versneld afgevoerd kan worden en minder lang in de bufferstrook verblijft (Edwards et al., 1996). De effectiviteit van de bufferstrook wordt mede bepaald door de verblijftijd van het afstromende water: een kortere verblijftijd leidt tot een afname van het rendement (zie ook i).

Meer micro-reliëf kan echter de ruwheid van het terrein vergroten, en daarmee de stroomsnelheid doen afnemen of de remming verhogen en de verblijftijd vergroten. Dit vergroot het rendement van de bufferstrook (zie i).

c vegetatiedichtheid en vegetatiehoogte

De filtercapaciteit van de bufferstrook wordt bepaald door het type en de dichtheid van de vegetatie. Vegetatie met een hoge 'stengel-dichtheid' verhoogt de hydraulische weerstand, waardoor de stroomsnelheid afneemt en daarmee de sediment-dragende capaciteit (zie ook j). Tevens verandert de vegetatie de bodemstructuur waardoor de infiltratiecapaciteit kan toenemen (Muscutt et al., 1993; Osborne & Kovacic, 1993; Pearce et al., 1997; Schultz et al., 1995; Vought et al., 1994). De sedimentatie van gesuspendeerd materiaal leidt op den duur

tot het dichtslibben van de bufferstrook, waardoor de effectiviteit van de bufferstrook afneemt (zie a). Inunderende oeverzones (*riparian zones*) slibben echter niet alleen dicht als gevolg van afspoeling, maar eerder nog door afgezet sediment in tijden van hoog water.

Pearce et al. (1997) vinden in experimenten in het laboratorium dat de hoogte van de vegetatie in grasbufferstroken van invloed is op het rendement van de buffer: hoog gras is minder effectief dan laag gras, wegens het ombuigen van het gras bij sterke oppervlakkige afstroming. Het is de vraag in hoeverre dit gegeven geëxtrapoleerd kan worden naar veldsituaties.

d vegetatietype

Knauer & Mander (1989) vinden in hun experimenten dat elzenbos en natuurlijk grasland het meest N en P filteren uit afspoelend regenwater. Minder effectief zijn vegetaties van cultuurgraslanden en natte hooilanden. Deze gegevens worden tegengesproken door Parsons et al. (1994). Zij vinden dat aangeplante grasbuffers effectiever filteren dan buffers met een natuurlijke vegetatie. Gilliam et al. (1997) vinden dat grasbufferstroken effectiever zijn in de verwijdering van sediment en Kjeldahl-stikstof uit oppervlaktewater (run-off) dan bosbufferstroken, bij vergelijkbare breedtes.
In de literatuur wordt geen melding gemaakt van verschillen in filterwerking tussen natte en droge vegetaties.

e karakteristieken van de bodem

In de inleiding is reeds aangegeven dat de karakteristieken van de bodem sterk bepalend zijn voor de mate waarin infiltratie van overtollig regenwater optreedt. Met de infiltratie van afspoelend regenwater verdwijnen ook de daarin opgeloste stoffen naar het grondwater. Bepalende bodemkarakteristieken zijn: textuur (poriegrootte, aanwezigheid van scheuren), infiltratiecapaciteit en mate van waterverzadiging. De textuur van de bodem bepaalt voor een groot deel de verhouding tussen afspoeling en infiltratie (Correl, 1997). Op zandbodems treedt makkelijker infiltratie op dan op klei/leembodems.
Deeltjes en opgeloste stoffen in het afspoelende regenwater worden voor een deel aan de bodem geabsorbeerd. De adsorptie-capaciteit verschilt sterk per bodem. Zo heeft bijvoorbeeld een veenbodem een lagere fosfor-bindingscapaciteit dan klei- en leembodems (Vought et al., 1994).

f deeltjesgrootte verdeling van het afspoelend gesuspendeerd materiaal

Sedimentatie en filtering zijn twee van de belangrijke processen die verantwoordelijk zijn voor het rendement van een bufferstrook. Aan de deeltjes kunnen nutriënten gebonden zijn. Verwijdering van de deeltjes uit het afspoelend regenwater leidt dus tot verwijdering van nutriënten. De deeltjesgrootte van het gesuspendeerde materiaal heeft zowel invloed op de sedimentatiesnelheid als de filtercapaciteit. Grotere deeltjes (bijvoorbeeld grof organisch materiaal) sedimenteren het snelst, kleine deeltjes (bijvoorbeeld kleideeltjes) sedimenteren pas bij een lage stroomsnelheid. De vegetatie fungeert in de bufferstrook als filter (zie c). Hoe groter de deeltjes in het afspoelend regenwater hoe groter de kans dat ze er uit gefilterd worden in de bufferstrook.

g aanwezigheid van drainage

Drainage leidt tot een versnelde afvoer van afspoelend regenwater en ondiep uitspoelend grondwater, waardoor de contacttijd in de bufferstrook klein is of de bufferstrook zelfs volledig omzeild wordt. Een korte verblijftijd leidt tot een laag rendement van de bufferstrook (Large & Petts, 1996; Osborne & Kovacic, 1993; Pearce et al., 1997) (zie ook b en i).

h helling

De helling van het landschap is zeer bepalend voor de effectiviteit van een bufferstrook (Phillips, 1989b; Uusi-Kämppä & Ylaeranta, 1992). Deze factor is volgens Phillips (1989b) belangrijker dan de breedte, de hydraulische conductiviteit van de bodem, de vochtbergingscapaciteit van de bodem en de ruwheid van de vegetatie in 19 onderzochte bufferstroken. Daarna blijkt de breedte van de buffer een belangrijke factor.

De helling van het terrein leidt tot een versnelde afstroming van het water, als gevolg van de zwaartekracht. Daardoor zal regenwater minder kans krijgen om te infiltreren. Tevens zal daardoor de hydraulische belasting van de bufferstrook relatief groot zijn ten opzichte van een vlak terrein.

De helling is mede bepalend voor de verdeling van water tussen uitspoeling en afspoeling. In hellende gebieden is meestal het aandeel oppervlakkige afstroming (ca. 65%) groter dan het aandeel regenwater dat via uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt (ca. 25%) (Schellinger & Clausen, 1992). In vlakke gebieden zoals Nederland wordt vaak een verhouding gevonden van 0-13% afspoeling en 85-100% uitspoeling (Kruijne, 1996).

i hydraulische belasting en variatie daarvan in de tijd

De hydraulische belasting is de hoeveelheid afspoelend regenwater per tijdseenheid. In hoofdstuk 2 staat beschreven welke factoren van invloed zijn op de hoeveelheid afspoelend regenwater. De hydraulische belasting wordt mede bepaald door de hoeveelheid en de duur van een regenbui.

De hydraulische belasting is van invloed op de verblijftijd van het afspoelend regenwater in de bufferstrook en de stroomsnelheid waarmee het water door de strook stroomt. Een hoge hydraulische belasting betekent een korte verblijftijd. Hoe langer de verblijftijd in de bufferstrook, hoe meer het water de tijd krijgt te infiltreren in de bodem (Schellinger & Clausen, 1992). Zoals reeds eerder gezegd, is infiltratie één van de belangrijkste reductieprocessen voor de stoffenvracht in afspoelend regenwater.

De hydraulische belasting is meestal groot (en de verblijftijd klein) in perioden van hevige regenbuien of in perioden van dooi (grote hoeveelheden smeltwater van sneeuw) (Schellinger & Clausen, 1992).

Bij een lage stroomsnelheid neemt de sediment-dragende capaciteit van het water af. Dit leidt tot sedimentatie van gesuspendeerd materiaal (Dillaha et al., 1988; Lee et al., 1989; Vought et al., 1995).

De stroomsnelheid en de verblijftijd worden beïnvloed door het vegetatietype, de vegetatiedichtheid, bodemeigenschappen, de helling van het terrein en de aanwezigheid van drainage (zie punten a, b, c, d, e, f, g en i).

j seizoen/klimaat

De filter-effectiviteit van een bufferstrook is het meest effectief in de zomer (groeiseizoen) en het laagst in het vroege voorjaar (Knauer & Mander, 1989; Schellinger & Clausen, 1992). In de zomer is de aanwezigheid en de conditie van de vegetatie het meest optimaal voor de filterwerking.

De mate en de tijd waarin afspoeling optreedt is sterk afhankelijk van het klimaat/seizoen. De afspoelende vracht is het grootst in de eerste regenbui na bemesting (Edwards et al., 1996). De belasting in erop volgende buien is volgens deze auteurs verwaarloosbaar.

k karakteristieken van het sediment
De karakteristieken van het sediment hebben invloed op de adsorptie en de nalevering van nutriënten naar het afspoelend regenwater. Verrijking van het afspoelend water als gevolg van afbraak van organisch materiaal dat in het sediment aanwezig is treedt niet op indien de omstandigheden niet gunstig zijn voor afbraak en mineralisatie: lage pH, lage temperaturen, lage zuurstofconcentraties (Cooke, 1988) (zie ook § 3.4).

3.4 PROCESSEN IN DE BODEM

3.4.1 Inleiding

Verschillende processen in de bodem leiden tot nutriëntenverwijdering of nutriëntennalevering aan het bodemvocht. De beschreven processen treden niet alleen op in bufferstroken, maar vinden algemeen plaats in bodems. De processen zijn het gevolg van de uitwisseling van water met de bodem, met levende planten en met de atmosfeer. De volgende processen kunnen onderscheiden worden (Adriaanse & Kemmers, 1988; van der Bolt et al., 1996; Bingham, et al., 1980; Hendriks, 1993; Kadlec & Knight, 1996):

a nitrificatie;
b denitrificatie;
c vervluchtiging (stikstof);
d stikstof-fixatie vanuit de atmosfeer;
e opname van nutriënten door planten (assimilatie/immobilisatie);
f opname van nutriënten door micro-organismen (microbiële immobilisatie);
g langdurige opslag van organisch materiaal (veenvorming);
h afgifte;
i afbraak;
j mineralisatie;
k adsorptie/desorptie;
l neerslag van zouten;

Welke processen zullen optreden en de mate waarin, is mede afhankelijk van de vorm waarin de nutriënten aanwezig zijn in de bodem/bodemvocht. De verschillende vormen van stikstof en fosfaat vertonen een verschillend gedrag in de bodem.

Stikstof komt in minerale (anorganische) en organische vorm voor in de bodem. De minerale vormen zijn: vrij ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+), nitriet (NO_2^-) en nitraat (NO_3^-). Nitriet is erg instabiel en komt zeer beperkt voor. Tussen ammoniak en ammonium bestaat een evenwicht dat wordt bepaald door de pH. Bij een lage pH ligt het evenwicht aan de kant van ammonium. Minerale stikstof is goed wateroplosbaar en wordt daardoor makkelijk getransporteerd in water. Nitraat is mobieler dan ammonium, zodat voornamelijk nitraat zal uitspoelen (Hasler, 1975). Organische stikstofverbindingen zijn slecht wateroplosbaar.

Fosfor kan in de bodem voorkomen als een organische fosfaat-verbinding en als een anorganische fosfaat-verbinding (ortho-fosfaat: P_2O_5). Met name ortho-fosfaat is onder bepaalde condities mobiel in de bodem.

3.4.2 Bepalende factoren in de bodem

In de bodem treedt een twaalftal processen op die door verschillende factoren beïnvloed worden. Deze factoren worden hieronder per proces samengevat.

a <u>nitrificatie</u>

Nitrificatie is het biologische proces waarbij ammonium geoxideerd wordt tot nitriet en nitraat in aanwezigheid van zuurstof (minimaal 0,3 mg/l O_2). Nitrificatie bestaat uit twee processen uitgevoerd door twee afzonderlijke bacteriën (onder andere Hendriks, 1992; van Huet, 1983; Kadlec & Knight, 1996; Reddy & Patrick, 1984):
Nitrosomonas zet ammonium om in nitriet.
Nitrobacter zet nitriet om in nitraat.

De totale reactie is als volgt:
$NH_4^+ + 2\ O_2 \rightarrow NO_3^- + 2\ H^+ + H_2O$

Het tweede proces verloopt sneller dan het eerste proces, zodat vrijwel geen nitriet zich zal ophopen in de bodem (van Huet, 1983; Reddy & Patrick, 1984). Alleen onder zeer basische omstandigheden, waarin hoge ammoniumconcentraties optreden, kan nitriet accumuleren (van Huet, 1983). Tijdens nitrificatie kunnen in plaats van nitriet ook NO en NO_2 gevormd worden. Deze gasvormige stoffen kunnen vervluchtigen naar de atmosfeer.

De belangrijkste randvoorwaarden voor het optreden van nitrificatie zijn (van Huet, 1983; Kadlec & Knight, 1996):
- het zuurstofgehalte/vochtgehalte: nitrificatie treedt alleen op in aanwezigheid van zuurstof. Het zuurstofgehalte in de bodem is bepalend voor de snelheid van dit proces. Het zuurstofgehalte wordt op zijn beurt bepaald door het vochtgehalte van de bodem. Een hoog vochtgehalte leidt een lage zuurstofspanning. Nitrificatie treedt nauwelijks op bij een vochtgehalte van 60% van de vochtcapaciteit of meer. Afhankelijk van de grondsoort verloopt nitrificatie optimaal wanneer 50-75% van de poriën gevuld zijn met water (van Huet, 1983). Dit geldt in het algemeen voor mineralisatie, waarvan nitrificatie een onderdeel uitmaakt (zie ook mineralisatie);
- het ammoniumgehalte: ammonium is de uitgangsstof voor de nitrificatie;
- de pH: een lage pH remt de nitrificatie. De optimale pH is 6,5-7,5 (van Huet, 1983). Het proces werkt zelf ook verzurend, aangezien netto H^+-ionen vrijkomen;
- de temperatuur: hoe hoger de temperatuur, hoe sneller het biologisch proces. De optimale temperatuur is 25-35 °C. Bij een temperatuur lager dan 15 °C is de activiteit gering;
- de alkaliniteit: naast zuurstof is ook calciumcarbonaat in het proces betrokken. Een hoge nitrificatiesnelheid leidt tot verlaging van de alkaliniteit en pH;
- de aanwezigheid van een anorganische koolstofbron;
- de grootte van de microbiologische populatie;
- de afwezigheid van stoffen die een remmende invloed hebben op de nitrificerende bacteriepopulatie, zoals methaan (Roy et al., 1994) en sulfiden (Joyce and Hollibaugh, 1995).

b <u>denitrificatie</u>

Denitrificatie is het proces waarbij nitraat wordt omgezet in een gasvormige stikstofverbinding die ontwijkt (N_2, NO of N_2O) (Correll, 1997). Het denitrificatieproces kan op twee manieren plaatsvinden, chemisch en biologisch. Chemische denitrificatie is gekoppeld aan de omzetting van zwavel. Biologische denitrificatie is gekoppeld aan de omzetting van organisch materiaal (Correll, 1997). In het eerste geval zijn sterk reducerende stoffen zoals ijzersulfiden nodig. De reactievergelijking met bijvoorbeeld pyriet als sterk reducerende stof is als volgt:

$$5\ FeS_2 + 14\ NO_3^- + 4\ H^+ \text{-->} 5\ Fe^{2+} + 10\ SO_4^{2-} + 7\ N_2\uparrow + 2\ H_2O$$

Pyriet-oxidatie kan een bijdrage leveren aan stikstofverwijdering via denitrificatie in de diepere ondergrond. Het chemisch proces vereist een lage redoxpotentiaal (Correll, 1997). In de ondiepe bodemlagen zal altijd voldoende organisch materiaal beschikbaar zijn voor biologische (heterotrofe) denitrificatie. Met betrekking tot bufferstroken is chemische denitrificatie dan ook een proces dat (waarschijnlijk) van ondergeschikt belang is.

Bij het biologische denitrificatieproces wordt nitraat gereduceerd tot stikstofgas of stikstofoxiden (N_2, NO of N_2O). Welk eindproduct ontstaat is sterk afhankelijk van de bodemcondities. Onder microbieel suboptimale condities (bijvoorbeeld pH $< 7,3$) zal de omzetting onvolledig zijn en is het dominante eindproduct N_2O. Ook in het geval van hoge nitraatconcentraties in het bodemwater is N_2O het dominante eindproduct. Onder anaerobe omstandigheden waarin minder nitraat beschikbaar is daarentegen, zal N_2 ontwijken. Het op grote schaal ontstaan van het 'broeikas' gas N_2O (lachgas) als product van denitrificatie is echter niet wenselijk (Addiscott, 1997). Hiernaar dient nader onderzoek te worden verricht.

Bacteriën die denitrificeren gebruiken nitraat als elektron-acceptor voor de respiratie (Groffman, 1997). Verschillende bacteriën zijn in staat te denitrificeren (van Huet, 1983; Kadlec & Knight, 1996; Reddy & Patrick, 1984): *Pseudomonas, Acinetobacter, Bacillus, Micrococcus, Gluconobacter, Alcaligenes, Halobacterium, Thiobacillus, Xanthomonas, Moraxella, Paracoccus, Spirillum* en *Rhodopseudomonas*. Het zijn facultatief anaerobe bacteriën, waarvan de meeste heterotroof zijn (Groffman, 1997).

De totale reactie bij het denitrificatieproces is als volgt:

$$5(CH_2O) + 4\ NO_3 + 4\ H^+ \text{-->} 5\ CO_2\uparrow + 2\ N_2\uparrow + 7\ H_2O$$

De factoren die deze reactie controleren zijn O_2, C en NO_3^- (Groffman, 1997):

- O_2: het denitrificatieproces vereist een anaerobe bodem of een bodem met een lage redoxpotentiaal, in ieder geval gedurende minstens een gedeelte van het jaar (Correll, 1997);
- aanwezigheid van een direct beschikbare koolstofbron: heterotrofe denitrificatie is strikt verbonden aan de afbraak van organisch materiaal (van Huet, 1983). De aanwezigheid van een makkelijk afbreekbare koolstofbron bevordert de denitrificatie (Groffman, 1997; Groffman et al., 1991; Haycock & Burt, 1993; Haycock et al., 1993; de Klein & Hefting, 1997; Pinay et al., 1993; Vought et al., 1994; Willems et al., 1997). Cooper (1990) vindt in experimenten dat de denitrificatie in een organische bodem veel hoger is dan in een anorganische (minerale). Hij wijt dit aan het verschil in de hoeveelheid beschikbare koolstof. In kunstmatige zuiveringsmoerassen wordt wel geëxperimenteerd met het toevoegen van methanol als gemakkelijk opneembare koolstofbron. Dit verhoogt de denitrificatiesnelheid aanzienlijk, tot ca. 3 maal zo hoog (Gersberg et al., 1983);
- aanwezigheid van voldoende nitraat: de hoeveelheden nitraat die gedenitrificeerd worden, zijn meestal gecorreleerd met de hoeveelheden nitraat die de buffer via het

grondwater binnenkomen (Lowrance et al., 1995). Daarnaast kunnen aerobe zones fungeren als actieve nitrificatie-zones. Door diffusie kan het nitraat anaerobe zones bereiken, waar denitrificatie volgt. Vele natte bodemtypen worden gekenmerkt door lage denitrificatiesnelheden als gevolg van een tekort aan nitraat (Bowden, 1987). Bij grotere toevoer van nitraat in bufferzones nemen denitrificatiesnelheden snel toe (zie onder meer Ambus & Christensen, 1993). Juist in het meest opwaarts gelegen deel van de bufferzone zijn de nitraatconcentraties het hoogst en was denitrificatie het snelst (Mander et al., 1997). Echter, de bovengrens van de denitrificatiecapaciteit die kan worden bereikt, en de factoren die deze capaciteit reguleren, zijn nog onbekend. De denitrificatierespons op de stikstofbelasting is variabel en lijkt beïnvloedbaar via beheer (Groffman, 1997);
- aanwezigheid van de juiste bacteriën;

Factoren die de snelheid van het proces beïnvloeden zijn (van Huet, 1983; Kadlec & Knight, 1996):
- temperatuur: de optimale temperatuur ligt tussen de 60-75 °C. Mander et al. (1997) vonden de meeste denitrificatie-activiteit in voorjaar en late zomer. Bij lagere temperaturen dan de optimum temperatuur treedt echter nog wel denitrificatie op. Haycock & Pinay (1993) vinden een nitraat-reductie van 84-99% in de wintermaanden in Zuid-Engeland, die zij toeschrijven aan denitrificatie. Ook Pinay et al. (1993) en Haycock & Burt (1993) vinden hoge denitrificatie-activiteiten in de wintermaanden. Een mogelijke verklaring vormt de grote variëteit aan micro-organismen die in staat zijn te denitrificeren, waardoor ook bij suboptimale temperaturen denitrificatie kan plaatsvinden (van Huet, 1983);
- bodemvochtigheid: de bodemvochtigheid is sterk bepalend voor het zuurstofgehalte en de redoxpotentiaal. Denitrificatie treedt op bij een redoxpotentiaal lager dan 340 mV.
- pH: de optimale pH ligt tussen 6,0-8,5. Willems et al. (1997) vinden nog 76% verwijdering van nitraat als gevolg van denitrificatie bij een pH van 4,1. Van Steenvoorden (1977) komt op basis van een literatuurstudie tot de conclusie dat beneden een pH 3,5-4,0 geen denitrificatie meer optreedt;
- bodemtextuur (Reddy & Patrick, 1984);
- C/N ratio van het organisch materiaal dat afgebroken wordt.

Onderzoeksresultaten over het optreden van denitrificatie in diepere bodemlagen zijn erg variabel en zelfs conflicterend. Een aantal studies wijst uit dat de denitrificatiesnelheid het grootste is in de bovenste, verzadigde bodemlaag en daalt met toenemende diepte (Haycock et al., 1993; Pinay et al., 1993; Willems et al., 1997), terwijl anderen juist hoge potenties en/of actuele denitrificatie-activiteit konden waarnemen in diepere bodemlagen (Francis et al., 1989; Haycock & Pinay, 1993). Het diepere bodemmilieu is vaak erg arm aan koolstof, waardoor activiteit van heterotrofe bacteriën beperkt is (Groffman, 1997). Er kan echter wel chemische denitrificatie optreden (Correll, 1997).

Denitrificatie is een belangrijk proces voor het verwijderen van stikstof uit de bodem (o.a. Correll, 1997; Gersberg et al., 1983; Groffman, 1997; Haycock & Pinay, 1993; de Klein & Hefting, 1997; Lowrance et al., 1984, 1995; Vought et al., 1994, 1995; Willems et al., 1997). Denitrificatie treedt op in anaerobe bodems, wat meestal met water verzadigde bodems zijn. Dit betekent dat de hydrologie (regeling van de grondwaterstand) een belangrijke factor is in het sturen van het denitrificatieproces (Willems et al., 1997; Pinay & Decamps, 1988; Haycock & Burt, 1993). Indien niet de juiste omstandigheden aanwezig zijn, is de bijdrage van denitrificatie aan de stikstofverwijdering gering (Nikolaidis et al., 1993). De juiste omstandigheden zijn onder andere gerelateerd aan:
- de breedte van de bufferstrook: Er bestaat een indirecte relatie tussen het optreden

van denitrificatie en breedte van de bufferstrook. De breedte van de bufferstrook heeft invloed op de verblijftijd van het grondwater. Een langere verblijftijd leidt tot een langer contact met de denitrificerende biomassa en een grotere reductie van nitraat. Haycock & Burt (1993) geven echter aan dat het meeste nitraat verwijderd wordt in de eerste 8 meter van de buffer. Waarschijnlijk hangt dit sterk samen met de hydraulische belasting van het systeem, het bodemtype en de nutriëntenbelasting (Fiselier et al., 1987). Vought et al. (1994) hebben voor verschillende experimenten van verschillende auteurs de resultaten op een rijtje gezet. Hieruit bleek een opvallende overeenkomst te bestaan tussen nitraat-reductie en de breedte van de bufferstrook. Er is geen onderscheid gemaakt tussen verschillende vegetatietypen of verschillende continenten. Uit deze samenvatting bleek dat in alle experimenten in de eerste 10 meter 80-100% nitraat-reductie optrad. Een grotere breedte levert weinig extra rendement op. Deze percentages gelden alleen voor locaties waar de bodem een deel van het jaar waterverzadigd is.

- het vegetatietype in de bufferstrook: Er bestaat een indirecte relatie tussen de denitrificatiesnelheid en het vegetatietype. Het vegetatietype heeft op verschillende wijzen invloed op de denitrificatie: vegetatie met luchtkanalen (bijvoorbeeld riet) kan zuurstof naar de wortels transporteren (Armstrong et al., 1990). Dit kan leiden tot lokale aerobie in een anaerobe bodem. In het aerobe systeem wordt ammonium omgezet in nitraat (nitrificatie). Dit nitraat is beschikbaar voor denitrificatie. Het samenspel tussen nitrificatie en denitrificatie kan leiden tot een relatief hoge reductie van stikstof in het grondwater (Reddy & DeBusk, 1987; Brix & Schierup, 1989; van Oorschot, 1990). Deze afwisseling tussen nitrificatie en denitrificatie kan ook gestimuleerd worden door het afwisselen van aerobe (droge) en anaerobe (natte) omstandigheden. Uit experimenten is gebleken dat een cyclus van 2 plus 2 dagen optimaal is (Reddy & Patrick, 1975). Het zuurstoftransport is het grootst tijdens het groeiseizoen, maar er zijn ook aanwijzingen dat er enig transport plaats vindt in de winter. Volgens Brix & Schierup (1990) is deze diffusie in de winter echter niet voldoende om aan de zuurstofvraag voor nitrificatie te voldoen.

  Naast het zuurstoftransport beïnvloedt de vegetatie tevens de vorm en de hoeveelheid organisch koolstof. De hoeveelheid beschikbare koolstof die de vegetatie toevoegt aan de bodem, verschilt per vegetatietype. Deze koolstof bevordert de denitrificatie. De input van organische koolstof is over het algemeen groter in bosbuffers dan in grasbuffers. Dit leidt over het algemeen tot een hogere denitrificatie-activiteit in bosbuffers dan in grasbuffers (Correll, 1997; Haycock & Burt, 1993; Haycock et al., 1993; Haycock & Pinay, 1993; de Klein & Hefting, 1997; Osborne & Kovacic, 1993; Pinay & Decamps, 1988). Groffman et al. (1991) echter vonden juist een lagere denitrificatie in beboste bufferzones. Zij konden aantonen dat in deze bosbufferstroken de kwaliteit van het organische materiaal minder gunstig was. Ook kruiden- en grazige vegetaties kunnen onderling verschillen in de hoeveelheid en beschikbaarheid van koolstof die zij afleveren (Groffman et al., 1991).

  Downes et al. (1997) vonden een hoge denitrificatie-activiteit in aan een beek grenzende moerasstroken.

c <u>vervluchtiging</u>

In de bodem kan vervluchtiging optreden van ammoniak en stikstofgas. Ammoniak en ammonium zijn met elkaar in evenwicht, waarbij de ligging van het evenwicht sterk wordt bepaald door de pH. Bij een hoge pH ligt het evenwicht aan de kant van ammoniak. De oplosbaarheid van ammoniak is beperkt en een deel zal vervluchtigen als ammoniakgas. Ammoniakvervluchtiging wordt niet gezien als een belangrijk proces in de verwijdering van

stikstof uit het systeem. Bij een pH lager dan 8,0 treedt nauwelijks ammoniakvervluchtiging op.

Naast ammoniakgas vervluchtigt stikstofgas als N_2 of N_2O als produkt van het denitrificatieproces. De mate waarin stikstof op deze wijze verdwijnt wordt bepaald door de denitrificatiesnelheid. De factoren die dit proces beïnvloeden staan beschreven onder b. Vrijwel al het gevormde stikstofgas zal uit het bodem-water-systeem verdwijnen.

Fosfor kent geen vluchtige vormen waarin zij uit het bufferstrooksysteem kan verdwijnen.

d stikstoffixatie

Een aantal micro-organismen in de bodem zijn in staat stikstofgas te assimileren. Hierbij wordt stikstof uit de lucht vastgelegd in biomassa. Stikstoffixatie leidt tot een verrijking van systeem met stikstof. Stikstofgas wordt zowel in aerobe als anaerobe bodems gefixeerd. De fixatie-activiteit is onder anaerobe omstandigheden gedurende het jaar constant. Onder aerobe omstandigheden varieert de fixatie-activiteit: in november en december is de activiteit veel hoger dan in april (Jaeger & Werner, 1976). De stikstoffixatie onder anaerobe condities is hoger dan onder aerobe condities (Jaeger & Werner, 1976).

Enkele stikstof-fixerende micro-organismen leven in symbiose met hogere planten zoals els en gagel (Wetzel, 1983). Els is in staat grote hoeveelheden stikstof te fixeren, tot enkele honderden kilogrammen per hectare per jaar. Dit kan een aanzienlijke stikstofbron zijn onder stikstof-arme omstandigheden (Wetzel, 1983). Bij verrijking van de omgeving met stikstof zal de fixatie echter afnemen en zal stikstof voornamelijk via de wortels uit het grondwater worden opgenomen (Vought et al., 1994). Dit leidt tot een zeer beperkt aandeel van de stikstof-fixatie op de stikstofbalans in de bodem (Haycock et al., 1993; Duel & te Boekhorst, 1990). Jaeger & Werner (1976) vinden in experimenten dat de denitrificatie hoeveelheid 13 keer zo groot is als de stikstoffixatie op jaarbasis.

e opname van nutriënten door planten (immobilisatie)

Immobilisatie is het opnameproces van minerale bestanddelen door biomassa voor celsynthese. Stikstof en fosfor zijn belangrijke nutriënten die nodig zijn voor de groei van planten. (Moeras)planten onttrekken deze voedingsstoffen voornamelijk uit het grondwater in de wortelzone en in zeer geringe mate direct uit het oppervlaktewater (Duel, 1997a). In het groeiseizoen kan deze immobilisatie leiden tot een aanzienlijke reductie van de nutriënten in het grondwater.

De opgenomen voedingsstoffen worden tijdelijk (met name in het groeiseizoen) vastgelegd in bladeren en stengels. Voor overwintering treedt translocatie van de voedingsstoffen op van de stengels en de bladeren richting de wortels en wortelstokken. Deze translocatie kan 12-45% van de bovengrondse hoeveelheid bedragen (Duel & te Boekhorst, 1990; van Oorschot, 1990. In deze ondergrondse delen van de plant vindt langdurige vastlegging van voedingsstoffen plaats. De opgeslagen voedingsstoffen worden in het volgend groeiseizoen gebruikt voor de initiële groei. Indien de bovengronds opgeslagen nutriënten niet verwijderd worden door middel van oogsten van het plantenmateriaal, dan zal dit materiaal afgebroken worden waarbij de nutriënten weer beschikbaar komen (Mitsch et al., 1989; Verhoeven, 1985; zie ook g). Een bijkomend voordeel van het oogsten van plantenmateriaal is niet alleen de verwijdering van stikstof en fosfaat uit het systeem, maar ook het voorkomen van zuurstofarme omstandigheden. Zuurstofarme omstandigheden kunnen ontstaan als gevolg van zuurstofconsumptie bij de afbraak/mineralisatie van afgestorven plantaardig materiaal. Door het voorkomen van anaerobe omstandigheden zal fosfaat gebonden worden/blijven aan de bodem en niet worden

nageleverd (zie i). Opname door planten en oogsten van planten is vrijwel de enige definitieve reductiefactor van de fosforvracht in een bufferstrook.

De primaire produktie, en daarmee de opname van nutriënten is van een aantal factoren afhankelijk:

- klimaat en seizoen;
- beschikbaarheid van voedingsstoffen: de meeste planten hebben een voorkeur voor het opnemen van ammonium boven stikstof (Berghuijs-van Dijk et al., 1985; Duel & te Boekhorst, 1990). Ammonium is vaak echter in mindere mate beschikbaar dan nitraat, zodat in praktijk stikstof voornamelijk in de vorm van nitraat door planten opgenomen wordt;
- inter- en intraspecifieke concurrentie tussen planten;
- leeftijd van de planten: een jongere vegetatie neemt meer voedingsstoffen op dan een volledig ontwikkelde vegetatie. Dit wordt bijvoorbeeld waargenomen in een vergelijking van jong broekbos en ouder broekbos. In het oudere broekbos wordt fosfaatnalevering waargenomen en in jong broekbos fosfaatreductie, de laatstgenoemde wordt toegeschreven aan fosfaatopname door de vegetatie (Osborne & Kovacic, 1993). Het verschil tussen het jonge en het oude broekbos kan echter ook toegeschreven worden aan verschillen in fosfaatverzadiging in de bodem (zie i). Radoux & Kemp (1990) hebben het effect van de leeftijd op de opnamecapaciteit van lisdodde (*Typha latifolia*) onderzocht. Zij vonden dat over een periode van 8 jaar geen verandering van de opnamecapaciteit optreedt. Uit deze gegevens blijkt dat het effect van leeftijd op de opnamecapaciteit niet eenduidig is in de literatuur.
- beheer: de opname van nutriënten door planten is het meest optimaal indien de vegetatie in een staat van groei blijft (Haycock et al., 1993). Dit kan onder andere bereikt worden door de vegetatie frequent te oogsten (Reddy & DeBusk, 1987). Met het oogsten kan volgens Reddy & DeBusk (1987) en van Oorschot (1990) hoogstens 5-25% van de opgeslagen hoeveelheid nutriënten verwijderd worden. Dit percentage hangt sterk af van de gebruikte plantensoort. Niet alle soorten zijn goed bestand tegen oogsten (van Oorschot, 1990). Meerdere malen per jaar leidt niet per definitie tot een grotere nutriëntenafvoer, terwijl meestal veel meer schade aan de vegetatie wordt toegebracht (Verhoeven, 1985). Een en ander is afhankelijk van het vegetatietype (bijvoorbeeld gras dan wel meer natuurlijke vegetaties). Door te frequent te oogsten kan zelfs produktievermindering optreden. Niet oogsten kan echter ook leiden tot produktievermindering als gevolg van ruimte en lichtbezetting door dode plantendelen.

f <u>opname van voedingsstoffen door micro-organismen (microbiële immobilisatie)</u>
Microbiële immobilisatie is het proces waarbij voedingsstoffen worden vastgelegd in micro-organismen. Door mineralisatie van de microbiële biomassa kan bijvoorbeeld stikstof weer vrijkomen en beschikbaar komen voor het denitrificatieproces (Groffman, 1997; Groffman et al., 1991). Mineralisatie van de microbiële biomassa vindt met name plaats gedurende perioden van uitdroging. Opname door planten (zonder oogsten) en de microbiële biomassa zou op den duur kunnen leiden tot stikstofverzadiging van bufferzones, waarbij de bufferzone niet langer meer als een sink fungeert. Meer onderzoek is nodig naar de hoeveelheden stikstof, vastgelegd in microbiële biomassa, in relatie tot de opname door planten en stikstofverwijdering via denitrificatie (Groffman, 1997).

g <u>langdurige opslag van organisch materiaal (veenvorming)</u>
Nutriënten komen onder meer in de bodem terecht via toevoer van organisch materiaal. Dood organisch materiaal dat op de bodem terecht komt wordt deels afgebroken waardoor de

nutriënten direct weer vrijkomen. Onder anaerobe omstandigheden wordt het materiaal echter grotendeels niet afgebroken, maar worden de nutriënten geïmmobiliseerd waarbij veenvorming plaatsvindt (Oomes, 1997).

h afgifte

Een klein deel van de opgenomen voedingsstoffen wordt door de planten weer afgestaan aan het (grond)water. Deze afgifte bedraagt meestal niet meer dan een paar procenten van de hoeveelheid die wordt opgenomen (Duel & te Boekhorst, 1990).

i afbraak

Afbraak is de omzet van organisch materiaal in humus en organisch fosfaat. Bij de afbraak komt een deel van de opgenomen hoeveelheid nutriënten weer vrij. Duel & te Boekhorst (1990) geven aan dat het deel dat weer vrijkomt 35-75% is van de bovengronds vastgelegde hoeveelheid fosfor, en 20-70% van de bovengronds vastgelegde hoeveelheid stikstof.

De afbraaksnelheid wordt bepaald door de volgende factoren:

- zuurstofgehalte: de afbraaksnelheid van organisch materiaal is het grootst onder aerobe omstandigheden (o.a. Duel & te Boekhorst, 1990). Ook onder anaerobe omstandigheden vindt afbraak plaats (zie ook denitrificatie). De afbraak onder aerobe omstandigheden is groter dan onder anaerobe omstandigheden. Onder anaerobe omstandigheden worden eindprodukten gevormd als organische zuren (humuszuren), methaan, waterstofsulfide en alcoholen. Deze producten kunnen onder aerobe omstandigheden verder afgebroken worden (Hendriks, 1992);
- temperatuur: de optimale temperatuur voor de afbraak is 30-40 °C. De maximale temperatuur waarbij nog microbiële afbraak plaats vindt is 70 °C. De ondergrens is 0 °C. In het traject van 5-45 °C treedt bij elke 10 °C stijging een verdubbeling van de afbraak op (Hendriks, 1992).
- seizoen: de seizoensinvloed is een combinatie van de invloed van het vochtgehalte en de invloed van temperatuur. Over het algemeen is de afbraak het grootst in de maanden mei tot en met september. In september/oktober begint de afname van de afbraaksnelheid. Er vindt nauwelijks afbraak plaats in januari/februari. Vanaf maart en april neemt de afbraaksnelheid duidelijk weer toe (Hendriks, 1992). De verhouding tussen de afbraak en de opname van voedingsstoffen door planten leidt tot een netto-afgifte van nutriënten in het najaar en vroege voorjaar in moerassystemen, en een netto-vastlegging van nutriënten in de zomer (groeiseizoen) (Mitsch et al., 1989).
- waterkwaliteit: De activiteit van micro-organismen en dus de afbraak van plantenmateriaal is in hoge mate afhankelijk van fysisch-chemische milieufactoren in de omringende waterlaag, zoals zuurgraad, buffercapaciteit (alkaliniteit) en zuurstof- en stikstofgehalte (Brock, 1988). Een belangrijke factor blijkt de buffercapaciteit (alkaliniteit) te zijn (Kok & van de Laar, 1991). In alkaliene (sterk gebufferde) wateren is de afbraaksnelheid hoog. Dit kan worden toegeschreven aan de neutraliserende werking van bicarbonaat, waardoor er geen zure microniches ontstaan in het detritus. Juist in zure microniches is de afbraak geremd (Kok & van de Laar, 1991).
- vochtgehalte: Het vochtgehalte heeft invloed op de afbraaksnelheid van organisch materiaal. Onder droge omstandigheden kan vocht beperkend worden en natte omstandigheden kunnen leiden tot een beperkte afbraak wegens een zuurstofgebrek (waterverzadigde bodem). Een vochtgehalte van 60-80% is voor de meeste microbiologische processen optimaal. Dit vochtgehalte komt overeen met een veldcapaciteit pF 2 of een drukhoogte van -100 cm (Hendriks, 1992). De afbraaksnelheid wordt verhoogd door een wisseling van het vochtgehalte. Schnitzer en Khan (1978) geven hiervoor drie verklaringen:

wisselende vochtgehalten leiden tot een afwisseling van zwel en krimp van de bodem, waardoor stabiele organische verbindingen fysisch worden afgebroken tot makkelijker afbreekbare verbindingen. Een tweede verklaring is dat drogen van organische stof een chemische verandering te weeg brengt die de organische stof makkelijker afbreekbaar maakt. Ten derde sterft een deel van de micro-organismen af als gevolg van drogen. Bij herbevochtiging wordt het dode celmateriaal versneld afgebroken;

- voedingsstoffengehalte: het aanbod van voedingsstoffen heeft invloed op de afbraaksnelheid. Micro-organismen kunnen de voedingselementen betrekken uit de bodem of uit het af te breken materiaal. Organismen hebben het meest behoefte aan stikstof voor hun eiwitopbouw. De C/N verhouding van het af te breken substraat is bepalend of er sprake is van een stikstoftekort. Er is sprake van een tekort bij een C/N verhouding groter dan 30, wat vertragend werkt op de afbraak van het materiaal (Hendriks, 1992);
- zuurgraad (pH): de afbraaksnelheid van organisch materiaal is sterk gecorreleerd met de interne pH van het detritus (Kok & van de Laar, 1991). Deze hangt weer nauw samen met de buffercapaciteit van het omringende water. De zuurgraad beïnvloedt op verschillende manieren de afbraaksnelheid: invloed op de enzymactiviteit, invloed op de samenstelling van de micropopulatie (in een neutraal milieu meer bacteriën, in een zuur milieu meer schimmels), invloed op de deeltjesgrootte en -vorm van de organische moleculen. De afbraak door bacteriën is over het algemeen sneller dan die van schimmels, wat betekent dat de afbraaksnelheid in de bodem toeneemt bij verhoging van de pH. De afbraak verloopt het snelst bij een pH van 7-8;
- lutumgehalte: Hansen et al. (1990) beschrijft de invloed van het lutumgehalte op de afbraak van organisch materiaal. Deze invloed is niet eenduidig. Klei kan de afbraak stimuleren door verandering van fysische omstandigheden, door adsorptie van toxische stoffen en door concentratie van het af te breken materiaal op het klei-oppervlak. De afbraak in gronden met veel adsorberende oppervlakken verloopt echter over het algemeen langzamer dan de afbraak van puur organische stof. Een hoog lutumgehalte vertraagt veelal de afbraaksnelheid.
- de structuur en chemische samenstelling van het plantenmateriaal: helofyten bevatten bijvoorbeeld over het algemeen meer celwandmateriaal dan waterplanten en worden dan ook veel langzamer afgebroken (Brock, 1988).

j <u>mineralisatie</u>

Bij mineralisatie wordt vers organisch materiaal en humus omgezet in ammonium en orthofosfaat. Zoals bij nitrificatie beschreven staat, kan dit ammonium onder aerobe omstandigheden omgezet worden in nitraat (zie a). Een deel van de door mineralisatie vrijgekomen voedingsstoffen wordt door de micro-organismen gebruikt voor opbouw van biomassa. Als er meer voedingsstoffen worden vrijgemaakt dan gebruikt, is er sprake van netto-mineralisatie (van Oorschot, 1990).

De factoren die van invloed zijn op de stikstofmineralisatie zijn hetzelfde als die beschreven staan bij de afbraak (zie i).

Fosformineralisatie is moeilijk te bestuderen omdat de aard van de organisch gebonden fosfor in de bodem slechts ten dele bekend is. Er zijn steeds meer aanwijzingen dat de fosformineralisatie minder verbonden is aan de koolstofmineralisatie, dan de mate waarin de stikstofmineralisatie aan C-mineralisatie verbonden is (Hendriks, 1992).

k <u>adsorptie/desorptie</u>

Door adsorptie kunnen voedingsstoffen in de bodem worden vastgelegd. Zowel fosfaat als

ammonium kunnen geabsorbeerd worden aan bodemdeeltjes. De adsorptie van nitraat is nihil (Reddy & Patrick, 1984). Voor fosfaat kan adsorptie een belangrijke (tijdelijke) reductie van het fosfaatgehalte in het grondwater teweeg brengen. De adsorptiecapaciteit van de bodem is mede afhankelijk van de samenstelling van de bodemdeeltjes.

De mate waarin adsorptie van ammonium bijdraagt aan de (tijdelijke) reductie van stikstof in het grondwater, is niet eenduidig. Volgens Verhoeven (1985) treedt adsorptie van ammonium in beperkte mate op en heeft slechts een geringe bijdrage aan de stikstofreductie in het grondwater. Het positieve ammonium-ion wordt geabsorbeerd aan het bodemcomplex dat bestaat uit negatief geladen klei-mineralen en organisch materiaal (veendeeltjes). In zand- en veengronden is de humusfractie verantwoordelijk voor de adsorptie. Volgens van Huet (1983) moet op kleigronden echter wel degelijk rekening gehouden worden met adsorptie van kationen (NH_4^+) aangezien de kationenadsorptiecapaciteit van kleimineralen groot is. De adsorptie van kationen is afhankelijk van de pH en de zoutconcentraties.

Fosfaat kan op verschillende wijzen aan minerale bodemdeeltjes worden geabsorbeerd: aan micro-kristallijne aluminium- en ijzer(hydr)oxiden; aan aluminium en ijzer gebonden aan organische stof; aan randen van kleimineralen; aan aluminium en ijzer gebonden aan kleimineralen; aan calcium- of magnesiumcarbonaat (Schoumans, 1995; Uusi-Kämppä et al., 1997).

Het adsorptie-evenwicht voor fosfaat wordt bepaald door:

- pH en redoxpotentiaal: de pH en de redoxpotentiaal zijn sterk bepalend voor de adsorptie van fosfaat aan ijzercomplexen: in een zuur, aeroob milieu vindt adsorptie aan ijzercomplexen plaats. Adsorptie is een omkeerbaar proces. Bij verandering van de omstandigheden kan desorptie plaats vinden. Desorptie vindt met name plaats onder anaerobe omstandigheden waarin de nitraatverwijdering (denitrificatie) het meest optimaal is. In perioden van nitraatreductie wordt daarom vaak fosfaatverrijking waargenomen (Peterjohn & Correll, 1984; Osborne & Kovacic, 1993). Dit is vaak de winter als de vegetatie beperkt voedingsstoffen opneemt (geen groeiseizoen) en het grote neerslagoverschot tot anaerobe bodems kan leiden (hoge grondwaterstand);
- bodemsamenstelling: Adsorptie van fosfaat aan de bodem is mede afhankelijk van de bodemsamenstelling (type minerale bodemdeeltjes). Hendriks (1993) vindt dat het fosforbindend vermogen in veen met lutum-bijmenging groter is dan in puur veen. De meeste veenlagen bestaan uit een mengsel van minerale delen (lutum, slib, zand) en veen. Fosfaat wordt in veenlagen meestal sneller vastgelegd dan in zandgronden (Schoumans et al., 1988). Toch stelt Schoumans dat veengronden relatief kwetsbaar zijn voor fosfaatuitspoeling in vergelijking met zand en kleigronden. Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door de hoge grondwaterstand (hoge kans op anaerobie en daarmee op uitspoeling) en lage dichtheid van de veenlaag (op volume-basis relatief weinig bindingsplaatsen voor fosfaat).
  Voor fosfaat geldt een maximum adsorptie-capaciteit die verschilt per bodemtype. Indien eenmaal een groot deel van de beschikbare adsorptieplaatsen bezet is (fosfaat-verzadigde bodem) dan is het mogelijk dat fosfaat niet meer gebonden wordt. Zeker bij wijziging van omstandigheden kan zelfs fosfaatnalevering optreden in plaats van fosfaatreductie (Dillaha et al., 1989; Groenenberg et al., 1996; Uusi-Kämppä & Ylaeranta, 1992; Uusi-Kämppä et al., 1997; Vought et al., 1995).
  In de huidige situatie in Nederland is een groot deel van de bodems verzadigd met fosfaat. Dit geldt met name voor de landbouwgronden in de zandgebieden met intensieve veehouderij (Schoumans et al., 1995). Dit betekent dat meestal fosfaatnalevering zal optreden in plaats van fosfaatreductie. Een deel van het nageleverde fosfaat wordt

opgenomen door de vegetatie. Een maat voor de fosfaatverzadiging is de fosfaatbezettingsfractie: bij een verhouding van 0,5 is de bodem vrijwel niet meer in staat om fosfaat te binden. Hoe hoger de mate van fosfaatverzadiging hoe hoger de uitloging van fosfaat richting het oppervlaktewater (Groenenberg et al., 1996). Voordat een bodemlaag volledig met fosfaat verzadigd is, kunnen in de bodemoplossing al duidelijk verhoogde fosfaatconcentraties aangetroffen worden. Schoumans (1994) geeft aan dat daarom al van een fosfaatverzadigde grond kan worden gesproken indien de fosfaatverzadigingsgraad tot aan de GHG groter is dan 25%. Dit komt overeen met een gemiddelde fosfaatbezettingsfractie van 0,125. Bij deze fractie wordt de natuurlijke fosfaatuitspoeling van 0,10 mg P/l op den duur overschreden.

l neerslag van zouten

Fosfaten kunnen niet alleen geabsorbeerd worden aan ijzer- en aluminiumcomplexen. Ook kan het neerslaan met ijzer, aluminium, magnesium en calcium. De factoren die hierop van invloed zijn, zijn dezelfde als beschreven onder adsorptie (zie i). Het neerslaan van zouten is in principe omkeerbaar. Onder een aantal omstandigheden worden echter zouten gevormd die minder snel weer in oplossing gaan en die een negatief effect hebben op de reductie van het fosfaatgehalte: driewaardige ijzerionen worden gereduceerd onder anaërobe omstandigheden. IJzerfosfaat gaat in oplossing. Bij aanwezigheid van sulfide-ionen kan het vrijgekomen ijzer met het sulfide slecht oplosbare ijzersulfides vormen. Bij wijziging van de omstandigheden in aerobie blijven deze ijzersulfides bestaan en zal er minder ijzer beschikbaar zijn om neer te slaan met fosfaat.

Welk type zouten neerslaan is mede afhankelijk van de pH. Bij een hoge pH en kalkrijke omstandigheden worden calciumzouten gevormd (optimum pH 8-12 voor verschillende zouten). Bij een lagere pH treedt zoutvorming op met ijzer of aluminium (optimum pH 5-6).

3.5 CONCLUSIES: WELKE PROCESSEN SPELEN EEN ROL IN BUFFERSTROKEN?

In dit hoofdstuk zijn de processen beschreven die zich in bufferstroken afspelen en die leiden tot een vergroting of een verkleining van de nutriëntenvracht richting het oppervlaktewater. Enkele van deze processen zijn het meest bepalend voor de effectiviteit van de bufferstrook. Het belang van deze processen wordt bepaald door:

- de transportroute waarop zij ingrijpen: een proces dat ingrijpt op een hoofd-transportroute is meer van belang dan een proces dat ingrijpt op een transportroute waarlangs een beperkt deel van de nutriënten aangevoerd worden;
- de effectiviteit van het proces: de mate waarin een proces optreedt (in ruimte en tijd) bepaalt hoeveel nutriënten verwijderd (of nageleverd) worden. Dit bepaalt mede de totale effectiviteit van de bufferstrook.

De helling van het gebied is een belangrijke factor die de verhouding tussen afspoeling en uitspoeling bepaalt. In een hellend gebied verloopt de belangrijkste transportroute via het afspoelend regenwater. De zuiverende werking van de bufferstrook speelt zich met name af aan het oppervlak. In een vlak gebied heeft regenwater meer tijd om te infiltreren in de bodem. In een dergelijk gebied is uitstroming de belangrijkste transportroute van overtollig regenwater richting het oppervlaktewater. De processen die het uitspoelend water zuiveren spelen zich voornamelijk af in de bodem.

De reducerende processen die in de bufferstrook optreden leiden niet allen tot een definitieve verwijdering van de nutriënten uit het systeem. Opname door planten bijvoorbeeld leidt in de

groeiperiode tot een verwijdering van nutriënten. In het najaar kunnen deze voedingsstoffen echter weer vrijkomen als gevolg van afbraak van het afgestorven plantenmateriaal. Een ander voorbeeld is adsorptie van fosfaat aan bodemdeeltjes. Dit is een reversibel proces. Elk bodemtype heeft een bepaalde maximale bindingscapaciteit voor fosfor. Op het moment dat de bodem verzadigd is met fosfaat treedt zelfs fosfaatnalevering op in plaats van fosfaatbinding.

Slechts enkele processen leiden tot een definitieve verwijdering van stikstof en fosfaat uit het systeem. Dit zijn:
- denitrificatie: nitraat wordt omgezet in stikstofgas. Dit gas vervluchtigt naar de atmosfeer;
- opname van nutriënten door planten waarna het plantenmateriaal geoogst wordt. Het afvoeren van het maaisel leidt tot verwijdering van nutriënten;
- vervluchtiging van NH_3: dit proces treedt echter in zeer beperkte mate op aangezien het evenwicht tussen ammoniak en ammonium meer aan de kant van ammonium ligt.

In sommige literatuur wordt infiltratie van water met daarin opgeloste voedingsstoffen naar het diepere grondwater ook als een 'definitief' verwijderingsproces gezien. Op de korte termijn is dit inderdaad het geval. Infiltratie van voedingsstoffen naar het diepere grondwater betekent echter oplading van de bodem systeem en op den duur nalevering. Diep grondwater kan echter in de vorm van kwel leiden tot verrijking van het oppervlaktewater. Infiltratie naar het diepe grondwater is dus geen duurzame oplossing.

Denitrificatie en opname van voedingsstoffen door planten aangevuld met het oogsten van planten zijn de meest duurzame verwijderingsprocessen. Diverse auteurs geven aan dat dit ook de meest effectieve verwijderingsprocessen zijn voor stikstof (denitrificatie en opname) en fosfaat (opname) (Duel, 1997a; de Jong, 1996; Muscutt et al., 1993; Pinay et al., 1993; Willems et al., 1997). Voor fosfaat speelt ook adsorptie aan het bodemcomplex een belangrijke rol. Dit proces is zoals gezegd echter geen duurzaam verwijderingsproces.

De rol van de processen denitrificatie en opname door planten verschilt per seizoen. In de winter is in de meeste situaties denitrificatie het belangrijkste reductieproces. In deze tijd is de grondwaterstand relatief hoog, wat leidt tot anaerobe bodems, hetgeen gunstig is voor het denitrificatieproces. Denitrificatie treedt in de winter op ondanks de lagere temperaturen. De opname door planten is in de winter gering.

In de zomer is de opname door planten het belangrijkste reductieproces. De zomer is het groeiseizoen voor de meeste planten, wat betekent dat de vastlegging van nutriënten dan optimaal is. Daarnaast is in de zomer de grondwaterstand van nature lager dan in de winter, wat leidt tot meer aerobe bodems waarin denitrificatie nauwelijks optreedt. Bovendien concurreren de denitrificeerders met de planten voor het beschikbare nitraat. In combinatie met de lage grondwaterstanden betekent dit dat meestal de opname door planten het belangrijkste reductieproces in de zomer is (Pinay et al., 1993; Haycock et al., 1993).

De verhouding tussen de mate waarin de verschillende processen in een bufferstrook optreden wordt door een groot aantal factoren bepaald. In tabel 3.2 is samengevat welke factoren een rol spelen en op welke processen/transportroutes zij het meest direct ingrijpen (de indirecte werkingen zijn voor de eenvoud in deze tabel buiten beschouwing gelaten). Belangrijke factoren die niet of nauwelijks variëren binnen Nederland (bijvoorbeeld klimaat) zijn **niet** opgenomen in de tabel. Ook factoren die sterk de input aan voedingsstoffen bepalen, zoals bemestingsgraad en de toedieningstechniek van bemesting, staan niet vermeld.

Tabel 3.2: Overzicht van de meest bepalende omgevingsvariabelen op processen in een bufferstrook.

bepalende factor	grijpt in op:
bodemtype	- direct: fosfaat-bindingscapaciteit - textuur: optreden van preferente stroombanen en daarmee de verhouding tussen uitspoeling en afspoeling en de verblijftijd in de bufferstrook - infiltratiecapaciteit en daarmee verhouding tussen uitspoeling en afspoeling - hoeveelheid organische stof: als beschikbare koolstofbron van belang voor onder andere denitrificatie-activiteit
helling van terrein	- verhouding tussen uitspoeling en afspoeling
grondwaterstand/hydrologie	- optreden van aerobe of anaerobe bodems wat bepalend is voor het optreden van nitrificatie/denitrificatie van stikstof en adsorptie/desorptie van fosfaat
vegetatietype	- mate van invangen van nutriënten uit de atmosfeer - opname van nutriënten door planten - mate van afbreekbaarheid van dood materiaal wat kan leiden tot verrijking, maar wat ook een goede koolstofbron kan opleveren nodig voor het denitrificatieproces

De genoemde factoren zijn van invloed op het optreden en het verloop van de processen in de bufferstrook en de verhouding waarin processen optreden. Juist de verhouding waarin processen optreden bepaalt het uiteindelijke rendement van een bufferstrook. Het rendement kan via inrichting en beheer van de bufferstrook worden beïnvloed. Een belangrijke inrichtingsfactor die door diverse auteurs wordt genoemd is de breedte van de bufferstrook (Bingham et al., 1980; Davies & Nelson, 1994; Dillaha et al., 1988, 1989; Gilliam et al., 1997; Pearce et al., 1997; Udoyara et al., 1995). Uit verschillende onderzoeken blijkt dat het grootste rendement (80-100%) optreedt in de eerste 10 meter van de bufferstrook. Een verbreding leidt tot een geringe extra toename van het rendement. Vele studies hebben uitgewezen dat een 10 m brede bufferstrook resulteert in een sterke afname van de gehalten aan Kjeldahl-stikstof in de afspoeling en een reductie in dezelfde orde van grootte van nitraat in de ondiepe uitspoeling (Gilliam et al., 1997). Kruijne (1996) (zie ook van der Molen et al., 1998) vindt echter op basis van berekeningen voor een Nederlandse situatie een gering rendement bij 10 meter breedte (4,5-22%). Uit zijn berekeningen blijkt het verband tussen de breedte en het rendement lineair te zijn. Dit zou betekenen dat een verbreding een hoger rendement kan opleveren. Meer onderzoek aan de typische Nederlandse situatie zou dit moeten uitwijzen. In het volgende hoofdstuk (hoofdstuk 4) zal nader worden ingegaan op het rendement van bufferstroken en de factoren die dit rendement beïnvloeden.

Met betrekking tot de rol van bufferstroken bij de verwijdering van stikstof en fosfaat leidt de literatuur over de relevante processen tot de twee volgende, belangrijke conclusies:

1. fosfaat- en stikstofverwijdering vereisen andere, juist tegengestelde omstandigheden (resp. droog, aeroob en nat, anaeroob). Omstandigheden gunstig voor stikstofverwijdering (denitrificatie) leiden juist vaak tot het beschikbaar komen van fosfaat. In natte bufferstroken is de mate van P-retentie onder meer afhankelijk van de aanwezigheid van aerobe micromilieus (Mander at al., 1997);

2. fosfaat kan niet anders definitief uit het systeem verwijderd worden dan door het oogsten van plantenbiomassa. In tegenstelling tot hetgeen het geval is voor stikstof, zijn er geen (bio)chemische omzettingen, waardoor fosfaat definitief het systeem verlaat.

Bovenvermelde conclusies hebben grote implicaties voor de toepassingsmogelijkheden van bufferstroken. In hoofdstuk 6 zal hier nader op ingegaan worden.

4. EFFECTEN EN RENDEMENTEN VAN BUFFERSTROKEN

4.1 INLEIDING

Het rendement van een bufferstrook wordt bepaald door een samenspel van de verschillende processen die actief zijn in de lucht en op en in de bodem. In *in situ* experimenten zijn de rendementen en grootheden van deze afzonderlijke processen in enkele gevallen beschreven (zie hoofdstuk 3). In dit hoofdstuk worden de *over all* rendementen van de bufferstroken op een rijtje gezet. Hierbij wordt geen onderscheid gemaakt naar de verschillende processen, aangezien in een veldexperiment het rendement het resultaat is van de som van de afzonderlijke processen. Uit de beschrijving van de processen die werkzaam zijn in een bufferstrook blijkt dat de hydrologie en dan met name de gevolgen voor de zuurstoftoestand zeer bepalend zijn voor de optredende processen (zie hoofdstuk 3). Daarom is in de samenvatting van het rendement de hoofdindeling gebaseerd op deze hydrologie/zuurstoftoestand: 'droge, aerobe' en 'natte, anaerobe' bufferstroken. Onder droog wordt verstaan een relatief lage grondwaterstand waardoor de bovenste bodemlaag het grootste deel van het jaar niet waterverzadigd en daardoor aeroob is. Een natte bufferstrook is een groot deel van het jaar waterverzadigd (grondwaterstand tot aan maaiveld) waardoor er anaerobe omstandigheden heersen.

Naast de waterverzadiging en daarmee de zuurstofomstandigheden in de bodem speelt de helling in het gebied een belangrijke factor in de verhouding tussen afspoeling en uitspoeling. In een hellend gebied is afspoeling de belangrijkste transportroute.De zuiverende werking van de bufferstrook speelt zich met name af aan het oppervlak (zie hoofdstuk 3). In een vlak gebied heeft regenwater meer tijd om te infiltreren in de bodem. In een dergelijk gebied is uitstroming de belangrijkste transportroute van overtollig regenwater richting het oppervlaktewater. De processen die het uitspoelend water zuiveren spelen zich voornamelijk af in de bodem (zie hoofdstuk 3).

In de paragrafen 4.2 en 4.3 worden de rendementen van bufferstroken uit de literatuur samengevat voor de twee belangrijkste typen, namelijk droge, aerobe bufferstroken en natte, anaerobe bufferstroken. Dit onderscheid is belangrijk, aangezien het direct consequenties heeft voor de processen die in de bufferstrook optreden (zie hoofdstuk 3) en daarmee voor het functioneren van bufferstroken. Per groep wordt verder onderscheid gemaakt tussen hellende en vlakke gebieden. Dit onderscheid is van belang voor de vertaling van buitenlands onderzoek naar de Nederlandse situatie, aangezien veel onderzoek in het buitenland verricht is in hellende gebieden. Dit in tegenstelling tot de situatie in Nederland, waar de meeste gebieden overwegend vlak zijn. Daarnaast zijn natuurlijk meer factoren van invloed op het rendement van de buffer, zoals vegetatietype, bodemtype en breedte van de buffer. Indien bekend zijn deze gegevens vermeld. De gegevens weergegeven in de tabellen 4.1 en 4.2 zijn afkomstig uit onderzoek aan ongedraineerde systemen.

Het rendement van een bufferstrook is op verschillende manieren te definiëren. In de meeste onderzoeken is het rendement berekend als de verhouding tussen de vracht die de bufferstrook in komt en de vracht die de bufferstrook weer uit gaat. De processen in de bufferstrook leiden tot een afname (of toename) van de vracht. Deze afname (of toename) is uitgedrukt in procenten. In tabellen 4.1 en 4.2 zijn de weergegeven rendementen op deze wijze berekend.

Een betere definitie van het rendement is de bepaling van de verhouding tussen de stoffenvracht richting het oppervlaktewater met en zonder tussenkomst van een bufferstrook. Ook in een oeverzone die niet ingericht is als bufferstrook treden dezelfde processen op als in een bufferstrook. Dit betekent dat ook zonder een specifieke inrichting als bufferstrook er een toe- of afname

van de stoffenvracht richting het oppervlaktewater kan optreden. In de meeste onderzoeken zijn geen gegevens bekend van een dergelijke 'nul-situatie'. In enkele proefopstellingen zijn wel metingen verricht aan uit- en/of afspoeling uit een perceel met en zonder passage van een bufferstrook. Het betreft een kunstmatige proefopzet waarbij de gemeten waarden niet representatief hoeven te zijn voor een veldsituatie waarin de oever bestaat uit een overgang van nat naar droog en waar ook afspoeling optreedt.

Er zijn geen rendementen bekend van een bemestingsvrije strook. Wel wordt door Kruijne (1996) berekend dat voor het betreffende onderzochte perceel, waarvan de bemestingsvrije strook 4,5-6,9% van het perceeloppervlak uitmaakt, het niet meebemesten van deze strook gemiddeld 5,7% minder bemesting oplevert, en daarmee 5,7% minder af- en uitspoeling. Dit percentage is echter een minimum, aangezien de processen aan het oppervlak en in de bodem van de bufferstrook niet in deze berekening zijn meegenomen.

Een bufferstrook wordt uiteindelijk mede aangelegd om de kwaliteit van het oppervlaktewatersysteem in positieve zin te beïnvloeden. Als het ecologisch rendement van bufferstroken in de watergang zelf niet kan worden aangetoond, dan staat de zin van het aanleggen van bufferstroken ter discussie, in ieder geval beschouwd vanuit het oogpunt van verwijdering van stikstof en fosfaat. In paragraaf 4.4 is samengevat welke effecten op het watersysteem, zowel biologisch als fysisch-chemisch, beschreven worden in de literatuur. Hieruit blijkt dat, in tegenstelling tot de rendementen, de uiteindelijke effecten in zeer geringe mate zijn onderzocht.

4.2 RENDEMENT VAN BUFFERSTROKEN MET EEN AEROBE BODEM

In een aerobe bodem is afbraak (waaronder nitrificatie) een belangrijk proces. Afbraak leidt in principe tot het vrijkomen van nutriënten, en daarmee tot een negatief rendement. De verwijderingsprocessen die in een aerobe bodem optreden zijn: opname door planten en vastlegging van fosfaat in de bodem. Aerobe omstandigheden zijn gunstig voor deze vastlegging, anaerobe omstandigheden ongunstig. De opname door planten geschiedt vrijwel op dezelfde wijze in een aerobe als in een anaerobe bodem. Het verschil in opname wordt bepaald door het type vegetatie.

In een onverzadigde bodem is infiltratie een verwijderingsproces. Stikstof en fosfaat kunnen uitspoelen naar de verzadigde bodemlaag. Hierdoor vermindert de stoffenvracht uit de onverzadigde zone, maar verrijkt de verzadigde zone. Het verrijkte grondwater in de verzadigde zone kan via ondiepe of diepe uitspoeling uiteindelijk in het oppervlaktewater terecht komen en eventueel alsnog tot verrijking van het oppervlaktewater leiden.

In tabel 4.1 staat samengevat welke rendementen worden gevonden in aerobe bufferstroken. Het betreft alleen onderzoeken waarin daadwerkelijk stikstof- en fosfaatgehaltes gemeten zijn waaruit een rendement is berekend. Onderzoeken waarin uit- en afspoelingsvrachten niet gemeten zijn maar modelmatig berekend worden (bijvoorbeeld voor enkele bufferstroken langs de Mosbeek, zoals beschreven door Kruijne (1996) en tevens verwoord in van der Molen et al. (1998)), staan niet in deze tabel.

De resultaten uit de verschillende onderzoeken variëren sterk. In Nederland zijn geen gegevens beschikbaar over de effectiviteit van droge bufferstroken. De tabel bevat daarom alleen buitenlandse onderzoeken. Over het algemeen is het verwijderingsrendement positief, wat betekent dat er een reductie van de stikstofvracht optreedt. In enkele gevallen treedt verrijking van de uit- en/of afstromende vracht stikstof en/of fosfaat op. Het rendement is niet gerelateerd aan de helling noch aan het bodemtype. Voor fosfaat wordt iets vaker een negatief rendement gevonden dan voor

stikstof. Het is zeer moeilijk deze verschillende rendementen met elkaar te vergelijken wegens verschillen in klimaat, bodemtype, hydrologische situatie, hellingshoek, vegetatietype en bemestingsgraad. Zoals uit hoofdstuk 3 blijkt, zijn dit allen factoren die mede van invloed zijn op de mate waarin bepaalde verwijderings- of naleveringsprocessen optreden.

Tabel 4.1: Rendementen van bufferstroken met een overwegend aerobe bodem (droge bufferstroken/terrestrische bufferstroken).
Vlak gebied heeft helling < 1%; hellend gebied heeft helling > 1%; nomenclatuur van de vegetatie is volgens literatuuropgave. Kj-N = Kjeldahl-stikstof; t-N = totaal-stikstof; t-P = totaal-fosfaat.

locatie	helling	vegetatie bufferstrook	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
VLAK GEBIED										
Coastal Plain, North Carolina, VS	1%	gras, Wilde venkel	?	4,3	afspoeling: filtering, infiltratie	gem. 3,25 Kj-N	gem. 1,25 t-P	48%	42%	Parsons et al., 1994
Little River	vlak	bos: Gomboom, Tulpboom, Laurierboom, Esdoorn en Watereik	?	?	uitspoeling (80-96%)	29 kg/ha/jaar t-N	2,1 kg/ha/jaar t-P	55%	-86%	Lowrance et al., 1984
HELLEND GEBIED										
Fayetteville, Arkansas, VS	3%	Zwenkgras	zandig leem	3,1 m 6,1 m 9,2 m 15,2 m 21,4 m	afspoeling na bemesting			39% K-N 54% 67% 76% 81%	40% T-P 58% 74% 87% 91%	Chaubey et al., 1995
Fayetteville, Arkansas, VS	3%	Zwenkgras (10 cm hoog)	zandig leem	3 m 6 m 9 m 15 m 21 m	afspoeling na bemesting	18,47 mg/l Kj-N	11,07 mg/l t-P	78% 88% 95% 94% 95%	81% 89% 95% 96% 97%	Chaubey et al., 1994
Piedmont, North Carolina, VS	4-6%	gras	-	4,3 m 8,5 m	afspoeling: filtering, infiltratie	5,1 g NO_3^-N 6,5 g NO_3^-N	2,95 g t-P 2,30 g t-P	47% 63%	46% 17%	Parsons et al., 1994
Connecticut, VS	5%	maïs	zandig leem	15 m	uit- en afspoeling	9,35 mg N/l NO_3^-		-6%		Clausen et al., 1993

locatie	helling	vegetatie bufferstrook	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
in situ	hellend	gras	-	4,6 m 9,1 m	afspoeling: filtering, infiltratie	-	10,91 g t-P 6,23 g t-P		33% 62%	Lee et al., 1989
locatie	helling	vegetatie bufferstrook	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
Blacksburg, VS	5-16%	kort gras (Kropaar)	zandig leem	4,6 m 9,1 m	afspoeling	28,9 mg N/l t-N	8,31 mg P/l t-P	54 73	61 79	Dillaha et al., 1989
Blacksburg, VS	5%	kort gras (Kropaar)	zandig leem	4,6 m 9,1 m	afspoeling	38,9 kg/ha t-N 36,3 kg/ha t-N	17,7 kg/ha t-P 14,6 kg/ha t-P	0 7	2 19	Dillaha et al., 1988
Blacksburg, VS	11%	kort gras (Kropaar)	zandig leem	4,6 m 9,1 m	afspoeling	26,9 kg/ha t-N 15,7 kg/ha t-N	9,1 kg/ha t-P 4,6 kg/ha t-P	61 77	63 80	Dillaha et al., 1988
Blacksburg, VS	16%	kort gras (Kropaar)	zandig leem	4,6 m 9,1 m	afspoeling	30,2 kg/ha t-N 26,7 kg/ha t-N	12,3 kg/ha t-P 11,2 kg/ha t-P	67 71	52 57	Dillaha et al., 1988
in situ	4%	gras (Kropaar en Gierst)		4,06 m	afspoeling			84%	83%	Young et al., 1980
Ellington, Connecticut, VS	5%	maïs en Engels raaigras	stenig leem	65 m	af- en uitspoeling	50,5 kg/ha NO_3^-		31%		Nikolaidis et al., 1993
Gloustershire, Groot Brittanië	helling	weide populier	kalkrijk	16 m 20 m	uitspoeling 100%	35 kg N/ha/jaar NO_3^-		84%1 100%1		Haycock & Pinay, 1993

locatie	helling	vegetatie bufferstrook	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
Schleswig-Holstein, Duitsland	3,1%	natuurlijk weiland (*Elymus repens, Polygonum persicaria*)	gley (?)	22 m	afspoeling: filtering en infiltratie			822 793	96 100	Knauer & Mander, 1989

locatie	helling	vegetatie bufferstrook	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
Jokioinen, zuid Finland	12-18%	gras (*Phleum pratense, Festuca pratensis*)	klei	10 m	uit- en afspoeling	4,5 kg/ha t-N	0,50 kg/ha t-P	47%	6%	Uusi-Kaemppae & Ylaeranta, 1992
in situ	4%	populier (*Populus x canadensis*)	leem	1,2 m	uitspoeling	11,6-23,8 mg N/l NO_3^-		11-14%		O'Neill & Gordon, 1994
Rhode River, Maryland, VS	5,44%	loofbos	fijn-zandig leem	19 m	uit- en afspoeling	7,4 mg N/l NO_3^-	0,015 mg P/l t-P	89%	41%	Peterjohn & Correll, 1984

1 = waarden gemeten in de winter (denitrificatieperioden, geen gewasopname)
2 = rendement van afspoelend water
3 = rendement in uitspoelend water

4.3 RENDEMENT VAN BUFFERSTROKEN MET EEN ANAEROBE BODEM

Bufferstroken met een anaerobe bodem gedurende het grootste deel van het jaar worden met name aangetroffen in een lage of verlaagde oeverzone van een watergang of in inundatiezones van of kwelzones langs een beek of rivier. Het betreft vooral natuurlijke begeleidende broekbossen.

In anaerobe bufferstroken spelen andere processen een rol in het rendement van de bufferstrook dan in een aerobe bufferstrook. Denitrificatie is een belangrijk proces in een anaerobe bufferstrook. Als gevolg van dit proces wordt stikstof irreversibel verwijderd uit het systeem (verdwijnt als stikstofgas). Naast denitrificatie zorgen opname van voedingsstoffen (stikstof en fosfaat) door planten en het oogsten van planten voor vermindering van nutriëntenvracht richting het oppervlaktewater. Zonder oogsten is deze verwijdering van voedingsstoffen reversibel: de opgenomen voedingsstoffen kunnen middels afbraak en mineralisatie weer vrij komen.

In een anaerobe bodem is de redoxpotentiaal zodanig dat fosfaat desorbeert van bodemdeeltjes, en uitspoelt. Het uitspoelen van fosfaat kan met name in fosfaatverzadigde bodems een belangrijke toename van fosfaat opleveren, in plaats van een reductie van de fosfaatvracht.

Een anaerobe bodem is meestal met water verzadigd. Een verzadigde bodem kan vaak minder water opnemen dan een onverzadigde bodem. Dit kan betekenen dat over een dergelijke bodem (in een dergelijke buffer) de afspoeling van overtollig regenwater relatief een groter aandeel kan hebben op de stoffenbalans dan in een aerobe bufferstrook. Dit hangt mede af van de inrichting van de bufferstrook en daarmee de verblijftijd (hydraulische belasting) die gecreëerd kan worden (zie ook hoofdstuk 5).

In tabel 4.2 staat samengevat welke rendementen worden gevonden in anaerobe bufferstroken. Het betreft alleen onderzoeken waarin daadwerkelijk stikstof- en fosfaatgehaltes gemeten zijn waaruit een rendement is berekend. Onderzoeken waarin uit- en afspoelingsvrachten berekend worden (bijvoorbeeld voor enkele bufferstroken langs de Mosbeek beschreven door Kruijne (1996) en tevens verwoord in van der Molen et al. (1998)), staan niet in deze tabel.

Evenals bij de aerobe bufferstroken variëren de gevonden rendementen van de bufferstroken zeer sterk. Dit feit wordt ook door diverse onderzoekers onderstreept (o.a. Clausen & Meals, 1989). Opvallend is wel dat in de anaerobe bufferstroken het rendement ten aanzien van stikstof vaak hoog is (100%). Dit wordt meestal toegeschreven aan de denitrificatie-activiteit.
Er is slechts één onderzoek uit Nederland bekend waarin de effectiviteit van een bufferstrook is onderzocht (Kruijne, 1996; van der Molen et al., 1998). Dit onderzoek is verricht in een hellend beekdal en is daarmee niet representatief voor het overgrote deel van Nederland. Daarnaast is in Nederland door de Klein & Hefting (1997) onderzoek verricht aan de denitrificatie en stikstofdynamiek in bufferstroken langs een laaglandbeek. Deze gegevens kunnen echter niet eenduidig naar een rendement worden vertaald.
De verschillen tussen de gevonden rendementen in tabel 4.2 zijn verklaarbaar door de verschillen in bodemtype, klimaat, hellingshoek, hydrologische situatie, vegetatietype en bemestingsgraad. Uit onderzoek van Mander et al. (1997) komt naar voren dat het rendement van complexe bufferstroken die bestaan uit verschillende biotopen - bijvoorbeeld achtereenvolgens een grasstrook, een strook bestaande uit nat grasland en een strook met elzenbos - , een hoger rendement bereiken.

Tabel 4.2 Rendementen van bufferstroken met een overwegend anaerobe bodem (natte bufferstroken, plas/dras situaties, moerasvegetaties). Vlak gebied heeft helling < 1%; hellend gebied heeft helling > 1%. Nomenclatuur van de vegetatie is volgens literatuuropgave. Kj-N = Kjeldahl-stikstof; t-N = totaal-stikstof; t-P = totaal-fosfaat.

locatie	helling	vegetatie buffer	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
VLAK GEBIED										
in situ (plastic bak) Santee, California, VS	1%	*Scirpus* spp, *Typha* spp, *Phragmites* spp	gravel	18,5 m	denitrificatie en opname			ca 25% ca 95%[1]		Gersberg et al., 1983
Des Moines Lobe, Iowa, VS	vlak	diverse rijen: Populier, Wilg en Esdoorn; Eik, Es, Walnoot; *Chokecherry, Ninebark, Osier Dogwood*; gras	zand, zandsteen	90 m	uitspoeling	12 mg N/l NO_3		80-100%		Schultz et al., 1995
Garonne Valley, Toulouse, Frankrijk	vlak	broekbos: wilg en populier en Els en Iep	slib en klei	30 m	uitspoeling	1-5 mg N/l NO_3		100%		Pinay & Decamps, 1988
Erie County, Ohio, VS	vlak	Lisdodde, Plomp (*Nuphar advena*), Lotus (*Nelumbo lutea*), Aronskelk (*Peltandra virginica*)		max. 340 m	sedimentatie			36%		Mitch & Reeder, 1991
Schleswig-Holstein, Duitsland	0,5%	moerassige weide (*Cirsio-Polygonetum*)	gley (?)	13 m	afspoeling: filtering en infiltratie			65[2]	47[2]	Knauer & Mander, 1989
Pirijogi River, Estland	vlak	Stijve zegge (*Carex elata*)	veen	50 m	uitspoeling	1 mg N/l NO_3^-	ca 0,3 mg P/l t-P	-10%	ca 75%	Mander et al., 1995
HELLEND GEBIED										
Schleswig-Holstein, Duitsland	2,5%	Elzenbos (*Alnion glutinosae*)	gley(?)	18 m	afspoeling: filtering en infiltratie			71[2] T-N 81[3]	97[2] T-P 100[3]	Knauer & Mander, 1989
Mosbeek, Nederland	3%	Elzenbroekbos	zand (podzol)	10,1 m	af- en uitspoeling	± 30 mg/l NO_3 ± 0 mg/l	± 0,25 mg P/l	0% (af) 66% (uit)	100% (af) -32% (uit)	Kruijne, 1996

locatie	hel-ling	vegetatie buffer	bodemtype	breedte (m)	beschreven proces	input N	input P	rend. N	rend. P	referentie
						NH_4				
Porijogi River, Estland	5-6%	Elzenbos (*Alnus incana*)	zandsteen bedekt met stenig leem	± 30 m	uit- en afspoeling	± 5 mg N/l NO_3	± 0,2 mg P/l T-P	100%	0%	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	5-6%	Elzenbos en nat hooiland (*Filipendula ulmaria, Cirsium oleraceum, Aegopodium podagraria, Alnus incana*	Gley (?)	± 40 m	uit- en afspoeling	± 1,5 mg N/l NO_3	± 0,1 mg P/l T-P	100%	± -10%	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	5-6%	zegges (*Carex elata*) en Elzen	veen	± 30 m	uitspoeling	± 1,7 mg N/l NO_3	± 0,07 mg P/l T-P	± -250%	± -50%	Mander et al., 1995
Porijogi River, Estland	± 4%	moerasvegetatie (*Sesleria coerulea)*	veen	± 25 m	uitspoeling	± 6 mg N/l NO_3	± 0,1 mg P/l T-P	± 85%	± -200%	Mander et al., 1995
Porijõgi and Viiratsi	ca. 7 %	nat grasland (*Filipendula ulmaria*) en Elzenbos	?	31 m en 51 m	uit- en afspoeling	40 en 264.5 kgN/ha/jr	2.5 en 9.7 kgP/ha/jr	67 en 97%	81 en 96 %	Mander et al., 1997
Scotsman Valley, Nieuw Zeeland	16-25%	?	mineraal organisch	5 m	uitspoeling	0,36 mg N/l		64% 94%		Cooper, 1990
Thames, Groot Brittanië	hel-lend	gras	kalksteen	ca 30 m	uitspoeling	3,16 mg N/l NO_3		82%		Haycock & Burt, 1993
Schleswig-Holstein, Duitsland	ca 10%	helofyten:*Typha latifolia, Glyceria maxima, Carex elata*	Gleye	47 m	afspoeling: filtering en infiltratie			242 -183	32 493	Knauer & Mander, 1989

1 = reductie indien tevens methanol wordt toegevoegd als koolstofbron.
2 = rendement van afspoelend water
3 = rendement in uitspoelend water

4.4 EFFECTEN VAN BUFFERSTROKEN OP HET ONTVANGENDE WATER

Aan de effecten van bufferstroken op de ontvangende oppervlaktewateren zelf is erg weinig onderzoek gedaan. Veelal worden de effecten van bufferstroken onderzocht door het meten van veranderingen in de belasting van het ontvangende oppervlaktewater. Soms zijn modellen gebruikt om de effecten van bufferstroken op de belasting van het oppervlaktewater te berekenen (Udoyara et al., 1995; IWACO, 1997; Kruijne, 1996) of zijn deze op andere wijze berekend ((Wilson et al., 1993). Wil een belastingreductie ook ecologisch rendement ressorteren, dan gaat het niet alleen om de mate van deze reductie, maar ook om de grootte van de resterende stikstof- en fosfaatbelasting die vanuit de bufferstrook het oppervlaktewater bereikt. De vraag is hoe laag deze moet zijn voor duurzame instandhouding van aquatische levensgemeenschappen in het aangrenzende oppervlaktewater. Daarbij dient tevens de overige bronnen en belastingen op het betreffende oppervlaktewater in ogenschouw genomen te worden. Dit vereist inzicht in de totale stoffenbalans.

Effecten op stikstof- en fosfaat
Jacobs & Gilliam (1985) onderzochten de effecten van percelen die landbouwkundig in gebruik waren en die op een natuurlijke wijze draineerden via aangrenzende weinig tot niet gedraineerde oeverstroken. Zij vonden een nitraatbelasting van het oppervlaktewater in de beek die tot praktisch nul was gereduceerd. Kunstmatige drainage via drainagebuizen of drainagesloten resulteerde in een veel grotere belasting van het oppervlaktewater, waarbij drainagebuizen de grootste belasting gaven.
Dillaha et al. (1989) meten in de emissiestromen vanuit grasbufferstroken waarden van 0,11-0,17 en 0,08-0,20 $PO4\text{-}P.l^{-1}$ en 1,44-6,2 en 1,2-3,71 totaal-P voor 9,1 en 4,6 m brede stroken respectievelijk. Voor de som van ammonium en nitraat werden concentraties gemeten van 2,74-8,24 en 1,85-5,07 $mgN.l^{-1}$ voor 9,1 en 4,6 m brede grasbufferstroken respectievelijk. Zij geven aan dat deze concentraties dermate hoog zijn dat ze algengroei kunnen veroorzaken in meren en reservoirs. Ook Clausen & Meals (1989) geven aan dat ondanks verbeteringen van de waterkwaliteit teweeggebracht door bufferstroken, de resterende belasting vanuit deze stroken niet laag genoeg is met het oog op de gestelde normen.

Cooper (1990) heeft onderzoek gedaan aan de nitraatfluxen in een stroomgebied van een beek en heeft daar ook de beek zelf bij betrokken. Het stroomgebied van de beek bestaat uit engels raaigras-Witte klaver-grasland. Bemesting werd toegediend in de vorm van fosfaat, in stikstof werd voorzien door de klaverplanten. Cooper vond grote verschillen in nitraatconcentraties over korte afstanden in de lengterichting van de beek. Verhoogde nitraatconcentraties waren geassocieerd met gedeelten van de beek die lateraal gevoed werden via minerale bodems in de oeverzone. Lage nitraatconcentraties werden op plaatsen gevonden waar in de oeverzone een organische bodem aanwezig was of op trajecten met constante stroming maar met een hoge abundantie van waterplanten. In de organische oeverbodems werd een hoge nitraatverwijdering gevonden, waarvoor het denitrificatieproces verantwoordelijk was. De nitraatverwijdering in de beek zelf kon voor het grootste deel worden toegeschreven aan opname door waterplanten. Voor 15 % (in massabalanstermen) bleek denitrificatie in het beeksediment hiervoor verantwoordelijk te zijn. Ook andere onderzoekers vinden dat beekvegetaties een rol spelen in het verbeteren van de waterkwaliteit door opname van nutriënten (Downes et al. (1997)). Zij vonden in stroomafwaartse richting een sterke afname van de nitraatconcentraties. Deze reductie verminderde echter met voortgaande successie naar houtige gewassen. Denitrificatie in het beeksediment bleek van ondergeschikt belang.

Verscheidene studies hebben aangetoond dat in het geval van een gespaarde bosbufferstrook langs een beek slechts een geringe toename kon worden vastgesteld van sediment en nutriënten in de aanliggende beek vergeleken met een volledig bebost drainagegebied (geen toename) en kapvlaktes (grote toename) (Correll, 1997).

Effecten op overige abiotiek
Een belangrijk effect van bosbufferstroken en riparian zones langs beken en watergangen is een reductie van de watertemperatuur en een vermindering van fluctuaties in de watertemperatuur (Graynoth, 1979; Swift & Baker, 1973; Haycock et al., 1997). Deze effecten zijn het gevolg van de evapotranspiratie van de aanwezige vegetaties op de oever. De evapotranspiratie is het grootste wanneer de vegetatie loofbos is (Correll, 1997). Daarnaast leiden bosbufferstroken en riparian zones ook tot beschaduwing van aanliggende beken en watergangen (Haycock et al., 1997).

Effecten op de levensgemeenschap
Ormerod et al. (1993) vonden dat oeverstroken bestaande uit loofbomen en oeverstroken met een heide/graslandvegetatie verschillende effecten hadden op de abundantie en soortensamenstelling van macrofauna. Kokerjuffers (Trichoptera) hadden een voorkeur voor beken begeleid door loofbomen, terwijl kevers (Coleoptera) en eendagsvliegen (Ephemeroptera) zure beken met heide-bufferstroken verkozen. Naaldbomen in de oeverzone bleken de macrofauna-levensgemeenschap negatief te beïnvloeden. Deze verschillen konden worden toegeschreven aan de effecten van de oevervegetatie op de beek habitat structuur en de trofische structuur via het allochtone plantenmateriaal. Bufferstroken zijn fysisch van invloed op het aquatisch ecosysteem in de beek door beïnvloeding van de habitatstructuur en energetisch via input van warmte, licht en allochtoon plantaardig materiaal.
Whitworth & Martin (1990) vonden significante verschillen tussen levensgemeenschappen in beken zonder en mèt circa 30 m brede bufferstroken die landbouwkundig niet in gebruik waren (braak). Numerieke abundantie van macro-evertebraten en soortenrijkdom waren significant hoger in beken mèt bufferstroken. Ook soortenrijkdom en diversiteit van de visfauna vertoonden siginificante verschillen. Zij concluderen dat bufferstroken de beek beschermen tegen de nadelige effecten van landbouwkundig gebruik, te weten verrijking met sediment en nutriënten, veranderde hydrologie en verandering in habitats. Gumiero & Salmoiraghi (1997) vinden een relatie tussen landgebruik, natuurlijke gesteldheid en vegetatie van *riparian zones* (ongeacht hun functie) en de macrofaunalevensgemeenschap in de aangrenzende rivier. Het landgebruik is van invloed op de *riparian zone* en deze is van invloed op de ecologie van de de rivier en alle benedenstrooms gelegen habitats, zoals blijkt uit de diversiteit aan macro-evertebraten. De aquatische macrofauna- en visgemeenschappen blijken dus indirect gecorreleerd te zijn met aanwezigheid en kwaliteit van bufferstroken. De effecten van bufferstroken op deze gemeenschappen verloopt via andere factoren, zoals verandering in habitats.

4.5 CONCLUSIES TEN AANZIEN VAN EFFECTEN EN RENDEMENTEN

Uit de literatuurgegevens ontstaat niet een eenduidig beeld welk rendement een bufferstrook oplevert. Niet alleen de gegeven rendementen variëren sterk, ook de omstandigheden waaronder de gegevens bepaald zijn: helling en mede daaraan gerelateerde hydrologie, vegetatietype, bodemtype, bufferbreedte, klimaat. Aangezien deze factoren van grote invloed zijn op de mate en de verhouding tussen de reducerende en naleverende processen in de bufferstrook, is het zeer verklaarbaar dat er geen eenduidig rendement bestaat.

Een groot probleem bij de bepaling en vergelijking van de rendementen is reeds aangegeven in de inleiding van dit hoofdstuk. In de meeste experimenten is de 'nulsituatie' waarin een perceel afwatert op een watergang, maar waarin geen bufferstrook is aangelegd, veelal niet gemeten is.

Een conclusie die getrokken kan worden uit de samengevatte gegevens in tabel 4.1 en 4.2 is het feit dat vrijwel alle onderzoeken duiden op een verwijdering van nutriënten in de bufferstrook. De meeste onderzoeken zijn echter uitgevoerd in het buitenland, en het is de vraag in hoeverre deze gegevens extrapoleerbaar zijn naar de Nederlandse situatie. De beperkte mate van extrapoleerbaarheid van gegevens wordt ook onderkend door Kruijne (1996), Hendriks et al. (1996) en Hill (1996). Het is daarom belangrijk de extrapoleerbaarheid naar de Nederlandse situatie te bepalen aan de hand van invloedsfactoren die beschreven staan in hoofdstuk 3. In het volgende hoofdstuk wordt deze toepasbaarheid van bufferstroken voor Nederland onder de loep genomen.

De effecten van bufferstroken op het ontvangende oppervlaktewatersysteem zijn in geringe mate onderzocht en zijn niet erg eenduidig. Er is sprake van verschillende schaalniveau's waarop onderzoeken zijn gedaan (lokale versus landschapsschaal). Bovendien zijn er maar weinig studies die de relatie onderzoeken tussen het rendement van en de processen in een bufferstrook of complex aan bufferstroken enerzijds, en de effecten op het ontvangende oppervlaktewater anderzijds. In een aantal studies wordt bijvoorbeeld alleen een relatie gelegd met processen die in het water zelf optreden zoals opname door waterplanten en denitrificatie in het aquatisch sediment. Hierdoor zijn moeilijk conclusies te trekken.

Wel blijkt uit de effectbeschrijving dat het belangrijk is inzicht te hebben in de totale stoffenbalans van het watersysteem om het rendement van bufferstroken in te schatten. In feite vraagt dit om een stroomgebiedsbenadering. Dickson & Schaeffer (1997) bijvoorbeeld schatten in een aantal stroomgebieden de reductie van de nitraatbelasting in op basis van het percentage oppervlak aan 25 m brede bosbufferstroken.

Natuurlijke bufferstroken hebben veelal een positief effect op de biologie. Dit is het gevolg van de reductie van sedimenten en nutriënten, een veranderde hydrologie en een positieve beïnvloeding van habitatstructuur en diversiteit.

5. INRICHTING EN BEHEER VAN BUFFERSTROKEN

5.1 INRICHTING

Het netto rendement van een bufferstrook wordt bepaald door de verhouding waarin reducerende en naleverende processen zich in de strook afspelen. In tabel 5.1 is samengevat welke processen voor reducering dan wel nalevering verantwoordelijk zijn, en onder welke omstandigheden zij het meest optimaal werken.

De processen uit tabel 5.1 treden op **in** de bodem en lijken daarmee alleen gericht te zijn op de uitspoeling. De inrichting van een bufferstrook kan zich echter ook richten op afspoelend regenwater. Het belangrijkste reductieproces voor de afspoelende vracht nutriënten is vertraging van de stroomsnelheid van het afspoelend regenwater. De factoren die leiden tot deze vertraging zijn gelijk voor zowel droge als natte bufferstroken. Door de afnemende stroomsnelheid bezinken vuil- of sedimentdeeltjes en/of treedt infiltratie van het water op. Na sedimentatie/infiltratie leiden de processen in de bodem tot reductie van de stoffenvracht.

Tabel 5.1 Samenvatting van omstandigheden waaronder reducerende en verrijkende processen optreden.

	reducerend	naleverend/verrijkend
aeroob	opname door planten (N+P) adsorptie aan bodem (P) neerslag van zouten (P) ammoniak-vervluchtiging	mineralisatie/afbraak (N (+P)) N-fixatie
anaeroob	denitrificatie (N) opname door planten (N+P) ammoniak-vervluchtiging	desorptie (P) in oplossing gaan van zouten (P) N-fixatie

De zuurstofomstandigheden zijn zeer bepalend voor het optreden van reducerende en naleverende processen. Het probleem is echter dat wat voor het ene reducerende proces gunstig is, voor het andere reducerende proces ongunstig kan zijn. De omstandigheden 'spreken elkaar tegen'.

De gunstige omstandigheden zijn te creëren middels inrichting en beheer van de bufferstroken. De keuze voor een bepaalde inrichting of type beheer is afhankelijk van het proces dat nagestreefd wordt. Deze keuze zal mede gebaseerd worden op de achtergrondbelasting van het watersysteem, de totale nutriëntenbalans van het watersysteem, de lokale hydrologie, de mate van fosfaatverzadiging en de mogelijkheden voor inrichting en beheer.

Vertraging afspoelend regenwater
Zeker in het vlakke Nederland is het niet zinvol een bufferstrook alleen in te richten op afspoelend regenwater, aangezien over het algemeen de nutriëntenvracht via deze weg relatief gering is. Bovendien zorgen processen die inspelen op het afspoelend regenwater niet voor een definitieve verwijdering van nutriënten. De verwijderingsprocessen voor de afspoelende vracht zijn dezelfde

als de verwijderingsprocessen in de bodem.

In bepaalde situaties kan afspoelend regenwater een hoge stoffenvracht met zich mee dragen. Dit is bijvoorbeeld het geval in hellende gebieden en/of een situatie waar weinig water in de bodem kan infiltreren (tijdens vorst, tijdens een hoge grondwaterstand). In deze situatie dient de inrichting van de bufferstrook mede in te spelen op vertraging van het afspoelend regenwater. Deze vertraging kan op verschillende wijzen bewerkstelligd worden:

- het opwerpen van een drempel langs de waterzijde van de bufferstrook. Hierdoor wordt het afspoelend regenwater tegengehouden en stroomt niet direct het oppervlaktewater in. Het afspoelend regenwater stagneert waardoor het de tijd krijgt te infiltreren in de bodem. Slib- en vuildeeltjes sedimenteren in het stagnerende water;
- het ontwikkelen van een dichte vegetatie in de bufferstrook waarin het afspoelend regenwater afgeremd wordt. Deze inrichtingsmaatregel kan minder effectief zijn dan het opwerpen van een drempel, met name in gevallen waarin preferente stroombanen een rol spelen.

Bufferstrookbreedte
Een belangrijke inrichtingsfactor, die door diverse auteurs wordt genoemd, is de breedte van de bufferstrook (Bingham et al., 1980; Davies & Nelson, 1994; Dillaha et al., 1988, 1989; Gilliam et al., 1997; Pearce et al., 1997; Udoyara et al., 1995). Dickson & Schaeffer (1997) vermelden dat uit meerdere studies blijkt dat bosbufferstroken breder dan 25 m bij benadering 85 % nitraatreductie geven. Uit meerdere studies komt naar voren dat het grootste rendement (80-100%) van een bufferstrook optreedt in de eerste 10 meter. Bredere bufferstroken leiden slechts tot een beperkte extra toename van het rendement. Kruijne (1996) vindt echter, op basis van berekeningen voor een Nederlandse situatie, een gering rendement bij 10 meter breedte (4,5-22%). Zijn berekeningen tonen een lineair verband tussen breedte en rendement. De relaties tussen belasting en bufferstrookbreedte zijn nauwelijks beschreven (Lowrance, 1997). De vraag wat de noodzakelijke minimale breedte is van een bufferstrook, wil deze goed functioneren en een hoog rendement opleveren, dient voor de specifiek Nederlandse situatie nader te worden onderzocht. In het buitenland lijkt, in ieder geval met het oog op nitraatverwijdering, een breedte van 10 m voldoende. De vraag is dan ook of we in Nederland kunnen volstaan met een tot enkele meters, te meer daar ook de belasting met nutriënten in Nederland over het algemeen hoger is dan in het buitenland.

Fosfor
Indien fosfor-verwijdering als uitgangspunt wordt genomen voor de aanleg van de bufferstrook, dan is het gunstig dat het water een lange weg door een niet verzadigde bodem aflegt (zie hoofdstuk 3). Tijdens dit transport krijgt fosfaat de kans zich te binden aan bodemdeeltjes. Deze binding vindt echter niet onder alle omstandigheden optimaal plaats. Het nastreven van dit proces is het meest rendabel indien:

- de bodem niet fosfaatverzadigd is,
- de bodem ijzer-, aluminium- of kalkhoudend is, waaraan het fosfaat zich kan binden,
- de bodem aeroob is.

Het nastreven van dit proces is niet eeuwigdurend. Door binding van het fosfaat in de bodem, raakt de bodem opgeladen met fosfaat tot een bepaald verzadigingspunt. Indien dit punt bereikt is zal eerder fosfaatnalevering dan fosfaatverwijdering optreden.

Een tweede proces dat voor fosfaatverwijdering verantwoordelijk is, is de opname van fosfaat in

biomassa (in onder andere planten en bomen). Deze verwijdering is definitief indien het plantenmateriaal geoogst en verwijderd wordt uit het systeem. Dit is de enige manier om fosfaat definitief uit het systeem te verwijderen.

Geconcludeerd kan worden dat de mogelijkheden om fosfaat te verwijderen beperkt zijn, waarbij bovendien één van de twee processen niet leidt tot een definitieve verwijdering, maar leidt tot een verschuiving van het probleem in ruimte en tijd.

Stikstof
Zoals reeds beschreven is in hoofdstuk 3, leiden voor stikstof twee processen tot een definitieve verwijdering uit het systeem: denitrificatie en opname door planten. Beide processen kunnen optreden onder anaerobe omstandigheden, waarbij voor denitrificatie deze omstandigheden zeer gunstig zijn, mits voldoende nitraat en beschikbaar koolstof aanwezig is (zie hoofdstuk 3). Het voorgaande betekent dat de inrichting van een bufferstrook gericht op stikstofverwijdering het meest effectief is indien de bodem een (groot) deel van het jaar met water verzadigd is.

Uit de literatuur komt het vermoeden naar voren dat het koolstof dat vrij komt vanuit afbraak van organisch materiaal van bomen, gunstig is voor de nitrificatie en denitrificatie snelheid. Het is dus gunstig indien bomen deel uit maken van een dergelijke natte bufferstrook. Een bijkomend voordeel van bomen is dat zij tevens de nutriëntenvracht die via de lucht wordt aangevoerd kunnen reduceren. Lage vegetaties vangen minder atmosferische depositie in.

Over het algemeen geldt: hoe langer de verblijftijd, hoe groter het rendement van stikstofreducerende processen. Bij de inrichting van een bufferstrook kan hiermee rekening gehouden worden. In het geval van een plas-berm bijvoorbeeld, kan een dammetje tussen de plas-berm en de watergang worden aangelegd, waardoor de verblijftijd van het water in de plasberm vergroot wordt en daarmee de denitrificatie. Een langere verblijftijd is tevens gunstig voor bezinking van gesuspendeerd materiaal. Bezinking leidt tot ophoping van materiaal in de bufferstrook. Dit leidt op den duur tot een afname van het rendement, zoals ook in diverse literatuurbronnen is beschreven (Magette et al., 1989; Pearce et al., 1997; Vought et al, 1994; Dillaha et al., 1986, 1988). Het regelmatig schonen van natte bufferstroken, zoals plas- en dras-bermen, waarbij de sliblaag wordt verwijderd, kan tot optimalisering van de bufferstrookwerking leiden en vormt zelfs een noodzakelijk beheer voor dergelijke natte bufferstroken (Haycock et al., 1997).

De conclusie is dat reductie van stikstof en fosfaat niet maximaal zijn in dezelfde omgeving. Terwijl stikstofreductie maximaal optreedt in natte bodems onder condities waarin de redoxpotentiaal laag is, vereist optimale retentie van fosfor drogere condities. Een lage redoxpotentiaal leidt juist tot een toename van opgelost fosfaat (Correl, 1997). Echter, onbekend is òf en in welke mate interactie optreedt tussen stikstof- en fosfaatverwijderende processen (Haycock et al., 1997).

5.2 BEHEER

Voor een optimaal rendement van een bufferstrook dient deze goed onderhouden te worden. De volgende beheersaspecten komen daarbij aan de orde:

Peilbeheer
Het (grond)waterpeil is van invloed op de zuurstofvoorziening van de bodem. Zoals opgemerkt is

de zuurstofvoorziening van belang voor het optreden van reducerende of naleverende processen (hoofdstuk 3 en paragraaf 5.1). Voor een aerobe bodem dient het (grond)waterpeil lager te zijn dan het maaiveld. Voor een anaerobe bodem (moerasbuffers) is een waterdiepte van ongeveer 20 cm (maximaal 30 cm) optimaal (Tilton & Kadlec, 1979).

Vegetatiebeheer
De in de bovengrondse biomassa vastgelegde voedingsstoffen kunnen door maaien en afvoeren van de vegetatie verwijderd worden. Het maaibeheer (frequentie en tijdstip) is tevens van invloed op de ontwikkeling van de vegetatie. Door het maaien kunnen veranderingen in de soortensamenstelling van de vegetatie optreden.

- moerasvegetatie met niet-houtige gewassen dient één maal per jaar gemaaid te worden. Op zandgronden kan de primaire produktie zo laag zijn dat één maal per twee jaar voldoende is (CUR, 1994). Voor het optimaal verwijderen van nutriënten vindt het maaien en afvoeren plaats in september-oktober vóór translocatie van voedingsstoffen;
- kruiden en grassen op vochtige tot natte grond dient één tot twee maal per jaar gemaaid te worden. Op voedselrijke grond is twee keer maaien per jaar noodzakelijk: éénmaal rond eind juni en éénmaal in september-oktober. Op matig voedselrijke tot voedselarme gronden is éénmaal per jaar maaien rond begin september voldoende (CUR, 1994).
- houtige gewassen worden met een lagere frequentie geoogst. Vanuit het oogpunt van productiviteit als wel retentie van voedingsstoffen is het het meest optimaal om Elzen te oogsten na 12-15 jaar (Mander et al., 1997). Bij oudere bomen vermindert zowel de opname als de productiviteit.

Belangrijk bij het maaibeheer is dat de gemaaide vegetatie ook afgevoerd wordt.

In hoeverrre via inrichting en beheer het denitrificatieproces kan worden gemaximaliseerd is nog onbekend (Groffman, 1997).

6. KANSEN VOOR BUFFERSTROKEN IN NEDERLAND: SYNTHESE

Uit de conclusies van hoofdstuk 3 is gebleken dat het bodemtype, het grondwaterregime en de helling van het terrein belangrijke factoren zijn die het functioneren van een bufferstrook bepalen. Deze factoren zijn redelijk regiospecifiek in Nederland. Op grond van deze kenmerken kan Nederland globaal ingedeeld worden in een aantal 'homogene' regio's. Voor elke regio kan aangegeven worden welke processen het meest optimaal zijn binnen de bufferstrook. Door op de regiospecifieke situatie in te spelen kan de bufferstrook zo optimaal mogelijk ingericht worden.

Voordat besloten wordt een bufferstrook aan te leggen is het goed om in beeld te hebben of met de aanleg van de bufferstrook de belangrijkste vervuilingsbron aangepakt wordt. Met behulp van een stoffenbalans worden de bijdragen van alle stoffenvrachten richting het oppervlaktewater in beeld gebracht. Naast uit- en afspoeling kunnen bijvoorbeeld ook diepe kwel, inlaatwater of lozingen verantwoordelijk zijn voor een verrijking van het oppervlaktewater. Indien het aandeel van uit- en afspoeling gering is ten opzichte van overige vervuilingsbronnen, dan is het de vraag of de aanleg van bufferstroken zinvol is vanuit **zuiveringstechnisch** oogpunt.
Des te groter het aandeel van relatief korte stroombanen naar de watergang toe is op de totale afvoer in de watergang, des te groter de potentiële rol die bufferstroken zuiveringstechnisch spelen zijn (Lowrance, 1997).

Een bufferstrook kan echter ook aangelegd worden vanuit een **ecologisch** oogpunt, waarbij het zuiveringsaspect een nevendoel kan zijn. Bij de inrichting vanuit ecologisch oogpunt is het wel zinvol rekening te houden met de eisen die vanuit zuiveringstechnisch oogpunt gesteld worden. Op deze wijze wordt tegemoet gekomen aan zoveel mogelijk (neven)doelen.

In onderstaande schema's is per regio aangegeven wat de kenmerken van deze regio zijn. Deze kenmerken leiden tot een regiospecifiek eutrofiëringsprobleem en een regiospecifieke oplossing van dit probleem in de vorm van een bufferstrook. Naast verschillen tussen de regio's zijn er ook een aantal overeenkomsten. Zo speelt het verwijderingsproces 'vastlegging van nutriënten in vegetatie' in alle bufferstroken een rol. Dit is het gevolg van het feit dat deze vastlegging zowel in aerobe als anaerobe omstandigheden optreedt. Daardoor is dit proces minder specifiek voor een bepaald bufferstrook-type.

Een specifiek Nederlands probleem is het feit dat een groot deel van de landbouwpercelen (kleigebieden en een deel van de zand- en veengebieden) gedraineerd is. Onderzoek in het buitenland is verricht aan ongedraineerde percelen. Drainagebuizen omzeilen een droge bufferstrook. In het geval van natte bufferstroken met verlaagde taluds vormen drainagebuizen geen probleem, voor zover zij uitmonden in de bufferstrook.

ZANDGEBIED

KENMERKEN

- **infiltratiecapaciteit** is groot. Het meeste regenwater infiltreert in de bodem en komt via uitspoeling in het oppervlaktewater terecht. De afspoeling is over het algemeen gering (met uitzondering van hellende gebieden).
- **textuur** leidt tot weinig preferente stroombanen waardoor de versnelde afvoer gering is.
- **grondwaterstand** is veelal laag als gevolg van de grote infiltratiecapaciteit en de hoogteligging.
- **stikstofbelasting** is hoog als gevolg van hoge, organische mestgift (veehouderijen).
- **fosforbelasting** is hoog als gevolg van hoge, organische mestgift (veehouderijen).
- **aanvoer via luchtfase** kan hoog zijn: intensieve veehouderijen/uitrijden van mest kan plaatselijk leiden tot hoge ammoniakgehaltes in atmosfeer.
- **fosfaatbindend vermogen** van de bodem is laag en daarmee de kans op fosfaatverzadiging hoog (veel zandgebieden zijn reeds fosfaatverzadigd).
- **denitrificatie** is in principe laag wegens het lage organische stofgehalte en de lage grondwaterstanden.

PROBLEMEN

- **belasting met nitraat en fosfaat** is hoog, direct als gevolg van hoge bemestingsgraad.
- **fosfaatverzadiging** is hoog in veel zandgebieden.

OPLOSSING

- **stikstofverwijdering**: De mogelijkheden zijn stikstofverwijdering via denitrificatie en/of via vastlegging in vegetatie gevolgd door oogsten. De beschikbaarheid van een goede koolstofbron en de lage grondwaterstanden vormen een beperking voor de denitrificatie.
- **fosfaatverwijdering**: Wegens de hoge mate van fosfaatverzadiging zijn de mogelijkheden om de bufferstrook in te richten op fosfaatbinding beperkt. Opname van fosfaat door vegetatie lijkt de beste oplossing voor fosfaatverwijdering. Het stimuleren van infiltratie naar diepere bodemlagen waar fosfaatbinding kan optreden, wordt gezien als een niet-duurzame oplossing. Toevoeging van ijzerhydroxide voor vergroting van de fosfaatbindingscapaciteit (Schoumans et al., 1995) wordt gezien als een inbreuk op het natuurlijke systeem met nog onbekende neveneffecten.

INRICHTING BUFFERSTROOK	BEHEER BUFFERSTROOK
- **bufferstrook gericht op denitrificatie** Een natte bufferstrook, bijvoorbeeld een inundatiezone van een beek/wetering. Dit kan bijvoorbeeld een broekbos met een natuurlijke vegetatie zijn. Een bijkomend voordeel van een broekbos is de relatief hoge begroeiing waardoor ook de luchtfase gezuiverd wordt. Broekbos kan tevens zorgen voor de input van organische koolstof nodig voor het denitrificatieproces. Naast denitrificatie wordt een deel van de nutriënten verwijderd door vastlegging in plantenmateriaal. Het 'oogsten' van een broekbos is echter beperkt mogelijk. Het broekbos kan als hakhoutbos beheerd worden.	- afwisseling aerobe en anaerobe omstandigheden: dit kan worden bereikt door moerasplanten te kiezen die zuurstof vanuit de lucht naar de waterbodem transporteren (bijvoorbeeld riet). Het kan ook worden bereikt met een wisselend waterpeil waarbij de bodem periodiek droog komt te liggen (bijvoorbeeld inundatiezones). - ten behoeve van het denitrificatieproces dient voldoende beschikbaar koolstof aanwezig te zijn. Dit kan worden bereikt door ophoping van organisch materiaal toe te staan. Een snelle afbraak van dit materiaal, waarbij nutriënten weer vrijkomen, wordt geremd door een hoge (grond)waterstand. Door het af en toe opschonen van de bodem (verwijderen nieuw gevormd venig materiaal) worden tevens hierin opgeslagen nutriënten verwijderd. - voedingsstoffen die vastgelegd zijn in de vegetatie worden verwijderd door een deel van de vegetatie te oogsten aan het eind van het groeiseizoen.
- **bufferstrook gericht op opname door vegetatie** Een droge bufferstrook gericht op vastlegging van voedingsstoffen in primaire produktie. De planten worden geselecteerd op basis van groeisnelheid en een lage wortel/spruit verhouding. Deze bufferstrook kent een droge en een natte variant (moerasbufferstrook). De natte variant heeft echter als nadeel dat fosfaatnalevering kan optreden. In dat geval is het de vraag welke processen zullen domineren in de bufferstrook: de reducerende of de naleverende processen.	- door de vegetatie te oogsten worden voedingsstoffen uit het systeem verwijderd. Het maaibeheer is gericht op een maximale verwijdering van de bovengrondse delen: maaien vóór translocatie van voedingsstoffen naar wortels. - in een moerasbuffer beïnvloedt het peilbeheer de ontwikkeling van de vegetatie: sommige planten vereisen een laag waterpeil aan het begin van het seizoen (bijvoorbeeld riet). Na het maaien is het opzetten van het waterpeil tot boven de stoppels ongewenst, omdat ondergrondse delen dan afsterven.

VEENGEBIED

KENMERKEN

- **infiltratiecapaciteit** is beperkt als gevolg van hoge weerstand en hoge grondwaterstand.
- **textuur** kan leiden tot preferente stroombanen (krimpscheuren, drains, greppels).
- **grondwaterstand** is van nature hoog, kan kunstmatig laag gehouden worden.
- **stikstofbelasting** is hoog als gevolg van mineralisatie van veen. Vanuit agrarisch gebruik (bemesting) is de belasting laag.
- **fosforbelasting** is matig hoog tot hoog als gevolg van mineralisatie van veen en uitloging bij hoge grondwaterstanden. Weinig toevoer vanuit agrarisch gebruik.
- **aanvoer via luchtfase** is zeer beperkt. Veehouderijen zijn relatief extensief. Kunstmest wordt beperkt toegepast.
- **fosfaatbindend vermogen** is matig hoog: hoger dan zandgronden, lager dan kleigronden.
- **denitrificatie** is groot als gevolg van vaak anaerobe bodemlagen en hoog organisch stofgehalte.

PROBLEMEN

- **belasting met nitraat** is hoog. Niet bemesting maar mineralisatie van veen vormt de grootste stikstofbron. Hoe lager de grondwaterstand, hoe meer mineralisatie, maar ook hoe meer krimpscheuren waardoor versnelde uit- en afspoeling kan optreden.
- **belasting met fosfaat** wordt minder vaak als een groot probleem erkend, maar kan hoog zijn als gevolg van anaerobe bodems (hoge grondwaterstand) waardoor fosfaat uitspoelt.

OPLOSSING

- **stikstofverwijdering**: De mogelijkheden zijn stikstofverwijdering via denitrificatie en/of via vastlegging in vegetatie gevolgd door oogsten in een anaerobe bufferstrook. Een aerobe bufferstrook wordt minder zinvol geacht aangezien onder aerobe omstandigheden het veen zal mineraliseren wat leidt tot een netto-stikstofverrijking in plaats van reductie.
- **fosfaatverwijdering**: Wegens de relatief hoge grondwaterstanden zijn de mogelijkheden om de bufferstrook in te richten op fosfaatbinding beperkt. Opname van fosfaat door de vegetatie lijkt de beste oplossing voor fosfaatverwijdering.

INRICHTING BUFFERSTROOK	BEHEER BUFFERSTROOK
- **bufferstrook gericht op denitrificatie** Een natte bufferstrook langs de sloot. Dit kan een moerasachtige strook zijn. De natte, anaerobe omstandigheden leiden tot denitrificatie. De anaerobe omstandigheden leiden echter tot nalevering van fosfaat. Een deel van het fosfaat en stikstof wordt opgenomen door de vegetatie. Waarschijnlijk treedt er echter een netto stikstofreductie op en een netto-fosfaat-nalevering. De nalevering van fosfaat hoeft echter niet veel groter te zijn dan in een situatie zonder bufferstrook. In deze situatie treedt namelijk ook nalevering op als gevolg van hoge grondwaterstanden. Versnelde oppervlakkige afvoer kan tegengegaan worden door langs de rand van de moerasstrook/natte bufferstrook een drempel op te werpen, waardoor water in de strook stagneert. Bij aanwezigheid van greppels en drains die de versnelde afvoer verzorgen, dienen de bufferstroken als helofytenhoefijzers rond de monding van de greppel/drain gesitueerd te worden. Het is echter de vraag of de hydraulische belasting vanuit een greppel te hoog is voor een efficiënte zuivering in een bufferstrook/ helofytenhoefijzer. De vastlegging in plantenmateriaal leidt tot een definitieve verwijdering van voedingsstoffen uit het systeem indien de vegetatie geoogst wordt.	- afwisseling aerobe en anaerobe omstandigheden: dit kan worden bereikt door moerasplanten te kiezen die zuurstof vanuit de lucht naar de waterbodem transporteren (bijvoorbeeld riet). Het periodiek afwisselen van het waterpeil is mogelijk, maar waarschijnlijk minder effectief omdat in de droge periode mineralisatie van veen optreedt. - voedingsstoffen die vastgelegd zijn in de vegetatie worden verwijderd door (een deel van) de vegetatie te oogsten aan het eind van het groeiseizoen. De oogst vindt plaats vóór translocatie van voedingstoffen naar de wortels (in het najaar). - het kan nodig zijn de bufferstrook regelmatig te schonen waarbij de bovenste bodemlaag (nieuw gevormd veen) afgegraven wordt. Dit voorkomt het dichtgroeien van de watergang. Bovendien leidt dit mede tot een verwijdering van nutriënten opgeslagen in dood organisch materiaal.

KLEIGEBIED

KENMERKEN

- **infiltratiecapaciteit** is matig als gevolg van hoge weerstand van kleibodems
- **textuur** van de bodem is dicht, waarin krimpscheuren kunnen ontstaan waarlangs versnelde afvoer plaatsvindt.
- **grondwaterstand** is variabel en niet voor alle kleigebieden eenduidig te definiëren
- **stikstofbelasting** is variabel als gevolg van variabele bemestingsgraad van bouwland. Krimpscheuren, drains en greppels vormen de belangrijkste transportroutes op kleigronden waardoor versnelde afvoer van stikstof plaatsvindt.
- **fosforbelasting** is variabel wegens variabele bemestingsgraad.
- **aanvoer via luchtfase** is variabel wegens variabele bemestingsgraad en mesttoediening.
- **fosfaatbindend vermogen** van klei is hoog. De meeste kleibodems zijn (nog) niet verzadigd met fosfaat
- **denitrificatie** is matig hoog en afhankelijk van de grondwaterstand en de aanwezigheid van beschikbare koolstof.

PROBLEMEN

- **belasting met stikstof** kan hoog zijn. Met name de versnelde afvoer via preferente stroombanen leidt tot een snelle afvoer van stikstof en daarmee tot een hoge belasting.
- **belasting met fosfaat** kan hoog zijn. Het fosfaatbindend vermogen van klei is groot, waardoor veel fosfaat in de bodem opgeslagen kan zijn. Bij veranderende omstandigheden kan dit fosfaat nageleverd worden, wat leidt tot verrijking.

OPLOSSING

- **stikstofverwijdering** kan plaats vinden in een natte of droge bufferstrook. In een natte bufferstrook is de inrichting en het beheer gericht op denitrificatie en vastlegging in vegetatie. In een droge bufferstrook speelt met name de vastlegging in vegetatie en de oogst daarvan een rol. Op kleibodems zijn beide opties haalbaar.
- **fosfaatverwijdering** kan alleen plaatsvinden in een droge bufferstrook waarbij zowel adsorptie in de bodem als vastlegging door vegetatie een rol speelt. Vastlegging in de vegetatie gevolgd door het oogsten ervan leidt tot een definitieve verwijdering uit het systeem. Adsorptie is een reversibel proces en leidt tot oplading van de bodem. Dit proces is in principe niet duurzaam.

INRICHTING BUFFERSTROOK	BEHEER BUFFERSTROOK
- **bufferstrook gericht op denitrificatie** Een natte bufferstrook langs een sloot. Deze kan bestaan uit een moeras/verlandingsstrook. Afhankelijk van het landgebruik in de omgeving kan er voor gekozen worden ook bomen/hoge struiken op te nemen in de bufferstrook om aanvoer van nutriënten via de luchtfase te beperken. Versnelde oppervlakkige afvoer kan worden afgeremd door een drempel op te werpen langs de rand van de bufferstrook (zie veengebied). Naast denitrificatie wordt een deel van de nutriënten vastgelegd in plantenmateriaal. Met oogsten worden deze nutriënten verwijderd. De anaerobe omstandigheden kunnen leiden tot uitloging van fosfaat. Aangezien kleibodems fosfaatrijk kunnen zijn, kan dit tot een onacceptabele fosfaatbelasting leiden. In dat geval is de droge bufferstrook een betere keuze.	- afwisseling aerobe en anaerobe omstandigheden: dit kan worden bereikt door moerasplanten te kiezen die zuurstof vanuit de lucht naar de bodem transporteren (bijvoorbeeld riet). Het kan ook worden bereikt met een wisselend waterpeil waarbij de bodem periodiek droog komt te liggen. - ten behoeve van het denitrificatieproces dient voldoende beschikbare koolstof aanwezig te zijn. Dit kan worden bereikt door ophoping van organisch materiaal toe te staan. Een snelle afbraak van dit materiaal wordt geremd door een hoge (grond)waterstand. Door het af en toe opschonen van de bodem (verwijderen nieuw gevormd venig materiaal) worden tevens hierin opgeslagen nutriënten verwijderd). - voedingsstoffen die vastgelegd zijn in de vegetatie worden verwijderd door een deel van de vegetatie te oogsten aan het eind van het seizoen.
- **bufferstrook gericht op stikstof- en fosfaatvastlegging** De bufferstrook is gericht op vastlegging van stikstof en fosfaat in primaire productie van plantaardig materiaal. De planten worden geselecteerd op basis van groeisnelheid en een lage wortel/spruit verhouding. Naast de vastlegging in plantaardig materiaal vindt ook vastlegging van fosfaat (en in mindere mate ammonium) plaats in de bodem. De bindingscapaciteit van fosfaat aan kleideeltjes is relatief groot, wat voor lange tijd tot een effectieve manier van fosfaatverwijdering kan leiden. Op den duur leidt dit echter tot verzadiging van de bodem, waarmee het rendement afneemt. De versnelde afvoer via preferente stroombanen kan worden afgeremd door een drempel op te werpen langs de rand van de bufferstrook (zie veengebied).	- door de vegetatie te oogsten worden voedingsstoffen uit het systeem verwijderd. Het maaibeheer is gericht op een maximale verwijdering van de bovengrondse delen: maaien vóór translocatie van voedingsstoffen naar de wortels.

Conclusies

De kansrijkdom van verschillende typen bufferstroken voor de verschillende bodemsoorten in Nederland is op basis van voor die bodemsoort specifieke kenmerken beoordeeld. Toepassing van zowel natte (anaerobe) als droge (aerobe) bufferstroken worden op zand- en kleigronden als zinvol gezien. Op een veenbodem lijken aerobe bufferstroken minder effectief, aangezien onder aerobe omstandigheden het veen zal mineraliseren, wat leidt tot een netto- nutriëntentoevoer. Een en ander hangt af van de mogelijkheden om via oogsten en maaien van de vegetatie voldoende verwijdering van nutriënten te realiseren. Tabel 1 geeft een samenvatting van kansrijk geachte typen bufferstroken op verschillende grondsoorten.

Tabel 1: Hypothetisch kansrijk geachte typen bufferstroken op verschillende grondsoorten.

veg. = opname door de vegetatie; den. = denitrificatie; ads. = adsorptie

Bodemtype:	**Zand**		**Klei**		**Veen**	
	type	*proces*	*type*	*proces*	*type*	*proces*
Verwijdering:						
P	droog	veg.	droog	veg.,ads.	droog	veg.
N	droog, nat	veg., den.	droog, nat	veg., den.	nat	veg.,den.

7. AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK

De factoren die bepalend zijn voor de werking en het rendement van bufferstroken (zie hoofdstukken 3 en 4) zijn gebruikt als basis voor de formulering van een aantal algemene, brede onderzoeksvragen die richtinggevend zijn voor onderzoek aan bufferstroken in de Nederlandse situatie. Deze algemene onderzoeksvragen zijn:

1. In welke mate dragen de verschillende transportroutes van nutriënten bij aan de belasting van het oppervlaktewater op verschillende bodemtypen en onder verschillende hydrologische omstandigheden en hoe werken bufferstroken daar op in?
2. Hoeveel stikstof wordt door het denitrificatieproces verwijderd op verschillende bodemtypen (zand, veen, klei) en bij verschillende hydrologische omstandigheden?
3. Welke typen bufferstroken zijn zinvol om aan te leggen op zand-, veen- en kleibodems (toetsing hypothesen)?
4. Wat is het rendement van bufferstroken als het gaat om stikstof- en fosfaatverwijdering en hoe verhoudt het rendement zich tot breedte en inrichting van deze stroken?
5. Is de effectiviteit van een buffer aan een termijn gebonden en speelt dus de ouderdom van een bufferstrook een rol?
6. Hoe kan de bufferstrook het beste worden ingericht (type bufferstrook (nat/droog), breedte, verblijftijd van het water, vegetatietype) en hoe verschilt dit per bodemtype / regio?
7. Hoe kan de bufferstrook het beste worden beheerd en wat zijn de randvoorwaarden ten aanzien van de aangrenzende landbouwpercelen? (belasting van de bufferstrook, drainage van de aangrenzende landbouwpercelen, vegetatiebeheer in de bufferstrook, baggeren of schonen van de bufferstrook). Hoe verschilt dit per bodemtype / regio?
8. Wat zijn de effecten van bufferstroken in de watergangen zelf op water-, waterbodemkwaliteit en aquatische levensgemeenschappen en hoe staat dit in relatie tot bodemtype, regio, type bufferstrook en inrichtings- en beheersaspecten?

Onderzoek aan bufferstroken dient op verschillende schaalniveaus (lokaal, regionaal, op landschapsniveau) plaats te vinden.

De hypothesen, (hoofdstuk 6) op basis van literatuur gegenereerd, dienen in het veld te worden getoetst. De hoogste prioriteit wordt daarbij toegekend aan de volgende combinaties van bodemtypen en bufferstroken:

1. Droge bufferstroken op zandgronden die gericht zijn op verwijdering van stikstof en fosfaat via opname door de vegetatie in combinatie met maaibeheer. Belangrijk in deze bufferstroken is de vegetatie die veel nutriënten moet kunnen opnemen (gras of andere (voedings)gewassen).

2. Natte bufferstroken op zandgronden die vooral gericht zijn op verwijdering van stikstof. De meest kansrijke vegetatietypen in dit opzicht zijn bos en begroeiingen van helofyten.

3. Droge bufferstroken op kleigronden die gericht zijn op verwijdering van stikstof en fosfaat via opname door de vegetatie in combinatie met maaibeheer. Daarnaast speelt de bodem een belangrijke rol in de adsorptie van fosfaat. Belangrijk in deze bufferstroken is de vegetatie die veel nutriënten moet kunnen opnemen (gras of andere (voedings)gewassen).

4. Natte bufferstroken op kleigronden die vooral gericht zijn op verwijdering van stikstof. De meest kansrijke vegetatietypen in dit opzicht zijn bos en begroeiingen van helofyten.

5. Droge bufferstroken op veengronden die vooral gericht zijn op verwijdering van nutriënten door opname door vegetatie in combinatie met maaien en oogsten. Belangrijk in deze bufferstroken is de vegetatie die veel nutriënten moet kunnen opnemen. Op veengronden lijken grasbufferstroken daarvoor geschikt.

6. Natte bufferstroken op veengronden die vooral gericht zijn op verwijdering van stikstof via denitrificatie en opname van fosfaat door vegetatie. De meest kansrijke vegetatietypen in dit opzicht zijn gras en begroeiingen van helofyten.

De inventarisatie aan lopende bufferstrookprojecten in Nederland (zie Bijlage 3) laat zien dat er momenteel nog zeer weinig onderzoek naar het zuiveringstechnisch rendement van bufferstroken plaatsvindt. Het ecologisch rendement krijgt binnen de lopende onderzoeken meer aandacht. Bovendien laat de verkregen informatie zien dat het begrip bufferstroken zeer divers is ingevuld. In de praktijk verstaat men onder bufferstroken onder meer (extra brede) schouwpaden, uit landbouwproductie genomen stroken grond, bestaande houtwallen, akkerranden als ook natuurvriendelijke oevers.

Toetsing van de gegenereerde onderzoeksvragen aan lopende onderzoeken en projecten laat ziet dat tussen beide nog een grote discrepantie aanwezig is.

8 REFERENTIES

Addiscott, T.M. (1997)
A critical review of the value of buffer zone environments as a pollution control tool.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 236-243.

Adriaanse, P.I., R.H. Kemmers (1988)
Bufferzones tegen nitraatinspoeling in beekdalen: Een methode om de ligging en breedte vast te stellen.
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. ICW-rapport 27. Wageningen.

Ambus, P., S. Christensen (1993)
Denitrification variability and control in a riparian fen irrigated with agricultural drainage water. Soil. Biol. Biochem. 25: 915-923.

Andersen, J.M. (1977)
Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature.
Archiv für Hydrobiologie, vol. 80, no.2: 147-159.

Armstrong, W., J. Armstrong, P.M. Beckett (1990)
Measurement and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*.
In: P.F. Cooper & B.C. Findlater (eds.). Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Advances in Water Pollution Control. Proceedings of the international conference on the use of constructed wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, UK. Pergamon Press: 41-51.

Barling, R.D., I.D. Moore (1994)
Role of buffer strips in management of waterway pollution: a Review.
Environmental Management vol.18, no.4: 543-558.

Barton, D.R., W.D. Taylor, R.M. Biette (1985)
Dimensions of riparian buffer strips required to mainain trout habitat in Southern Ontario streams.
North American Journal of Fisheries Management 5: 364-378.

Behnke, R.J., R.F. Raleigh (1979)
Grazing and the riparian zone: impact and management perspectives.
General Technical Report. United States Department of Agriculture, Forest Service: 263-267.

Berghuijs-van Dijk, J.T., P.E. Rijtema, C.W.J. Roest (1985)
ANIMO. Agricultural Nitrogen Model.
Institute for Land and Water Management Research. Wageningen. Notanr. 1671.

Berkman, H.E., C.F. Rabeni, T.P. Boyle (1986)
Biomonitors of stream quality in agricultural areas: Fish versus invertebrates.

Environmental Management vol.10, no.3: 413-419.

Bingham, S.C., P.W. Westerman, M.R. Oversash (1980)
Effect of grass buffer zone length in reducing the pollution from land application areas.
Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers. vol.23 (2): 330-335.

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk, H.P. Oosterom (1996a)
Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Effecten van bemestingsmaatregelen.
Dienst Landbouwkundig Onderzoek. Staring Centrum. Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied. Rapport nr. 306.3. Wageningen.

Bolt, F.J.E. van der, P. Groenendijk, H.P. Oosterom (1996b)
Nutriëntenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Simulatie van de nutriëntenhuishouding.
Dienst Landbouwkundig Onderzoek. Staring Centrum. Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied. Rapport nr. 306.2. Wageningen.

Bowden, W.B. (1987)
The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands.
Biogeochemistry 4: 313-348.

Branson, F.A. (1975)
Natural and modifies plant communities as related to runoff and sediment yields.
In: Hasler (ed.) Coupling of Land and Water Systems.

Bren, L.J. (1993)
Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review.
Journal of Hydrology, vol.150: 277-299.

Bren, L.J. (1995)
Aspects of the geometry of riparian buffer strips and its significance to forestry operations.
Forest Ecology and Management 75: 1-10.

Brix, H., H-H. Schierup (1989)
The use of aquatic macrophytes in water-pollution control
Ambio, vol.18, no.2: 100-107.

Brix, H., H-H. Schierup (1990)
Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport.
In: P.F. Cooper & B.C. Findlater (eds.). Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Advances in Water Pollution Control. Proceedings of the international conference on the use of constructed wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, UK. Pergamon Press: 53-66.

Brock, Th.C.M. (1988)
De invloed van waterplanten op hun omgeving.

In: F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (eds.) Waterplanten en waterkwaliteit: 27-42. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.

Brunet, R.C., G. Pinay, F. Gazelle, L. Roques (1994)
Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour river, south-west France.
Regulated Rivers: Research & Management, vol.9: 55-63.

Campbell, I.C., T.J. Doeg (1989)
Impact of timber harvesting and production on streams: a Review.
Autralian Journal of Marine and Freshwater Research 40: 519-539.

Chaubey, I., D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore, D.J. Nichols (1994)
Effectiveness of vegetative filter strips in retaining surface-applied swine manure constituents.
Transactions of the American Society of Agricultural Engineers vol.37, no.3: 845-850.

Chaubey, I., D.R. Edwards, T.C. Daniel, P.A. Moore, D.J. Nichols (1995)
Effectiveness of vegetative filter strips in controlling losses of surface-applied poultry litter constituents.
Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, vol. 38, no.6: 1687-1692.

Clausen, J.C., D. W. Meals (1989)
Water quality achievable with agricultural best management practices.
Journal of Soil and Water Conservation vol. 44 (6): 593-596.

Clausen, J.C., K.G. Wayland, K.A. Saldi, K. Guillard (1993)
Movement of nitrogen through an agricultural riparian zone: 1. Field studies
Wat. Sci. Tech. vol.28 (3-5): 605-612.

Cooke, J.G. (1988)
Sources and sinks of nutrients in a New Zealand hill pasture catchment. II: Phosphorus.
Hydrological processes, vol.2: 123-133.

Cooper, J.R., J.W. Gilliam (1987)
Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas.
Soil Sci. Soc. Am. J. vol.51: 1600-1604.

Cooper, A.B. (1990)
Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment.
Hydrobiologia vol. 202: 13-26.

Corbett, E.S., J.A. Lynch, W.E. Sopper (1978)
Timber harvesting practice and water quality in the eastern United States.
Journal of Forestry, augustus 1978: 484-488.

Correll, D.L. (1997)
Buffer zones and water qualitiy protection: general principles. In: N.E. Haycock, T.P. Burt,

K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 7-20.

CUR (1994)
Natuurvriendelijke oevers.
Civieltechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Dienst Weg- en Waterbouwkunde. rapport 168.

Davies, P.E., M. Nelson (1994)
Relationship between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance.
Autralian Journal of Marine and Freshwater Research 45: 1289-1305.

Dickson, B.C., D.J. Schaeffer (1997)
Ecorestoration of riparian forests for non-point source pollution control: Policy and ecological considerations in agroecosystem watersheds.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 221-227.

Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, D. Lee (1986)
Long-term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips.
Virginia Water Resources Research Center Bulletin 153. US EPA. Blacksburg.

Dillaha, T.A., J.H. Sherrard, d. Lee, S. Mostaghimi, V.O. Shanholtz (1988)
Evaluation fo vegetative filter strips as a best management practice for feed lots.
Journal of the Water Pollution Control Federation, vol.60, nr.7: 1231-1238.

Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi, D. Lee (1989)
Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control.
Transactions of the ASAE. American Society of Agricultrual Engineers. vol. 32 (2): 513-519.

Dillaha, T.A., S.P. Inamdar (1997)
Buffer zones as sediment traps or sources.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 33-42.

Dort, T.C.M. van , R.H. Kemmers (1988)
Bufferzones tegen nitraatinspoeling in Beekdalen: vuistregels voor het bepalen van de omvang.
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. ICW-rapport 35. Wageningen.

Dort, T.C.M. van, R.H. Kemmers (1990)
Het bepalen van de ligging en omvang van bufferzones tegen inspoeling van nitraat voor een viertal beekdalen in Noord-Brabant.
Staring Centrum. Rapport 37. Wageningen.

Downes, M.T., C. Howard-Williams, L.A. Schipper (1997)
Long and short roads to riparian zone restoration: nitrate removal efficience.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 244-254.

Duel, H. (1997a)
Ruimte voor natuurlijke zuivering: een haalbaarheidsstudie. Hoofdrapport
Projectteam NW4, uitgevoerd door het Waterloopkundig Laboratorium i.s.m. Bureau SME. Delft.

Duel, H. (1997b)
Ruimte voor natuurlijke zuivering: een haalbaarheidsstudie. Achtergronddocument
Projectteam NW4, uitgevoerd door het Waterloopkundig Laboratorium i.s.m. Bureau SME. Delft.

Duel, H., J.K.M. te Boekhorst (1990)
Helofytenfilters voor verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater in het landelijk gebied, een programmeringsstudie.
Raad voor het Milieu en Natuuronderzoek. TNO Studiecentrum voor Milieu-onderzoek. Delft. Staring Centrum Wageningen. Publicatie RMNO nr.53.

Duel, H., R. During (1990)
Helofytenfilters: helderheid over zuiverheid.
Landschap 7 (1990) 4: 269-278.

Dupuis, L.A., J.N.M. Smith, F. Bunnell (1994)
Relation of terrestrial-breeding amphibian abundance to tree-stand age.
Conservation Biology vol.9, no.3: 645-653.

Edwards, D.R., I. Chaubey, T.D. Daniel, P.A. Moore (1995)
Modeling vegetative filter strip performance for runoff from plots receiving poultry litter.
Water quality modeling: proceedings of the international symposium april 2-5, 1995: Orlando Florida. USA.

Edwards, D.R., T.C. Daniel, P.A. Moore jr. (1996)
Vegetative filter strip design for grassed areas treated with animal manures.
Applied Engineering in Agriculture, vol.12, no.1: 31-38.

Eggelsman, R. (1982)
Anmerkungen zur Berechnungsmethode der Breite hydrologischer Schutzzonen im Moor (van der Molen, Telma 11, 1981)
TELMA, band 12: 183-187.

Eiseltova, M. Biggs, J. (eds.) (1995)
Restoration of stream ecosystems. An integrated catchment approach.
IWRB Publication 37. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau, Gloucester UK.

Fiselier, J.L., H.A. Udo de Haes, S.H. Hosper, E.J.B. Uunk (1987)

Meerbegeleidende moerassen voor waterzuivering en natuurontwikkeling.
Centrum voor Milieukunde, Leiden.

Francis, A.J., J.M. Slater, C.J. Dodge (1989)
Denitrification in deep subsurface sediments.
Geomicrobiol. J. 7: 103-116.

Fry, J., F.R. Steiner, D.M. Green (1994)
Riparian evaluation and site assessment in Arizona.
Landscape and Urban Planning 28: 179-199.

Gale, P.M., K.R. Reddy, D.A. Graetz (1994)
Wetlands and Aquatic Processes. Phosphorus retention by wetland soils used for treated wastewater disposal.
J. Environ. Qual. vol.23: 370-377.

Gersberg, R.M., B.V. Elkins, C.R. Goldman (1983)
Nitrogen removal in artificial wetlands.
Water Res. vol.17, no.9: 1009-1014.

Gilliam, J.W., J.E. Parsons & R.L. Mikkelsen (1997)
Nitrogen dynamics and buffer zones.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 54-61.

Goossensen, F.R., P.C. Meeuwissen (red.) (1990)
Advies van de Commissie Stikstof.
In opdracht van de ministers van LNV, V&W en VROM. Ede.

Graynoth, E. (1979)
Effects of logging on stream environments and faunas in Nelson.
New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research, vol.13, no.1: 79-109.

Groenewoud, H. van (1977)
Interim recommendation for the use of buffer strips for the protection of small streams in the maritimes.
Maritimes forest research centre. Fredericton, New Brunswick. Information report M-X-74.

Groenenberg, J.E., G.J. Reinds, A. Breeuwsma (1996)
Simulation of phosphate leaching in catchments with phosphate-saturated soils in the Netherlands.
DLO-Staring Centrum, Wageningen, rapportnr. 116.

Groenendijk, P., F.J.E. van der Bolt (1996)
Nutrientenbelasting van grond- en oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Beerze, de Reusel en de Rosep. Effecten van waterhuishoudkundige ingrepen.
Staring Centrum-DLO. rapportnr. 306.4.

Groffman, P.M. (1997)
Contaminant effects on microbial functions in riparian buffer zones.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 83-92.

Groffman, P.M., E. A. Axelrod, J.L., Lemunyon, W.M. Sullivan (1991)
Denitrification in grass and forest vegetated filter strips
J. Environ. Qual. vol.20: 671-674.

Growns, I.O., J.A. Davis (1991)
Comparison of the macroinvertebrate communities in streams in logged and undisturbed catchments 8 years after harvesting.
Autralian Journal of Marine and Freshwater Research 42: 689-706.

Gumiero, B., G. Salmoiraghi (1997)
The relationship between land use, river bank quality and lotic macroinvertebrate community.
In (eds. N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding, G. Pinay): Buffer zones: their processes and potential in water protection. p. 74-82.

Hansen, S., H.E. Jensen, N.E. Nielsen, H. Svendsen (1990)
DAISY; a soil plant system model.
Copenhagen, The Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Agricultural Sciences, Section of Soil and Water and Plant Nutrition.

Hasler, A.D. (ed.) (1975)
Coupling of Land an Waters Systems.

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

Haycock, N.E., G. Pinay (1993)
Groundwater nitrate dynamics in grass and popular vegetated riparian buffer strips during the winter.
J. Environ. Qual. vol.22: 273-278.

Haycock, N.E., G. Pinay, T.P. Burt, K.W.T. Goulding (1997)
Buffer zones: current concerns and future directions.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 305-312.

Haycock, N.E., G. Pinay, C. Walker (1993)
Nitrogen retention in river corridors: European perspective.

Ambio vo.22 no.6: 340-346.

Heifetz, J., M.L. Murphy, K.v. Koski (1986)
Effects of logging on winter habitat of juvenile salmonids in Alaskan Streams.
North American Journal of Fisheries Management, vol.6: 52-58.

Hendriks, R.F.A. (1992)
Afbraak en mineralisatie van veen.
DLO-Staring Centrum, Wageningen, Rapport 199.

Hendriks, R.F.A. (1993)
Nutriëntenbelasting van oppervlaktewater in veenweidegebieden.
Staring Centrum-DLO, Wageningen, Rapport 251.

Hendriks, R.F.A., G.J. Leene, H.Th.L. Massop, R. Kruijne (1996)
Perceelsonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Gebiedsbeschrijving, veldonderzoek en modelmatige analyse van de hydrologie.
Staring Centrum-DLO, rapport 420.1.

Hill, A.R. (1993)
Nitrogen dynamics of storm runoff in the riparian zone of a forested watershed.
Biogeochemistry vol. 20: 19-44.

Hill, A.R. (1996)
Nitrate removal in stream riparian zones.
J. Environ. Qual. vol.25: 743-755.

Hopmans, P., D.W. Flinn, P.W. Farrell (1987)
Nutrient dynamics of forested catchments in Souteastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing.
Forest Ecology and Management 20: 209-231.

Horton, J. (1972)
Management problems in phreatophyte and riparian zones.
Journal of Woil and Water Conservation 27, no.2: 57-61.

Huet, H. van (1983)
Kwantificering en modellering van de stikstofhuishouding in de bodem na bemesting.
Projectgroep Zuidelijk Peelgebied 26. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Wageningen. Notanr. 1426.

IWACO (1997)
Modelonderzoek nutriëntenhuishouding stroomgebied Mosbeek. In opdracht van Waterschap Regge en Dinkel en Provincie Overijssel.

Jacobs, T.C. & J.W. Gilliam, 1985.

Riparian losses of nitrate from agricultural drainage Waters. Journal of Environmental Quality. 14: 472-478.

Jaeger, D., D. Werner (1976)
Physiologie und Mikrobiologie der N_2-Fixierung in bodenproben des Harkortsees (Ruhrtal).
Ber. Deutsch. Bot. Ges. Bd.89: 609-630.

Jansen, E.J. (1988)
Invloed van de landbouw op de kwaliteit van oppervlaktewater. Hoofdrapport.
Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding. Rapport 30/I.

Jenssen, P.D., T. Maehlum, R. Roseth, B. Braskenrud, N. Syversen, A. Njos, T. Krogstad (1994)
The potential of natural ecosystem self-purifying measures for controlling nutrient inputs.
Marine Pollution Bulletin, vol.29, no.6-12: 420-425.

Jong, E.J.M. de (1996)
Oppervlaktewaterzuivering door helofytenfilters. Een vergelijking van verschillende typen helofytenfilters en bufferstroken voor de verwijdering van fosfaat uit fosfaatverzadigde gronden.
Wetenschapswinkel Biologie. Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutie Biologie. Verslagnummer P-UB-96-09.

Joyce, S.B., J.T. Hollibaugh (1995)
Influence of sulfide inhibition of nitrification on nitrogen regeneration in sediments.
Science 270: 623-625.

Kadlec, R.H., R.L. Knight (1996)
Treatment wetlands.
Lewis Publishers, CRC Press, Inc. Florida.

Klein, J.J.M. de & M.M. Hefting (1997)
Nitrogen dynamics in bufferstrips along lowland streams.
In (Eds. R. Roijackers, R.H. Aalderink & G. Blom): Eutrophication research. State-of-the-art, p. 35-42.

Knauer, N., Ü. Mander (1989)
Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor.
Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30: 365-376.

Kohler, A., V. Sipos, s. Bjoerk (1996)
Makrophyten-Vegetation und Standorte im humosen Braekne-Fluss (Suedschweden).
Bot. Jahrb. Syst. 118 no.4: 451-503.

Kok, C.J. & B.J. van de Laar (1991)
Influence of pH and buffering capacity on the decomposition of *Nymphaea alba* L. detritus in laboratory experiments: a possible explanation for the inhibition of decomposition at low alkalinity.
Verh. Int. Ver-ein. Limnol. 24: 2689-2692.

Kolb, R. (1994)
Bank strips and buffer zones along Swiss waters.
Z.f. Kulturtechnik und Landetwicklung 35: 180-188.

Kroes, J.G., C.W.J. Roest, P.E. Rijtema, L.J. Locht (1990)
De invloed van enige bemestingsscenario's op de afvoer van stikstof en fosfor naar het oppervlaktewater in Nederland.
Staring Centrum. Rapport 55.

Kruijne, R. (1996)
Perceelsonderzoek naar het effect van beekbegeleidende bufferstroken op de stikstof- en fosforbelasting van de Mosbeek. Nutrientenonderzoek en scenarioberekeningen.
Staring Centrum-DLO, rapport 420.2.

Large, A.R.G., G.E. Petts (1996)Rehabilitation of river margins.
In: G. Petts & P. Calow (eds.) River Restoration. Selected extracts from the rivers handbook. Blackwell Science Ltd: 106-123.

Lee, d., Th. A. Dillaha, J.H. Sherrard (1989)
Modelling phosphorus transport in grass buffer strips.
Journal of Environmental Engineering, vol.115, no.2: 409-427.

Likens, G.E., F.H. Bormann (1975)
An experimental approach in New England Landscapes.
In: Hasler (ed). Coupling of Land and Water Systems.

Lowrance, R. (1997)
The potential role of riparian forests as buffer zones.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 128-133.

Lowrance, R., R. Todd, J. Fail, O. Hendrickson, R. Leonard, L. Asmussen (1984)
Riparian forests as nutrient filteres in agricultrural watersheds.
BioScience, vol.31 no.6: 374-377.

Lowrance, R., G. Vellidis, R.K. Hubbard (1995)
Wetlands and aquatic prcessen: Denitrification in a restored riparian forest wetland.
J. Environ. Qual. vol.24: 808-815.

Mader, D.L., W.P. MacConell, J.W. Bauder (1972)
The effect of riparian vegetation control and stand density reduction on soil moisture in the riparian zone.
University of Massachusetts-Amherst, College of Food and Natural Resources, Agricultrual Experiment Station. Research Bulletin 597.

Magette, W.L., R.B. Brinsfield, R.E. Palmer, J.D. Wood (1989)
Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips.
Transactions of the American Society of Agricultural Engineers vol.32, no.2: 663-667.

Mander, Ü. (1995)
Riparian buffer zones and buffer strips on stream banks: dimensioning and efficiency assessment from catchments in Estonia.
In: M. Eiseltová & J. Biggs (eds.) Restoration of stream ecosystems. An integrated catchment approach. IWRB publication 37: 45-64.

Mander, Ü., V. Kuusemets, M. Ivask (1995)
Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study form the Porijogi River catchment, Estonia.
Landscape and Urban Planning, vol.31: 333-348.

Mander, Ü., K. Lõhmus, V. Kuusemets, M. Ivask (1997)
The potential role of wet meadows and grey alder forests as buffer zones.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 147-154.

Martin, C.W., R.S. Pierce (1980)
Clearcutting patterns affect nitrate and calcium in streams of New Hamphire.
Journal of Forestry: 268-272.

Martin, C.W., D.S. Noel, C.A Federer (1984)
Effects of forest clearcutting in New England on stream chemistry.
Journal of Environmental Quality vol.13, no.2: 204-210.

Mason, C.F., S.M. Macdonald, A. Hussey (1984)
Structure, management and conservation value of the riparian woody plant community.
Biological Conservation 29: 201-216.

McReynolds, H.E. (1980)
Spatial distribution of resource management activities in riparian zones.
Proceedings of the Indiana Academy of Science, vol.89: 143-144.

Meij, T. van der, W.J. ter Keurs (1991)
Het effect van uitrijverbod op de stifstofbelasting van het oppervlaktewater.
H_2O 24(9): 239-243.

Meinardi, C.R., J.P. van der Valk (1989)
Het stikstofgehalte in beken en waterlopen van het Nederlandse zandgebied.
Rijksinstituut voor Milieuhygiëne en Volksgezondheid. Rapportnr. 728472016. Bilthoven.

Miller, J.R., T.T. Schulz, N.T. Hobbs, K.R. Wilson, D.L. Schrupp, W.L. Baker (1995)
Changes in the landscape structure of a southeastern wyoming riparian zone following shifts in stram dynamics.

Biological Conservation 72: 371-379.

Mitsch, W.J., B.C. Reeder, D.M. Klarer (1989)
The role of wetlands in the control of nutrients with a case study of western lake Erie.
In: W.J. Mitsch & S. E. Joergensen. Ecological engineering: an introduction to ecotechnology.
A Wiley-interscience publication. John Wiley & Sons: 129-158.

Mitsch, W.J., B.C. Reeder (1991)
Modelling nutrient retention of a freshwater coastal wetland: estimating the roles of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology.
Ecological Modelling vol. 54: 151-187.

Molen, D.T., R. Kruijne, E.J.B. Uunk (1998)
Verwijdering van stikstof en fosfor door bufferstroken langs de Mosbeek.
H_2O 31(3): 26-28.

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

Nijboer, L.F. (1986)
Uit- en afspoeling van fosfor en stikstof afkomstig van bemesting in de landbouw. De berekening door middel van analyse van debieten en stoffenvrachten in beekgebieden.
ICW, notanr. 1742, Wageningen.

Nikolaidis, N.P., H. Shen, H. Heng, H.-L. Hu, J.C. Clausen (1993)
Movement of nitrogen through an agricultural riparian zone: 2. Distributed modelling.
Wat. Sci. Tech. vol.28, no.3-5: 613-623.

Noel, D.S., C.W. Martin, C.A. Federer (1986)
Effects of forest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton.
Environmental Management vol.10, no.5: 661-670.

Norris, V. (1993)
The use of buffer zones to protect water Quality: a review.
Water Resources Management. vol.7: 257-272.

O'Neill, G.J., A.M. Gordon (1994)
The nitrogen filtering capability of Carolina Poplar in an artificial riparian zone.
J. Environm. Qual. vol.23: 1218-1223.

Oomes, J. (1997)
Bufferzones in de landbouw: een effectieve maatregel ter bescherming van de kwaliteit van het oppervlaktewater ? Een literatuuronderzoek.
Rapport Natuurwetenschappen en Bedrijf & Bestuur, Universiteit Utrecht / Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
41 pp. + 2 Bijlagen.

Oorschot, M.M.P. van, 1990.
De rol van vegetatie bij het verwijderen van nutriënten uit water.
The Utrecht Plant Ecology News. Report 11:64-85.

Oosterhoudt, R. van (1988)
Spaarbekken/rietvelden Sellingen: een modelstudie naar de nutriëntenhuishouding.
Landinrichtingsdienst, Groningen.

Orleans, A.B.M., F.L.T. Mugge, T. van der Meij, P. Vos, W.J. ter Keurs (1994)
Minder nutriënten in het oppervlaktewater door bufferstroken? Een literatuuranalyse.
Milieubiologie R.U.Leiden. In opdracht van Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.

Ormerod, S.J., S.D. Rundle, E. Clare Lloyd, A.A. Douglas (1993)
The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests.
Journal of Applied Ecology 30: 13-24.

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

Overcash, M.R., S.C. Binham, P.W. Westerman (1981)
Predicting runoff pollutant reduction in buffer zones adjacent tot land treatment sites.
Transactions of the ASAE, vol.24, no.2: 430-435.

Parsons, J.E., J.W. Gilliam, R. Munoz-Carpena, R.B. Daniels, T.A. Dillaha (1994)
Nutrient and sediment removal by grass and riparian buffers.
In: K.L. Campbell, W.d. Graham, A.B. Bottcher (1994) Environmentally sound agriculture: proceedings of the second conference, 20-22 april 1994. Orlando, Florida.

Pearce, R.A., M.J.Trlica, W.C. Leininger, J.L. Smith, G.W. Frasier (1997)
Water Quality. Efficiency of grass buffer strips and vegetation height on sediment filtration in laboratory rainfall simulations.
J. Environ. Qual. 26: 139-144.

Perrochet, P., A. Musy (1992)
A simple formula to calculate the width of hydrological buffer zones between drained agricultural plots and nature reserve areas.
Irrigation and Drainage Systems 6: 69-81.

Peterjohn, W.T., D.L. Correll (1984)
Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest.
Ecology 65(5): 1466-1475.

Phillips, J.D. (1989a)

An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones.
Journal of Hydrology 107: 133-145.

Phillips, J.D. (1989b)
Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coatal plain river.
Journal of Hydrology 110: 221-237.

Phillips, P.J., J.M. Denver, R.J. Shedlock, P.A. Hamilton (1993)
Effect of forested wetland on nitrate concentrations in ground water and surface water on the Delmarva Penisula.
Wetlands 13: 75-83.

Pinay, G., H. Decamps (1988)
The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model.
Regulated Rivers: Research and Management vol.2: 507-516.

Pinay, G., L. Roques, A. Fabres (1993)
Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest.
Journal of Applied Ecology, vol.30: 581-591.

Planty-Tabacchi, A-M., E. Tabacchi, R.J. Naiman, C. Deferrari, H. Décamps (1996)
Invasibility of species-rich communities in riparian zones.
Conservation Biology vol.10, no.2: 598-607.

Rebers, S. (1988)
Richtlijnen voor aanleg en beheer van water zuiveringsmoerassen. Doctoraalverslag 88-35, LUW, Vakgroep Waterzuivering. 46 pp.

Radoux, M., D. Kemp (1990)
The impact of ageing on the purification efficiency of a plantation of *Typha latifolia* L.
In: P.F. Cooper & B.C. Findlater (eds.). Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Advances in Water Pollution Control. Proceedings of the international conference on the use of constructed wetlands in Water Pollution Control, Cambridge, UK. Pergamon Press: 149-159.

Reddy, K.R. & w.H. Patrick (1975)
Effect of alternate aerobic and anaerobic conditions on redox potential, organic matter decomposition and nitrogen loss in a flooded soil.
Soil Biol. Biochem. vol.7: 87-94.

Reddy, K.R., W.H. Patrick (1984)
Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments.
Critical Reviews in Environmental Control, vol.13, no.4: 273-309.

Reddy, K.R., T.A. DeBusk (1987)
State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control
Wat. Sci. Tech. Vol.19, no.10: 61-79.

Rekolainen, S. (1993)
Assessment and mitigation of agricultural water pollution.
Publications of the Water and Environment Research Insitute 12, Helsinki, Finland.

Reus, J.A.W.A., N. Middelkoop, P.C. Leendertse (1998)
Bufferstroken langs landbouwpercelen: mogelijkheden en ervaringen. Rapport Centrum voor Landbouw en Milieu. Concept.

Ridder, R.P. de (1996)
Helofytenfilters. Integratie van oppervlaktewaterzuivering, natuur en andere functies in moerassen.
Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, LBL-Mededeling 206. Utrecht.

Rishel, G.B., J.A. Lynch, E.S. Corbett (1982)
Seasonal stream temperature changes following forest harvesting.
Journal of Environmental Quality vol.11, no.1: 112-116.

Roelofs, J.G.M., M.J.R. Cals (1989)
Effecten van inlaat van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit en vegetatie-ontwikkeling in laag- en hoogveenplassen.
In: J.G.M. Roelofs (ed.) Aanvoer van gebiedsvreemd water: omvang en effecten op ecosystemen: 72-85. Katholieke Universiteit Nijmegen.

Roy, R., P. Legendre, R. Knowles, M.N. Charlton (1994)
Denitrification and methane production in sediment of Hamilton Harbour (Canada).
Microb. Ecol. 27: 123-141.

Schauder, H., K. Auerswald (1992)
Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultrual use.
Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 155: 489-492.

Schellinger, G.R., J.C. Clausen (1992)
Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions.
J. Environ. Qual. vol.21: 40-45.

Schnitzer, M., S.U. Kahn (1978)
Soil organic matter.
Amsterdam, Elsevier Scient. Publ. Comp.

Schoumans, O.F., R.W. de Waal, A. Breeuwsma (1988)
Risicogebieden voor fosfaatuitspoeling in Zuid-Holland. Bodemchemisch onderzoek naar de invloed van fosfaatbemesting en -binding in landbouwgebieden.
Stichting voor Bodemkartering, Wageningen, Rapportnr. 1978.

Schoumans, O.F. (1994)
Relatie tussen de fosfaattoestand van de bodem en de fosfaatconcentratie in oplossing van een onderzoekslocatie aan de Mosbeek.

Staring Centrum-DLO. Rapportnr. 348. Wageningen. 25 pp.

Schoumans, O.F. (1995)
Beschrijving en validatie van de procesformulering van de abiotische fosfaatreacties in kalkloze zandgronden.
DLO-Staring Centrum. Rapport 381. Wageningen.

Schoumans, O., R. Kruijne, D. van der Molen (1995)
Vermindering fosfaatuitspoeling. Mogelijkheden bij fosfaatverzadigde gronden.
Landschap vol.12, nr.6: 63-73.

Schultz, R.C., J.P. Colletti, T.M. Isenhart, W.W. Simpkins, C.W. Mize, M.L. Thompson (1995)
Design and placement of a multi-species riparian buffer strip system.
Agroforestry Systems 29: 201-226.

Soutter, M, A. Musy (1993)
Evaluating the width of hydrological buffer zones between drained agricultural land and nature reserve areas.
Irrigation and Drainage Systems 7: 151-160.

Staatsblad (1991)
Besluit van 13 juli 1991, houdende wijziging van het Besluit gebruik dierlijke meststoffen. Staatsblad 385 (incl. bijlagen).

Steenvoorden, J.H.A.M. van (1977)
De invloed van een aantal factoren op de denitrificatie (een literatuurstudie).
ICW-Nota 1012.

STORA (1989)
Landbouw en waterkwaliteit.
Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater.

Storch, R.L. (1983)
The integration of the riparian zone in the grazing management of associated rangelands.
In: B.F. Roché (ed.) Forestland Grazing. Proceedings of a Symposium held in February 23-25, 1983. Spokane, Washington: 19-21.

Swift, L.W. & S.E. Baker (1973)
Lower water temperatures within a streamside buffer strip.
USDA Forest Service Research Note SE-193. 7 pp.

Swift, L.W. (1986)
Filter Strip Widths for Forest Roads in the Southern Appalachians.
Southern Journal of Applied Forestry 10: 27-34.

Tang, S.M., D.R. Montgomery (1995)
Riparian buffers and potentially unstable ground.

Environmental Management. vol.19, no.5: 741-749.

Taylor, R.D. (1982)
Buffer zones. Resolving the conflict between human and wildlife interests in the Sebungwe Region.
Zimbabwe Agricultural Journal. vol. 79 (5): 179-184.

Thomas, J.W., C. Maser, J.E. Rodiek (1979)
Wildlife habitats in managed rangelands: the Great Basin of Southeastern Oregon: Riparian zones.
General Technical Report PNW 80.

Tilton, D., R.H. Kadlec (1979)
The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondarily treated wastewater effluent.
Journal of Environmental Quality 8 (3): 328 - 334.

Tim. U.S.; Jolly, R.; Liao, Hsiu-Hua.
Impact of landscape feature and feature placement on agricultural non-point-source-pollution control.
J. WATER RESOUR. PLANN. MAGAGE. vol. 121, no. 6, pp. 463-470.

Udoyara, S.T., R. Jolly & H. Liao (1995)
Impact of landscape feature and feature placement on agricultural non-point-source-pollution control.
Journal of water resources planning and management 121: 463-470.

Uusi-Kämppä, J., T. Ylaeranta (1992)
Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips.
Agric. Sci. Finl. 1: 569-575.

Uusi-Kämppä, J., E. Turtola, H. Hartikainen en T. Yläranta (1997)
The interactions of buffer zones and phosphorus runoff.
In: N.E. Haycock, T.P. Burt, K.W.T. Goulding and G. Pinay (Eds.). Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection. Proc. Int. Conference on Buffer Zones, sept. 1996: 43-53.

Verhoeven, J.T.A. (1985)
De nutriëntenhuishouding van zoetwatermoerassen, speciaal met betrekking tot verrijking.
The Utrecht Plant Ecology News Report, Department of Plant Ecology University of Utrecht: 16-38.

Vought, L. B-M., J. Dahl, C.L. Pedersen, J.O. Lacoursière (1994)
Nutrient retention in riparian ecotones.
Ambio vol.23, no.6: 342-348.

Vought, L.B.-M., G. Pinay, A. Fuglsang, C. Ruffinoni (1995)
Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes.
Landscape and Urban Planning 31: 323-331.

Vuori, K-M., I. Joensuu (1996)
Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity?
Biological Conservation 77: 87-95.

Wagemaker, F.H., J.A.W.A. Reus, P.C.M. Boers, G.E. Arnold (1997)
Doelgroepstudie Landbouw. Watersysteemverkenningen 1996. RIZA, Lelystad.

Wells, M.P., K.E. Brandon (1993)
The principles and practice of buffer zones and local participation in biodiversity conservation.
Ambio vol.22, no.2-3: 157-162.

Weston, D.G. (1995)
The effectiveness of buffer zones in conifer-afforested catchments.
Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management, vol.9, no.4: 396-404

Wetzel, R.G. (1983)
Limnology.
Saunders College Publishing, Philadelphia.
Whitworth, M.R. & D.C. Martin (1990).
Instream benefits of CRP Filter Strips.
Transactions of the North American wildlife and natural resources conference 55: 40-45.

Williams, R.D., A.D. Nicks (1993)
A modelling approach to evaluate best management practices.
Wat. Sci. Tech. vol.28, no.3-5: 675-678.

Willems, H.P., M.D. Rotelli, D.F. Berry, E.P. Smith, R.B. Reneau, S.Mostaghimi (1997)
Nitrate removal in riparian wetland soils: effects of flow rate, temperature, nitrate concentration and soil depth.
Wat. Res. vol.31, no.4: 841-849.

Wilson, H.M., M.T. Gibson & P.E. O'Sullivan (1993)
Case studies and reviews. Analysis of current policies and alternative strategies for the reduction of nutrient loads on eutrophicated lakes: the example of Slapton Ley, Devon.
Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems 3: 239-251.

Wood, P.J. (1990)
Deflecting pressure on forests: use of agroforestry in establishing buffer zones to protect nature reserves.
Mitt. Inst. Allg. Bot. Hamburg. vol.23a: 99-107.

Xiang, W-N (1993)
Application of a GIS-based stream buffer generation model to enviromental policy evaluation.
Envrionmental Management 17 (6): 817-827.

Xiang, W-N (1996)
GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning.
Landscape and Urban Planning 35: 1-10.

Young, R.A., T. Huntrods, W. Anderson (1980)
Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff.
J. Environ. Qual. 9 (3): 483-487.

Bijlage 1: Overzicht van hoeveelheden stikstof en fosfor die via uit- en afspoeling het oppervlaktewater bereiken. De gegevens zijn afkomstig van verschillende literatuurbronnen (zie laatste kolom).

bodemtype	locatie	Gt	mestgift	jaar	N	P	bron
	Noorwegen				20-50	0,7-1,4	Rekolainen 1993
	Finland				8-20 kg N/ha/jaar	0,9-1,8	Rekolainen 1993
	Denemarken				57-72	0,2-1,6	Rekolainen 1993
	Zweden				18	0,3-1,0	Rekolainen 1993
klei op veen	Brekkenpolder				26,8-30,8	1,2-3,4	Hoofdgroep Waterstaat en Milieu, 1986-1987
klei	gemiddeld Nederland			1985	ca. 40-70 kg N/ha/jaar	ca. 3-3,5 kg P/ha/jaar	Kroes et al., 1990
laagveen (model)	Donkse Laagten	-20/-70	geen	1991	15,6-43,0 kg N/ha/jaar	1,05-2,90 kg P/ha/jaar	Hendriks, 1993
laagveen (model)	Donkse Laagten	-20/-70	2,5 grootvee-eenheid/ha	1993	53,7-113 kg N/ha/jaar	4,78-9,60 kg P/ha/jaar	Hendriks 1993
laagveen (model)	Wormer, Jisp en Nek	-20/-70	2,5 grootvee-eenheid/ha	1991	13,9-16,9 kg N/ha/jaar	2,56-3,96 kg P/ha/jar	Hendriks, 1993
laagveen (model)	Wormer, Jisp en Nek	-20/-70	geen	1991	7,1-13,9 kg N/ha/jaar	0,44-0,91 kg P/ha/jaar	Hendriks, 1993
laagveen (model)	Akmarijpster polder	-20/-70	2,5 grootvee-eenheid/ha	1991	7,2-19,4 kg N/ha/jaar	2,83-3,71 kg P/ha/jaar	Hendriks, 1993
laagveen	Friesland			1984-1988	38,9 kg N/ha/jaar	1,9 kg P/ha/jaar	Provincie Friesland, 1990
laagveen (model)	Akmarijmpster polder	-20/-70	geen	1991	6,1-9,7 kg N/ha/jaar	0,39-0,83 kg P/ha/jaar	Hendriks, 1993
laagveen	gras		geen	schat	12 kg N/ha/jaar	1,0 kg P/ha/jaar	Hendriks 1991
laagveen	Bergambacht			1988-1989	56,4 kg N/ha/jaar	5,2 kg P/ha/jaar	Oosterberg et al., 1989
laagveen	Kortenhoef			1988		3,7 kg P/ha/jaar	Oosterberg et al., 1989

bodemtype	locatie	Gt	mestgift	jaar	N	P	bron
laagveen	Stichts Ankeveen			1988		1,1 kg P/ha/jaar	Oosterberg et al., 1989
laagveen	Hollands Ankeveen			1988		1,1 kg P/ha/jaar	Oosterberg et al., 1989
veen	gemiddeld Nederland			1985	ca. 20-30 kg N/ha/jaar	ca. 4-5 kg P/ha/jaar	Kroes et al., 1990
veen	Wormer, Jisp en Neck					21,6	Schoeller et al., 1985
zand	maïs		630 kg N/ha 307 kg P/ha	model	22 kg N/ha/jaar		van der Bolt et al., 1996
zand	gras		782 kg N/ha 223 kg P/ha	model	17 kg N/ha/jaar		van der Bolt et al., 1996
zand	Beerze, Reusel, Rosep		variabel	model	5,5-6,0 kg N/ha/jaar	0,37--0,51 kg P/ha/jaar	Groenendijk & van der Bolt, 1996
zand	Vreeuwijkse Loop				8,4-15,0	0,5	Steenvoorden et al., 1987
zand	Luntersebeek				40,8-64,1 kg N/ha.jaar	4,4-8,1 kg P/ha/jaar	Oosterloo, 1986
zand	Munnikebeek				36,7-53,2 kg N/ha/jaar	3,0-4,8 kg P/ha/jaar	Oosterloo, 1986
zand	Hupselsebeek	?	?			0,8	Lammers, 1985
zand	Vlier II				33,5-60,9	1,2-1,7	Steenvoorden et al., 1987
zand	gemiddeld Nederland			1985	ca. 120-180 kg N/ha/jaar	ca. 1-1,8 kg P/ha/jaar	Kroes et al., 1990
zand	Roelinksbeek				36,1	1,5	Dekker, 1988
zand	Voordonkelse broek-loop				30,8-33,3	3,7-2,9	Steenvoorden et al., 1987
zand	Vlier 1				36,5-52,9	3,4-3,9	Steenvoorden et al., 1987
zand (hellend)	maïs	V	1,7 kg N/jaar p. 71,5 m2 0,35 kg P/jaar p. 71,5 m2	1994	24,6 mg N/l (jaargemid.) = 142,7 kg N/ha/jaar	1,86 mg P/l (jaargemid.) = 5,1 kg P/ha/jaar	Kruijne, 1996
zand (hellend)	gras	V	3,47 kg N/jaar p.71,5 m2 0,70 kg P/jaar p. 71,5 m2	1994	13,4 mg N/l (jaargemid.) = 72,8 kg N/ha/jaar	0,71 mg P/l (jaargemid.) = 3,8 kg P/ha/jaar	Kruijne, 1996

bodemtype	locatie	Gt	mestgift	jaar	N	P	bron
zand	Soeloop				16,2-26,8	3,6-4,6	Steenvoorden et al., 1987
zeer fijn zand/zwak lemig (hellend)	gras	VI/V	geen	1987/-1988		10 kg P/ha/jaar	van Steenvoorden et al., 1988

Bijlage 2: Kwantificering van verwijderingsprocessen

1 Kwantificering van processen in de lucht

Verontreiniging die door de lucht wordt getransporteerd kan door een bufferstrook gereduceerd worden. Volgens Mander (1995) is de vergelijking voor kwantificering van dit proces vergelijkbaar met de beschrijving van de mate van beschaduwing op de watergang. De volgende formule wordt hiervoor gebruikt:

$$S = D/W * [(H * \tan Z * \sin |A-R|) - (Y - C/2)]$$

Hierin is S de mate van beschaduwing (of de mate van belasting met luchtverontreiniging); D = de dichtheid van de boomkruin (%); W = de breedte van de watergang (m); H = de hoogte van de vegetatie (m); Z = hoek tussen verticaal lijn waarmee de zon invalt (o); A-R = hoek van de watergang ten opzichte van de noordpool (of hoek tussen de richting van de watergang en de windrichting) (o); Y = afstand van het water tot de bosbuffer (m); C = coëfficiënt afhankelijk van de vorm van de boomtoppen en hun dichtheid(C = 0 bij erg dicht boomkruinen van elzen en wilgen.

2 Kwantificering van processen in oppervlakkige afspoeling

De verwijderingsprocessen die verantwoordelijk zijn voor de reductie van de nutriëntenvracht uit afspoeling zijn in diverse modellen beschreven. Hieronder worden een aantal voorbeelden gegeven, met de beperkingen en de randvoorwaarden die voor de betreffende beschrijving gelden. Ook heeft elke beschrijving zijn beperkingen, hieruit kan wel opgemaakt worden door welke factoren het rendement bepaald wordt, en in welke orde van grootte deze beïnvloeding is.

infiltratie-processen
Overcash et al. (1981) geven de volgende relatie tussen de uitgaande concentratie (C_u) als functie van de instromende concentratie (C_i), de achtergrond concentratie (C_a), de verhouding tussen infiltratie en afspoeling (D) en de verhouding tussen de bufferbreedte en de perceellengte:

$$C_u = C_a + (C_i - C_b) * e^{(1/(1-D)) \ln(1/(1+K))}$$

De verhouding D kan bepaald worden aan de hand van de infiltratie I (mm) de hoeveelheid neerslag R (mm) en de hoeveelheid runoff Q (mm):

$$D = I/R = (R-Q)/R$$

De verhouding K kan bepaald worden aan de hand van de bufferbreedte X (m) en de perceellengte L (m):

$$K = X/W$$

Overcash et al. (1981) gaan hier bij vanuit dat infiltratie het belangrijkste verwijderingsmechanisme is. De volgende aannames zijn hierbij van belang:

- neerslag en infiltratie zijn in *steady-state*
- de snelheid van het massatransport in de buffer is evenredig met D
- complete menging van neerslag en runoff treedt op

Deze vergelijking gaat met name op voor verontreinigingen die in oplosbare vorm getransporteerd worden, waarbij die zich conservatief gedragen gedurende de betreffende tijsdstap.

De (gewenste) reductie van de concentratie vervuiling (P_c) wordt door Overcash et al. (1981) als volgt beschreven:

$$P_c = [1 - e^{(1/(1-D))\ln(1-(1+K))}]$$

De reductie is hierin alleen afhankelijk van K en D en niet van de inkomende concentraties en achtergrondconcentraties. Met behulp van deze formule kan een gewenste bufferbreedte ontworpen worden:

$$K = (1 - P_c)^{D-1} - 1$$

NB In bovenstaande berekeningen wordt er van uitgegaan dat vermindering van de afspoelhoeveelheid evenredig leidt tot vermindering van de afspoelende vracht. Zeer bepalend voor berekening van de gewenste bufferbreedte ter vergroting van de reductie als gevolg van infiltratie is D: de verhouding tussen de infiltratieflux en de neerslagflux. Deze verhouding kan beïnvloed worden door de verblijftijd: met een toename van de verblijftijd kan de infiltratieflux toenemen. De verblijftijd kan beïnvloed worden door afremming/blokkering van de oppervlakkige afspoeling met behulp van dammetjes of een dichte vegetatie.

Lee et al. (1989) geeft weer welke factoren de infiltratiesnelheid bepalen:

$$F = a[A^{1-b} - a(1-b)t]^{b/(1-b)} + F_c$$

Waarin F = de infiltratiesnelheid (cm/uur); a = de coëfficiënt die het effect van de bedekkingscondities weergeeft; A = de beschikbare porieruimte in de bodem op tijdstip t=0, tussen het bodemoppervlak en een bepaalde bodemlaag (cm); b = een coëfficiënt die afhankelijk is van het bodemtype en wordt bepaald door de verhouding tussen de hoeveelheid potentieel beschikbaar water voor plantopname en de potentiële gravitationele waterhoeveelheid in de A horizont; F_c = de *steady-state* infiltratiesnelheid (cm/uur).

Hieruit blijkt dat de infiltratiesnelheid afhankelijk is van een aantal bodemeigenschappen die gerelateerd zijn aan de wateropname capaciteit van de bodem (b), het type bodembedekking (a) en de contacttijd/verblijftijd (t). Hier blijkt direct uit dat de verblijftijd mede bepalend is voor het rendement van de bufferstrook op afspoeling.

Ook Xiang (1993, 1996) en Phillips (1989a, 1989b) geven aan dat de breedte en de verblijftijd doorslag gevend zijn voor de effectiviteit van de bufferstrook op reductie van de afspoeling. Ook hierbij wordt er van uit gegaan dat infiltratie een belangrijke reductiefactor is. Hij geeft de volgende vergelijking voor het berekening van de effectiviteit:

$$B_b/B_r = (n_b/n_r)^{0,6} * (L_b/L_r)^2 * (K_b/K_r)^{0,4} * (s_b/s_r)^{-0,7} * (C_b/ C_r)$$

waarin B is de effectiviteit van de buffer; n = de Manning ruwheids coëfficiënt, deze is sterk afhankelijk van het vegetatietype; L is de bufferbreedte (m); K = verzadigde hydraulische conductiviteit of permeabiliteit (cm/uur); s = helling (%); C = bodem wateropname capaciteit (cm) = product van beschikbare watercapaciteit en profieldikte boven een ondoorlaatbare laag/grondwatertrap. De subschriften b refereren aan de voorgestelde buffer en r aan een referentiebuffer. De effectiviteit wordt dus alleen berekend ten opzichte van een referentiebuffer.

In de studie van Xiang (1993, 1996) en Phillips (1989a, 1989b) worden gegevens gegeven voor de referentiebuffer. De helling van de referentie is 1-3% (Phillips) en 6% (Xiang). In Nederland zal deze veel kleiner zijn. Het is de vraag of bovenstaande formule direct bruikbaar is voor de Nederlandse situatie. Wel geeft deze vergelijking aan dat de invloed van de helling negatief werkt op de effectiviteit van de buffer. In een hellend gebied stroomt het regenwater gemakkelijk af waardoor de verblijftijd van het afspoelend water relatief klein (mits geen voorzieningen zijn getroffen om deze te vergroten).
Tevens is volgens Xiang en Phillips de invloed van de breedte van de buffer (L) groot: hoe breder de buffer hoe effectiever. Daarnaast is ook de ruwheid van het terrein van groot belang: deze bepaald onder andere de verblijftijd van het afspoelend regenwater in de bufferstrook: een grotere ruwheid vergroot de effectiviteit.

Phillips (1989a, 1989b) geeft de relatie tussen verblijftijd (T) en helling (s) als volgt weer:

$$T = n^{0,6} * L * s^{-0,3} * q_s^{-0,4}$$

Waarin q_s = het debiet van de oppervlakkige afstroming en s = helling in m/m

Schellinger & Clausen (1992) geven een vergelijkbare vergelijking voor de verblijftijd:

$$T = 0,78 * l * s^{0,3} * q_s^{-1}$$

Waarin l = lengte van de helling (m) en S = helling (m/m). De vergelijking is geldig voor een helling van 2%.

Ook Mander (1995) geeft een vergelijking voor berekening van de optimale breedte voor een bosbufferstrook. Deze is, evenals voorgaande vergelijkingen, afhankelijk van een aantal bodemeigenschappen, de helling en de hellingslengte:

$$P = 0,00069 * (q * l * \sqrt{s})/(N * K_i * a)$$

Waarin P = de optimale breedte van een bosbuffer (m); q = gemiddelde afspoel-intensiteit tijdens de dooi-periode (mm/dag: in Estland q=8,4); f = specifieke hellingslengte (m); i = gemiddelde helling (tan α); N = ruwheid coëfficiënt van het oppervlak: gemiddelde voor geploegd veld = 1,0; voor intensief grasland 1,1; voor natuurlijke graslanden 1,2); K_i = infiltratiesnelheid in de bufferstrook tijdens het voorjaar (mm/min; varieert afhankelijk van bodemtype 0,1-1,0); a = bodem absorptiecapaciteit; 0,00069 = tijd variatie coëfficiënt.
De adsorptiecapaciteit van de bodem is afhankelijk van de verhouding tussen het specifieke

oppervlak van het betreffende bodemtype en dat van grof zand:

$$a = \ln ls_x / \ln ls_{grof\ zand}$$

waarin ls_x het specifieke oppervlak van het betreffende bodemtype (m^2/g) is en $ls_{grof\ zand}$ het specifieke oppervlak van grof zand (m^2/g).
De gemiddelde waarden voor de geïntegreerde bodemparameter k (= K_i * a) zijn bepaald voor een aantal bodemtypen: grof zand k = 1,00; fijn zand k = 0,80; lemig zand k = 0,61; zandig leem k = 0,53; zandige kleileem en leem k = 0,43; kleileem en zandig klei k = -,33; klei k = 0,21.

Het voordeel van de formule gegeven door Mander (1995) is dat een aantal parameters beter zijn gekwantificeerd dan in de overige vergelijkingen.

sedimentatie-processen

Kadlec & Knight (1996) beschrijven het proces van sedimentatie zoals deze in helofytenfilters zal optreden. Een helofytenfilter is in omvang en dimensies en belasting waarschijnlijk niet geheel vergelijkbaar met bufferstroken, met uitzondering van plasbermen. De beschrijvingen van Kadlec & Knight geven echter een indruk van de relaties tussen het sedimentatierendement en omgevingsfactoren. De volgende factoren zijn van belang:
- consolidatiesnelheid (hechting) van sediment naar bodem van transporteerbare partikels
- hoeveelheid transporteerbare particels in het sediment
- concentratie van partikels in de waterlaag
- decompositiesnelheid van transporteerbare partikels van sediment naar de waterlaag
- generatiesnelheid: ontstaan van partikels in waterfase: mede afhankelijk van vegetatietype en vegetatiedichtheid. Uit experimenten is een waarde van 1,6 g/m^2/dag gevonden
- waterdiepte
- resuspensiesnelheid van sediment naar de waterfase: afhankelijk van sedimenttype: uit experimenten is een waarde van 46,0 g/m^2/dag afgeleid.
- sedimentatiesnelheid van water naar sediment: uit experimenten tussen 3-10 m/dag
- verblijftijd/oppervlakkige afstromingssnelheid
- breedte bufferstrook

Bij een belasting van gesuspendeerd materiaal groter dan 20 mg/l en een hydraulische belasting van 1,3 m/dag is het rendement van de sedimentatie ca. 75%

Rebers (1988) geeft sedimentatiesnelheden voor gesuspendeerd materiaal van verschillende grootte. De gegeven snelheden zijn geldig in de Nederlandse situatie in stilstaand water.
- dood organisch materiaal ± 8 cm/uur
- slibdeeltjes kleiner dan 16 u ± 30 cm/uur
- slibdeeltjes groter dan 16 u ± 100 cm/uur

Duel (1997a) geeft de volgende sedimentatiesnelheden:
- kleine slibdeeltjes < 16 μm ± 1-2 cm/uur
- grote deeltjes ± 4-40 cm/uur
- geflocculeerde slibdeeltjes ± 10-40 cm/uur

Duel (1997b) geeft een overzicht van verwijdering van stikstof door sedimentatie in moerassystemen: zoetwatermoerassen 150 kg N/ha/jaar en 15 kg P/ha/jaar; rivierbegeleidende moerassen 75 kg N/ha/jaar en 3 kg P/ha/jaar; nevengeulen/zandwinplassen/grindgaten 150 kg N/ha/jaar en 200 kg P/ha/jaar; brakwatermoerassen 150 kg N/ha/jaar en 3 kg P/ha/jaar; slikken/platen 150 kg N/ha/jaar en 3 kg P/ha/jaar; kwelders/schorren 300 kg N/ha/jaar en 3 kg P/ha/jaar; natuurvriendelijke oevers 150 kg N/ha/jaar en 0 kg P/ha/jaar.

Chaubey et al. (1994, 1995) beschrijven het massatransport door een bufferstrook in relatie tot de breedte van de strook. Zij gaan er van uit dat verwijdering van nutriënten het gevolg zijn van filtratie, infiltratie en adsorptie aan bodem. De volgende vergelijking gaat op voor het massatransport voor ammonium-stikstof, Kjeldahl-stikstof, totaal-fosfaat en orto-fosfaat:

$$M_{i,L} = M_{i,o}\, e^{kiL}$$

Waarin $M_{i,L}$ = massatransport van betreffende component i na passering bufferbreedte L (kg/ha); $M_{i,o}$ = massa transport van betreffende component i inkomend in buffer (kg/ha); ki = snelheidscoëfficiënt van component i (m^{-1}); L = breedte van de buffer (m). In het experiment van Chaubey et al. (1994) worden verschillende waarden gevonden voor ki: ki = -0,26 voor ammonium stikstof; ki = -0,13 voor Kjeldahlstikstof; ki = -0,15 voor totaal-fosfaat; ki = -0,16 voor ortho-fosfaat. Deze waarden gelden voor de betreffende experimentele omstandigheden en kunnen niet zonder meer geëxtrapoleerd worden naar andere situaties. De experimentele omstandigheden betroffen een helling van 3%, een leembodem en vegetatie van zwenkgras. Aanliggende percelen zijn behandeld met varkensmest.

Het massatransport wat met de vergelijking van Chaubey et al. beschreven is, wordt niet alleen bepaald door de vracht in de afspoeling, maar betreft de totale vracht over de bufferstrook. De totale vracht wordt bepaald door de afspoeling en de afspoelind die na infiltratie als uitspoeling in het oppervlaktewater terecht komt. De processen die zorg verantwoordelijk zijn voor reductie of toename van de vracht zijn niet beschreven of gekwantificeerd.

3 Kwantificering bodemprocessen

Afbraak
Voor de afbraak gelden grofweg dezelfde relaties als voor de nitrificatie. Bij afbraak wordt organisch materiaal omgezet in anorganische producten. Een deel van deze anorganische produkten worden weer opgenomen en vastgelegd in biomassa. Het overschot aan produkten komt vrij als nitraat en fosfaat. De vorming van het product nitraat is wordt nitrificatie genoemd, maar is in wezen één van de afbraakproducten die onder aerobe omstandigheden wordt gevormd.

Nitrificatie
Kadlec & Knight (1996) geven in formulevorm de relatie weer tussen de nitrificatiesnelheid en verschillende omgevingsfactoren. De relaties zijn empirisch vastgesteld. De hier weergegeven formules geven een indruk van de ordegrootte waarin de verschillende factoren van invloed zijn. Het is de vraag of de empirisch gevonden relaties die voornamelijk geldig zijn voor Amerikaanse situaties en afvalwaterbehandelingen, ook direct van toepassing zijn op de Nederlandse situatie in relatief laag belaste systemen (alhoewel op de zandgronden ook zeer hoge 'achtergrond' belastingen

met stikstof worden waargenomen).

De relatie tussen de nitrificatiesnelheid (NT) en het zuurstofgehalte is:

$$NT = (NT_{max} * [O_2])/(K_{O2} + [O_2])$$

hierin is O_2= concentratie zuurstof in mg/l; K_{O2} = zuurstof half-verzadegingsconstante (mg O2/l): 0,15-2,0 (1,0 voor goed doorluchte systemen, 0,15 indien $O_2 < 2$ mg/l).

De relatie tussen de nitrificatiesnelheid en het ammoniumgehalte ziet er hetzelfde uit:

$$NT = (NT_{max} * [NH_4])/(K_{NH4} + [NH_4])$$

De nitrificatiesnelheid neemt toe bij een toename van de temperatuur tot een bepaald optimum. De relatie met de temperatuur kan als volgt omschreven worden:

$$NT_{max} = 172\ e^{0,098(T-15)}$$

waarin T de temperatuur in °C is. De optimale temperatuur is 25-35 °C. Beneden de 15 °C treedt een drastische daling van de groeisnelheid op.

Ook de pH heeft invloed op de nitrificatiesnelheid, en wel volgens de volgende relatie:

$$NT = NT_{max} * (1 - 0,833*(7,2-pH)$$

De *over all* relatie tussen de nitrificatiesnelheid en alle genoemde factoren kan uitgedrukt worden in de volgende formule:

$$NT = 172 * e^{0,098(T-15)} * [1 - 0,833(7,2-pH)] * ([NH_4]/([NH_4]+1))*([O_2]/([O_2]+1,3))$$

Nikolaidis et al. (1993) geven voor een stenig lemen bodem een nitrificatieflux van 50,9 kg N/ha/jaar.

Denitrificatie
De Ridder (1996) geeft een schatting van de denitrificatie in een bufferstrook die permanent onder water staat (plasberm/moerasbufferstrook) volgens onderstaande formule:

$$\text{denitrificatie} = 0,2[\text{nitraat}] + 0,05$$

Hierin is de denitrificatie alleen afhankelijk van de hoeveelheid beschikbaar nitraat. Uit paragraaf 3.1.3 blijkt echter dat de denitrificatie van veel meer factoren afhankelijk is.

Andersen (1977) geeft een stikstofverlies in moerassen met nitraatrijk oppervlaktewater (5-10 mg N/l) van 2,5 kg N/ha/dag.

Duel (1997a) geeft verwijderingscapaciteiten van eutrofe watersystemen: 750-1000 kg N/ha/jaar.

Pinay et al. (1993) vinden experimenteel een relatie tussen de denitrificatiesnelheid en de vochtigheidsgraad van de bodem (%), het nitraatgehalte (µg/g) of het ammoniumgehalte (µg/g), het beschikbare koolstof (uitgedrukt in *extractable glucose equivalent (EGE, mg/g)* en het stikstof mineralisatie potentiaal (NMP).

$$\text{Denitrificatie} = a + b*\text{bodemvochtigheid} + c*[NO_3] + d*[NH_4] + e*(EGE) + f*NMP$$

De waarden voor de constantes a tot en met f varieerden sterk per locatie. De volgende waarden werden gevonden: a = -51,748 tot + 0,125; b = 0 tot +1,198; c = 0 tot 2,098; d = 0 tot 0,011; e = 0 tot 2,3; f = -0,164 tot 0,145.
Er werd alleen een relatie gevonden tussen het de denitrificatiesnelheid en het ammoniumgehalte óf het nitraatgehalte. Op de drie van de vier locaties bestond er een relatie met het nitraatgehalte. Op één locatie was de snelheid afhankelijk van het ammoniumgehalte. Op deze locatie speelde ook het totaal-stikstofgehalte een rol in de denitrificatiesnelheid. Uit de grote variatie in afhankelijke relaties blijkt dat het niet eenduidig weergegeven kan worden wat in het algemeen als meest bepalende factor voor de denitrificatiesnelheid geldt: het is het samenspel tussen vochtigheid, koolstofbeschikbaarheid en stikstofbeschikbaarheid en de juiste verhouding daartussen die de doorslag geeft.

Kadlec & Knight (1996) geven een temperatuursafhankelijkheid weer in de volgende formule:

$$\text{nitraatverlies} = k_{NO3} * [NO_3] * Ú^{(T-20)}$$

Gevonden waarde voor k_{NO3} is 15,44 m/jaar en voor Ú 1,069.

Nikolaidis et al. (1993) geven een denitrificatiesnelheid van 1,3 kg N/ha in een onverzadigde zone van de bodem.

Adriaanse & Kemmers (1988), van Dort & Kemmers (1988) en van Dort & Kemmers (1990) berekenen de denitrificatiesnelheid in de bodem voor vaststelling van de nitraatuitspoeling naar het diepe grondwater. Zij geven in formulevorm aan wat de relatie tussen de denitrificatiesnelheid en verschillende omgevingsvariabelen is. Hierbij wordt opgemerkt dat de gevonden relatie regiospecifiek (zandgebied Noord-Brabant) is en niet zonder meer te extrapoleren naar andere gebieden in Nederland. De formule geeft wel een indruk van de relaties.

$$D = 260 * [C] * F_{pH} \quad \text{(kg/ha/m/jaar)}$$

met daarin D = denitrificatiesnelheid; C = gewichtspercentage organische (kool)stof; F_{pH} = reductiefactor voor zuurgraad (0-1). Hoe lager de pH hoe lager de reductiefactor F_{pH}, dus hoe lager de denitrificatiesnelheid. Van Dort & Kemmers (1988) hebben voor een aantal locaties deze reductiefactor berekend. De berekening van de reductiefactor kan als volgt:

$$F_{pH} = 1/[1 + e^{-1,916(pH-5,457)}$$

Naast de relatie tussen de denitrificatiesnelheid en pH en organisch materiaal geven van Dort & Kemmers (1988) aan dat er tevens een verband bestaat tussen de nitraatuitspoeling en de

grondwatertrap. Dit verband is niet in formulevorm weergegeven. Globaal blijkt uit deze studie dat voor het zandgebied in Noord-Brabant de uitspoeling van nitraat in graslandgebieden met grondwatertrap V, VI en VII ca. 5 tot 10 keer zo hoog is als in graslandgebieden met grondwatertrap I, II en III. De grotere nitraatuitspoeling bij een lagere grondwaterstand is hoogst waarschijnlijk het gevolg van een verminderde denitrificatie-activiteit.

Opname nutriënten door planten
Mander et al. (1995) vonden een opname van 86 g N/m^2 and 6,4 g P/m^2 tijdens het groeiseizoen door een vegetatie bestaande uit *Filipendula ulmaria-Cirsium oleraceum-Aegopodium podagraria*. Een *Carex elata* associatie assimileerde 54 g N/m^2 en 5,3 g P/m^2. Het oogsten van het plantenmateriaal leidt tot een verwijdering van 20-30% van de opgenomen hoeveelheden (Mander et al., 1995). Volgens Verhoeven (1985) is deze afvoer echter op 5-25%. Van Oosterhoudt (1988) noemt een percentage van 80%.

De Ridder (1996) komt tot een opname van stikstof door rietplanten van 90-180 kg N/ha/jaar. Door het riet te maaien zal ca. 90-180 kg N/ha/groeiseizoen verwijderd worden.
De opname van fosfaat door rietplanten is 7-16 kg P/ha/jaar. Het oogsten van riet zal leiden tot verwijdering van dit opgenomen fosfaat (de Ridder, 1996).

Onder voedselrijke omstandigheden kan in de bovengrondse biomasssa van moerasplanten jaarlijks 250-500 kg N/ha en 40-100 kg P/ha worden vastgelegd (Duel & During, 1990).
Moerasplanten met een hoge productiviteit waarin grote hoeveelheden kunnen worden vastgelegd zijn Riet, Mattenbies, Rietgras, Liesgras en Lisdodden (Duel & te Boekhorst, 1990).
Onder voedselrijke omstandigheden kunnen drijvende waterplanten jaarlijks 100-500 kg N/ha en 20-100 kg P/ha vastleggen (Duel & During, 1992).

Reddy & DeBusk (1987) vinden in moerassen voor afvalwaterbehandeling een stikstvastlegging van ca 140-1500 kg/ha/jaar voor Lisdodde, Juncus en Scirpus en Riet. De fosforopname is 14-375 kg P/ha/jaar. Lisdodde heeft voor zowel stikstof als fosfor de hoogste vastleggingscapaciteit, en Riet de laagste.

Duel & te Boekhorst (1990) noemen een opname door moerasvegetatie in bovengrondse biomassa van 50-530 kg N/ha/jaar. Volgens van Oorschot (1990) is de vastlegging in de bovengrondse biomassa tot 530 kg N/ha/jaar en tot 110 kg P/ha/jaar. Door oogsten kan deze hoeveelheid (volledig) verwijderd worden. De verwijdering kan vergroot worden door regelmatig te oogsten, en kan daarmee oplopen tot het zesvoudige van de vastlegging (Reddy & DeBusk, 1987).

De opname door planten varieert sterk per vegetatie/watersysteem. Duel (1997b) geeft een overzicht van de effectiviteit van nutriëntenverwijdering door plantenopname (met maaibeheer): zoetwatermoerassen 250 kg N/ha/jaar en 40 kg P/ha/jaar; rivierbegeleidende moerassen 75 kg N/ha/jaar en 20 kg P/ha/jaar; nevengeulen 0; brakwatermoerassen 150 kg N/ha/jaar en 20 kg P/ha/jaar; slikken en platen 0; kwelders/schorren 150 kg N/ha/jaar en 20 kg P/ha/jaar; natuurvriendelijke oevers 300 kg N/ha/jaar en 40 kg P/ha/jaar.

Duel (1997a,b) geeft aan dat door opname en oogsten van waterplanten 250-500 kg N/ha/jaar verwijderd kan worden uit eutrofe watersystemen, en 40-100 kg P/ha/jaar.

Adsorptie

Schoumans et al. (1988, 1995) geeft een berekeningswijze voor de bepaling van het fosfaatbindend vermogen. Dit fosfaatbindend vermogen bepaald in hoeverre de bodem verzadigd is met fosfaat en hoeveel capaciteit nog vrij is om fosfaat te binden.

$$FBV = (4{,}6 + 0{,}39[Al+Fe]_{ox}) * di * LD * 7{,}1$$

Waarin FBV = totaal fosfaatbindend vermogen (kg P_2O_5/ha); [Al+Fe] = het aluminium- en ijzergehalte dat extraheerbaar is in oxalaatoplossing (mmol/kg); di = dichtheid (g/cm^3); LD = laagdikte (cm); 7,1 = omrekeningsfactor naar kg P_2O_5/ha.

Schoumans (1994) geeft tevens een vergelijking voor berekening van de desorbeerbare fosfaatbezettingsfractie (DFBF):

$$DFBF = Q/[Al + Fe]_{ox}$$

waarin Q de geadsorbeerde hoeveelheid fosfaat in de bodem is (mmol/kg).

Door diverse auteurs is aangegeven dat de het adsorptie-desorptie evenwicht sterk wordt bepaald door de redoxpotentiaal. De redoxpotentiaal wordt sterk beïnvloed door de grondwaterstand/zuurstofhuishouding in de bodem. Er wordt in de literatuur niet aangegeven in welke mate het adsorptie-desorptie evenwicht verandert bij een verandering van de grondwaterstand. Gale et al. (1994) tonen in experimenten aan dat in de fosfaatconcentraties in een anaerobe (met water verzadigde) oeverzone ca. 10-20 keer zo hoog was dan in de aerobe (niet verzadigde) oeverzone. De concentraties zijn niet geheel goed vergelijkbaar wegens verschillen in de uitgangssituatie: aangezien de aerobe oevers een arme, minerale ondergrond bezaten, terwijl de anaerobe oevers bestonden uit rijk, organisch materiaal.

Voor meer informatie over adsorptie en desorptie evenwichten in de bodem wordt verwezen naar Schoumans et al. (1988, 1994, 1995).

Bijlage 3: Bufferstrookprojecten in Nederland

De lopende projecten in Nederland zijn gecategoriseerd naar de typen bufferstroken zoals deze beschreven zijn in paragraaf 1.2. Per type bufferstrook worden de lopende projecten samengevat.

Genoemd worden naam of korte typering van het project, de betrokken instanties en waterbeheerders, doel en kader van het project, looptijd van het project en daaraan gekoppeld onderzoek of monitoring (voor zover bekend) en welke instanties onderzoek of monitoring uitvoeren. Spuitvrije zones zijn alleen opgenomen voor zover het ook (deels) gaat om bemestingsvrije zones. Projecten aangaande bufferstroken die niet gelegen zijn tussen land en water, zijn niet opgenomen. In een aantal gevallen zijn stroken niet primair als bufferstroken gerealiseerd, maar kunnen wel die functie vervullen. Ook de projecten, waarbij vermindering van de emissies naar het oppervlaktewater geen hoofddoel vormen, maar wel een nevendoel kunnen zijn, zijn opgenomen.

I. Bemestingsvrije zones

project:	Plan Parel (Plan van Aanpak Reductie Emissie in de opengrondsLandbouw)
waterbeheerder / instantie:	waterkwaliteitsbeheerders in Noord- en Zuid-Holland, projectorganisatie Diffuse Bronnen Noord-Holland, WLTO IKC-Landbouw, Landbouwschap, Ministerie van LNV
doel en kader:	aanhouden van spuitvrije (en deels ook mestvrije) zone van 1,5 m gemeten vanaf de waterlijn door akkerbouwers en vollegrondsgroententelers in Noord- en Zuid-Holland; soms teelt als op akker, soms gras.
looptijd:	vanaf teeltseizoen 1997 tot AMvB Open Teelten van kracht gaat.
onderzoek / monitoring:	bestrijdingsmiddelen en nutriënten door waterkwaliteitsbeheerders in Noord- en Zuid-Holland.
project:	1 m spuit- en bemestingsvrije zone langs alle oppervlaktewateren en bloembollenpercelen.
waterbeheerder / instantie:	Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen
doel en kader:	vermindering van emissies naar oppervlaktewater
looptijd:	onbepaald. De maatregel is opgenomen in WVO-vergunningen naar de bollentelers.
onderzoek / monitoring:	steekproefsgewijze controle
project:	*Bewust boeren voor een schone Maas*
waterbeheerder / instantie:	VEWIN, Waterbedrijf Europoort, Noordbrabantse Christelijke Boerenbond, Provincie Noord-Brabant, Oostbrabantse Waterschappen, De Landbouw Voorlichting
doel en kader:	Onderzoek naar de ecologische kwaliteit van sloten bij akkerranden waar door aangepast beheer emissiereductie door meststoffen en bestrijdingsmiddelen wordt nagestreefd. De 1,5 m brede stroken zijn kaal of het zijn grasstroken of soms stroken met een ander gewas.
looptijd:	1995-1997 (onderzoek SC tot 1998)
onderzoek / monitoring:	Flankerend onderzoek aangepast randenbeheer: Waterschap De Aa,

	Witteveen & Bos, Staringcentrum-DLO, RIVM
project:	Verplichte spuit- en bemestingsvrije zone langs oppervlaktewater bij bloembollen- en boomteeltbedrijven
waterbeheerder / instantie:	Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
doel en kader:	Vermindering van de emissie van meststoffen en bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater. Deze maatregel wordt opgenomen in de WVO-vergunningen voor de bloembollen- en boomtelers.
looptijd:	onbepaald
onderzoek / monitoring:	steekproefsgewijze controle op de naleving van deze verplicht gestelde maatregel
project:	perceelranden De Marke
waterbeheerder / instantie:	proefbedrijf De Marke / Centrum voor Landbouw en Milieu
doel en kader:	onderzoek naar inpasbaarheid van perceelranden van 2 en 3 m breed en naar de effecten op natuurwaarden.
looptijd:	1992-2002
onderzoek / monitoring:	proefbedrijf De Marke / Centrum voor Landbouw en Milieu. Monitoring is gericht op natuurwaarden in de stroken.

II. Terrestrische bufferstroken

a. Gewasteelt anders dan op aangrenzende akker

project:	Zonnestraal
waterbeheerder / instantie:	Vereniging van agrariërs "Zonnestraal", Waterschap Zeeuwse Eilanden, Stichting Landschapsbehoud Zeeland, Stichting Natuur en Vogelwacht.
doel en kader:	Onderzoek naar de ecologische kwaliteit van sloten bij 9 m brede, bloemrijke akkerranden waar door aangepast beheer en andere gewasteelt (bloemen, 2-jr.gewassen) emissiereductie door meststoffen en bestrijdingsmiddelen wordt nagestreefd. Tevens onderzoek naar insecten en vogels in deze stroken.
looptijd:	1995-1997
onderzoek / monitoring:	Flankerend onderzoek aangepast randenbeheer: Waterschap Zeeuwse Eilanden (bestrijdingsmiddelen), Witteveen & Bos (biologisch); Stichting Natuur en Vogelwacht (insecten, vogels).
project:	Effecten van Akkerrandenbeheer op bedrijfsvoering, oever en watersysteem in Flevoland
waterbeheerder / instantie:	Heemraadschap Fleverwaard, FLTO Biddinghuizen, Stichting Milinova, De Landbouw Voorlichting, Provincie Flevoland, Agrotransfer
doel en kader:	Bevorderen van duurzame landbouw in relatie tot oever en water. Vermindering van bestrijdingsmiddelen en meststoffen naar het oppervlaktewater via instellen van stroken met vanggewassen. Nevendoelen: verrijking van natuurwaarden, oogst, ecologische

	verbindingszone. De breedte van de stroken varieert van 3 tot 9 m.
looptijd:	maart 1996 t/m maart 1999
onderzoek / monitoring:	*Heemraadschap Fleverwaard: waterkwaliteit, natte en droge* depositie en drift; Bureau Agrotransfer verbonden aan de Christelijke Agrarische Hogeschool: natuurontwikkeling; Witteveen & Bos biologisch.
project:	DLG-experiment randenbeheer (zowel graan- als grasbufferstroken)
waterbeheerder / instantie:	Dienst Landelijk Gebied, provincies
doel en kader:	onderzoek naar perceelsranden als beheersgebied via het sluiten van beheersovereenkomsten (voor- en nadelen, welk systeem van vergoedingen); 6 m brede randen (meestal graan) voor bouwland en 2 m brede randen voor grasland; experiment loopt in 7 provincies.
looptijd:	1992-1997
onderzoek / monitoring:	Dienst Landelijk Gebied

b. Landbouwgrond uit productie genomen.

project:	Meerdere herinrichtings- en beekherstelprojecten
waterbeheerder / instantie:	*Waterschap Roer en Overmaas*
doel en kader:	Beekherstel
looptijd:	projecten lopen of zijn uitgevoerd
onderzoek / monitoring:	onbekend
project:	Hierdense Beek, Oude Beek, Grift
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Veluwe
doel en kader:	Natuurontwikkeling en natuurtechnische inrichting (glooiend talud van 5-20 m breedte en verwijdering van oude bouwvoor).
looptijd:	monitoring van een aantal natuurontwikkelingsstroken vanaf 1995
onderzoek / monitoring:	Waterschap Veluwe (waterkwaliteit, macrofauna), Provincie Gelderland (natuurontwikkelingsstroken)

c. Grasbufferstroken.

project:	Akkerrandenbeheer Wieringermeer
waterbeheerder / instantie:	Provincie Noord-Holland, Vereniging Akkerrand Wieringermeer Centrum voor Milieukunde Leiden, Agrarisch adviesbureau C. List.
doel en kader:	3 m brede akkerstroken worden ingezaaid met gras met als doel emissies van bestrijdingsmiddelen en meststoffen naar het oppervlaktewater tegen te gaan; tevens nagaan wat de natuurwinst is.
looptijd:	1995 - 1997
onderzoek / monitoring:	Provincie Noord-Holland
project:	Spuitvrije zones Drentse Aa
waterbeheerder / instantie:	Provincie Drenthe, Waterschap Hunze en Aa, Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen, Noordelijke Land- en Tuinbouw Organisatie
doel en kader:	*Instellen van 5 m brede, spuitvrije zones in het gehele stroomgebied* van de Drentse Aa. Langs akkerbouwgebieden zijn het tevens teelt-

	en mestvrije zones. De stroken worden ingezaaid met gras en jaarlijks gemaaid. Gedeeltelijk worden ze ingericht als schouwpaden. De zones worden deels aangekocht door het Waterschap.
looptijd:	Vanaf maart 1995 (Provinciale Milieuverordening).
onderzoek / monitoring:	Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen, Zuiveringschap Drenthe. Monitoring is gericht op bestrijdingsmiddelen.
project:	Aanleg brede schouwpaden
waterbeheerder / instantie:	Waterschap 't Suydevelt
doel en kader:	Aanleg van brede schouwpaden (3 m, totale bufferstrook 5 m) als buffering tussen water en cultuurland en t.b.v. betere werkbaarheid met machines
looptijd:	loopt
onderzoek / monitoring:	geen
project:	Westerwolde
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Dollardzijlvest
doel en kader:	aanleg 3 m breed maaipad
looptijd:	project wordt opgestart
onderzoek / monitoring:	wordt opgestart
project:	Innovatieproject Ecologische Akkerbouw / Groenteteelt
waterbeheerder / instantie;	AB-DLO, OBS-proefbedrijf Nagele
doel en kader:	ontwikkelen van een ecologisch prototype voor akkerbouw en groenteteelt; doel is 5 % perceelranden van totaal oppervlak
looptijd:	vanaf 1991
onderzoek / monitoring:	AB-DLO
project:	Samen naar schoon water in peilgebied Bergambacht
waterbeheerder / instantie:	Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden, Hoogheemraadschap Krimpenerwaard, Gemeente Bergambacht en Schoonhoven, WLTO, Dienst Landelijk Gebied, Provincie Zuid-Holland, adviesbureau K+V, De Landbouw Voorlichting
doel en kader:	Onderzoek naar de ecologische kwaliteit van sloten bij akkerranden waar door aangepast beheer emissiereductie door meststoffen wordt nagestreefd. De grasbufferstroken zijn gemiddeld 1,5 m breed vanaf de waterlijn.
looptijd:	1996-2006
onderzoek / monitoring:	Flankerend onderzoek aangepast randenbeheer: Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden (fysisch-chemisch), Witteveen & Bos (biologisch) in opdracht van STOWA
project:	Veehouderij en Natuur
waterbeheerder / instantie:	Regionaal Onderzoek Centrum Zegveld, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij. Begeleiding door breed opgezette adviesgroep.

doel en kader:	optimalisatie tussen duurzame veehouderij, schoon milieu en instandhouding of bevordering natuurwaarden; de grasstroken zijn 0,5 tot 1 m breed vanaf de waterlijn en worden later gemaaid.
looptijd:	1990 -
onderzoek / monitoring:	Regionaal Onderzoek Centrum Zegveld, Proefstation voor de Rundveehouderij, Schapenhouderij en Paardenhouderij

d. Bosbufferstroken.

project:	Herinrichting en beplanting van 6 beken
waterbeheerder / instantie:	Werkgroep Onderzoek Beplante Waterlopen, Waterschap Rijn en IJssel
doel en kader:	Natuur- en milieuvriendelijke inrichting van watergangen. Breedte van de beplanting varieert van < 8 m tot > 15 m.
looptijd:	1991-2000
onderzoek / monitoring:	Werkgroep Onderzoek Beplante Waterlopen, waarin diverse instanties zijn vertegenwoordigd.

project:	Ratumsebeek en Willinkbeek (Winterswijk)
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Rijn en IJssel
doel en kader:	inplant van oevers
looptijd:	onbekend
onderzoek / monitoring:	onbekend

project:	Beheers- en Onderhoudsplan Breede beek-Nijkerk
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Vallei en Eem
doel en kader:	Aanplant van houtige gewassen in de bovenloop en deels in de benedenloop in het kader van het Beheers- en Onderhoudsplan
looptijd:	onbekend
onderzoek / monitoring:	Waterschap Vallei en Eem (waterkwaliteit)

III. (Semi-)aquatische bufferstroken

a. Natuurvriendelijke oevers

project:	Betaalde natuurproductie in veenweidegebied van N-Holland
waterbeheerder / instantie:	Provincie Noord-Holland
doel en kader:	Aanleg van natuurvriendelijke oevers in het kader van betaalde natuurproduktie.
looptijd:	onbekend
onderzoek / monitoring:	onbekend

project:	Natuurvriendelijke oevers (planvorming)
waterbeheerder / instantie:	Waterschap IJsselmonde
doel en kader:	Aanleg van 15-20 m brede natuurvriendelijke oevers
looptijd:	Uitvoering pas over enige jaren
onderzoek / monitoring:	Nog niet aan de orde

project:	Aanleg van 1-2 m brede rietbermen

waterbeheerder / instantie:	Waterschap De Groote Waard
doel en kader:	Aanleg rietbermen als natuurvriendelijke oevers en t.b.v. stabiliteit
looptijd:	onbekend
onderzoek / monitoring:	Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden

project:	Natuurvriendelijke oevers met helofyten
waterbeheerder / instantie:	Hoogheemraadschap van Delfland
doel en kader:	Aanleg van vele km natuurvriendelijke oevers (1-15 m breedte, gem. 3 m, 1x/jaar gemaaid) met als doel tegengaan van oevererosie en invulling geven aan de EHS; reconstructie Midden-Delfland.
looptijd:	vanaf 1992
onderzoek / monitoring:	1. Onderhoud op maat (vegetatie) 2. Evaluatie natuurvriendelijke oevers (Bureau Waardenburg in opdracht van STOWA)

project:	Natuurvriendelijke oevers
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Groot-Salland
doel en kader:	Natuurvriendelijke oevers (enkele m - 15 m; spontane vegetatie)
looptijd:	-
onderzoek / monitoring:	-

b. Plas- en draszones

project:	Bolksbeek (ten noorden van Twentekanaal)
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Rijn en IJssel
doel en kader:	Aangelegd zijn 5 m brede plas-dras-stroken met flauw talud.
looptijd:	onbekend
onderzoek / monitoring:	onbekend

project:	De Oude Beek
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Veluwe
doel en kader:	Herstel en herinrichting in het kader van B.O.P.
looptijd:	vanaf 1992
onderzoek / monitoring:	Waterschap Veluwe

c. Overige natte en vochtige vegetaties (kwelvegetaties, dotterbloemhooilanden, elzenbroekbos)

project:	Mosbeek
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Regge en Dinkel, RIZA, Provincie Overijssel
doel en kader:	Onderzoek af- en uitspoeling nutriënten in het stroomgebied van de Mosbeek en effecten van beekbegeleidende bufferstroken
looptijd:	1993-1997
onderzoek / monitoring:	Staringcentrum-DLO

project:	Meerdere herinrichtings- en beekherstelprojecten
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Roer en Overmaas
doel en kader:	Beekherstel
looptijd:	projecten lopen of zijn uitgevoerd
onderzoek / monitoring:	onbekend

project:	Hazelbekke
waterbeheerder / instantie:	LUW, WKAQ
doel en kader:	onderzoek naar denitrificatie en N-belasting van een bovenloop / brongebied
looptijd:	?
onderzoek / monitoring:	LUW, WKAQ

IV. Overige (meest projecten in voorbereiding)

project:	Herinrichting Bergen-Egmond-Schoorl
waterbeheerder / instantie:	Provincie Noord-Holland, Waterschap Het Lange Rond
doel en kader:	Agrarisch natuurbeheer, herstel duinrellen, instellen bufferzones
looptijd:	Project in voorbereiding
onderzoek / monitoring:	Nog niet gestart

project:	Inrichting bufferstroken / akkerrandenbeheer in beheersgebied van Waterschap Rijn en IJssel
waterbeheerder / instantie:	Gelderse Milieufederatie; subsidie is aangevraagd bij WCL-de Graafschap.
doel en kader:	inrichting van bufferstroken / akkerrandenbeheer; subsidie omvat o.m. vergoeding voor boeren voor in te richten bufferstroken.
looptijd:	Project in voorbereiding
onderzoek / monitoring:	Waterschap Rijn en IJssel

project:	Ecologische verbindingszone Boven Slinge
waterbeheerder / instantie:	Werkgroep waarin diverse instanties zijn vertegenwoordigd, Waterschap Rijn en IJssel
doel en kader:	Herinrichting Boven Slinge (o.m. diepere afgraving en taludverflauwing van beekoevers, graven van poelen, beplanting).
looptijd:	vanaf 1993
onderzoek / monitoring:	meerdere instanties.

project:	Proef bufferstroken
waterbeheerder / instantie:	Waterschap Friesland
doel en kader:	als resultaat van het onderzoek Landbouw en eutrofiëring (in kader van EBP) naar ont- en afspoeling vanaf/uit melkveebedrijven
looptijd:	in voorbereiding (in samenwerking met anderen, liefst in nationaal verband)
onderzoek / monitoring:	project in voorbereiding

project:	Vlootbeek / Pepinusbeek
waterbeheerder / instantie:	Zuiveringschap Limburg
doel en kader:	mogelijke aanleg van bufferzones in WCL-gebied
looptijd:	in voorbereiding
onderzoek / monitoring:	in voorbereiding

project:	veenweidegebied en kleipolders
waterbeheerder / instantie:	Hoogheemraadschap van Rijnland

doel en kader:	mogelijke aanleg van bufferstroken in kader van vermindering van N en P naar oppervlaktewater
looptijd:	in voorbereiding
onderzoek / monitoring:	in voorbereiding