

Kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof - Deel II

KWR 2012.020
September 2012

KWR Watercycle Research Institute

KWR Watercycle Research Institute

Kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof - Deel II

KWR 2012.020
September 2012

© 2012 KWR
Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein T 030 606 95 11 F 030 606 11 65 E info@kwrwater.nl I www.kwrwater.nl

Colofon

Titel
Kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof - Deel II

Opdrachtnummer
A308497 - Ecologische onderbouwing aanwijzingsbesluiten

Projectmanager
Drs. Martin de Haan

Opdrachtgever
Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie
Ir. Dick Bal, Programmadirectie Natura 2000

Kwaliteitsborger
Dr. Han Runhaar

Auteurs
Dr. Edu Dorland, Dr. ir. Arnaut van Loon, Dr. Yuki Fujita, Drs. Mark Jalink en Ir. Gijsbert Cirkel

Met medewerking van
Drs. Martin de Haan en Drs. Camiel Aggenbach

Samenvatting

De herstelstrategieën voor stikstofgevoelige Natura 2000-habitattypen, die in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn opgesteld, bevatten vooral kwalitatieve beschrijvingen van ecohydrologische processen, onderliggende relaties en mogelijke herstelmaatregelen. Kwantitatieve analyses en onderbouwing ontbreken veelal. Om de effectiviteit van herstelmaatregelen nauwkeuriger te kunnen bepalen, is behoefte aan dergelijke kwantificering. Deze behoefte is ook onderkend door Commissie voor de milieueffectrapportage in haar oordeel over de PAS. In het voorliggende rapport worden een drietal processen nader gekwantificeerd.

In **hoofdstuk 2** kwantificeren we de hoeveelheid extra kwel die nodig is om het verzurend effect van atmosferische N-depositie te neutraliseren. Hierbij hebben wij ons beperkt tot de habitattypen Zeer zwak gebufferde vennen (H3110), Zwakgebufferde vennen (H3130) en Blauwgraslanden (H6410). Het uitgangspunt van deze kwantificering was dat de aanvoer van zuren door atmosferische depositie geneutraliseerd wordt door extra aanvoer van bicarbonaat door opwaarts grondwatertransport naar de wortelzone. Met gebruik van een model dat gebaseerd is op de SWAP code zijn kwelfluxen over de onderrand van een 3 m dik bodemprofiel (variërend van 0 tot 2 mm/d) en drie bodemtypen doorgerekend.

In beide ventypen neemt de verhoging van de benodigde kwelflux lineair toe met de zuurdepositie, doordat de extra kwel direct terecht komt in het leefmilieu voor planten en dieren, de bodem of het venwater.-Door deze lineaire relatie is de verhoging van de kwelflux niet afhankelijk van de huidige kwelflux.

In het habitattype Blauwgraslanden is de situatie anders. Hier is de aanvoer van basen naar de wortelzone (in het centrum van het perceel) door extra kwel afhankelijk van de dikte van neerslaglenzen. De dikte van neerslaglenzen is o.a. afhankelijk van het slootpeil, de slootafstand en de huidige kwelflux. Bij een slootpeil van 30 cm – mv, een slootafstand van 30 m en actuele kwelfluxen lager dan 0.3 mm/d moet een relatief grote inspanning worden geleverd om ook maar een kleine zuurvracht uit atmosferische depositie te neutraliseren. Dat komt, doordat een groot deel van de extra kwel zijdelings zal afstromen naar sloten. Onder deze omstandigheden is het mogelijk effectiever om maatregelen in het oppervlaktewatersysteem te nemen, bijvoorbeeld het verhogen van waterstanden, dan maatregelen ten behoeve van het verhogen van de kwelflux. Bij hogere actuele kwelfluxen is er een minder grote toename van de kwelflux nodig om een even grote hoeveelheid zuur te neutraliseren. Dit komt doordat de grondwaterstand bij toenemende kwelflux verder stijgt, zodat meer neerslag oppervlakkig wordt afgevoerd en het mengprofiel zich reeds hoger in het bodemprofiel bevindt. Hierdoor heeft een kleine toename in de kwelflux een relatief grote toename van de basenvracht tot gevolg.

Alle reprofuncties vertonen bij relatief lage zuurdeposities een sterk niet lineair verloop. Hierdoor vereist een lage zuurdepositie een relatief grote toename van de kwelflux ten opzichte van hogere zuurdeposities. Dit wordt veroorzaakt doordat een toename van de kwelflux zowel leidt tot een verhoogde aanvoer van bicarbonaat met kwelwater, als een afname van de neerslaginfiltratie als gevolg van een verlengde duur van grondwaterverzadiging van het bodemprofiel.

Overigens bleken de onderzochte bodemtypen nauwelijks van invloed op bovenstaande resultaten. De representativiteit van de resultaten worden in §2.5.1 beschreven.

In **hoofdstuk 3** gaan we nader in op de effectiviteit van maaien als beheermaatregel. Maaien wordt als beheermaatregel ingezet om nutriënten, vooral stikstof (N) en fosfor (P), af te voeren. Vanuit de PAS wordt maaien dan ook voor veel verschillende habitattypen voorgeschreven als middel om de negatieve effecten van N-depositie te compenseren, overigens zonder de hoeveelheid nutriënten die door maaien kan worden afgevoerd, te kwantificeren. In dit hoofdstuk kwantificeren we de effectiviteit van de beheermaatregel maaien (en afvoeren) in drie habitattypen: kalkgraslanden, glanshaver- en

vossenstaarthooilanden, en overgangs- en trilvenen. Als maat voor de effectiviteit gebruiken we de Theoretische Effectieve Periode (TEP), uitgedrukt in het aantal jaren overschrijding van de Kritische depositiewaarde (KDW) dat door de maatregel wordt afgevoerd (TEP_{KDWov}).
De TEP_{KDWov} van maaien in de zomer bedraagt voor het habitattype Kalkgraslanden (H6210) bij een N-depositie van 2x de KDW circa 2,1 jaar. Maaien in het voorjaar is ineffectief; maaien in het najaar voert weliswaar minder N af dan maaien in de zomer, maar is met een afvoer van één tot meer dan twee maal de KDW toch ook effectief te noemen. De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol N/ha/jaar bedraagt dan circa 0,3 maal per jaar.

Voor het habitattype Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (H6510) varieert de TEP_{KDWov} van zomermaaien bij N-depositie van 2x de KDW tussen 0,7 en 4,4 jaar, hierbij werd geen rekening gehouden met de aanvoer van N via overstromingen. Deze grote spreiding wordt veroorzaakt door grote variatie in biomassa (zowel tussen jaren binnen een gebied als tussen gebieden). De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol/ha/jr ligt dan tussen 1x per jaar en 0,16 x per jaar.

De TEP_{KDWov} van zomermaaien is voor het habitattype Overgangs- en trilvenen (H7410) bij een N-depositie van 2x de KDW 1,5 – 3,9 jaar voor subtype A (trilvenen) en 2,4 -3,8 jaar voor subtype B (veenmosrietland). Ook hier gelden deze waarden alleen voor afvoer van depositie en is aanvoer van N via andere bronnen niet meegenomen. De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol/ha/jr ligt voor subtype A tussen 0,2 en 0,5 maal per jaar, voor subtype B 0,4 en 0,6 x per jaar.

Voor alle habitattypen geldt dat de werkelijke effectiviteit afhangt van de lokale situatie. Voor de laatste twee habitattypen geldt bovendien dat daarbij ook de input van N via grondwater of overstroming dient te worden betrokken.

In **hoofdstuk 4** gaan wij nader in op de relatie tussen soortenrijkdom en N-depositie. De grenswaarde waarboven negatieve effecten van stikstofdepositie op Natura 2000-habitattypen zich beginnen te manifesteren, de KDW, zijn voor alle habitattypen vastgesteld. Echter, hoe de soortenrijkdom en –samenstelling reageert op (toenemende) stikstofdepositie is van veel minder habitattypen bekend. Deze kennis is van groot belang om de effectiviteit van herstelmaatregelen te bepalen, zoals die bijvoorbeeld in het kader van de PAS zijn opgesteld. In dit hoofdstuk hebben wij op basis van (inter)nationale literatuur de relatie tussen stikstofdepositie en soortenrijkdom voor een aantal stikstofgevoelige habitattypen nader uitgewerkt. De update van de internationale KDW-en is hiervoor als basis gebruikt. Van veel habitattypen (en corresponderende EUNIS vegetatieklassen) bleek onvoldoende informatie beschikbaar om conclusies te kunnen trekken over de effecten van stikstofdepositie op soortensamenstelling en –rijkdom.

De habitattypen Actieve hoogvenen (H7110), Herstellende hoogvenen (H7120), en Zure vennen (H3160) behoren (deels) tot de EUNIS vegetatieklasse D1 'Raised and blanket bogs'. Verschillende studies tonen de negatieve effecten van stikstofdepositie op hoogveensoorten aan, vaak al bij relatief lage depositiewaarden. Tot deze soorten behoren ook verschillende voor de habitattypen geldende typische soorten, evenals kenmerkende soorten volgens de Vegetatie van Nederland. Op basis van de informatie is het daarom zeer aannemelijk dat de kwalitatief van deze habitattypen in het traject tussen 500 en 1000 mol N/ha/jr in kwaliteit achteruitgaan. Het is echter niet mogelijk om aan te geven bij welke depositiewaarden dermate veel hoogveensoorten zijn verdwenen dat de resterende vegetatie niet langer tot het habitattype kwalificeert.

Het habitattype Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden; H7140B) behoort tot de EUNIS klasse D2.2 'Poor fens'. Het rapport van Bobbink en Hettelingh (2011) bevat geen studies met depositiewaarden van stikstof die nabij de KDW van dit habitattype liggen. Er kunnen daarom geen conclusies worden getrokken over de effecten van lage stikstofdepositie op de soortenrijkdom van dit habitattype. Wel blijkt de reactie van veenmossoorten op toenemende stikstofdepositie sterk tussen soorten te verschillen. Ook is de wijze waarop stikstof het veenmosrietland inkomt van belang. Wanneer de stikstofbeschikbaarheid onder de veenmoslaag toeneemt, kunnen hogere planten hiervan profiteren en in bedekking toenemen. Een dergelijke afname van veenmosbedekking lijkt ook bij langjarige

overschrijding van de KDW op te treden. Hoewel gedetailleerde informatie over soortensamenstelling in deze situaties ontbreekt, is het aannemelijk dat de vegetatie dan niet langer kwalificeert voor het habitattype Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden).

Inhoud

Samenvatting **1**

1 Inleiding **7**

1.1 Aanleiding 7

1.2 Doelstelling 7

1.3 Aanpak 7

1.4 Literatuur 8

2 Verhogen basenaanvoer met kwel **9**

2.1 Doel 9

2.2 Achtergrond 9

2.3 Methode 11
2.3.1 Algemeen 11
2.3.2 Randvoorwaarden en parametrisatie 14

2.4 Resultaten 15
2.4.1 (Zeer) zwak gebufferde vennen 15
2.4.2 Blauwgrasland 17

2.5 Discussie 20
2.5.1 Representativiteit van de resultaten 20
2.5.2 Zuurneutralisatie door aanvoer basen met kwel 21
2.5.3 Aanbevelingen voor verdieping 22

2.6 Literatuur 23

3 Effectiviteit maaien en afvoeren **25**

3.1 Doel 25

3.2 Achtergrond 25

3.3 Conceptueel model stikstofkringloop 25

3.4 Methode berekening Theoretische Effectieve Periode 26

3.5 Methode afleiden kentallen beheerseffecten 27

3.6 Resultaten 27
3.6.1 Kalkgraslanden (H6210) 27
3.6.2 Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (H6510) 29
3.6.3 Overgangs- en trilvenen (H7140) 31

3.7 Discussie 34

3.8 Literatuur 35

4 Relatie tussen soortenaantal en stikstofdepositie **39**

4.1 Doel 39

4.2 Achtergrond 39

4.3 Methode 40

© KWR

4.4 Resultaten 41
4.4.1 Actieve hoogvenen, Herstellende hoogvenen, en Zure vennen 41
4.4.2 Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden) 45
4.5 Discussie 47
4.6 Literatuur 48

5 Aanbevelingen 51

5.1 Literatuur 51

Bijlage I - Aanvullende resultaten van de SWAP-simulaties (Hoofdstuk 2) 53

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Als onderdeel van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn voor alle Natura 2000-habitattypen die gevoelig zijn voor stikstofdepositie, herstelstrategieën opgesteld. In deze herstelstrategieën worden maatregelen beschreven die de negatieve effecten van overschrijding van de kritische depositiewaarde (KDW) voor stikstof kunnen compenseren.

Om een betrouwbare inschatting te kunnen maken van de effectiviteit van de zogenaamde PAS-maatregelen, is een goede kennis van de relaties tussen stikstofdepositie, bodemchemie, hydrologie, beheer en soortensamenstelling noodzakelijk. Ook moet duidelijk zijn welke factoren deze relaties kunnen beïnvloeden (positief of negatief). Alleen wanneer deze processen en interacties in voldoende mate bekend zijn, kan met grote mate van zekerheid worden bepaald of met (het pakket aan) PAS-maatregelen de Natura 2000-instandhoudingdoelstellingen kunnen worden gehaald. Van deze beoordeling hangt vervolgens het besluit af of, en in welke mate, er ontwikkelruimte bestaat voor activiteiten die lokaal (beperkt) de stikstofemissie en –depositie verhogen. Op deze manier kan met de PAS de vergunningverlening in het kader van de Natuurbeschermingswet 1998 gefaciliteerd worden.

De huidige conceptteksten van de herstelstrategieën geven een goed beeld van de relevante processen en mogelijke herstelmaatregelen. Echter, de beschrijvingen van deze processen en hun onderlinge relaties zijn vooral kwalitatief van aard, en kwantitatieve analyses ontbreken in het algemeen. De behoefte aan meer kwantificering van processen en maatregelen in de PAS-herstelstrategieën werd ook onderkend door de Commissie voor de milieueffectrapportage in haar oordeel over de PAS (2011). Zo gaf de Commissie MER aan: "*Kwantificeer hoeveel stikstof met de maatregelen in de herstelstrategieën periodiek uit het ecosysteem kan worden verwijderd. Houd er rekening mee dat de effectiviteit van extra beheer beperkt zal zijn omdat het beheer, om aantasting door te hoge stikstofdepositie te ondervangen, in veel natuurgebieden al geoptimaliseerd is en intensiever beheer de instandhoudingdoelstellingen (verder) kan aantasten*."

1.2 Doelstelling

De hoofdvraag van dit rapport is of het mogelijk is om de effectiviteit van herstelmaatregelen te kwantificeren zodanig dat kan worden bepaald of maatregelen afdoende zijn om een overschrijding van de KDW te compenseren. Wij hebben deze vraag geadresseerd door, middels literatuurstudies, een drietal onderwerpen nader te kwantificeren. Deze onderwerpen zijn:

1) De hoeveelheid kwel die nodig is om het verzurend effect van atmosferische N-depositie te neutraliseren.
2) De hoeveelheid nutriënten die kan worden afgevoerd door de maatregel 'maaien en afvoeren'. De focus ligt hierbij op de wat voedselrijkere graslanden met een vrij hoge kritische depositiewaarde (KDW) voor stikstof (N), waar maaien als herstelmaatregel gebruikelijk is.
3) De relatie tussen soortenaantal en stikstofdepositie voor habitattypen met een KDW < 1000 mol N/ha/jr. De nadruk ligt hierbij op de kenmerkende soorten voor deze habitattypen.

Voorliggend rapport, uitgevoerd in het kader van het project 'Ecologische onderbouwing aanwijzingsbesluiten Natura 2000' (projectnummer A308497), is een vervolg op onze verkennende studie in opdracht van de Programmadirectie Natura 2000 (Ministerie van EL&I) waarin een aantal (a)biotische processen gekwantificeerd zijn (Dorland en Van Loon, 2011).

1.3 Aanpak

Uitgangspunt voor de nadere kwantificering van bovengenoemde onderwerpen zijn de PAS-herstelstrategieën geweest zoals deze begin 2012 op de website van de PAS beschikbaar waren

(www.pas.natura2000.nl). Voor deze kwantificering is gebruik gemaakt van conceptuele transport modellen voor de verzadigde en onverzadigde zone (Hoofdstuk 2) en nationale en internationale literatuur (Hoofdstuk 3 en 4).

1.4 Literatuur

Dorland en Van Loon (2011). Verkenning kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof. KWR 2011.008.

Commissie voor de milieueffectrapportage (2011). Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Advies van de Commissie voor de milieueffectrapportage. Rapportnummer 2540–67.

2 Verhogen basenaanvoer met kwel

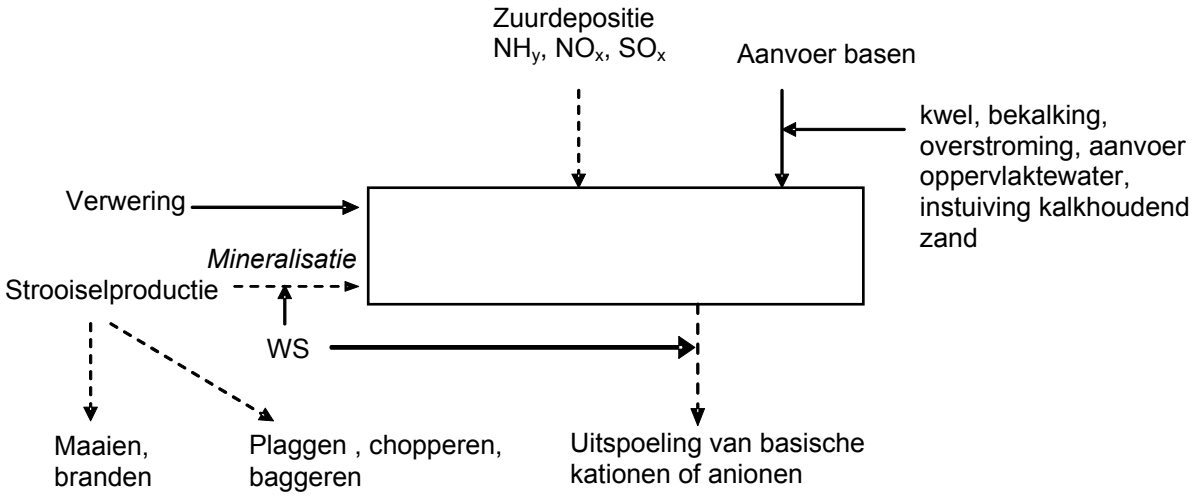
2.1 Doel

Kwantificeren van de hoeveelheid extra kwel die nodig is om het verzurend effect van atmosferische N-depositie te neutraliseren. Hierbij wordt expliciet rekening gehouden met enkele sturende hydrologische variabelen (o.a. de slootafstand, de ontwateringsdiepte, en de bodemsoort) en de basenconcentratie van grondwater.

2.2 Achtergrond

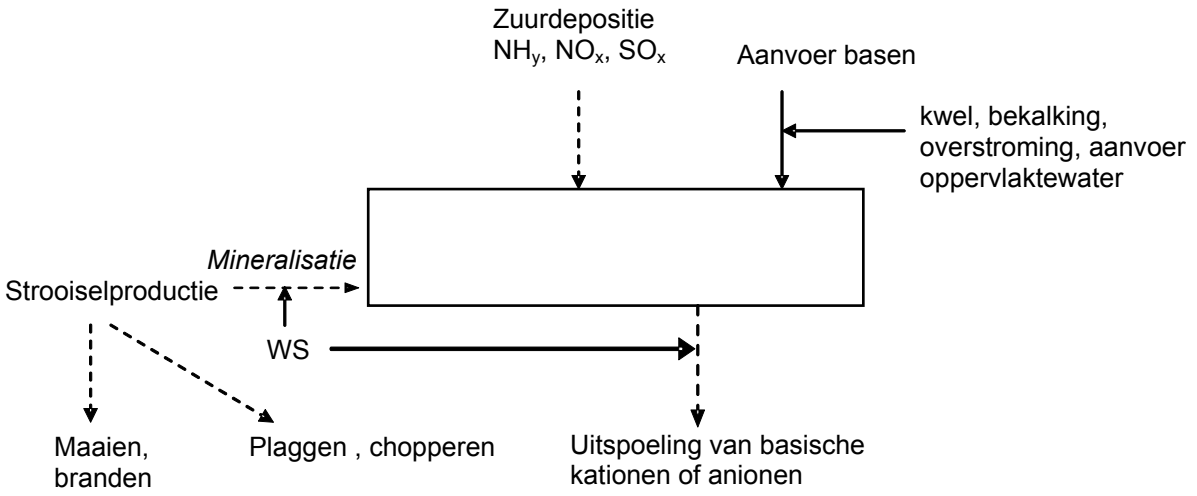
Atmosferische stikstofdepositie kan naast een toename van de nutriëntenbeschikbaarheid ook leiden tot bodemverzuring. In welke mate bodems bestand zijn tegen verzuring, hangt af van de basenverzadiging (zuurbuffering), wat weer bepaald wordt door de voorraden aan kationen en bicarbonaat. Met name kwelwater voert kationen en bicarbonaat aan. Het nemen van maatregelen die leiden tot toename van basenrijke kwel wordt daarom in de (concept)herstelstrategieteksten voor verschillende habitattypen genoemd.

In dit hoofdstuk willen wij de effecten van (extra)kwelaanvoer op de zuurbuffering kwantificeren. Ons uitgangspunt hierbij is de zuurbalans van de bodem, die door verschillende processen beïnvloed wordt. Een overzicht van deze processen en de conceptuele effecten op de zuurbalans is weergegeven in figuur 2.1. Zuurdepositie, mineralisatie van organische stof en uitspoeling van basen zijn de verzurende processen. De (variaties in) waterstanden spelen hierbij een sturende rol. De verwering van bodembestanddelen en de aanvoer van basen door kwel, bekalking, overstroming, aanvoer van oppervlaktewater en instuiving van kalkhoudend zand zijn basenaanvoerende processen. Deze hebben een positief effect op het zuurbufferend vermogen van habitattypen. Maaien, branden, plaggen, chopperen en baggeren zijn beheersmaatregelen die kunnen leiden tot een verminderde verzuring door mineralisatie indien voldoende strooisel wordt afgevoerd. Deze maatregelen kunnen daarom verzuring tegengaan.



Figuur 2.1: Algemeen conceptueel model van de effecten van zuurdepositie en versterkende/verzwakkende processen op het zuurbufferend vermogen van de leefomgeving van planten. WS staat voor waterstand (grondwater of oppervlaktewater). Onderbroken pijlen representeren negatieve feedback, ononderbroken pijlen representeren positieve feedback.

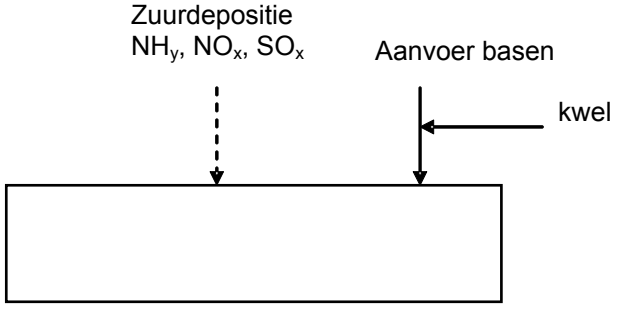
In de door grondwater gevoede habitattypen wordt de zuurbalans vaak in belangrijke mate bepaald door de aanvoer van basenrijk grondwater (Dorland en Van Loon, 2011). Hierdoor wordt de zuurbalans in deze habitattypen door een kleiner aantal processen bepaald dan in figuur 2.1 worden genoemd. Deze processen en hun relatie tot het zuurbufferend vermogen van dergelijke habitattypen staan in figuur 2.2 weergegeven.



Figuur 2.2: Conceptueel model van de effecten van zuurdepositie en versterkende/verzwakkende processen op het zuurbufferend vermogen van habitattypen. Zie figuur 2.1 voor de betekenis van de pijlen.

In deze studie beperken we ons tot het kwantificeren van de effectiviteit van het verhogen van de kwelflux om de effecten van zuurdepositie op de zuur/basenhuishouding van de habitattypen Zeer zwak gebufferde vennen (H3110), Zwakgebufferde vennen (H3130) en Blauwgraslanden (H6410) te neutraliseren (zie figuur 2.3). Voor de eerste twee habitattypen is kwel hydrologisch gedefinieerd als de de grondwaterflux over de venbodem. In deze systemen is de aanvoer van basenrijk grondwater dus direct evenredig aan de kwelflux. In de blauwgraslanden ligt dat ingewikkelder. In terrestrische systemen is de kwel gedefinieerd als de opwaartse stroming van grondwater over een scheidende laag, een afzetting die een relatief hoge weerstand biedt tegen grondwaterstroming en vaak enkele meters onder de wortelzone zit. Het is niet vanzelfsprekend dat een verhoging van de kwelflux in dit habitattype daadwerkelijk leidt tot een verhoging van de basenaanvoer naar de wortelzone. Kwel wordt namelijk effectief afgevangen door drainerende sloten wat de vorming van neerslaglenzen tot gevolg heeft. Neerslaglenzen belemmeren het opwaartse transport van basen. Bij de bepaling van het effect van een vergroting van een kwelflux dient dus rekening te worden gehouden met de drainage van het gebied en met de mogelijke aanwezigheid van regenwaterlenzen.

In deze studie wordt er verder vanuit gegaan dat zuren exclusief geneutraliseerd worden door bicarbonaat uit grondwater (HCO_3^-). In de meeste grondwatergevoede systemen vormt Ca- en Mg-bicarbonaat kwantitatief de belangrijkste buffer.



Figuur 2.3: Conceptueel model van de tegengestelde effecten van atmosferische zuurdepositie en aanvoer van basen door kwel op de zuurbuffering. Zie figuur 2.1 voor de betekenis van de pijlen.

2.3 Methode

2.3.1 Algemeen

Uitgangspunt van deze kwantificering is dat de aanvoer van zuren door atmosferische depositie geneutraliseerd wordt door extra aanvoer van bicarbonaat door opwaarts grondwatertransport naar de wortelzone:

$$H^{+}_{dosis,ad} = \Delta HCO^{-}_{3\ dosis,gw} \quad (1),$$

waarbij

$H^{+}_{dosis,ad}$ de jaarlijkse dosis zuur is dat via atmosferische depositie de wortelzone bereikt (mmol/ha/jaar),

$HCO^{-}_{3\ dosis,gw}$ de jaarlijkse dosis bicarbonaat is dat onder invloed van kwel de wortelzone bereikt (mmol/ha/jaar), en

Δ aangeeft dat het om een verandering ten opzichte van de huidige situatie gaat.

Daarbij wordt geen rekening gehouden met het vrijkomen van zuur door mineralisatie of vastlegging van basen in organisch materiaal, er van uitgaande dat deze slechts een beperkte invloed hebben op de basenbalans.

Voor (zeer) zwak gebufferde vennen is het rechterlid van vergelijking (1) evenredig met de verhoging van de kwelflux (ΔQ) en de concentratie bicarbonaat in grondwater:

$$\Delta HCO^{-}_{3\ dosis,gw} = \Delta Q * \left[HCO^{-}_{3}\right] \quad (2)$$

In deze habitattypen komt kwelwater immers per definitie in de leefomgeving van planten en dieren terecht.

In Blauwgraslanden bereikt kwelwater niet per definitie de wortelzone van planten, zodat vergelijking (2) voor dit habitattype niet opgaat. Voor het berekenen van de basenvracht naar de wortelzone dient hier rekening gehouden te worden met (1) het afvangen van kwelwater door drainerende (landbouw)sloten, en (2) het effect van menging van kwelwater met infiltrerend neerslagwater op de bicarbonaatconcentatie van grondwater dat de wortelzone instroomt. Daarom is voor het afleiden van de relatie tussen zuurneutralisatie en verhoging van de kwelflux een transportmodellering van de interactie tussen kwelwater en regenwater noodzakelijk. Daarvoor is in deze studie gebruik gemaakt van een model dat gebaseerd is op de SWAP-code (Kroes *et al.*, 2008).

In deze modellering wordt uitgegaan van een verder uitgewerkte vorm van het rechterlid van vergelijking (1) :

$$\Delta HCO^{-}_{3\ dosis,gw} = \int_{\tau=1}^{\tau=365} (J_{con}(\tau,d) + J_{dis}(\tau,d) + J_{dif}(\tau,d))d\tau - \int_{t=1}^{t=365} (J_{con}(t,d) + J_{dis}(t,d) + J_{dif}(t,d))dt \quad (3),$$

waarbij

t de reële tijd is (dagen);

τ de fictieve tijd is (dagen), onder het scenario van hydrologische herstelmaatregelen;

d de dikte is van de wortelzone (cm);

J_{con} het convectief transport is van bicarbonaat (g/cm²/d), oftewel het transport van stoffen met een snelheid die gelijk is aan de gemiddelde stroomsnelheid van grondwater;
J_{dis} het dispersief transport is van bicarbonaat (g/cm²/d), oftewel het transport van stoffen met een snelheid die afwijkt van de gemiddelde stroomsnelheid van grondwater. Deze afwijking is het gevolg van de poriënstructuur van de bodem;
J_{dif} het diffusief transport is van bicarbonaat, oftewel het transport van stoffen door de autonome beweging van moleculen (g/cm²/d).

Convectief, dispersief en diffusief transport voldoen aan de volgende vergelijkingen:

$$J_{con} = q(t,d) \cdot c(t,d) \quad (4)$$

$$J_{dis} = -\theta(t,d) \cdot D_{dis}(t,d) \cdot \frac{\partial c(t,d)}{\partial z} \quad (5)$$

$$J_{dif} = -\theta(t,d) \cdot D_{dif} \cdot \frac{\partial c(t,d)}{\partial z} \quad (6),$$

waarin

q de grondwaterflux is (cm/d),
c de concentratie bicarbonaat is (mg/cm³),
θ het vochtgehalte van de bodem is (cm³/cm³),
D_{dis} de dispersiecoëfficiënt is, die weer afhankelijk is van stroomsnelheid van het grondwater (cm²/d), en
D_{dif} de diffusiecoëfficiënt is (cm²/d).

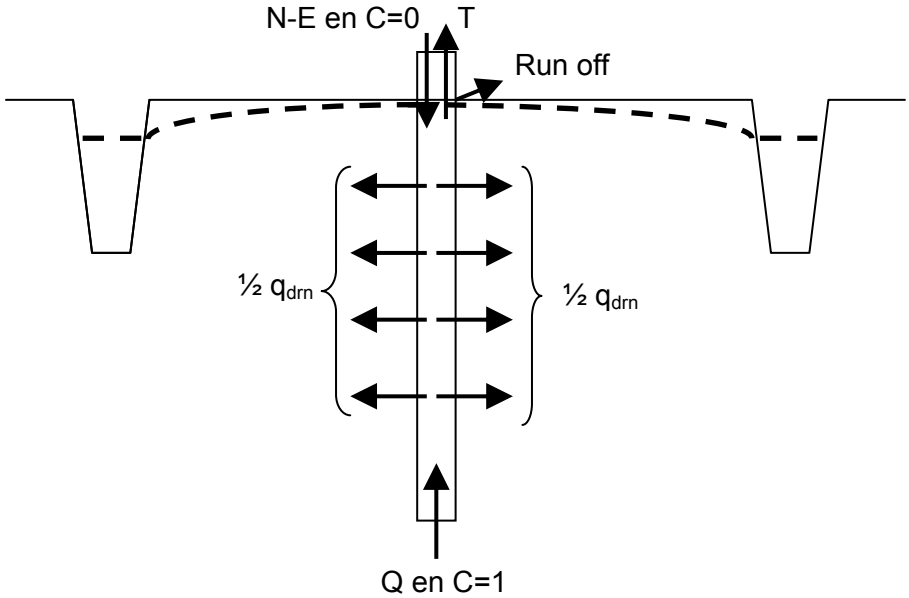
De operator ∂ in vergelijkingen 5 en 6 staat voor de concentratiegradiënt, oftewel de helling van het concentratieprofiel op een diepte d. De uitkomst van de vergelijkingen 4, 5 en 6 is sterk afhankelijk van de kwelflux. De kwelflux grijpt namelijk in op de grondwaterflux op diepte d, het verticale concentratieprofiel en het vochtgehalte van de bodem. Hier is uitgegaan van een dikte van de wortelzone van 20 cm, een gebruikelijke aanname.

De set vergelijkingen 4-5 is opgelost voor kwelfluxen variërend van 0 tot 2 mm/d en voor drie bodemtypen. De SWAP-code beschrijft het transport van een conservatieve (niet afbreekbare) stof in een bodemkolom die gedeeltelijk grondwater verzadigd en gedeeltelijk grondwater onverzadigd (de onverzadigde zone) is. Voor deze code is gekozen omdat het transport door de onverzadigde zone sterk bepalend is voor het concentratieprofiel dat onder invloed van de aanvoer van neerslagwater en kwelwater ontstaat; de verdeling van neerslagwater over oppervlakkige afvoer en infiltratie wordt namelijk bepaald door de mate van verzadiging van het bodemprofiel. Deze verdeling wordt dus expliciet meegenomen in de berekeningen.

De aanname van conservatief transport vereist additionele aannamen voor het berekenen van de basenvracht naar de wortelzone van Blauwgraslanden met vergelijkingen 3-6. De transportberekeningen houden immers geen rekening met de afbraak van bicarbonaat als gevolg van de reactie met zuren uit atmosferische depositie. Hierdoor kan het model een niet-waarheidsgetrouwe circulatie van bicarbonaat simuleren, waarbij een bicarbonaatmolecuul meerdere keren de ondergrens van de wortelzone passeert. Daarom dient er een keuze gemaakt te worden of de vrachtberekeningen worden gebaseerd op de cumulatieve opwaartse vracht van bicarbonaat of op de netto vracht (opwaarts min neerwaarts transport) van bicarbonaat naar de wortelzone. Hier is gekozen voor de tweede optie (uitgaan van de netto vracht), omdat bij deze aanpak voorkomen wordt dat moleculen door achtereenvolgende episodes van kwel en infiltratie dubbel geteld worden.

Het SWAP-model is zo geparametriseerd dat het representatief is voor een bodemkolom die precies tussen twee evenwijdige sloten is gelokaliseerd. Door deze aanpak wordt de water- en stoffenbalans geheel bepaald door de aanvoer van regenwater en kwelwater, en de afvoer van grondwater, al dan niet met de daarin opgeloste stoffen, onder invloed van drainage, oppervlakkige afvoer en transpiratie. Het conceptuele model is weergeven in figuur 2.4. Bicarbonaatvrachten naar de wortelzone zijn op dagbasis

gesimuleerd voor de periode 1 januari 1980 tot en met 31 december 2010. Hierdoor wordt een langjarig gemiddelde bicarbonaatvracht berekend, zodat de kwantificering van de kwelflux ter neutralisatie van atmosferische zuurdepositie klimaatneutraal is.



Figuur 2.4: Conceptueel model van de waterbalans van een bodemkolom die precies tussen twee evenwijdige sloten is gelegen. Zie tabel 4.1 voor de waarden van de modelparameters.

Tabel 2.1: Overzicht van de parameters van het SWAP-model voor de simulatie van de basenvracht naar de wortelzone in afhankelijkheid van de kwelflux.

Beschrijving	Parameter	Eenheid	Waarde	Referentie
Drainage-eigenschappen				
Slootafstand	L_{drn}	m	30	
Diepte	d	m	1.0	
Waterstand	H_{drn}	m-mv	0.3	
Entreeweerstand	r_{drn}	d	0	
Locatie	x	m	½ L_{drn}	
Bodemparameters voor lemig, fijn zand				
	θ_r	-	0.02	Kroes *et al.*, 2008
	θ_s	-	0.43	Kroes *et al.*, 2008
	α	-	0.0234	Kroes *et al.*, 2008
	n	-	1.801	Kroes *et al.*, 2008
	K_s	m/d	2.34	Kroes *et al.*, 2008
	l	-	-0.0	Kroes *et al.*, 2008
Bodemparameters voor venig zand				
	θ_r	-	0.01	Kroes *et al.*, 2008
	θ_s	-	0.53	Kroes *et al.*, 2008
	α	-	0.0242	Kroes *et al.*, 2008
	n	-	1.280	Kroes *et al.*, 2008
	K_s	m/d	8.13	Kroes *et al.*, 2008
	l	-	-1.476	Kroes *et al.*, 2008
Definitie van de onderkant van het model				
Diepte weerstandbiedende	D	m	3.0	

laag				
Kwelflux	q_{bot}	mm/d	0-10	
Concentratie	c_{gr}	(-)	1.0	
Definitie van de bovenkant van het model				
Neerslag	N	Mm/d		www.knmi.nl
Verdamping	ET	Mm/d		www.knmi.nl
Concentratie	c_{prec}	(-)	0.0	
Transport				
Dispersiviteit	D	m	0.1	

2.3.2 Randvoorwaarden en parametrisatie

De aanvoer van basen naar blauwgraslanden onder invloed van kwel is gemodelleerd met behulp van SWAP. Het SWAP-model is representatief voor een 3 m lange, homogene bodemkolom bestaande uit leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand (B1) óf venig zand (B15). Deze bodemkolom is gesitueerd precies tussen twee evenwijdige sloten met een onderlinge afstand van 30 m. De sloten zijn 1 m diep en de waterstand in de sloten is permanent 0.3 m beneden maaiveld. De sloten hebben exclusief een drainerende werking op de bodemkolommen; infiltratie van slootwater in de bodemkolommen is niet meegenomen. Drainage is gesimuleerd met drainagefluxen die zijn opgelegd aan de verticale modelranden. Deze drainagefluxen (q_{drn}, m) worden door SWAP zelf berekend volgens

$$q_{drn} = \frac{H - H_{drn}}{r_{drn}} \qquad (7),$$

waarin

H de grondwaterstand is (m),
H_{drn}, de waterstand in de sloot (m) is, en
r_{drn} de drainage weerstand (d) is.

De drainageweerstand is berekend voor een drain in een homogeen bodemprofiel, direct boven een ondoorlatende laag (Kroes *et al.*,2008):

$$r_{drn} = \frac{L_{drn}^2}{8K_h D_{eq} + 4K_h (H - H_{drn})} + r_{entr} \qquad (8),$$

waarin

L_{drn} de sloot afstand is (m),
K_h de horizontale verzadigde doorlatendheid is (m/d),
D_{eq} de equivalent diepte is waarmee het extra stijghoogteverlies door convergerende stroombanen is verrekend, en
r_{entr} de entree weerstand van de sloot is (d).

De entreeweerstand is vastgezet op 0 d, in overeenstemming met een situatie waarbij de slootbodem een vergelijkbare doorlatendheid heeft als het omliggende bodemmateriaal. Hierdoor heeft drainage een maximale invloed op de water- en stoffenbalans van de gemodelleerde bodemkolom. Dit houdt in dat de invloed van regenwater op het mengprofiel wordt overschat, zodat de modelsimulaties een worst case situatie weerspiegelen.

De bovenrand van het model is vastgelegd op het maaiveld. Dit betekent dat plasvorming niet op kan treden, zodat regenwater alleen infiltreert tijdens neerslaggebeurtenissen. De gewasverdamping is gelijk gesteld aan de potentiële verdamping van grasland, die bij benadering gelijk is aan de referentie gewasverdamping. De dagelijkse neerslag en de dagelijkse gewasverdamping zijn ontleend aan het KNMI-station te De Bilt. De concentratie van bicarbonaat in neerslagwater is vastgezet op 0 (mg/l).

De onderrand van het model valt samen met een weerstandbiedende laag op 3 meter onder maaiveld. De hydrologische voorwaarden op deze modelrand is een constante kwelflux variërend tussen 0.0 en 2.0 mm/dag. De randvoorwaarde voor transport is een constante concentratie van 1 (mg/l). Voor deze waarde is gekozen omdat het model dan doorgerekend wordt voor relatieve concentraties ten opzichte van de concentratie bicarbonaat in grondwater. Hierdoor kunnen de berekende vrachten door middel van vermenigvuldiging omgerekend worden voor elke willekeurige bicarbonaatconcentratie in grondwater.

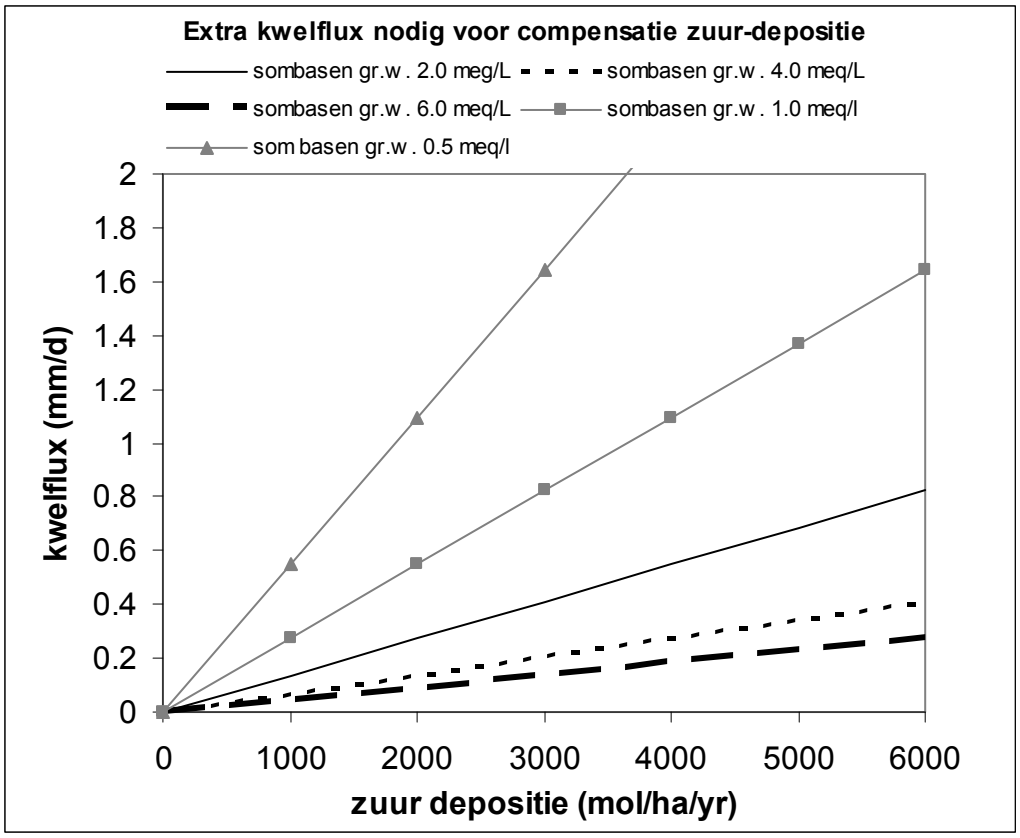
Om te voorkomen dat de opgegeven startwaarden van de modellen invloed hebben op de vrachtberekeningen is de simulatie voorafgegaan door een zogenaamde opwarmperiode. Dit houdt in dat de modelsimulaties eerder gestart wordt dan de periode waarover de modelresultaten geïnterpreteerd worden (1980-2010). Hier is een opwarmperiode van 10 jaar aangehouden, door de simulaties te verlengen met de periode 1970-1980.

De bodemkolom is ruimtelijk geschematiseerd in 25 horizontale modellagen. De dikte van de modellagen neemt toe van 1 cm aan het maaiveld tot 5 cm vanaf een diepte van 60 cm. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de belangrijkste randvoorwaarden en parameters.

2.4 Resultaten

2.4.1 (Zeer) zwak gebufferde vennen

In figuur 2.5 is de relatie tussen zuurneutralisatie en verhoging van de kwelflux voor (zeer) zwak gebufferde vennen weergegeven. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen vijf concentraties bicarbonaat in grondwater, namelijk 0.5, 1.0, 2.0, 4.0 en 6.0 meq/l. De benodigde verhoging van de kwelflux neemt lineair toe met de zuurdepositie in deze habitattypen. Dit komt omdat de extra kwel volgens de hier gehanteerde definitie (zie paragraaf 2.2) direct terecht komt in het habitattype, zonder dat daarbij de concentratie bicarbonaat onder invloed van verdunning met regenwater verandert. Door deze lineaire relatie is de verhoging van de kwelflux niet afhankelijk van de huidige kwelflux.



Figuur 2.5: Relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en verhoging van de kwelflux voor de habitattypen Zeer zwak gebufferde vennen en Zwak gebufferde vennen. De zuurdepositie kan zowel afkomstig zijn van zwavel- als van stikstofverbindingen. Daarbij levert 1 mol zwaveldioxide 2 mol zuur op, 1 mol stikstofoxiden of ammoniak levert 1 mol zuur op.

2.4.2 Blauwgrasland

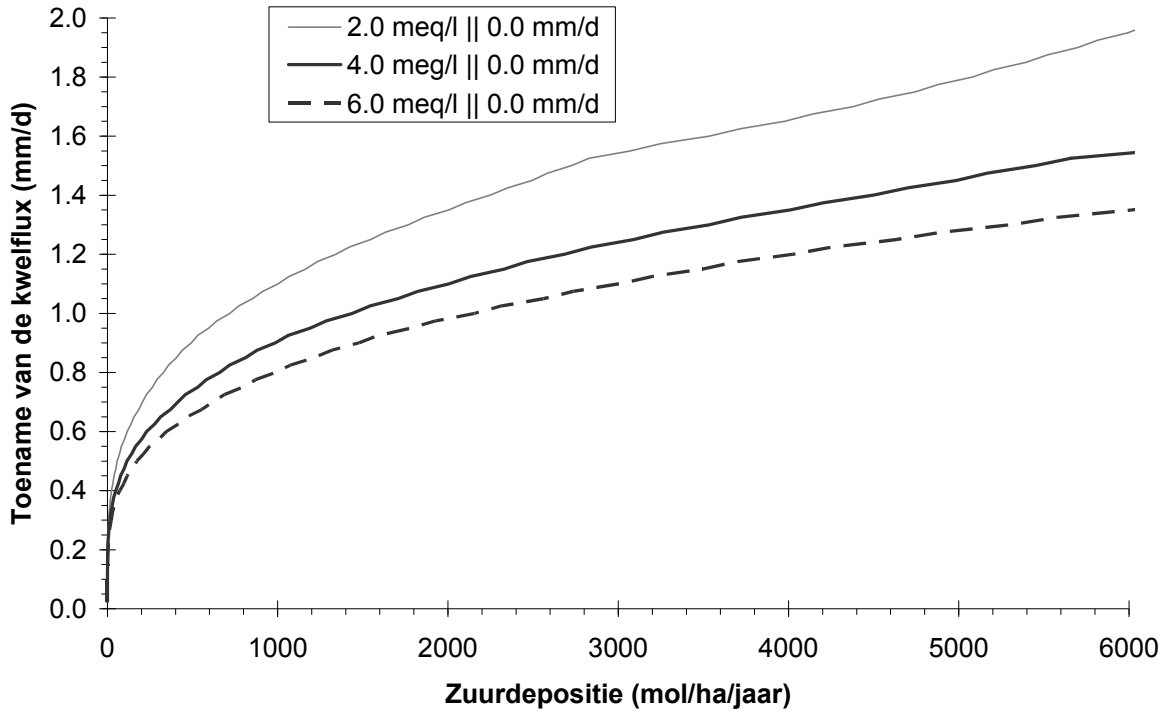
In figuur 2.6 is de gesimuleerde relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en toename van de kwelflux weergegeven voor het habitattype Blauwgrasland op een leemarme, zeer fijne tot matig fijne zandbodem. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen drie basenconcentraties in grondwater, namelijk 2.0, 4.0 en 6.0 meq/l, en vier kwelfluxen in de uitgangssituatie, namelijk 0.0 mm/d, 0.1 mm/d, 0.5 mm/d en 1.0 mm/d. De kwelflux in de uitgangssituatie is een belangrijke variabele, omdat hij bepalend is voor de mate waarin infiltratie van neerslag de aanvoer van basen belemmert. Met andere woorden: de aanvoer van basen door extra kwel is afhankelijk van het thans aanwezige mengprofiel van grondwater en regenwater, dat op zijn beurt weer afhankelijk is van de huidige kwelflux. Bij toenemende kwelflux (bijvoorbeeld na genomen hydrologische maatregelen) bevindt het mengprofiel zich immers hoger in de bodemkolom, zodat minder extra kwel nodig is om toch een zekere hoeveelheid basen aan te voeren. Bijlage I geeft een uitvoeriger beschouwing van de relatie tussen de kwelflux en de aanvoer van basen.

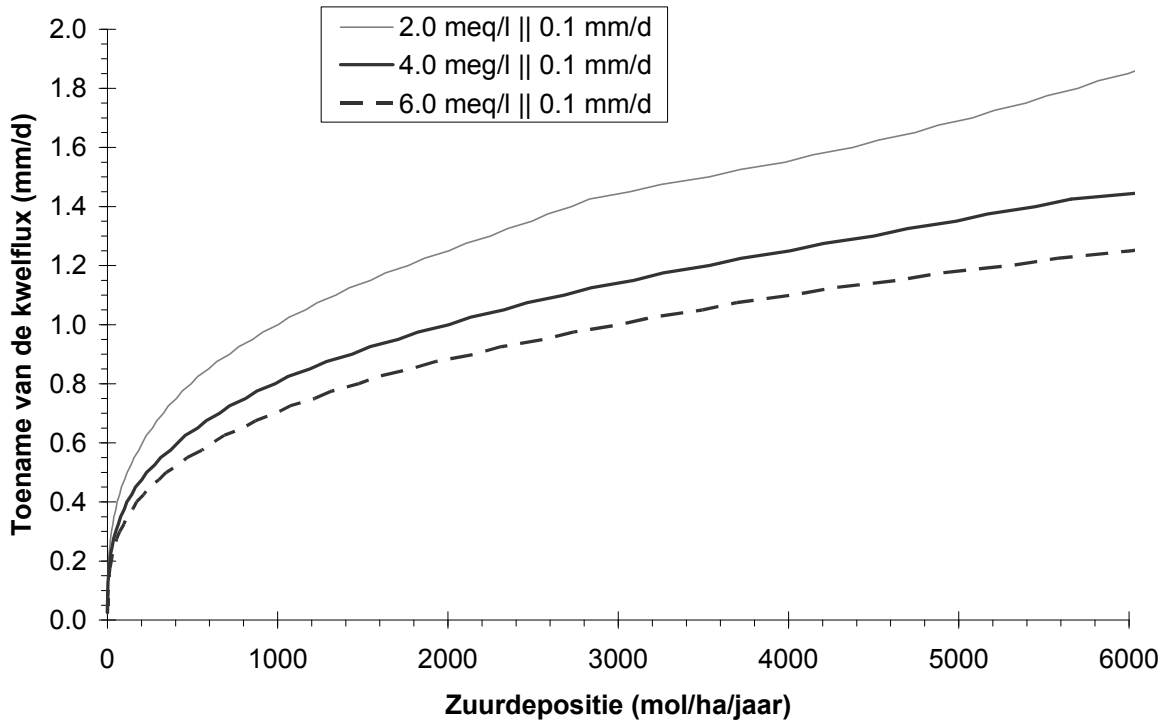
Figuur 2.6a laat zien dat een minimale kwelflux van 0.3 mm/d noodzakelijk is om überhaupt een toename van de basenvracht naar de wortelzone teweeg te brengen. Hierdoor moet er bij een huidige kwelflux lager dan 0.3 mm/d (zie figuur 2.6a en b) een relatief grote inspanning worden geleverd om ook maar een kleine zuurvracht uit atmosferische depositie te neutraliseren. Naarmate de huidige kwelflux toeneemt, is er een minder grote toename van de kwelflux nodig om een even grote hoeveelheid zuur te neutraliseren (zie figuren 2.6c en d). Dit komt doordat de grondwaterstand bij toenemende kwelflux verder stijgt, zodat meer neerslag oppervlakkig wordt afgevoerd en het mengprofiel zich reeds hoger in het bodemprofiel bevindt. Hierdoor heeft een kleine toename in de kwelflux een relatief grote toename van de basenvracht tot gevolg.

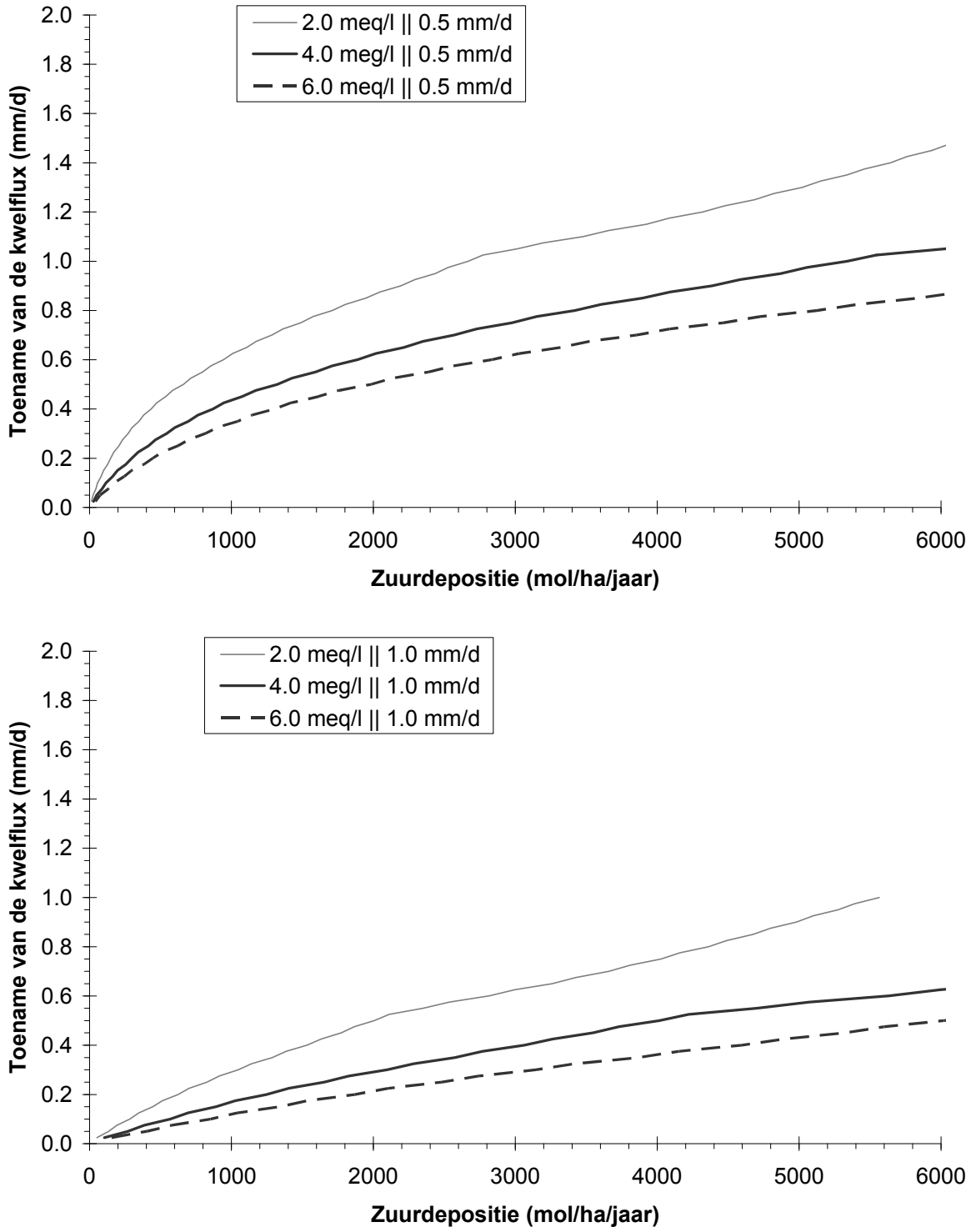
Alle reprofuncties vertonen bij relatief lage zuurdeposities een sterk niet-lineair verloop. Hierdoor vereist een lage zuurdepositie een relatief grote toename van de kwelflux ten opzichte van hogere zuurdeposities. Dit wordt veroorzaakt doordat een toename van de kwelflux zowel leidt tot een verhoogde aanvoer van bicarbonaat met kwelwater, als een afname van de neerslaginfiltratie als gevolg van een verlengde duur van grondwaterverzadiging van het bodemprofiel. Volgens figuur 2.6 neemt de niet-lineariteit toe met afnemende bicarbonaatconcentraties in kwelwater.

Alle reprofuncties vertonen vanaf een bepaalde hoeveelheid zuurdepositie een bij benadering lineair relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en toename van de kwelflux. De helling van deze lineaire relatie is afhankelijk van de basenconcentratie in kwelwater. Het punt in de grafiek waarop de relatie lineair wordt, valt samen met het moment waarop kwelwater door oppervlakkige afstroming wordt afgevoerd. Op dit punt breekt de neerslaglens doormidden en ontstaat een kwelvenster (Schot *et al.*, 2004). Omdat kwelvensters alleen in het midden van een perceel optreden, en niet op kortere afstand van een sloot, is dit lineaire deel van de curves niet te extrapoleren naar andere locaties binnen een perceel.

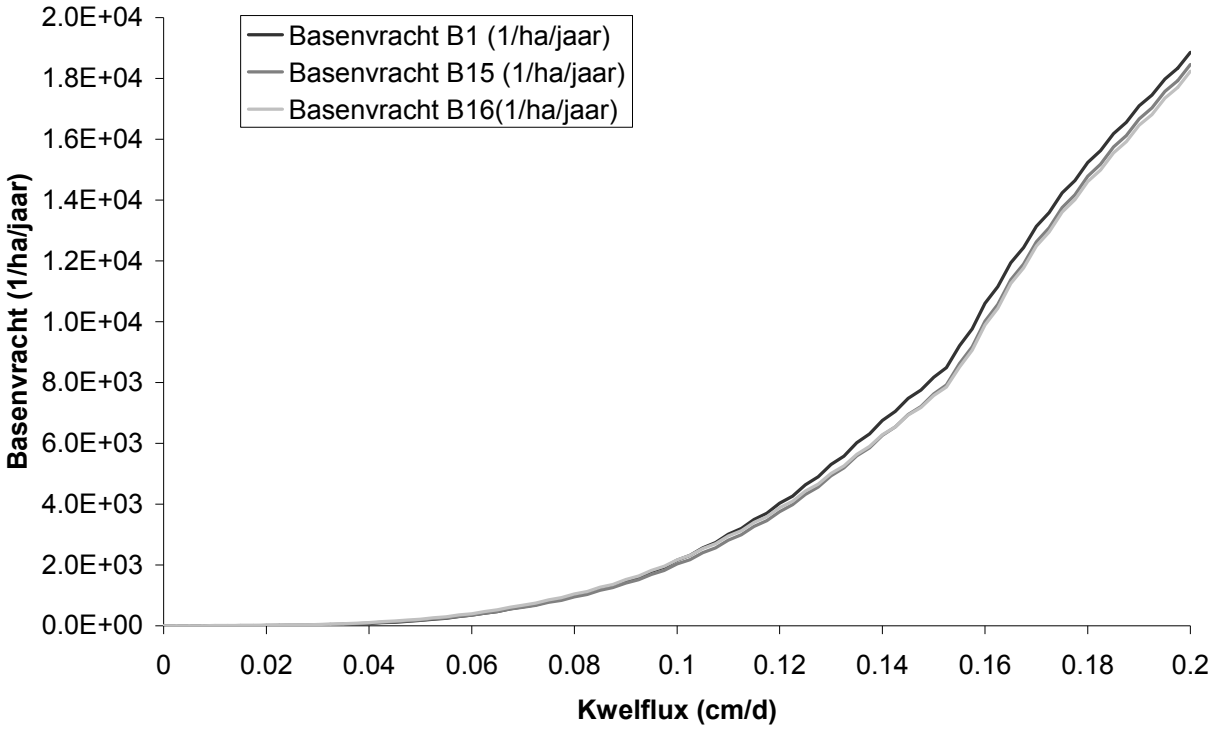
De reprofuncties zijn berekend voor drie bodemtypen, namelijk voor (1) leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand (Staringtype B1), (2) venig zand (B15) en (3) zandig veen en veen (B16). De relatie tussen kwelflux en basenvracht voor deze bodemtypen is weergegeven in figuur 2.7.Uit deze figuur blijkt dat het bodemtype nauwelijks invloed heeft op de resultaten die gepresenteerd zijn in figuur 2.6. Merk op dat de eigenschappen van het oppervlaktewatersysteem (waterstand, slootafstand, slootdiepte) wel grote invloed hebben op de basenvracht in deze bodemtypen.


2.0 meq/l || 0.0 mm/d
4.0 meg/l || 0.0 mm/d
6.0 meq/l || 0.0 mm/d
Toename van de kwelflux (mm/d)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0
1.2
1.4
1.6
1.8
2.0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
Zuurdepositie (mol/ha/jaar)


2.0 meq/l || 0.1 mm/d
4.0 meg/l || 0.1 mm/d
6.0 meq/l || 0.1 mm/d
Toename van de kwelflux (mm/d)
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0
1.2
1.4
1.6
1.8
2.0
0
1000
2000
3000
4000
5000
6000
Zuurdepositie (mol/ha/jaar)



Figuur 2.6: Reprofuncties van de relatie tussen de zuurdepositie en de benodigde toename van de kwelflux om zuurdepositie te neutraliseren voor drie basenconcentraties in grondwater (2.0, 4.0 en 6.0 meq/l) en voor vier huidige kwelfluxen (a) 0 mm/d, (b) 0.1 mm/d, (c) 0.5 mm/d en (d) 1.0 mm/d. Daarbij levert 1 mol zwaveldioxide 2 mol zuur op, 1 mol stikstofoxiden of ammoniak levert 1 mol zuur op.



Figuur 2.7: Gesimuleerde relatie tussen de kwelflux en de basenvracht naar de wortelzone in bodemkolommen bestaande uit (1) leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand (B1), (2) venig zand (B15) of (3) zandig veen en veen (B16) bij een basenconcentratie in kwelwater van 6.0 meq/l.

2.5 Discussie

2.5.1 Representativiteit van de resultaten

De relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en aanvoer van extra basen door verhogen van de kwelflux is voor (zeer) zwak gebufferde vennen afgeleid met als uitgangspunt dat basen die aangevoerd worden door kwel direct invloed hebben op de leefomgeving van planten en dieren. Voor een correcte toepassing van deze relatie is het daarom noodzakelijk dat de kwelflux goed onderbouwd is, en dat de relatie tussen de oorsprong en chemische samenstelling van kwel bekend is. Als aan deze voorwaarden wordt voldaan is de hier afgeleide relatie tussen neutralisatie en kwelflux voor deze habitattypen breed toepasbaar.

De relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en aanvoer van extra basen door verhogen van de kwelflux is voor Blauwgraslanden gekwantificeerd met behulp van een grondwater- en bodemvocht-model. Het model dat voor deze studie is gebruikt, is representatief voor zeer specifieke omstandigheden. Deze omstandigheden bestaan op hoofdlijnen uit de volgende elementen die sterk beperkend zijn voor het toepassingsbereik van de hier afgeleide relaties voor Blauwgraslanden (In paragraaf 2.5.3 worden enkele aanbevelingen besproken om het toepassingsbereik van de hier gepresenteerde resultaten op te rekken).

Ten eerste is het model alleen representatief voor een bodemkolom die precies tussen twee evenwijdige sloten gelokaliseerd is. Op deze locatie is er, in tegenstelling tot locaties die dichter bij een sloot zijn gelegen, geen sprake van horizontale aanvoer van grondwater met daarin opgeloste stoffen. Het verhogen van de basenaanvoer moet daarom door verticaal transport onder invloed van kwel en verdamping plaats vinden (De Groot, 2007). Voor een geringe verhoging van de basenvracht is er daarom mogelijk een relatief grote toename van de kwelflux noodzakelijk. Wat dit betreft zijn de hier gepresenteerde resultaten dus een worstcase-scenario indien de resultaten geëxtrapoleerd worden naar locaties die dichter bij het oppervlaktewatersysteem zijn gelegen. Dit is echter niet het geval indien de

kwelflux zo hoog wordt dat de neerslaglens in tweeën breekt (Schot *et al.*, 2004). Er ontstaat dan een zogenaamd kwelvenster waar doorheen basen met convectief transport naar het maaiveld worden getransporteerd. Kwelvensters ontstaan zodra de grondwaterstand voldoende lang aan het maaiveld staat, zodat de infiltratie van neerslag sterk wordt beperkt, en de kwelflux voldoende hoog is om opwaarts transport te forceren. Kwelvensters leiden tot de lineaire relatie tussen zuurneutralisatie en kwelflux in figuur 2.6. Dit lineaire deel van de curven kan daarom niet geëxtrapoleerd worden naar andere locaties binnen een blauwgrasland. In dit geval zijn aanvullende 2D simulaties met bijvoorbeeld Hydrus 2D noodzakelijk (Cirkel, 2003).

Ten tweede is de relatie tussen zuurbuffering en verhoging van de kwelflux afgeleid voor een perceel dat gedraineerd wordt door twee evenwijdige sloten met een onderlinge afstand van 30 m en een permanente waterstand van 30 cm beneden maaiveld. Bij een *kleinere* slootafstand of een *lagere* waterstand in de sloten neemt de invloed van de drainagemiddelen op de water- en stoffenbalans toe. Dit heeft tot gevolg dat de grondwaterstand daalt, zodat er meer regenwater in het bodemprofiel infiltreert. Daarnaast wordt het opwellende grondwater effectiever weggevangen, met als gevolg een afname van de verblijftijd van het grondwater in het bodemprofiel. Hierdoor is er voor het neutraliseren van de zuurdepositie een *grotere* verhoging van de kwelflux noodzakelijk dan hier berekend. Bij een grotere slootafstand of een hogere waterstand zijn de effecten tegengesteld, en volstaat dus een lagere kwelflux dan hier berekend. Al met al zijn de hier afgeleide relaties niet extrapoleerbaar naar situaties met andere drainage-eigenschappen (slootafstand, waterstand). Hiervoor zijn aangepaste berekeningen noodzakelijk (zie aanbevelingen in paragraaf 2.5.3).

Ten derde is aangenomen dat stagnatie van water op het maaiveld (inundatie) geen invloed heeft op de water- en stoffenbalans van de bodemkolom. In de praktijk blijkt inundatie weldegelijk van belang te zijn voor de hoeveelheid infiltratie van neerslagwater in bodems. Dit is vooral het geval indien het maaiveld concaaf van vorm is. Dit kan samenhangen met ruimtelijk variërende bodemdaling of het deponeren van bodemmateriaal op de slootkanten te behoeve van het onderhoud van het watersysteem. Door inundatie is een *hogere* kwelflux nodig om zuurdepositie te neutraliseren dan hier is berekend. Ook dit proces dient expliciet doorgerekend te worden om de juiste relatie tussen kwelflux en zuurneutralisatie af te leiden.

Ten vierde is er in deze studie voor gekozen om de interactie tussen opwellend grondwater en regenwater te simuleren door een constante kwelflux aan de onderrand van het eendimensionale SWAP-model op te leggen. Een soortgelijke schematisatie is toegepast door Schot *et al.* (2004), Cirkel (2003), De Groot (2007) en De Raat (1999). Het voordeel van deze aanpak is dat kwelfluxen afgeleid kunnen worden van regionale (scenario-)grondwatermodellen. Echter, de verticale flux over een scheidende laag (kwel, dan wel infiltratie) vertoont in gedraineerde percelen vaak een sterke ruimtelijke variatie en kan per seizoen variëren.

2.5.2 Zuurneutralisatie door aanvoer basen met kwel

In deze studie is er van uitgegaan dat zuren geneutraliseerd worden door een zuur-base-reactie met bicarbonaat dat wordt aangevoerd met extra kwel. In werkelijkheid wordt de zuurgraad van bodems bepaald door zuurbuffers, waarbij per definitie een (sterke) base en een zwak zuur bij betrokken is. Deze basen en zwakke zuren kunnen o.a. geleverd worden door de aanvoer van basische kationen, redoxgevoelige anionen en (bi-)carbonaat.

De aanvoer van basische kationen is sterk bepalend voor de uitwisseling van ionen tussen bodem en grondwater. Basische kationen die geadsorbeerd zijn aan de bodem kunnen bijdragen aan de neutralisatie van een verhoogde zuurbelasting door uitwisseling van Ca^{2+} en Mg^{2+} voor H^+ tussen bodem en water. Voorwaarde voor de neutralisatie van het vrijgekomen H^+ is dat er en zwak zuur beschikbaar is, bijvoorbeeld bicarbonaat. Ionenuitwisseling is echter een traag proces en de geadsorbeerde protonen kunnen in een later stadium vrij komen door omkering van het uitwisselproces waarbij basische kationen de protonen van het uitwisselcomplex verdrijven. Desalniettemin wordt de zuurgraad van de wortelzone, vooral bij kwelafhankelijke habitattypen, sterk bepaald door de aanwezigheid van basische kationen die gebonden zijn aan de bodem.

Het effect van de aanvoer van redoxgevoelige ionen op de zuur/basenhuishouding van bodems is sterk afhankelijk van het heersende redoxmilieu en het type ion dat aangevoerd wordt. Omdat in natte bodems vaak sprake is van een gereduceerd redoxmilieu gedragen de meeste redoxgevoelige ionen die met kwelwater aangevoerd worden zich als oxidatoren. Voorbeelden van deze ionen zijn nitraat en sulfaat. Deze ionen worden onder invloed van het aanwezige organische stof in de wortelzone gereduceerd, waarbij protonen geconsumeerd worden en bicarbonaat vrij komt. Alhoewel de aanvoer van redoxgevoelige stoffen bij kan dragen aan het in stand houden of verhogen van het zuurbufferend vermogen, is het niet altijd een wenselijk proces, omdat de aanvoer van nitraat en sulfaat kan leiden tot vermesting door een verhoogde beschikbaarheid van stikstof of fosfor. Daarnaast verschilt de concentratie redoxgevoelige ionen in kwelwater van plaats tot plaats, zodat het niet mogelijk is om dit proces in algemene zin te kwantificeren.

Carbonaat (CO_3^{2-}) en bi-carbonaat (HCO_3^-) in kwelwater gaan een zuur-base-reactie met protonen aan, en hebben daarom een direct zuurbufferend effect op bodems. Deze reactie verloopt snel en is onomkeerbaar, zonder dat daarbij nutriënten vrijkomen. Het aandeel van carbonaat en bicarbonaat in de zuurbuffering is sterk afhankelijk van de pH. Zo neemt het aandeel carbonaat in grondwater toe vanaf een pH hoger dan 8.0. Hier is ervan uitgegaan de zuurneutralisatie exclusief plaats vindt door bicarbonaat. Daarom zijn de curves alleen bruikbaar voor bodems met een pH lager dan 8.0. Overigens zijn bodems met een dergelijk hoge pH niet verzuringsgevoelig.

2.5.3 Aanbevelingen voor verdieping

In deze studie is de relatie tussen neutralisatie van zuurdepositie en verhoging van de kwelflux voor Blauwgraslanden gekwantificeerd op basis van modelsimulaties voor zeer specifieke drainage-eigenschappen en bodemfysische eigenschappen. Hierdoor is de praktische toepasbaarheid van deze relatie beperkt. Om de toepasbaarheid te verbreden is het raadzaam om de afgeleide relatie ook te kwantificeren voor andere situaties. Vooral de slootafstand, de waterstand, de morfologie van het maaiveld (plasvorming) en de diepte van de slecht-doorlatende laag kunnen sterk bepalend zijn voor het transport van basen naar de wortelzone. De effecten van deze variabelen kunnen relatief eenvoudig met het model dat in het kader van deze studie is ontwikkeld, doorgerekend worden. De resultaten bieden dan tevens de gelegenheid om peilverhoging of dempen van sloten als alternatieve of aanvullende maatregelen te beschouwen. Omdat het aantal variabelen zeer groot is het opstellen van algemeen geldende dosis-effectrelaties voor zuurbuffering weinig zinvol. Deze relaties kunnen doelgerichter in het kader van gebiedsstudies worden afgeleid.

Zoals in 2.5.1 beschreven, kan de relatie tussen zuurneutralisatie en kwelflux eenvoudig afgeleid worden voor een breed scala aan lokale geohydrologische variabelen. Voor praktijktoepassingen is de aanname van een constante kwelflux aan de onderrand van het model niet altijd valide; de kwelflux kan namelijk op kleine ruimtelijke schaal variëren, en vertoont mogelijk enige seizoensdynamiek. Deze seizoensdynamiek kan bijvoorbeeld inhouden dat kwel tijdelijk omslaat in wegzijging. Dit heeft potentieel een flinke verlaging van het kwelfront tot gevolg. Het is daarom raadzaam om de gevolgen van dynamiek in de kwel/infiltratieflux op de hier afgeleide relatie tussen zuurneutralisatie en kwelflux te kwantificeren. Ook dit kan relatief eenvoudig met SWAP doorgerekend worden.

Het SWAP-model simuleert eendimensionaal transport van grondwater en daarin opgeloste stoffen in een verticale bodemkolom die precies tussen twee evenwijdige sloten is gelokaliseerd. De modelresultaten zijn hierdoor niet representatief voor locaties dichter bij drainagemiddelen. Hier kan lateraal transport van basen een aanzienlijke bijdrage aan de stoffenbalans leveren. Voor het afleiden van de relatie tussen zuurneutralisatie en verhoging van de kwelflux op deze locaties is het noodzakelijk om stoftransport in (minimaal) twee dimensies door te rekenen. Deze relatie kan redelijk effectief verkend worden met Hydrus, een code voor het simuleren van tweedimensionaal stoftransport in de verzadigde en onverzadigde zone. Omdat deze code niet geschikt is om een grote reeks modellen te ontwikkelen, door te rekenen en te analyseren, kan deze analyse alleen in het kader van gebiedsstudies worden uitgevoerd.

Voor een aantal habitattypen (Blauwgraslanden, Alluviale bossen) is periodieke inundatie met oppervlaktewater een effectieve maatregel om de zuurbuffercapaciteit op peil te houden. Voor het opstellen van de herstelstrategieën voor deze habitattypen is het wenselijk om kwantitatief inzicht te hebben in de relatie tussen zuurneutralisatie en diverse inundatie-eigenschappen, zoals de inundatieduur, -periode, en –diepte. Deze relatie kan met een soortelijke aanpak als hier is toegepast worden vastgesteld.

2.6 Literatuur

Cirkel, D.G., 2003. Neerslaglenzen in natte natuurgebieden: Een modelstudie naar vorm en functioneren van neerslaglenzen in blauwgraslanden en trilvenen. Afstudeerverslag, Wageningen Universiteit.

De Groot, 2007. Precipitation lens dynamics in species rich fen meadows: Comparing a 1D and 2D model approach. Stageverslag, Universiteit Utrecht en KIWA N.V.

De Raat, G.A., 1999. Neerslaglenzen in kwelgebieden. KIWA N.V.

Dorland, E., en Van Loon, A.H., 2011. Verkenning kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof. KWR-rapport 2011.008.

Kroes, J.G., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., en Jacobs, C.M.J., 2008. SWAP version 3.2: Theory description and user manual. Alterra report 1649.

Schot, P.P., Dekker, S.C., en Poot, A., 2004. The dynamic form of rainwaterlenses in drained fens. Journal of Hydrology 293, 74-84.

© KWR

3 Effectiviteit maaien en afvoeren

3.1 Doel

Kwantificeren van de effectiviteit van de beheermaatregel maaien (en afvoeren) in graslanden met een kritische depositiewaarde van 1000 mol N/ha/jr of meer.

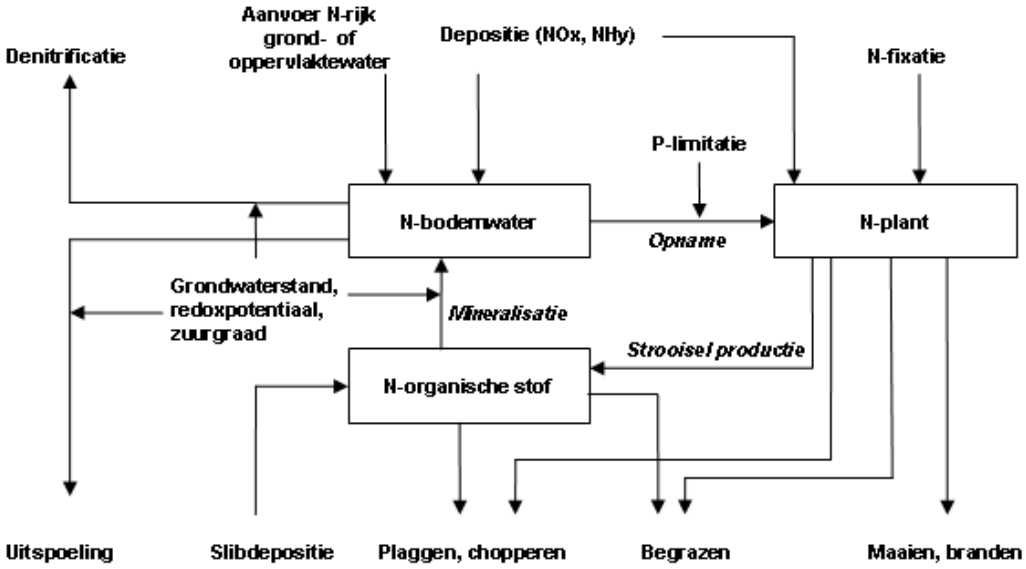
3.2 Achtergrond

Atmosferische stikstofdepositie leidt tot een verhoogde directe beschikbaarheid van stikstof (N), maar kan ook leiden tot geleidelijke ophoping van N in bodem, bodem-organisch materiaal en (ondergrondse) biomassa. Vooral op bodems waar de plantengroei niet door fosfaat (P) beperkt wordt, zorgt de toenemende N-beschikbaarheid voor een hogere biomassa- en strooiselproductie en hogere netto N-mineralisatie (o.a Kooijman *et al.*, 2005). Snelle groeiers, zoals Helm (in de duinen) of Gevinde kortsteel (kalkgraslanden) kunnen van de hogere nutriëntenbeschikbaarheid profiteren ten koste van minder concurrentiekrachtige (typische) soorten van het habitattype, wat leidt tot vergrassing en verruiging (Kooijman *et al.*, 2005; 2009). In zure bodems waar door lage kalk- of ijzerbeschikbaarheid P-fixatie geen rol speelt, is het wenselijk de N-mineralisatie zo laag mogelijk te houden. Dit kan worden bereikt door de input van strooisel te beperken door begrazen of maaien, maar ook door het organische stofgehalte te verlagen door plaggen of verstuiving (Kooijman *et al.*, 2009).

Maaien wordt als beheermaatregel ingezet om nutriënten, vooral stikstof (N) en fosfor (P), af te voeren. Vanuit de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) wordt maaien dan ook voor veel verschillende habitattypen voorgeschreven als middel om de negatieve effecten van N-depositie te compenseren. De hoeveelheid nutriënten die door maaien kan worden afgevoerd, wordt in deze documenten echter niet vermeld. In dit hoofdstuk wordt voor drie habitattypen, te weten kalkgraslanden, glanshaver- en vossenstaarthooilanden, en overgangs- en trilvenen, ingegaan op de vraag hoeveel stikstof door maaien daadwerkelijk kan worden afgevoerd en wat de invloed is, die maaifrequentie en –moment hierop hebben.

3.3 Conceptueel model stikstofkringloop

In figuur 3.1 is weergegeven wat de belangrijkste aan- en afvoerstromen van N zijn (Fig. 3.1).



Figuur 3.1. Conceptueel model van de belangrijkste stikstofstromen.

Op basis van dit model kan de effectiviteit en duurzaamheid van de beheermaatregel maaien (en afvoeren) worden uitgewerkt door de theoretisch effectieve periode (TEP; cf. Härdtle *et al.*, 2006) te bepalen. De TEP van een maatregel is het aantal jaren dat de hoeveelheid verwijderde N door deze maatregel gelijk is aan de input van N door atmosferische depositie.

De TEP zoals hierboven gedefinieerd geeft de effectiviteit voor het verwijderen van de totale N-depositie. PAS-maatregelen zijn bedoeld om het effect van N-depositie te reduceren tot minder dan de kritische depositiewaarde (KDW). Als maat voor de effectiviteit introduceren we daarom TEP_{KDWov} = het aantal jaren KDW-overschrijding dat door de maatregel wordt overbrugd.

Andersom is de benodigde maaifrequentie om de totale N-depositie respectievelijk de KDW-overschrijding middels hooien af te voeren gelijk aan 1/TEP respectievelijk $1/TEP_{KDWov}$ maaibeurten per jaar.

De effectiviteit kan tenslotte ook worden uitgedrukt in de benodigde maaifrequentie per kmol af te voeren N-depositie.

3.4 Methode berekening Theoretische Effectieve Periode

Voor de berekening van de TEP voor de afvoer van stikstof door maaien (en afvoeren) zijn gegevens over input en output van N van belang (Härdtle *et al.*, 2006). De input betreft jaarlijkse depositie en eventuele aanvoer via grond- of oppervlaktewater, bemesting en stikstoffixatie. De output betreft afvoer via beheer, uitspoeling of denitrificatie. Gegevens over uitspoeling op gebieds- en daarbinnen habitattype-niveau zijn meestal niet beschikbaar. Uit niet bemeste en niet door N-depositie beïnvloede bodems treedt van nature nauwelijks uitspoeling van N op (Achermann & Bobbink, 2003). Uit praktische overweging en ervan uitgaande dat de maatregel de N-depositie volledig afvoert, verwaarlozen we deze term in de TEP-berekening. We gaan er vanuit dat er geen aanvoer van N plaatsvindt via het grondwater. Ook nemen wij aan dat N-fixatie een verwaarloosbare rol speelt. Aanvoer van N via overstroming met oppervlaktewater treedt niet op in kalkgraslanden (H6210). In glanshaver- en vossenstaartgraslanden (H6510) kan wel aanvoer van N door overstroming met oppervlaktewater optreden. In overgangs- en trilvenen (H7140) treedt in principe geen overstroming met oppervlaktewater op. Incidentele overstroming wordt wel tot het aanvullend bereik gerekend (Runhaar *et al.*, 2009), maar dit betreft dan slechts een klein deel van het oppervlak. We gaan er ook vanuit dat via

maaien en afvoeren al de levende en dode biomassa verwijderd wordt (dit is een overschatting, in werkelijkheid zal een deel van de, met name dode, biomassa achterblijven).
Indien alleen N-input uit atmosferische depositie komt, is
TEP= N-afvoer via maaien/jaarlijkse N-depositie
en TEP_{KDWov} = N-afvoer via maaien/jaarlijkse KDW-overschrijding

Indien er ook andere bronnen van N zijn, dan is
TEP = N-afvoer via maaien/(som van N-depositie en andere bronnen)
en TEP_{KDWov} = N-afvoer via maaien/(som van de jaarlijkse KDW-overschrijding en andere bronnen)

En indien er ook andere outputs van N zijn, dan is
TEP = N-afvoer via maaien/((som van N-depositie en andere bronnen) – (som andere N-afvoer))

3.5 Methode afleiden kentallen beheerseffecten

Voor het kwantificeren van de hoeveelheid N die door maaien kan worden afgevoerd, zijn kentallen nodig voor de te oogsten biomassaproductie en het N-gehalte. Voor het verzamelen van deze kentallen is gebruik gemaakt van nationale en internationale literatuur. In onderstaande paragrafen wordt de verzamelde informatie per habitattype weergegeven. Daaruit zijn voorlopige kentallen voor oogst en N-gehalte afgeleid: gemiddelde en standaardfout (SE).

3.6 Resultaten

3.6.1 Kalkgraslanden (H6210)

In tabel 3.1 zijn uit een aantal veldonderzoeken de gemeten waarden samengevat voor geoogste biomassa, totaal stikstofgehalte daarvan en stikstofgehalte per gram drooggewicht. De meeste proefvlakken zijn door de auteurs gekarakteriseerd als *Gentiano-Koelerietum* of *Mesobrometum erecti* (dat door Schaminée *et al.*, 1996 als synoniem wordt beschouwd) en behoren dus tot het habitattype. Eén onderzoek (Schaffers *et al.*, 1998) betreft wegbermen met als *Mesobromion* gekarakteriseerde vegetatie. Van deze proefvlakken is niet direct duidelijk in hoeverre ze aan het habitatprofiel voldoen, maar ze vertonen in vergelijking met de andere terreinen geen opvallend hoge waarden. We gaan er daarom vanuit, dat deze dataset min of meer representatief is voor het habitattype binnen Nederland. Daarbij moeten we ons ook realiseren, dat deze graslanden tijdens het onderzoek waarschijnlijk onder invloed stonden van een hoge N-depositie. De N-beschikbaarheid zal dus verhoogd geweest zijn en daardoor mogelijk de biomassaproductie. Oudere gegevens uit Duitsland (*Mesobrometum* met bovengrondse productie van 120-190 g/m^2 (Klapp, 1954, geciteerd in Runhaar, 1989)) lijken dit te bevestigen. In proeven met eenmalig maaien kan de oogst beïnvloed zijn door ophoping van N in de vegetatie. De biomassa- en N-oogst in de langer lopende onderzoeken (Smits *et al.*, 2008; Willems, 1983) is gemiddeld wel lager dan de eenmalige oogsten, maar het verschil is niet enorm en het is vooralsnog niet duidelijk hoe de eenmalige proefvlakken vooraf beheerd waren. We gebruiken de data daarom naast elkaar.

Zowel de biomassaproductie als het N-gehalte van de vegetatie blijkt tussen jaren en tussen verschillende gebieden niet veel te variëren (tabel 3.1). Uit lange-termijnonderzoek is gebleken dat de biomassaproductie varieerde tussen 157 en 353 g/m^2 (Smits *et al.*, 2008), waarden die goed vergelijkbaar zijn met die van Willems uit 1983 (190 – 380 g/m^2) van hetzelfde gebied. Hetzelfde kan gezegd worden voor het N-gehalte van de kalkgraslandvegetatie (in augustus 3,5 – 6,9 g/m^2, oftewel 35 – 69 kg N/ha (tabel 3.1). Gemiddeld over alle in tabel 3.1 vermelde gebieden (tien gebieden in totaal) bedroeg de biomassaproductie (in de zomer) 336 ± S.E. 27 g/m^2. Het N-gehalte was gemiddeld (in zes gebieden) 13,1 ± S.E. 0,8 mg N/g. Door ’s zomers te maaien kan gemiddeld 4539 ± S.E. 548 mg N/m^2 worden afgevoerd (zes gebieden; tabel 3.1). Dit komt overeen met 45,4 kg N/ha.

Onderzoek van Bobbink *et al.*, (1989) toonde aan dat vanaf april de biomassa en de totale N-voorraad in de kalkgraslandvegetatie toenemen en in augustus maximaal zijn om vervolgens te dalen (tabel 3.1). Het N-gehalte (per gram droge biomassa) van de vegetatie neemt van mei tot november juist geleidelijk af (Bobbink *et al.*, 1989). Uit het oogpunt van N-verwijdering is maaien in augustus dus het meest effectief.

Wanneer we uitgaan van éénmaal in de zomer maaien dan kan (op basis van bovenstaande) gemiddeld 45,4 kg N/ha/jaar (3230 mol/ha/jaar) worden afgevoerd. De KDW bedraagt 21,1 kg/ha/jaar (1510 mol/ha/jaar). De afvoer bedraagt dus iets meer dan twee maal de KDW. Wanneer de productie in een terrein lager is, zal natuurlijk minder N worden afgevoerd.

Bij een KDW overschrijding van 100 % (42,2 kg N-depositie) is TEP = 45,4/42,2 = 1,07 jaar; TEP_{KDWov} = 45,4/(42,2-21,1) = 2,14 jaar. De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol N/ha/jaar (14 kg N/ha/jaar) bedraagt dan 1000/3230 = 0,3. De werkelijke effectiviteit hangt natuurlijk af van de lokale situatie.

Gezien de door Bobbink *et al.* (1989) gemeten biomassa in april (tabel 3.1) lijkt vroeg in het voorjaar maaien geen effectieve maatregel. Bij alleen maaien in het najaar wordt minder N afgevoerd, dan bij maaien in augustus, maar gezien de gemeten N-hoeveelheden gaat het toch om een afvoer van één tot meer dan twee maal de KDW.

Regulier beheer
In het concept van de PAS-herstelstrategie (Smits en Bobbink, 2011) wordt gesteld: "Het reguliere (traditionele) beheer van kalkgraslanden bestaat uit begrazing met schapen, eventueel (in combinatie met) maaibeheer of begrazing met koeien". Het profielendocument vermeldt onder de kenmerken van een goede structuur en functie: "Voor de instandhouding van een open en gevarieerde vegetatiestructuur is periodieke kortdurende begrazing nodig. Maaien is in kleinere reservaten een mogelijk alternatief maar heeft als nadeel dat vegetatie eenvormiger wordt. Het dichtgroeien van kalkhellingen wordt versneld door atmosferische depositie van stikstof. Een hoge stikstoftoevoer leidt tot een sterke dominantie van gevinde kortsteel die de vegetatie verstikt. Dominantie van gevinde kortsteel kan worden bestreden door in het midden van de zomer (begin augustus) te maaien." Ook Westhoff en Den Held (1969) spreken alleen over lichte beweiding.

We leiden hieruit af, dat bij lage N-depositie het regulier beheer beweiding is. Met beweiding worden weinig nutriënten afgevoerd, tenzij de schapen 's-nachts worden uitgerasterd. Maaien en afvoeren wordt tegenwoordig wel als beheer toegepast, soms in plaats van begrazing, soms aanvullend om verruiging terug te dringen en dan eigenlijk als PAS-maatregel avant la lettre. Om de in het profielendocument genoemde negatieve invloed op de vegetatiestructuur (en daarmee mogelijk op typische soorten) te voorkomen, dient maaibeheer optimaal te worden ingepast (Smits en Bobbink, 2011). Belangrijk is dat kwetsbare soorten op voldoende plekken tot bloei en zaadzetting kunnen komen en dat er voldoende nectarbronnen en schuilmogelijkheden voor de fauna in het terrein aanwezig blijven. Dit vergt voorzichtig en kleinschalig maatwerk. Smits en Bobbink (2011, par. 5.1) geven hiervoor een aantal aanbevelingen: een beperkt deel van het terrein tegelijk maaien of beweiden (compartimenteren en faseren); eventueel maaien in voorjaar of vroege zomer combineren met extensieve najaarsbegrazing; het ontzien van karakteristieke soorten, gefaseerde verwijdering van opslag en afstemming van het beheer op de lokale situatie. De situatie, dat enerzijds de toegenomen nutriëntenaanvoer intensiever beheer noodzakelijk maakt en anderzijds buiten de reservaten weinig restpopulaties aanwezig zijn vergt kleinschalig en lokaal geoptimaliseerd beheer. Smits en Bobbink (2011) geven aan dat begrazing daarbij meer mogelijkheden biedt voor lokale variatie en karakteristieke insectensoorten. Of daarbij ook voldoende afvoer van nutriënten optreedt, zal uit onderzoek moeten blijken.

Tabel 3.1. *Biomassaproductie (g/m² ± S.E.), N-gehalte (mg/g ± S.E.), en totale hoeveelheid N in de vegetatie (=biomassaproductie * N-gehalte; mg N/m² ± S.E.) in bovengrondse biomassa van het habitattype Kalkgraslanden (H6210). Het moment van maaien, de duur van het onderzoek (indien langer dan 1 jaar) en gebruikte literatuur worden ook weergegeven. Op basis van deze studies zijn ook de gemiddelde waarden weergegeven voor maaien in de zomer.*

Biomassa productie (g/m²)	N-gehalte (mg N/g)	Totale hoeveelheid N (mg N/m²)	Moment van maaien	Duur onderzoek (jaar)	Referentie
274	12.7	3480	augustus	10	Smits *et al.*, 2008
327 ± 24	NA	NA	juli-augustus	7	Willems 1983
ca. 450	NA	NA	augustus		Willems 1983*1
367 ± 17	10.7	3920 ± 118	augustus		Bobbink *et al.*,1988
479 ± 23	13.0	6235 ± 296	augustus		Bobbink *et al.*,1988
49	18.9	918	april		Bobbink *et al.*,1989
125	23.3	2911	mei		Bobbink *et al.*,1989
215	15.7	3386	juni		Bobbink *et al.*,1989
333	12.1	4024	augustus		Bobbink *et al.*,1989
319	11.3	3608	oktober		Bobbink *et al.*,1989
306	11.2	3411	november		Bobbink *et al.*,1989
14	34.6	481	april		Bobbink *et al.*,1989
90	28.3	2555	mei		Bobbink *et al.*,1989
236	20.3	4800	juni		Bobbink *et al.*,1989
382	16.3	6242	augustus		Bobbink *et al.*,1989
264	12.7	3361	oktober		Bobbink *et al.*,1989
222	11.9	2654	november		Bobbink *et al.*,1989
131 ± 18	13.0	1708	oktober		Bobbink 1991
266 ± 9	9.0	2400	oktober		Bobbink 1991
245	13.6	3333	?*2		Schaffers *et al.*, 1998
248 ± 23	NA	NA	juli		Bobbink & Willems 1987
253 ± 21	NA	NA	augustus		Bobbink *et al.*,1987
405 ± 29	NA	NA	november		Bobbink *et al.*,1987*3
Gemiddelde bij maaien in juli-augustus					
336.1 ± 27					Gem. over tien gebieden
	13.1 ± 0.8	4539 ± 548		6	Gem. over zes gebieden

Opmerkingen bij tabel:
*1: proefvlakken werden niet beheerd (geen maaien of begrazen)
*2: hoogtepunt groeiseizoen
*3: gemaaid in november gedurende laatste drie jaren onderzoek
NA: geen gegevens over dit aspect aanwezig

3.6.2 Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (H6510)

Dit habitattype bestaat uit twee subtypen (A en B). Maaien wordt in de concepten van de herstelstrategieteksten voor beide subtypen genoemd (Adams *et al.*, 2011a en Adams *et al.*, 2011b). In tabel 3.2 zijn in de literatuur gevonden waarden samengevat voor de biomassaproductie, totale stikstofgehalte daarvan en het stikstofgehalte per gram drooggewicht. Voor subtype B is slechts één publicatie met biomassagegevens gevonden. Voor subtype A konden meer gegevens worden verzameld. De proefvlakken zijn door de auteurs gekarakteriseerd als Arhenateretum elatioris resp. Fritillario-Alopecuretum. We gaan er daarom vanuit, dat ze tot het habitattype behoren. Wel moet worden opgemerkt, dat de gegevens van Schaffers *et al.* (1998) wegbermen betreffen. De meeste gegevens in tabel 3.2 betreffen een eenmalige oogst laat in het voorjaar (ongeveer peak standing crop). Soms worden de graslanden uit dit habitattype twee maal per jaar gemaaid en zal er dus meer afvoer plaatsvinden. In een aantal getallen uit Schaffers *et al.* (1998) is behalve twee maaibeurten ook de najaarsgroei meegerekend.

In tegenstelling tot de hierboven behandelde kalkgraslanden was de variatie in biomassa van het habitattype Glanshaver- en vossenstaarthooilanden zowel tussen jaren als tussen locaties juist heel groot (tabel 3.2). Beltman *et al.* (2007) lieten voor subtype A zien dat de bij de maaibeurt geoogste biomassa in een periodiek overstroomde uiterwaard kon variëren tussen 278 en 1045 g/m^2, met de hoogste waarden in de jaren na overstromingen. Binnen een jaar bereikt de vegetatie haar maximale biomassaproductie in juni en blijft tot september ongeveer constant (Oomes & Mooi 1981). Glanshaverhooilanden worden jaarlijks een- of tweemaal gemaaid, afhankelijk van de productie. De verschillen in productie tussen de subassociaties zijn groot. De bij de eenmalige maaibeurt geoogste hoeveelheid varieert in de data van 100 tot 550 g/m2 droge stof en van 1,4 tot 8,7 g N/m2 (14 - 87 kg N/ha). De jaarrond maximaal oogstbare N (inclusief najaarsgroei) in het onderzoek van Schaffers et al (1998) bedroeg 5 resp. 10 g N/m2 (50 - 100 kg N/ha/jr). Dit lijkt weinig in verhouding tot de getallen van de eenmalige snede; mogelijk heeft dit te maken met verschil in beheer (tweemaal maaien, niet bemest, niet overstroomd).

De KDW voor glanshaverhooilanden (subtype A) bedraagt 19,4 kg N/ha/jr . Gezien bovenstaande getallen per maaibeurt wordt dus minder dan de KDW tot meer dan vier maal de KDW afgevoerd. Bij een KDW-overschrijding van 100 % ligt TEP voor afvoer van alleen depositie (overstromingsinvloed dus niet inbegrepen) via zomermaaien tussen (14/2x19,4) = 0,4 en (87/2x19,4) = 2,2 jaar. De TEP_{KDWov} ligt tussen (14/19,4)= 0,7 en (14/87) = 4,4 jaar. De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol/ha/jr (14 kg N/ha/jr) ligt dan tussen 14/14 =1x per jaar en 14/87 = 0,16 x per jaar. De werkelijke effectiviteit hangt af van de lokale situatie. Daarbij dient ook de input via overstroming te worden betrokken. Daarnaast is de vraag hoe intensief het reguliere maaibeheer (zonder KDW-overschrijding) zou zijn en of intensiever maaibeheer niet ten koste gaat van de soortensamenstelling.

De door Schaffers *et al.* (1998) berekende maximale jaarlijkse afvoer in twee voorbeelden van grote vossenstaartgraslanden bedroeg 50 resp. 102 kg N/ha/jaar. De KDW voor dit habitattype bedraagt 21,5 kg N/ha/jr. Met dit intensieve maaibeheer (2x regulier + najaarsoogst) zou op basis van deze getallen tussen twee en vijf maal de KDW-hoeveelheid worden afgevoerd. De werkelijke effectiviteit hangt af van de lokale situatie en het reguliere beheer (zonder KDW-overschrijding). Daarbij dient ook de input via overstroming te worden betrokken.

In dit habitattype behoort jaarlijks maaien en afvoeren tot het reguliere beheer. De maaifrequentie van het regulier beheer hangt af van de voedselrijkdom van de bodem (in een situatie zonder KDW-overschrijding). Op zandige, relatief schrale, bodems waar normaal maar een maal per jaar gemaaid zou worden kan een extra maaibeurt als herstelbeheer worden overwogen. Op voedselrijkere bodems, waar al twee maal per jaar gemaaid wordt, is het de vraag of in het groeiseizoen een extra maaibeurt mogelijk is. Wellicht is dit in zachte najaren/winters wel mogelijk. Bij intensivering van het maaibeheer dient maatwerk te worden geleverd ten aanzien van karakteristieke flora en fauna.

Tabel 3.2. *Biomassaproductie (g/m^2 ± S.E.), N-gehalte (mg/g ± S.E.), en totale hoeveelheid N in de vegetatie (=biomassaproductie * N-gehalte; mg N/m^2 ± S.E.) in bovengrondse biomassa van het habitattype Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (H6510). Het moment van maaien, de duur van het onderzoek (indien langer dan 1 jaar) en gebruikte literatuur worden ook weergegeven.*

Biomassa (g/m²)	N-gehalte (mg N/g)	Totale hoeveelheid N (mg N/m²)	Moment van maaien	Duur onderzoek (jaar)	Referentie
H6510A: Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (glanshaver)					
Biomassa eenmalige snede					
550 ± 37	15.9	8737	1x juni	21	Beltman *et al.*, 2007
220	12.7	2794	1x mei-juni		Schaffers *et al.*, 1998
100	13.5	1350	1x mei-juni		Schaffers *et al.*, 1998
330	13.1	4323	1x mei-juni		Schaffers *et al.*, 1998
560-610	NA	NA	juni + sept.		Oomes & Mooi 1981
285 ± 29	NA	NA	1x mei	6	Oomes & Mooi 1981
457 ± 19	NA	NA	1x juni	6	Oomes & Mooi 1981
427 ± 25	NA	NA	1x augustus	6	Oomes & Mooi 1981
455 ± 56	NA	NA	1x sept.	6	Oomes & Mooi 1981
Biomassaoogst jaarrond					
571	17.9	10208	2 x*1		Schaffers *et al.*, 1998
380		5000	2 x*1		Schaffers *et al.*, 1998
H6510B: Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (grote vossenstaart)					
1000	21.5	21458	2x*1	2	Schaffers *et al.*, 1998*2
571	17.5	10000	2x*1	3	Schaffers *et al.*, 1998*3

Opmerkingen bij tabel:
*1: in deze getallen is ook najaarsgroei meegerekend
*2: gefragmenteerde gebieden
*3: goed ontwikkelde gebieden
NA: geen gegevens over dit aspect aanwezig

3.6.3 Overgangs- en trilvenen (H7140)

Binnen het habitattype Overgangs- en trilvenen (H7140) worden twee subtypen onderscheiden: trilvenen (H7140A) en veenmosrietlanden (H7140B). Beide subtypen ontlopen elkaar niet veel wat biomassaproductie en N-gehalte betreft (tabel 3.3). Biomassaproductie van trilvenen varieerde tussen 193 en 583 g/m² en was gemiddeld 287 ± S.E. 15 g/m² (negen gebieden) (tabel 3.3). Het N-gehalte van de vegetatie was gemiddeld 12.7 ± S.E. 0, 5 mg/g (tien gebieden). De hoeveelheid N die door 's zomers maaien (van vaatplanten) kan worden afgevoerd, varieerde tussen 2600 en 6600 mg N/m² (26 - 66 kg N/ha) en kan hiermee worden geschat op gemiddeld 3912 ± S.E. 372 mg/m² (39 kg N/ha/jr). Voor veenmosrietlanden waren de gemiddelde biomassaproductie, het N-gehalte en de hoeveelheid af te voeren N respectievelijk 257 ± S.E. 20 g/m² (vijf gebieden), 10.3 ± S.E. 0.4 mg N/g (vijf gebieden) en 2737 ± S.E. 261 mg N/m² (27 kg N/ha/jr; variatie: 2400 - 3760 mg/m2 oftewel 24 - 38 kg N/ha) (zes gebieden). Voor veenmosrietlanden, waarvoor in de herstelstrategie onderscheid gemaakt wordt tussen zomermaaien en maaien in de herfst/ winter (Van Dobben *et al.*, 2011b), vermelden Vermeer & Joosten (1992) dat maaien in september of oktober minder nutriënten verwijderde dan maaien in juli.

Langjarig onderzoek aan dit habitattype ontbreekt. Uit onderzoek van Verhoeven *et al.*, (1996) naar beide subtypen in twee afzonderlijke jaren (1981 en 1988) bleek, dat in zes van de acht proefvlakken met trilvenen gedurende deze periode een lichte maar significante toename in biomassaproductie door vaatplanten werd gemeten. Deze toename kan waarschijnlijk aan N-depositie worden toegeschreven

(Verhoeven *et al.*, 1996). In twee proefvlakken met veenmosrietland (*Phragmites-Sphagnum fallax*-vegetatie) werd een tegengestelde reactie gevonden. Biomassaproductie door vaatplanten daalde sterk (van 434 naar 39 g/m² in het ene proefvlak en van 285 naar 211 g/m² in het andere proefvlak). Deze daling correspondeerde met een snelle toename van de mosbiomassa (Verhoeven *et al.*, 1996). Ook had de moslaag een hoger N-gehalte dan de aanwezige vaatplanten (Verhoeven *et al.*, 1996). In veenmosrietland bevat de moslaag een significant deel van het aanwezig N in de vegetatie. In de studie van Verhoeven *et al.* (1996) was dit gemiddeld 42%, vergelijkbaar met de ca. 40% die door Koerselman *et al.* (1990) werd gevonden. Veenmossen houden regenwater vast en scheiden zuur af en versterken daardoor de verzuring. Dit effect wordt versterkt doordat sommige veenmossoorten onder invloed van N-depositie sneller groeien. Dit effect, waarbij veenmossen de slaapmossen verdringen, treedt op veel plaatsen in Nederland op (Deskundigencommissie Binnenveld, 2012). Veenmossen kunnen daarbij in korte tijd decimeters dikke pakketten vormen. Door veenmos trekken kan dit proces vertraagd worden. Gegevens over de effectiviteit (in termen van N-afvoer) waren binnen dit onderzoek niet beschikbaar.

De KDW voor trilvenen bedraagt 17 kg N/ha/jr, voor veenmosrietlanden 10 kg N/ha/jr. Gezien bovenstaande getallen wordt met eenmaal maaien in trilvenen dus tussen 1,5 en 3,9 maal de KDW afgevoerd en in veenmosrietlanden tussen 2,4 en 3,8 maal de KDW. Bij een KDW-overschrijding van 100% in trilvenen ligt de TEP voor afvoer van alleen depositie (andere input dus niet inbegrepen) via zomermaaien tussen (26/2x17) = 0,8 en (66/2x17) = 1,9 jaar en de TEP_{KDWov} tussen (26/17)= 1,5 en (66/17) = 3,9 jaar. Bij een KDW-overschrijding van 100% in veenmosrietlanden ligt de TEP voor afvoer van alleen depositie (andere input dus niet inbegrepen) via zomermaaien tussen (24/2x10) = 1,2 en (38/2x10) = 1,9 jaar en de TEP_{KDWov} tussen (24/10)= 2,4 en (38/10) = 3,8 jaar. De benodigde maaifrequentie voor het mitigeren van een depositie van 1000 mol/ha/jr (14 kg N/ha/jr) ligt dan voor trilvenen tussen 0,2 en 0,5 maal per jaar en voor veenmosrietlanden tussen 0,4 en 0,6 x per jaar. De werkelijke effectiviteit hangt af van de lokale situatie. Daarbij dient ook de input via grondwater of overstroming te worden betrokken.

Regulier beheer

In trilvenen is het reguliere beheer van kraggeverlandingen van laagveenmoerassen maaien in de nazomer zodra de draagkracht van de kragge dit toelaat (Van Dobben *et al.*, 2011a). Gebeurt dit niet, dan treedt op den duur successie op naar broekbos. In beekdalen bestaat het beheer momenteel eveneens grotendeels uit maaien in de nazomer, maar sommige locaties worden niet meer gemaaid. Ongestoorde grondwatergevoede trilvenen in beekdalen kunnen ook zonder beheer eeuwenlang in stand blijven, omdat de standplaats te nat en te voedselarm is voor opslag van bomen (Van Dobben et al., 2011a). Welk vegetatiebeheer in de Nederlandse beekdaltrilvenen gewenst is (wel of niet maaien), is momenteel niet duidelijk en wordt gedurende 2009-2014 onderzocht in het OBN-onderzoeksprogramma. Behalve dat maaibeheer de ontwikkeling naar bos tegengaat en zorgt voor de afvoer van nutriënten, kan het ook negatieve effecten hebben op het habitattype omdat de ontwikkeling van de moslaag, microstructuren en mogelijk ook de faunadiversiteit worden belemmerd (Van Dobben et al., 2011a). Meer dan een maal per jaar maaien lijkt in dit habitattype niet zinvol, aangezien weinig najaarsaangroei optreedt. De biomassaproductie en de opslag van struiken kan wel toenemen als gevolg van N-depositie. Daarmee neemt de noodzaak toe van jaarlijks maaien en afvoeren. De grens tussen regulier beheer en noodzakelijke PAS-maatregel is daarmee gradueel.

In veenmosrietlanden is het reguliere beheer maaien van het riet (Van Dobben et al, 2011b). Gebeurt dit niet, dan gaat - afhankelijk van de waterkwaliteit - veenmosrietland over in wilgen- en elzenbroekbos (mesotroof of eutroof), zoomvormende ruigten (eutroof) of berkenbroek en gagelstruweel (oligotroof, vaak wat zuurdere bodems). Het tijdstip van maaien is essentieel: maaien tijdens het groeiseizoen wordt door Riet niet verdragen en daarom treedt bij zomermaaien successie op naar Moerasheide (H4010B) (Van Dobben et al, 2011b). Bij herfst- of wintermaaien kan veenmosrietland langdurig in stand blijven omdat dan de successie wordt tegengehouden, maar in de praktijk heeft de afgelopen decennia op grote schaal successie naar broekbos plaatsgevonden door onvoldoende beheer, en waarschijnlijk versneld door stikstofdepositie. Alleen de meest voedselarme veenmosrietlanden kunnen ook zonder beheer nog lang standhouden (Van Dobben et al., 2011b), maar onder invloed van N-depositie zullen ze waarschijnlijk toch dichtgroeien. Later in het jaar nogmaals maaien lijkt in dit habitattype niet zinvol,

aangezien weinig najaarsaangroei optreedt. Eerder in de zomer maaien om extra N af te voeren en te hoog riet terug te dringen is wel mogelijk als herstelmaatregel, maar alleen tijdelijk vanwege het risico van het te sterk terugdringen van riet (med. D.Bal). De biomassaproductie (o.a. Pijpenstrootje) en de opslag van struiken kunnen toenemen als gevolg van N-depositie. Daarmee neemt de noodzaak toe van jaarlijks maaien om strooiselophoping en daarmee samengaande eutrofiëring en verzuring en om de opslag van struiken tegen te gaan. De grens tussen regulier beheer en noodzakelijke PAS-maatregel is daarmee gradueel.

Tabel 3.3. *Biomassaproductie (g/m² ± S.E.), N-gehalte (mg/g ± S.E.), en totale hoeveelheid N in de vegetatie (=biomassaproductie * N-gehalte; mg N/m² ± S.E.) in bovengrondse biomassa van het habitattype Overgangs- en trilvenen (H7140). Het moment van maaien, de duur van het onderzoek (indien langer dan 1 jaar) en gebruikte literatuur worden ook weergegeven. Op basis van deze studies zijn ook de gemiddelde waarden weergegeven voor maaien in de zomer.*

Biomassa productie (g/m²)	**N-gehalte (mg N/g)**	**Totale hoeveelheid N (mg N/m²)**	**Moment van maaien**	**Duur onderzoek (jaar)**	**Referentie**
H7140_A Overgangs- en trilvenen (trilvenen)					
NA	NA	6590	juli?	3	Koerselman *et al.*,1990
583*2	16.2*2	9473*2	juli	3	Koerselman *et al.*,1990
339 ± 33	14.9	5040 ± 555	juli-augustus		Wassen & Olde Venterink 2006
NA	14.2	NA			Verhoeven *et al.*,1996b
268	13.3	3532	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
311	13.3	4065	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
289	13.3	3802	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
285	12.2	3473	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
350	11.5	4046	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
291	10.8	3305	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
258	10.0	2665	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
193	13.7	2607	juli	2	Verhoeven *et al.*,1996
Gemiddelde bij maaien in zomer (ongeveer in juli)					
287 ± 15					Gem. over negen gebieden
	12.7 ± 0.5	3912 ± 372			Gem. over tien gebieden
H7140B Overgangs- en trilvenen (Veenmosrietlanden)					
NA	NA	3760*1	juli?	3 x 3	Koerselman *et al.*,1990
694 ± 126*2	12.2*2	8430 ± 1481*2	juli	3 x 3	Koerselman *et al.*,1990
248	10.8	2677	juli	7 x 2	Verhoeven *et al.*,1996

236	11.2	2464	juli	7 x 2	Verhoeven *et al.*,1996
219	10.8	2397	juli	7 x 2	Verhoeven *et al.*,1996*3
252	9.4	2387	juli	7 x 2	Verhoeven *et al.*,1996*3
332	9.5	2950	juli	7 x 2	Verhoeven *et al.*,1996*3
Gemiddelde bij maaien in zomer (ongeveer in juli)					
257 ± 20	10.3 ± 0.4				Gem. over vijf gebieden
		2737 ± 261			Gem. over zes gebieden

Opmerkingen bij tabel:
*2: Inclusief mosbiomassa
*3: Vegetatie bestond uit *Carex lasiocarpa - Sphagnum* (vergelijkbaar met type 10-RG3-[10])
NA: geen gegevens over dit aspect aanwezig

3.7 Discussie

De hoeveelheid N die door maaien (in de zomer) kan worden afgevoerd varieert sterk tussen, maar vaak ook binnen habitattypen (tabellen 3.1 – 3.3). Vooral in het habitattype Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (H6510) is deze variatie groot. Dit is een gevolg van het feit dat de subassociaties binnen dit habitattype verschillen in standplaats variërend van matig droge, zavelige gronden tot natte, kleïge gronden dicht langs rivieren die regelmatig overstroomd worden, waarbij voedselrijk slib kan worden afgezet. De in tabel 3.2 vermelde gemiddelde waarden kunnen dus niet voor alle glanshaver- en vossenstaarthooilanden worden gebruikt, maar er moet rekening worden gehouden met locatiespecifieke dynamiek in nutriëntenstromen.
In kalkgraslanden (H6120) is de variatie in gemiddelde hoeveelheid afgevoerd N door maaien daarentegen relatief klein, zowel tussen verschillende gebieden als tussen opeenvolgende jaren in hetzelfde gebied. De in tabel 3.1 weergegeven gemiddelde waarden kunnen daarom vermoedelijk ook in andere kalkgraslanden worden toegepast.

De kenmerkende (veen)moslaag in veenmosrietlanden (H7140B) kan veel N bevatten en fungeert daarmee als een grote 'sink' voor N. Dit opgeslagen N zal maar beperkt door maaien kunnen worden afgevoerd. Hierdoor neemt de effectiviteit van maaien als manier om N te verwijderen af bij toenemende groei van de moslaag. Bij het bepalen van de N-verwijdering door maaien in dit habitattype moet daarom rekening worden gehouden met de mate van ontwikkeling van de moslaag en met factoren die de ontwikkelsnelheid van de moslaag bepalen. Veenmos trekken is een mogelijkheid om extra N af te voeren en bovendien de versnelde verzuring door veenmossen te remmen. Kwantitatieve gegevens over de effectiviteit van deze maatregel ontbraken tijdens dit onderzoek. Deze maatregel zou nader uitgewerkt moeten worden.

De frequentie en het tijdstip van maaien zijn essentiële factoren bij het bepalen van de hoeveelheid nutriënten die door maaien kan worden afgevoerd. Nutriëntengehaltes in bovengrondse biomassa fluctueren gedurende het groeiseizoen, met in het algemeen een dalende trend in de tijd als gevolg van verdunning van de gehaltes in opgroeiende planten en door reallocatie van nutriënten van bovengrondse naar ondergrondse biomassa (tabel 3.1; Chapin III *et al.*, 1980, Bobbink *et al.*,1988). Dit betekent dat maaien laat in het groeiseizoen weliswaar een grotere biomassa aan plantmateriaal zal verwijderen, maar dat vanwege het lagere N-gehalte van de vegetatie dit toch kan resulteren in een lagere totale hoeveelheid afgevoerde nutriënten. Ook zal laat maaien minder effectief zijn doordat een deel van de bovengrondse biomassa afsterft en als strooisel in de bodem achterblijft.

Het nutriëntengehalte in bovengrondse biomassa dat na maaien aangroeit, kan hoger zijn dan het gehalte voor het maaien (Olff *et al.*, 1994, Güsewell 2003). Dit betekent dat meermaals maaien in het jaar

de effectiviteit van nutriëntenafvoer door maaien kan verhogen. Güsewell (2003) toonde bijvoorbeeld aan dat in een Zwitsers blauwgrasland een combinatie van maaien in juni en september meer N afvoerde dan maaien in september alleen (een verhoging van 6,8 naar 8,0 g/m^2). Dit ondanks het feit dat de totale hoeveelheid biomassa die werd afgevoerd daalde van 561,1 to 502,4 g/m^2. De verhoging van het N-gehalte na maaien compenseerde deze biomassa daling ruimschoots (in Riet nam het N-gehalte toe van 14,64 naar 21,90 mg/g, en in overige soorten van 14,25 naar 20,32 mg/g).

Hierbij moet men zich wel realiseren dat de frequentie en het moment van maaien niet alleen de biomassaproductie beïnvloedt, maar ook anders ecosysteemfuncties. Bissels *et al.* (2006) vonden bijvoorbeeld dat het succes van kieming en vestiging significant werden beïnvloed door het maaibeheer in overstromingsgraslanden en dat het meest optimale maaimoment verschilde tussen de zes onderzochte plantensoorten. Dergelijke soortspecifieke reacties op maaien kunnen er toe leiden dat verschillend maaibeheer resulteert in verschillen in soortensamenstelling zoals is gevonden in glanshaverhooilanden Oomes & Mooi 1981), kalkgraslanden (Bobbink *et al.*,1987), en in Zwitserse blauwgraslandlanden (Gusewell 2003). Ook kan het voor de fauna nadelig zijn, als de vegetatie of een specifieke waardplant op een verkeerd moment in het jaar gemaaid wordt. Vaker of op een ander tijdstip maaien kan dus negatieve effecten hebben op flora en fauna. Dit risico wordt in de herstelstrategieën ook genoemd en dient bij het opstellen van een maatregelpakket te worden meegewogen.

De effectiviteit van maaien als beheermaatregel om nutriënten (met name N) af te voeren, wordt bepaald door o.a. de hoogte van atmosferische N-depositie en (eventueel door maaien verhoogde) uitspoeling van N (Härdtle *et al.*, 2006). Härdtle *et al.* (2006) formuleerden op basis hiervan het concept 'Theoretisch Effectieve Periode' of kortweg TEP. Dorland en Van Loon (2011) beschreven al dat voor Grijze duinen deze TEP ca. 3.6 jaar bedraagt. Via maaien (en afvoeren) kan dus een hoeveelheid N worden afgevoerd die equivalent is aan ca. 3,6 jaar atmosferische N-depositie, oftewel maaien zou in dat geval om de 3,5 jaar moeten worden herhaald. Voor de in dit hoofdstuk behandelde habitattypen is zijn grootteordes voor de TEP berekend op basis van gemiddelde afvoer bij maaibeheer en een KDW-overschrijding van 100%. Om de werkelijke TEP te kunnen berekenen is gebiedsspecifieke informatie nodig over atmosferische N-depositie, biamassaproductie en N-gehalte en eventuele N-uitspoeling.

3.8 Literatuur

Achermann, B. & R. Bobbink eds. (2003). Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne, 327 pp.

Adams, A.S., K.V. Sykora & N.A.C. Smits (2011). Herstelstrategie H6510A: Glanshaver- en vossenstaarthooilanden (glanshaver). In: Smits *et al.* (in voorbereiding): Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats.

Adams, A.S., A. Corporaal, H. Sluiter & N.A.C. Smits (2011). Herstelstrategie H6510B: Glanshaver- en vossenstaart-hooilanden (grote vossenstaart). In: Smits *et al.* (in voorbereiding): Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats.

Beltman, B., Willems, J.H., Busewell, S. (2007). Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *Journal of Vegetation Science 18: 625-634, 2007*

Bissels, S., Donath, T.W., Holzel, N. Otte, A. (2006). Effects of different mowing regines on seedling recruitment in alluvial grasslands. Basic and Applied Ecology 7: 433-442.

Bobbink, R. (1991). Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. Journal of Applied Ecology 28: 28-41.

Bobbink, R. & Willems, J. (1987). Increasing dominance of Brachypodium pinnatum (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. Biological Conservation 40: 301-314.

Bobbink, R., Bik, L. & Willems, J.H. (1988) Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. Acta Botanica Neerlandica 37: 231-242.

Bobbink, R., Den Dubbelden, K. & Willems, J.H. (1989) Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. Oikos 55: 216-224.

Chapin III, S., Johnson, D.A., McKendrick, J.D. (1980). Seasonal movement of nutrients in plants of different growth form in an Alaskan tundra ecosystem: Implication for herbivory. Journal of Ecology 68: 189-209.

Deskundigencommissie Binnenveld, 2012: Advies PAS categorisering N2000 Binnenveld. Dienst Landelijk Gebied, Regio Oost, Arnhem

Dorland en Van Loon (2011). Verkenning kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof. KWR 2011.008.

Güsewell, S. (2003). Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. Wetlands Ecology and Management 11: 433-445.

Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Assmann, T., Fottner, S. (2006). Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? Journal of Applied Ecology, 43, 759–769.

Klapp, E., (1954). Erträge von Pflanzengesellschaften in Beziehung zu Grundwasser und Nährstoffversorgung. In: Tüxen, R. (1954) (red): Angewandte Pflazensoziologie 8: 137-148. Stolzenau am Weser

Koerselman, W., Bakker, S.A., Blom, M. (1990). Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. Journal of Ecology 78: 428-442.

Kooijman, A.M., Besse, M. & Haak, R. (2005) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen: eindrapport Fase 2. Ministerie van LNV. Rapport DK 2005/dkoo8-O, 158pp.

Kooijman, A.M., Noordijk., H., Van Hinsberg, A. en Cusell, C. (2009) Stikstofdepositie in de duinen: een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones. Rapport Universiteit van Amsterdam, i.o.n. Waternet, Dunea en PWN.

Ministerie van LNV (2008). Profielen habitattypen versie 1 september 2008.

Olff, H., Berendse, F. & de Visser, W. (1994). Changes in nitrogen mineralization, tissue nitrogen concentrations and biomass compartimentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. Journal of Ecology 82: 611–620.

Oomes, H.J.M. & Mooi, H. (1981). The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. Vegetatio 47: 233-239.

Runhaar, J. 1989: Toetsing van het ecotopensysteem I: Hoofdrapport. cml-mededeling 48a, Leiden

Runhaar, J., Jalink, M.H., H. Hunneman en J.P.M. Witte (KWR), S.M. Hennekens (Alterra)2009: Ecologische Vereisten Habitattypen. Rapport KWR 09.018 en Acces-Database, website ministerie van LNV.

Schaffers, A. P., Vesseur, M. C., Sykora, K. V. (1998). Effects of Delayed Hay Removal on the Nutrient Balance of Roadside Plant Communities. Journal of Applied Ecology 35: 349-364.

Smits, N.A.C., Willems, J.H. & Bobbink, R. (2008). Long-term after-effects of fertilization on the restoration of calcareous grasslands. Applied Vegetation Science 11: 279-286.

Smits, N.A.C. & Bobbink,R. (2011). Herstelstrategie H6210: Kalkgraslanden In: Smits et al. (in voorbereiding): Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats.

Van Dobben, H.F., A. Barendregt & N.A.C. Smits (2011a). Herstelstrategie H7140_A: Overgangs- en trilveen (Trilvenen). In: Smits *et al.* (in voorbereiding): Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats.

Van Dobben, H.F., A. Barendregt, N.A.C. Smits & R. van 't Veer (2011b). Herstelstrategie H7140_B: Overgangs- en trilveen (Veenmosrietland). In: Smits *et al.* (in voorbereiding): Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats.

Vermeer, J.G. & Joosten, J.H.J. (1992). Conservation and management of bog and fen reserved in the Netherlands. In: Verhoeven, J.T.A., Ed., Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp.433-478.

Verhoeven J.T.A., Beltman, B., de Caluwe, H. (1996). Changes in plant biomass in fens in the Vechtplassen area, as related to nutrient enrichment. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 30: 227-237.

Verhoeven J.T.A., Keuter, A., van Logtestijn, R., van Kerkhoven, M.B., Wassen, M. (1996b). Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: a comparison of Dutch and Polish sites. Journal of Ecology 84: 647-656.

Wassen, M.J. & Olde Venterink, H. (2006). Comparison of nitrogen and phosphorus fluxes in some European fens and floodplains. Applied Vegetation Science 9: 213-222.

Willems, J.H. (1983). Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. Vegetatio 52: 171-180.

4 Relatie tussen soortenaantal en stikstofdepositie

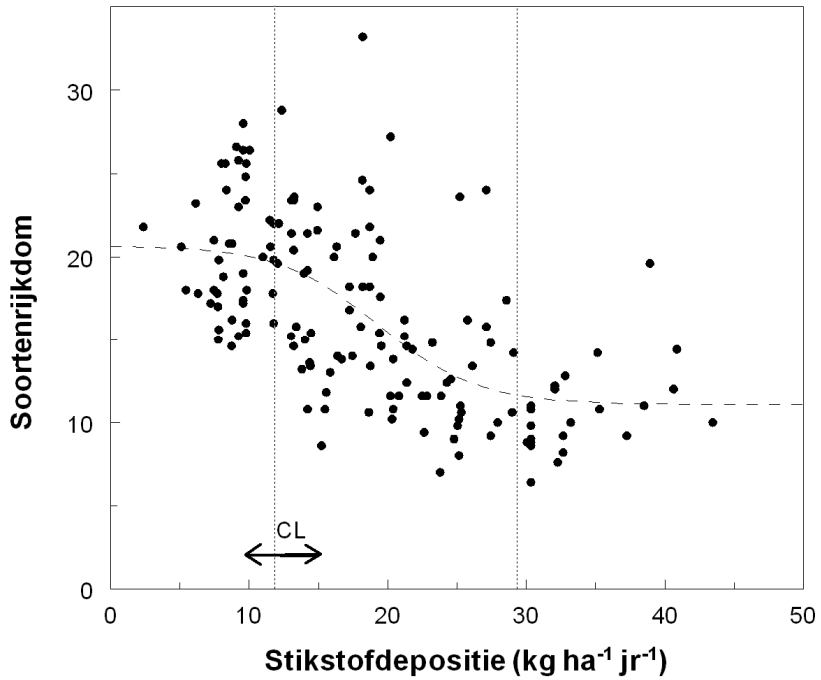
4.1 Doel

Het doel van dit hoofdstuk is het kwantificeren van de relatie tussen soortenaantal en stikstofdepositie voor Natura 2000-habitattypen die zeer gevoelig zijn voor stikstof (N). Een beter begrip van deze relatie geeft verdere onderbouwing van de kritische depositiewaarden van habitattypen. Zo kan worden bepaald bij welke depositiewaarde het aantal soorten significant afneemt, in welk depositietraject de daling van het aantal soorten het grootst is, en bij welke waarde geen verdere afname van het soortenaantal optreedt. Deze depositiewaarden kunnen vervolgens worden vergeleken met de actuele en voorspelde stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden.

In dit hoofdstuk is gekozen voor habitattypen met een kritische depositiewaarde (KDW) voor N die lager of gelijk is aan 1000 mol N/ha/jr.

4.2 Achtergrond

In veel van nature voedselarme habitattypen heeft de jarenlange (zeer) hoge N-depositie geleid tot een achteruitgang van de soortenrijkdom (o.a. Tamis *et al.*, 2001). Vanwege de vermestende en verzurende effecten van N-depositie zijn de bodemchemische omstandigheden zo danig verslechterd dat veel zeldzame en typische soorten van deze habitattypen verdwenen zijn. Een klein aantal soorten kon van de toegenomen nutriëntenbeschikbaarheid profiteren en is in aantal en bedekking toegenomen. Wat precies de relatie tussen N-depositie en soortenrijkdom van een habitattype is, is slechts voor enkele habitattypen bekend, zoals bijvoorbeeld voor Heischrale graslanden (H6230), zie figuur 4.1.



Figuur 4.1. Sigmoïde verband tussen soortenrijkdom en stikstofdepositie.. Elk meetpunt is het gemiddelde aantal soorten van vijf proefvlakken van 2 x 2 m. De verticale stippellijnen geven de stikstofdepositie waarden aan waarbij het aantal soorten respectievelijk begint af te nemen en weer stabiel wordt. CL staat voor 'critical load' en bedraagt voor dit habitattype 10-15 kg N ha^{-1} jr^{-1} (uit Dorland en Van Loon, 2011, bewerkt naar Stevens et al., 2010).

De herstelstrategieteksten die in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof zijn opgesteld, beschrijven de vermestende en verzurende effecten van N-depositie op N-gevoelige habitattypen meestal op kwalitatieve wijze. Kwantificering van deze effecten ontbreekt veelal en bij deze beschrijvingen wordt weinig gebruik gemaakt van internationale literatuur.

In dit hoofdstuk wordt de relatie tussen N-depositie en soortenrijkdom voor een aantal N-gevoelige habitattypen nader geduid.

4.3 Methode

Allereerst is vastgesteld welke Natura 2000-habitattypen het gevoeligst zijn voor N-depositie (KDW ≤ 1000 mol N/ha/jr; tabel 4.1). Van deze habitattypen is bekeken tot welke internationale EUNIS vegetatietypen zij behoren en wat de Europees vastgestelde KDW-en zijn ('Empirical critical loads'; tabel 4.1). De recent verschenen update van de internationale KDW-en (Bobbink en Hettelingh, 2011) is als basis gebruikt voor een inschatting voor welke habitattypen voldoende literatuur beschikbaar is om de relatie tussen soortenrijkdom en N-depositie te verduidelijken (tabel 4.1). Er waren binnen dit project geen middelen beschikbaar om in aanvulling op de in dit rapport vermelde literatuur naar andere publicaties over dit onderwerp te zoeken. Binnen de beschikbare literatuur is gezocht naar informatie over vaatplant- of mossoorten die als typische soort genoemd zijn voor een habitattype (volgens Natura 2000-profieldocumenten), of gelden als kenmerkende soort voor een vegetatietype (naar Vegetatie van Nederland). Een achteruitgang in voorkomen van deze soorten als gevolg van N-depositie betekent een vermindering in kwaliteit van het habitattype. Ook kan er sprake zijn van kwaliteitsvermindering door een verschuiving van vegetatietypen die goede habitatkwaliteit indiceren naar vegetatietypen indicatief zijn voor matig ontwikkelde habitattypen. In het uiterste geval kan de vegetatie zoveel kenmerkende soorten hebben verloren dat het resterende vegetatietype niet langer kwalificeert voor het habitattype. Er is dan niet alleen sprake van kwaliteitsvermindering, maar ook van verlies van areaal van het habitattype.

Tabel 4.1. Vertaling van de habitattypen naar EUNIS-vegetatietypen met bijbehorende Europese kritische depositiewaarden ('critical loads' naar Bobbink en Hettelingh, 2011), en nationale KDW volgens Van Dobben en Van Hinsberg (2008). Ook is aangegeven voor welke habitattypen voldoende literatuur aanwezig is om een nadere kwantificering van de relatie tussen soortenrijkdom en N-depositie weer te geven. Hiervoor is het rapport van Bobbink en Hettelingh (2011) als basis gebruikt.

Code en naam van het habitattype	EUNIS code	'Critical loads' (kg N ha/jr en *mol N/ha/jr*	Kwantificering mogelijk?	KDW (kg N ha/jr en *mol N/ha/jr*
H2130B Grijze duinen (kalkarm)	B1.4 Coastal stable dune grasslands (grey dunes)	8-15 / *570-1070*	Ja	13,1 / *940*
H2130C Grijze duinen (heischraal)	B1.4 Coastal stable dune grasslands (grey dunes)	8-15 / *570-1070*	Zie 2130B	10,8 / *770*
H2190A Vochtige duinvalleien (open water)	C1.16 Dune slack pools (permanent oligotrophic waters)	10-20 / *710-1430*	Nee	14,0 / *1000*
H2330 Zandverstuivingen	E1.94 Inland dune pioneer Grasslands (en: inland dune siliceous grasslands (E1.95)	8-15/ *570-1070*	Nee	10,4 / *740*
H3110 Zeer zwakgebufferde vennen	C1.1 soft-water lakes in: Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools (including soft-water lakes)	3-10 / *210-710*	Wellicht voor isoetide soorten	5,8 / *410*
H3130 Zwakgebufferde vennen	C1.1 soft-water lakes in: Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools (including soft-water lakes)	3-10/ *210-710*	Zie 3110	5,8 / *410*
H3140 Kranswierwateren			Nee	5,8 / *410*
H3160 Zure vennen	C1.1 soft-water lakes in: Permanent oligotrophic lakes, ponds and pools (including soft-water lakes)	3-10/ *210-710*	Zie H3110	5,8 / *410*
idem	D1 Raised and blanket bogs	5-10 / *330-710*	Zie H7110A	
H6230 Heischrale graslanden	E3.52 Heath (Juncus) meadows and humid (Nardus stricta) swards	10-20 / *710-1430*	Reeds vermeld in herstel-strategie	11,6 / *830*
H7110A Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	D1 Raised and blanket bogs	5-10 / *330-710*	Ja	5 / *400*
H7110B Actieve hoogvenen (heideveentjes)	D1 Raised and blanket bogs	5-10 / *330-710*	Zie H7110A	5 / *400*
H7120 Herstellende hoogvenen	D1 Raised and blanket bogs	5-10 / *330-710*	Zie H7110A	5 / *400*
H7140B Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)	D2 Poor fens in: Valley mires, poor fens and transition mires	10-15 / *710-1070*	Ja	10 / *700*

4.4 Resultaten

4.4.1 Actieve hoogvenen, Herstellende hoogvenen, en Zure vennen

De habitattypen Actieve hoogvenen (H7110) en Herstellende hoogvenen (H7120) behoren tot de EUNIS klasse D1 'Raised and blanket bogs' (Jansen *et al.*, 2011; tabel 4.1). Ook het habitattype Zure vennen (H3160) wordt deels tot deze klasse gerekend, maar behoort ook in klasse C1.1 'Soft-water lakes' (Arts *et al.*, 2011; tabel 4.1; overigens wordt dit habitattype in Bobbink en Hettelingh (2011) ingedeeld in EUNIS

klasse C1.4 Permanent dystrophic lakes, ponds and pools met identieke KDW als C1.1). In de volgende paragrafen wordt voor EUNIS klasse D1 beschreven hoe de relatie tussen N-depositie en specifieke soorten is.

Vastgestelde depositiewaarden

Actieve en Herstellende hoogvenen (H7110 en H7120)
Europese KDW (D1): 5-10 kg N ha/jr (reliable)[1]
Nationale KDW: 5 kg N ha/jr of 400 mol N/ha/jr[2]

Zure vennen (H3160)
Europese KDW (D1): 5-10 kg N ha/jr (reliable)[1]
Europese KDW (C1.1/C.1.4): 3-10 kg N ha/jr (reliable)[1]
Nationale KDW: 5,8 kg N ha/jr of 410 mol N/ha/jr[2]

De herstelstrategieën voor Actieve hoogvenen (H7110) en Herstellende hoogvenen (H7120) vermelden dat bovenstaande KDW-en gebaseerd zijn op empirisch onderzoek voor begroeiingen behorende tot de Associatie van Gewone dophei en Veenmos (*Erico-Sphagnetum magellanici*; 11Ba1; Jansen *et al.*, 2012). Van Dobben en Van Hinsberg (2008) gebruiken de onderkant van de empirische range vanwege het lage neerslagoverschot in Nederland, hetgeen in lijn is met de aanbevelingen van Bobbink en Hettelingh (2011).

Kenmerkende soorten habitattypen

Tabel 4.2 vermeldt de kenmerkende soorten van deze associatie, evenals de typische soorten van de habitattypen Zure vennen, Actieve en Herstellende hoogvenen.

Tabel 4.2 Typische mossoorten en vaatplanten van de habitattypen Zure vennen (H3160), Actieve hoogvenen (H7110) en Herstellende hoogvenen (H7120). Bron: Profieldocumenten, Ministerie EL&I, 2009. Legenda: Ca = constante soort goede abiotische toestand; Cb = constante soort goede biotische structuur; Cab = constante soort goede abiotische toestand en goede biotische structuur; K = karakteristieke soort; E = exclusieve soort Categorie: Ca = constante soort goede abiotische toestand; K = karakteristieke soort. Ook zijn de kenmerkende soorten van de Associatie van Gewone dophei en Veenmos en het Hoogveenmos-verbond (Oxycocco-Ericion) weergegeven (Schaminée et al., 1995).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Soortgroep	Categorie
Typische soorten Zure vennen			
Dof veenmos	*Sphagnum majus*	Mossen	K
Geoord veenmos	*Sphagnum denticulatum*	Mossen	K
Drijvende egelskop	*Sparganium angustifolium*	Vaatplanten	K
Slijkzegge	*Carex limosa*	Vaatplanten	K
Veenbloembies	*Scheuchzeria palustris*	Vaatplanten	K
Typische soorten Actieve hoogvenen en Herstellende hoogvenen (aangegeven met een *)			
Hoogveenlevermos *	*Mylia anomala*	Mossen	K
Hoogveenveenmos *	*Sphagnum magellanicum*	Mossen	K
Rood veenmos *	*Sphagnum rubellum*	Mossen	K
Veengaffeltandmos *	*Dicranum bergeri*	Mossen	K
Vijfrijig veenmos *	*Sphagnum pulchrum*	Mossen	E
Wrattig veenmos	*Sphagnum papillosum*	Mossen	Cab
Eenarig wollegras	*Eriophorum vaginatum*	Vaatplanten	Cab

[1] naar Bobbink en Hettelingh (2011).
[2] naar Van Dobben en Van Hinsberg (2008).

Kleine veenbes *	*Vaccinium oxycoccos*	Vaatplanten	K
Lange zonnedauw *	*Drosera anglica*	Vaatplanten	K
Lavendelhei *	*Andromeda polifolia*	Vaatplanten	K
Veenorchis *	*Dactylorhiza majalis ssp. sphagnicola*	Vaatplanten	K
Witte snavelbies *	*Rhynchospora alba*	Vaatplanten	Ca
Kenmerkende soorten van Associatie van Gewone dophei en Veenmos (kA) en het Hoogveenmos-verbond (Oxycocco-Ericion) (kV)			
Lavendelhei	*Andromeda polifolia*	Vaatplanten	kA
Hoogveenveenmos	*Sphagnum magellanicum*	Mossen	kA
Eenarig wollegras	*Eriophorum vaginatum*	Vaatplanten	kA
Veenbuidelmos	*Calypogeia sphagnicola*	Mossen	kA
Kleine veenbes	*Vaccinium oxycoccos*	Mossen	kV
Wrattig veenmos	*Sphagnum papillosum*	Mossen	kV
Rood veenmos	*Sphagnum rubellum*	Mossen	kV

Verzuring
De herstelstrategieën gaan in de beschrijving van de verzurende effecten van N-depositie niet in op specifieke soorten of soortenrijkdom. Dit komt ook in de review van de Europese KDW-en niet aan de orde (Bobbink en Hettelingh, 2011).

Effecten N-depositie op hoogveensoorten
Negatieve effecten van N-depositie op specifieke soorten zijn in Bobbink en Hettelingh (2011) beschreven voor een klein aantal hoogveensoorten.

Zo bleek Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*), een kensoort van de klasse der hoogveenbulten en natte heiden (*Oxycocco-Sphagnetea;* Schaminée *et al*., 1995) erg gevoelig voor N-depositie. Experimentele additie van 10 kg N/ha/jr (achtergronddepositie van 5 kg N/ha/jr; jaarlijkse N-depositie dus 15 kg of 1070 mol N/ha/jr) had na vier jaar significant negatieve effecten op de overleving van deze soort (Redbo-Torstensson, 1994). Een hogere gift (20 en 40 kg N/ha/jr) versnelde deze negatieve reactie en leidde al na 1 jaar tot negatieve effecten. De achteruitgang van deze soort ging gepaard met grotere bedekking van *Eriophorum*- en *Andromeda*-soorten.

Ook Stijf veenmos (*Sphagnum capillifolium*) bleek bij verhoogde N-depositie in een N-additie experiment in een Schots ombrotroof hoogveen negatief te worden beïnvloed. Bij toediening van 16 of 64 kg N/ha/jr waren na 1 á 2 jaar vertakking en de lengte van fotosynthetisch materiaal gereduceerd (Carfrae *et al.,* 2007).

Effecten N-depositie op concurrentieverhoudingen
De effecten van toenemende N-depositie op veenmossoorten zijn niet voor alle soorten identiek. Vanwege deze verschillende effecten van N op de groei van veenmossoorten leidt een toename van N-depositie tot veranderingen in de samenstelling van de veenmosvegetatie (Bobbink en Hettelingh, 2011). Laboratorium onderzoek van Risager (2008) demonstreerde deze verschillen voor Hoogveenveenmos (*Sphagnum magellanicum*), een bultvormend veenmos en typische soort voor de habitattypen Actieve en Herstellende hoogvenen (tabel 4.2), en Fraai veenmos (*S. fallax*), een "niet hoogveen veenmos" (zie Bijlage 1 in Jansen *et al*., 2012). De groei van Fraai veenmos werd significant gestimuleerd na toediening van NH_4^+ (maar niet na toediening van NO_3-N), vooral bij concentraties van 5 of 10 kg N/ha/jr (Risager, 1988). De reactie van Hoogveenveenmos op N-gift (als NH_4NO_3) vertoonde een tegengestelde reactie. Bij deze soort nam de dichtheidproductie van de capitula af (er was geen effect op lengtegroei). Op basis van deze resultaten concludeerde Risager dat toenemende N-beschikbaarheid kan leiden tot veranderde veenmossamenstelling in het voordeel van Fraai veenmos.

Uit een ander competitie-experiment tussen deze soorten bleek ook het bodemvochtgehalte van belang. In slenken ('hollows') werd Fraai veenmos significant gestimuleerd door N-additie (10 kg N/ha/jr met circa 5 kg N/ha/jr aan achtergrond depositie), maar dit was minder het geval in veenmostapijten

('lawns') (Lütke Twenhöven, 1992). In de slenken, en ook in de veenmostapijten als die voldoende nat waren, was Fraai veenmos dan ook in staat om Hoogveenveenmos weg te concurreren. Anders was de situatie op de veenmosbulten ('hummocks') waar de groei van beide soorten geremd werd door N-gift (Lütke Twenhöven, 1992). Toch kunnen ook op veenmosbulten mesotrafente veenmossoorten gaan overheersen, indien deze plekken relatief nutriëntrijk zijn en door berkenopslag worden overschaduwd (Limpens, 2009). Fraai veenmos en Gewimperd veenmos (*S. fimbriatum*) kunnen bij deze omstandigheden ook bij lagere zomerwaterstanden (lager dan 20 cm onder maaiveld) harder groeien dan bultvormende veenmossen zoals Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos (*S. papillosum*; Limpens, 2009).

In welke mate Fraai veenmos kan profiteren van toenemende N-beschikbaarheid hangt verder af van de P-beschikbaarheid. Limpens *et al.*, (2003) lieten namelijk zien dat in een situatie met hoge N-depositie de uitbreiding van deze soort gelimiteerd werd door P. Zij concludeerden daarom dat Fraai veenmos zich in gebieden met lage maar toenemende N-depositie geleidelijk zal kunnen uitbreiden, maar alleen de veenmoslaag zal gaan domineren daar waar ook voldoende P aanwezig is.

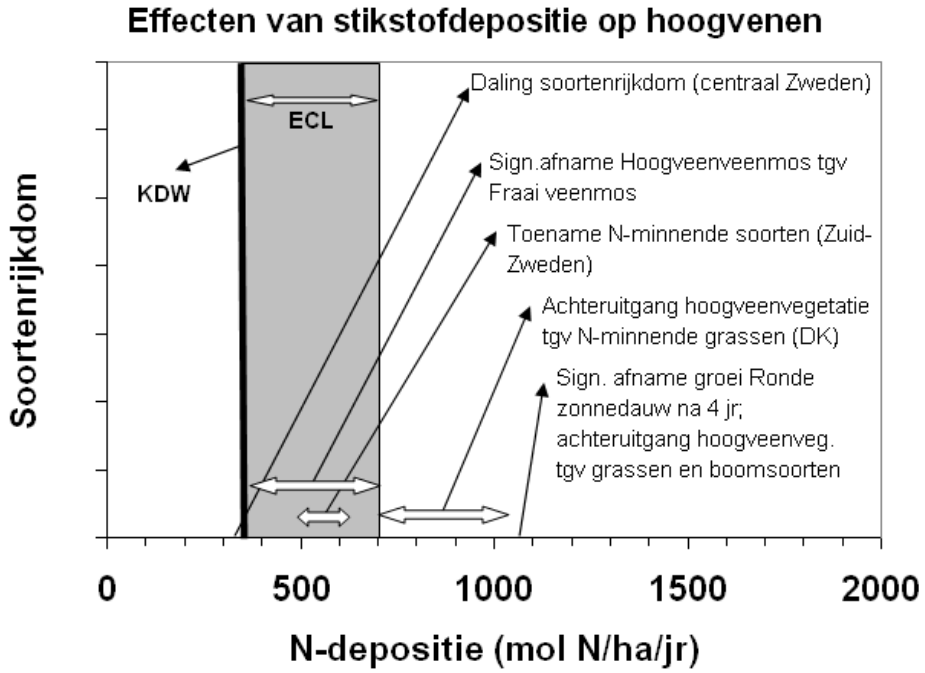
Behalve de concurrentieverhoudingen tussen veenmossoorten, beïnvloedt toenemende N-depositie ook de competitie tussen veenmossen en hogere planten. In Deense ombrotrofe venen met een natte depositie van ammonium van meer dan 10-15 kg N/ha/jr is de oorspronkelijke hoogveenvegetatie achteruit gegaan ten gunste van meer N-behoeftige grassen als Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), en boomsoorten zoals Zachte berk (*Betula pubescens*) (Aaby, 1994). Uit onderzoek in een Zuid-Zweeds hoogveen met een achtergrond depositie van 7-9 kg (500-640 mol) N/ha/jr bleek dat het aantal soorten (hogere planten en mossen samen) per oppervlakte-eenheid gedurende de periode 1954-1997 niet was veranderd (Gunnarsson *et al.*, 2002). De soortensamenstelling was echter wel duidelijk veranderd en soorten die indicatief zijn voor hogere N-beschikbaarheid en drogere omstandigheden waren duidelijk toegenomen. Typische soorten (voor zover onderzocht) die in voorkomen afnamen waren Lange zonnedauw (*Drosera anglica*) en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*). Veengaffeltandmos (*Dicranum bergeri*) en Vijfrijig veenmos (*Sphagnum pulchrum*) namen juist in frequentie toe, terwijl Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos niet waren veranderd (Gunnarsson *et al.*, 2002). Een daling van de soortenrijkdom gedurende dezelfde periode werd wel gevonden in een hoogveen in Centraal Zweden (achtergronddepositie van 4.6 kg of 330 mol N/ha/jr; Gunnarsson *et al.*, 2000). Tot de soorten die in voorkomen achteruitgingen, behoorden ook de voor hoogvenen typische soort Lange zonnedauw. Veel andere typische soorten werden in deze studie niet meegenomen. Voor de volledigheid moet ook worden vermeld dat een aantal andere typische soorten juist vaker voorkwam (Witte snavelbies, Vijfrijig veenmos) of niet was veranderd (Wrattig veenmos; Gunnarsson *et al.*, 2000). In deze studie lijkt de zuurgraad een belangrijke rol te spelen, want een dergelijke daling van de soortenrijkdom werd voornamelijk gevonden in gebieden met een pH van 5.0 of hoger, terwijl in gebieden met lagere pH soortenaantallen nauwelijks afnamen (Gunnarsson *et al.*, 2000).

Conclusie

Uit bovenstaande studies is gebleken dat er nog (veel) te weinig gegevens beschikbaar zijn om een goede dosis-effect-relatie op te stellen tussen het soortenaantal van hoogvenen en stikstofdepositie. Duidelijk is wel dat veel soorten van hoogvenen negatief worden beïnvloed door stikstofdepositie waardoor de soortenrijkdom van deze systemen is gedaald. Deze effecten werden al bij waarden beneden de KDW gevonden (zie figuur 4.1 voor schematische weergave van effecten). Verschillende studies beschrijven overeenkomstige negatieve effecten op soortenrijkdom bij N-depositiewaarden lager dan 1000 mol N/ha/jr (fig. 4.1). Ook is uit verschillende studies naar voren gekomen dat deze gevoeligheid geldt voor een aantal typische soorten van de habitattypen Actieve en Herstellende hoogvenen en voor soorten die kenmerkend zijn voor vegetatietypen die kwalificeren voor deze habitattypen (zie bijvoorbeeld Gunnarsson *et al.*, 2002; 2002). Op basis van deze gegevens is het zeer aannemelijk dat de kwaliteit van de habitattypen Actieve hoogvenen en Herstellende hoogvenen bij N-depositiewaarden tussen 500 en 1000 mol N/ha/jr in kwaliteit achteruitgaan. Bij welke N-depositiewaarden dermate grote verschuivingen in soortensamenstelling plaatsvinden waardoor de aanwezige vegetatie niet langer kwalificeert voor 'goed ontwikkeld' maar slechts voor 'matig ontwikkeld', of zelfs in het geheel niet meer kwalificeert voor deze habitattypen, kan op basis van de beschikbare gegevens niet geconcludeerd

worden. Hierbij spelen ook andere (bodem)factoren als de zuurgraad (zoals uit studie van Gunnarsson *et al.* (2000) bleek) een belangrijke rol.

Figuur 4.1 Schematische weergave van bovenstaande bevindingen. KDW = Kritische depositiewaarde, ECL = Empirical critical load.



4.4.2 Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden)

Het habitattype H7140B Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden) behoort tot de EUNIS klasse D2.2 Poor fens. De klasse wordt in Bobbink en Hettelingh (2011) beschreven in het hoofdstuk over Valley mires, poor fens and transition mires (D2). Tabel 4.3 geeft de typische soorten voor dit habitattype weer m.b.t. mossen en vaatplanten (Ministerie EL&I, 2009).

Empirical critical load: 10-15 kg N ha/jr (quite reliable)[3]
Kritische depositiewaarde: 10 kg N ha/jr of 700 mol N/ha/jr[4]

Tabel 4.3 Typische soorten van het habitattype H7140B. Bron: Profieldocument, Ministerie EL&I, 2009. Legenda Categorie: Ca = constante soort goede abiotische toestand; K = karakteristieke soort. Ook zijn de kenmerkende soorten van de Veenmosrietland-associatie (Pallavicinio-Sphagnetum) en van het verbond van Zwarte zegge (Caricion nigrae) weergegeven (Schaminée et al., 1995).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Soortgroep	Categorie
Elzenmos	*Pallavicinia lyellii*	Mossen	K
Glanzend veenmos	*Sphagnum subnitens*	Mossen	Ca
Kamvaren	*Dryopteris cristata*	Vaatplanten	Ca
Ronde zonnedauw	*Drosera rotundifolia*	Vaatplanten	Ca

[3] ECL naar Bobbink en Hettelingh (2011).
[4] KDW naar Van Dobben en Van Hinsberg (2008)

Veenmosorchis	*Hammarbya paludosa*	Vaatplanten	K
Kenmerkende soorten van de Veenmosrietland-associatie			
Kamvaren	*Dryopteris cristata*	Vaatplanten	kA
Elzenmos	*Pallavicinia lyellii*	Mossen	kA
Moerasgaffeltandmos	*Dicranum bonjeanii*	Mossen	kA
Kenmerkende soorten van het Verbond van zwarte zegge			
Gewimperd veenmos	*Sphagnum fimbriatum*	Mossen	kV
Haakveenmos	*Sphagnum squarrosum*	Mossen	kV
Moerasstruisgras	*Agrostis canina*	Vaatplanten	kV
Wateraardbei	*Potentilla palustris*	Vaatplanten	kV
Zwarte zegge	*Carex nigra*	Vaatplanten	kV

Uit de beschikbare literatuur is het niet mogelijk gebleken om de relatie tussen soortenrijkdom en N-depositie middels een curve weer te geven, zoals dat bijvoorbeeld voor het habitattype H6230 Heischrale graslanden is gedaan (Dorland en Van Loon, 2011 en Stevens *et al.*, 2010). Hiervoor zijn voor veenmosrietlanden onvoldoende studies voor handen waarin gekeken wordt naar het totale aantal soorten. Wel werden de volgende resultaten gevonden:

De veenmossoorten Gewoon veenmos (*Sphagnum palustre*) en Gewimperd veenmos (*S. fimbriatum*), respectievelijk een begeleidende soort en een kensoort van de Veenmosrietland-associatie (Schaminée *et al.*, 1995) vertoonden na een N-gift van 12 kg N/ha/jr gedurende 2 jaar (met circa 12 kg N/ha/jr als achtergronddepositie) een reductie in groei van maar liefst 50% (Hogg *et al.*, 1995).

Uit een mesocosmos-experiment waarbij gedurende drie maanden een N-gift equivalent aan 30 kg N/ha/jr werd toegediend, bleek dat Bruin veenmos (*S. fuscum*), een soort van oud veenmosrietland en zonnige hoogveenbulten (Siebel en During, 2006) het meest negatief werd beïnvloed, terwijl Hoogveenveenmos (*S. magellanicum*), een typische soort van Actieve hoogvenen maar ook voorkomend in oude veenmosrietlanden (Siebel en During, 2006) beter bestand was tegen deze hoge N-gift (Jauhiainen *et al.*, 1998). Resultaten van dergelijke korte experimenten zijn echter moeilijk te vertalen naar effecten van langdurige N-giften.

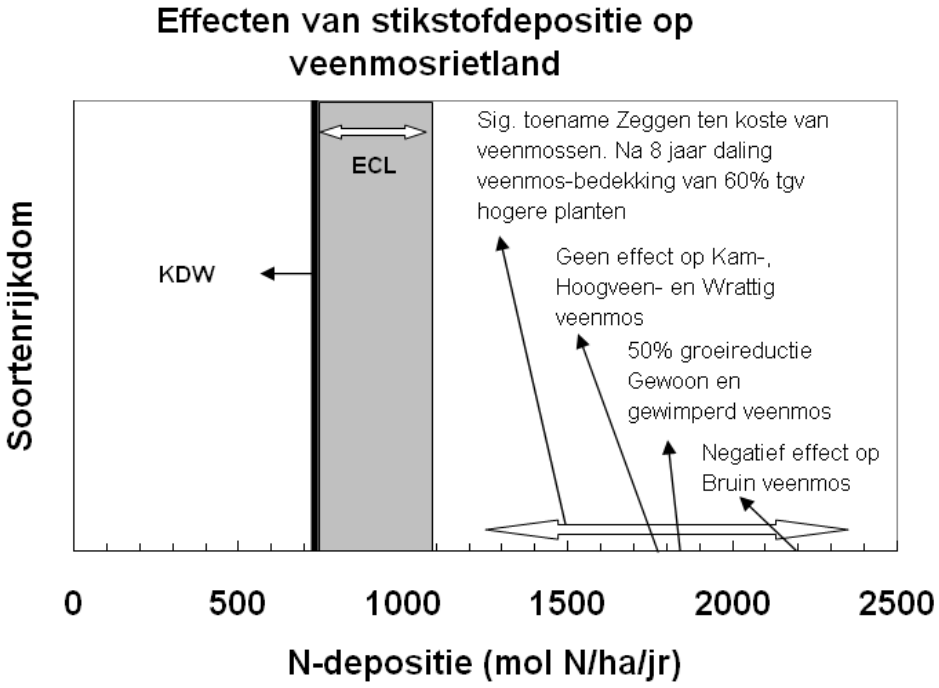
Ook in competitie met hogere planten zijn veenmossoorten in sommige situaties goed bestand tegen N-depositie. Bij een tweejarige N-gift van 20 kg N/ha/jr (achtergronddepositie: 4-5 kg N/ha/jr) nam de lengtegroei van Kamveenmos (*S.affine*), Hoogveenveenmos en Wrattig veenmos *(S. papillosum*) toe (Malmer *et al.*, 2003). Hoewel dit geen typische of kenmerkende soorten van veenmosrietlanden zijn, komen zij wel in dit habitattype voor (Siebel en During, 2006). Uit dit onderzoek bleek verder dat veenmossoorten in staat waren om het toegediende N, indien deze toediening boven de moslaag gebeurde, efficiënt te benutten. Het toegediende N kwam hierdoor slechts beperkt beschikbaar voor vaatplanten die onder of in de veenmoslaag wortelen.

De invloed van N-depositie op de concurrentieverhouding tussen veenmossoorten en vaatplanten, kan verder geïllustreerd worden door middel van een lange termijn N-additie experiment in Noord-Zweden, dat overigens niet in een veenmosrietland maar in een nutriëntarm laagveen werd verricht. Uit dit experiment, dat startte in 1995, bleek bij een N-gift van 15 en 30 kg N/ha/jr (achtergronddepositie was 2 kg N ha/jr), de bedekking door zeggesoorten significant toe te nemen (Granberg *et al.*, 2001). Tevens bleek dat biomassaproductie en lengtegroei van Baltisch veenmos (*S. balticum)* significant afnam na vier jaar N-gift (Gunnarsson *et al.*, 2004). Dit in tegenstelling tot Noors veenmos (*S. lindbergii*) dat na N-gift juist in bedekking toenam en kennelijk beter bestand is tegen hoge N-input. Voortzetting van dit experiment liet zien dat na acht jaar de veenmosbedekking was gedaald van 100% naar 41%, terwijl de bedekking door vaatplanten van 24% toenam tot 70%. Het ging daarbij vooral om de soorten Eenarig wollegras (*Eriophorum vaginatum*), Lavendelhei (*Andromeda polifolia*) en Kleine veenbes (*Vaccinium oxycoccus*) (Wiedermann *et al.*, 2007). Soorten dus die typisch en/of kenmerkend zijn voor het habitattype Actieve hoogvenen, de Associatie van Gewone dophei en Veenmos en het Hoogveenveenmos-verbond (zie ook tabel 4.2).

Conclusie

Ook voor het habitattype H7140B Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden) moet de conclusie worden getrokken dat er nog (veel) te weinig gegevens beschikbaar zijn om een goede dosis-effect-relatie op te stellen tussen het soortenaantal van dit habitattype en stikstofdepositie. Geen van bovenstaande studies is uitgevoerd met N-depositiewaarden die onder of in de buurt van de KDW liggen (zie fig. 4.2). Er kunnen daarom ook geen conclusies worden getrokken over de effecten van lage N-depositie op de soortenrijkdom van het habitattype H7140B Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden). Bobbink en Hettelingh (2011) roepen in hun review dan ook op om meer lange-termijnstudies met lage N-gift uit te gaan voeren. Wat wel uit bovengenoemde onderzoeken kan worden afgeleid is dat de reactie van veenmossoorten op toenemende N-depositie sterk tussen soorten verschilt. Ook is de wijze waarop N het veenmosrietland inkomt van belang. Wanneer de N-beschikbaarheid onder de veenmoslaag toeneemt (bijvoorbeeld door mineralisatie of toevoer van N-rijk water), kunnen vaatplanten hiervan profiteren en in bedekking toenemen (Malmer *et al.*, 2003). Ook bij langjarige overschrijding van de KDW lijkt een dergelijke afname van veenmosbedekking aan de orde (Wiedermann *et al.*, 2007). Hoewel gedetailleerde informatie over soortensamenstelling in deze situaties ontbreekt, is het aannemelijk dat de vegetatie dan niet langer kwalificeert voor het habitattype Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden).

Figuur 4.2 Schematische weergave van bovenstaande bevindingen voor het habitattype Overgangs- en trilvenen (veenmosrietlanden). KDW = Kritische depositiewaarde, ECL = Empirical critical load.



4.5 Discussie

Voor het afleiden van een betrouwbare responscurve van N-depositie op soortenrijkdom van habitat- of vegetatietypen is veel onderzoek nodig. Hetzij via N-additie-experimenten op veldschaal of in laboratoriumexperimenten, hetzij via correlatieve studies langs een gradiënt in N-depositie (zoals bijvoorbeeld Stevens *et al.*, 2010). Dergelijk onderzoek is zeer beperkt beschikbaar. Het is binnen deze opdracht dan ook niet mogelijk gebleken om dergelijke responscurves af te leiden voor de in tabel 4.1 beschreven habitattypen. Wel is op basis van de literatuur die in het rapport van Bobbink en Hettelingh

(2011) over empirische kritische waarden beschreven is, voor een aantal habitattypen - of liever voor de hiermee corresponderende EUNIS-vegetatietypen – de effecten van N-depositie op soortenrijkdom of op afzonderlijke plant- of mossoorten verduidelijkt. Zoals Bobbink en Hettelingh (2011) in hun review van de KDW-en ook al aangeven, is het zeer belangrijk om voor de habitattypen die in dit hoofdstuk worden beschreven, meerjarige experimenten met lage N-doses uit te voeren. In aanvulling hierop zijn dosis-effect studies nodig, of correlatieve studies zoals bijvoorbeeld voor heischrale graslanden is uitgevoerd (Stevens *et al.*, 2010).

4.6 Literatuur

Aaby, B. (1994). Monitoring Danish raised bogs. In: A. Grünig (ed.), *Mires and Man. Mire conservation in a densely populated country – the Swiss experience*. Kosmos, Birmensdorf, 284-300.

Bobbink R and Hettelingh JP, (eds.) (2011) Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), www.rivm.nl/cce.

Carfrae, J.A., Sheppard, L.J., Raven, J.A., Leith, I.D. and Crossley, A. (2007). Potassium and phosphorus additions modify the response of *Sphagnum capillifolium* growing on a Scottish ombrotrophic bog to enhanced nitrogen deposition. *Applied Geochemistry* **22**, 1111-1121.

Granberg, G., Sundh, I., Svensson, B.H. and Nilsson, M. (2001). Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. *Ecology* **82**, 1982-1998.

Gunnarsson, U., Rydin, H. and Sjörs, H. (2000). Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. *Journal of Vegetation Science* **11**, 277-286.

Gunnarsson, U., Malmer, N. and Rydin, H. (2002). Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. *Ecography* **25**, 685-704.

Gunnarsson, U., Granberg, G. And Nilsson, M. (2004). Growth, production and interspecific competition in *Sphagnum*: effects of temperature, nitrogen and sulphur treatments on a boreal mire. *New Phytologist* **163**, 349-359.

Hogg, P., Squires, P. and Fitter, A.H. (1995). Acidification, nitrogen deposition and rapid vegetational change in a small valley mire in Yorkshire. *Biological Conservation* **71**, 143-153.

Jansen *et al.*, 2011

Jansen *et al.*, 2012

Jauhiainen, J., Vasander, H. and Silvola, J. (1998b). Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO2 concentrations. *Plant Ecology* **138**, 149-160.

Limpens, J. 2009. De rol van de berk bij herstel en beheer van hoogveen. Gecombineerde resultaten van „Vervolg OBN Hoogveenonderzoek" & „Effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap". Rapport DK nr. 2009/dk119-O, Ministerie van LNV, Ede, 40 pp.

Limpens, J., Tomassen, H.B.M. and Berendse, F. (2003c). Expansion of *Sphagnum fallax* in bogs: striking the balance between N and P availability. *Journal of Bryology* **25**, 83-90.

Lütke Twenhöven, F. (1992). Competition between two *Sphagnum* species under different deposition levels. *Journal of Bryology* **17**, 71-80

Malmer, N., Albinsson, C., Svensson, B., and Wallén, B. (2003). Interferences between *Sphagnum* and vascular plants: effects on plant community structure and peat formation. *Oikos* **100**, 469-482.

Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie (2009). Profiel document habitattype H7140 Overgangs- en trilvenen.

Redbo-Torstensson, P. (1994). The demographic consequences of nitrogen fertilization of a population of sundew, *Drosera rotundifolia*. *Acta Botanica Neerlandica* **43**, 175-188.

Risager, M. (1998). *Impacts of nitrogen on* Sphagnum *dominated bogs with emphasis on critical load assessment.* PhD thesis. University of Copenhagen.

Schaminée, J.H.J, Weeda, E.J. and Westhoff, V. (eds.; 1995) De Vegetatie van Nederland. Deel 2, Plantengemeenschappen van Wateren, Moerassen en Natte Heiden. Opulus Press, Leiden.

Siebel, H.N. en During, H.J. (2006) Beknopte mosflora van Nederland en België. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Stevens, C. J., C. Duprè, E. Dorland, C. Gaudnik, D.J.G. Gowing, A. Bleeker, M. Diekmann, D. Alard, R. Bobbink, D. Fowler, E. Corcket, J.O. Mountford, V.Vandvikj, P.A. Aarrestad, S. Muller, N.B. Dise (2010) Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. Environmental Pollution 158 (9), 2940-2945.

Van Dobben, H. en Van Hinsberg, A. 2008. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en Natura 2000 typen. Alterra rapport 1654, Alterra, Wageningen UR.

Wiedermann. M.M., Nordin, A., Gunnarsson, U., Nilsson, M.B., and Ericson, L. (2007). Global change shifts vegetation and plant-parasite interactions in a boreal mire. *Ecology* **88**, 454-464.

5 Aanbevelingen

Zoals in de inleiding van dit rapport is beschreven, neemt de behoefte aan kwantitatieve analyse van (a)biotische processen en beheermaatregelen toe. Deze kwantificering leidt tot toename van kennis over de effectiviteit van beheermaatregelen, zoals die bijvoorbeeld in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) zijn beschreven. Op gebiedsniveau kan dan bijvoorbeeld worden berekend hoeveel extra kwelflux nodig is om de input van zuren via stikstofdepositie te mitigeren, of wat de maaifrequentie in een habitattype zou moeten zijn om de locale stikstofdepositie af te voeren. De noodzaak voor verdergaande kwantificering van (PAS)beheermaatregelen wordt ook door andere instanties onderkend, zoals bijvoorbeeld door de Commissie voor de milieueffectrapportage in haar Advies over de PAS (2011).

Dat een dergelijke kwantitatieve benadering ook in de praktijk goed blijkt te werken, kan worden geïllustreerd aan de hand van de PAS-herstelstrategie voor het Natura 2000-gebied Binnenveld. In het herstelstrategiedocument voor dit gebied wordt berekend hoeveel extra kwel per dag moet worden gerealiseerd om voldoende bicarbonaat aan te voeren voor het neutraliseren van zuur en het herstellen van de basenverzadiging van het adsorptiecomplex (Deskundigencommissie Binnenveld, 2012).

In het voorliggende rapport en onze eerdere verkennende studie (Dorland en Van Loon, 2011) hebben wij verschillende processen en maatregelen nader gekwantificeerd. Wij zijn van mening dat dergelijke kwantitatieve analyses het begrip van ecohydrologische processen en onderbouwing van de effectiviteit van beheermaatregelen vergroten. Het verdient daarom aanbeveling om de kwantificering van PAS-maatregelen verder uit te bouwen.

5.1 Literatuur

Commissie voor de milieueffectrapportage (2011). Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Advies van de Commissie voor de milieueffectrapportage. Rapportnummer 2540–67.

Deskundigencommissie Binnenveld (2012). Beoordeling PAS-herstelstrategieën voor het Binnenveld. Advies PAS categorisering N2000 Binnenveld.

Dorland, E., en Van Loon, A.H., 2011. Verkenning kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof. KWR-rapport 2011.008.

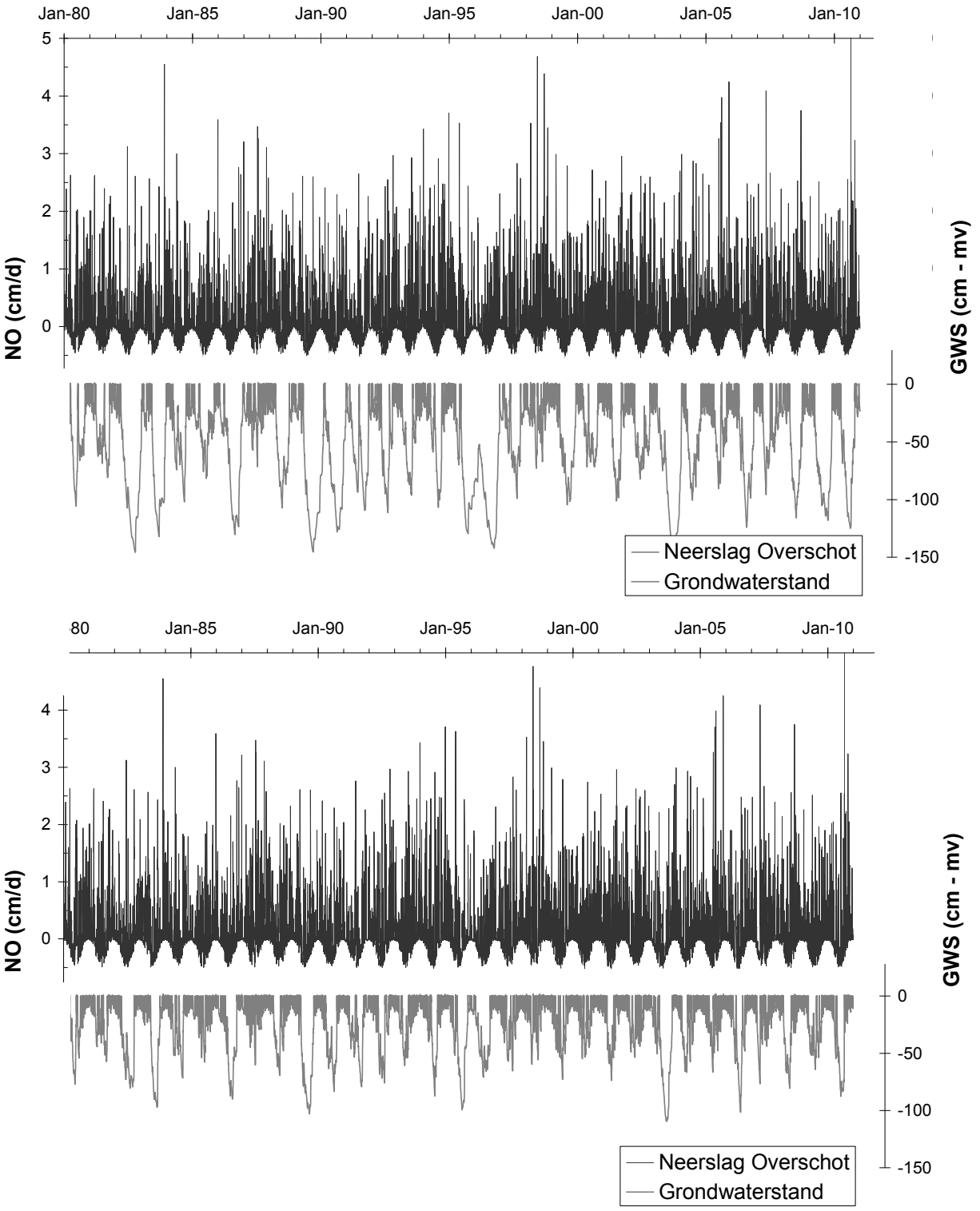
Bijlage I - Aanvullende resultaten van de SWAP-simulaties (Hoofdstuk 2)

Inleiding
In Hoofdstuk 2 zijn een aantal reprofuncties van de relatie tussen zuurneutralisatie en verhoging van de kwelflux afgeleid. Voor een goede interpretatie van deze reprofuncties is het van belang om inzicht te hebben in de gesimuleerde water- en stoffenbalanssen die hier ten grondslag aan liggen. In deze bijlage worden enkele aanvullende modelresultaten beschreven. Achtereenvolgens komen aan de orde de gesimuleerde grondwaterstanddynamiek, het concentratieprofiel voor een zomer- en een wintersituatie, de stoffenbalans, en de basenvracht naar de oppervlakte.

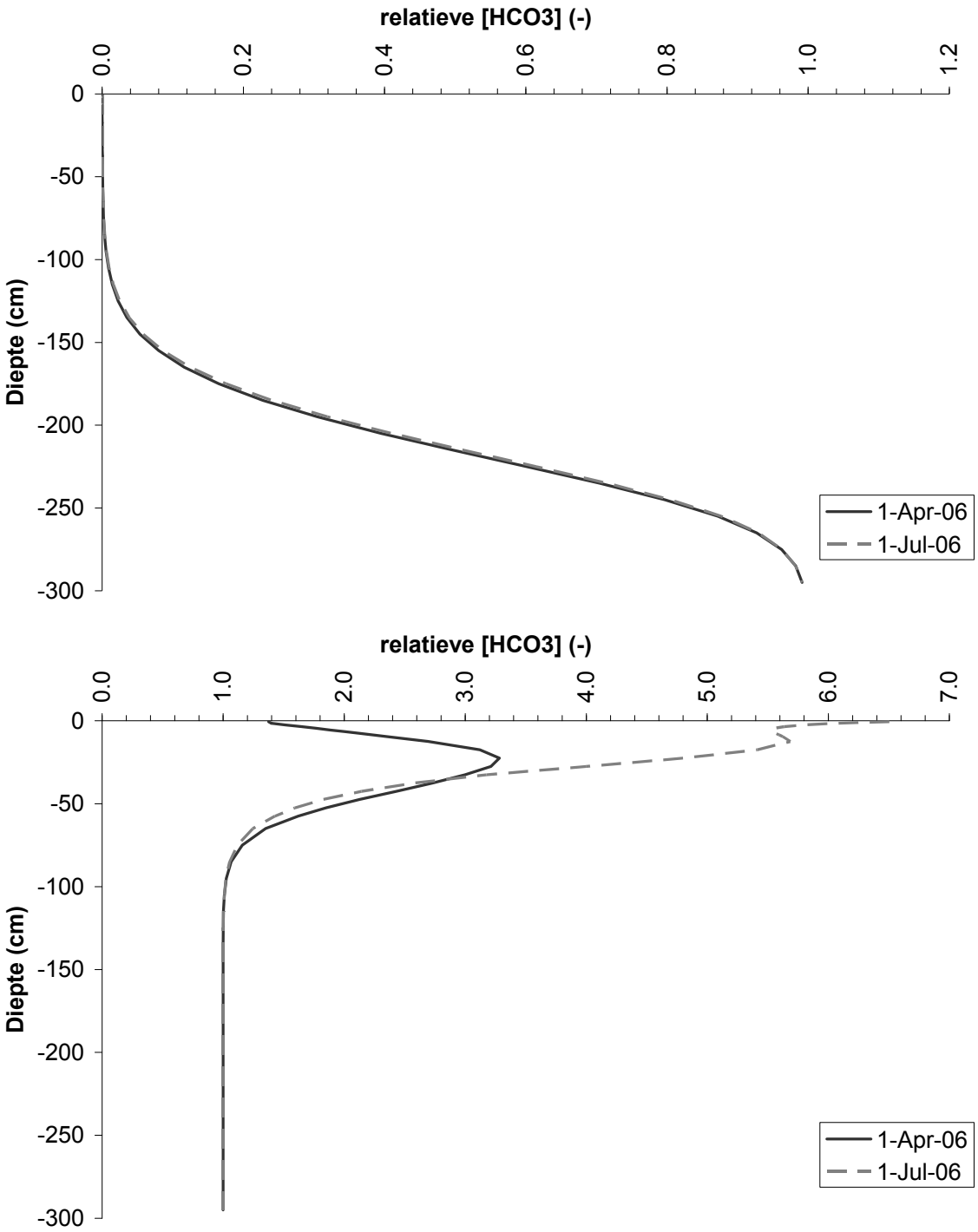
Grondwaterstanddynamiek
De gesimuleerde grondwaterstand bij een kwelflux van 0.1 mm/d is samen met het dagelijkse potentieel neerslagoverschot te De Bilt weergegeven in figuur I-1a. De gesimuleerde grondwaterstand varieert tussen 0 cm – maaiveld tijdens natte perioden en 140 cm – mv tijdens droge zomerperioden met hoge gewasverdamping. Door de opbolling van de grondwaterstand tussen de evenwijdige sloten en de hoge waterstand in de sloot (30 cm – maaiveld) staat de grondwaterstand veelal vlak onder of aan het maaiveld. Hierdoor wordt een flink deel van het neerslagoverschot afgevoerd via oppervlakkige afstroming.

De gesimuleerde grondwaterstand bij een kwelflux van 1.0 mm/d is weergegeven in figuur I-1b. De verhoging van de kwelflux heeft geresulteerd in een duidelijke verhoging van de grondwaterstand: de grondwaterstand zakt tijdens het zomerseizoen nog tot maximaal 110 cm – maaiveld weg, en de grondwaterstand staat langer aan het maaiveld. Het gevolg is dat oppervlakkige afstroming een belangrijker aandeel in de waterbalans heeft gekregen: bedroeg de jaargemiddelde oppervlakkige afstroming bij een kwelflux van 0.1 mm/d nog 8.9 mm/d, nu (bij een kwelflux van 1.0 mm/d) is deze afvoercomponent 18.6 mm/d geworden.

Concentratieprofielen
De gesimuleerde concentratieprofielen op 1 april en 1 juli 2006 bij een kwelflux van 0.1 en 1.0 mm/d staan in figuur I-2 weergegeven. Beide figuren vertonen een duidelijk mengprofiel van grondwater met een relatieve concentratie van 1 (-) en regenwater met een concentratie van 0 (-). Bij een kwelflux van 0.1 mm/d is een permanente neerslaglens van ruim 1 meter dikte gesimuleerd. Onder invloed van gewasverdamping verplaatst het kwelfront zich iets omhoog. Bij een kwelflux van 1.0 mm/d is een permanent hoge concentratie boven in het bodemprofiel gesimuleerd. Deze hoge concentratie is het gevolg van gewasverdamping, in combinatie met de foutieve aanname in de huidige SWAP-code dat opgeloste stoffen, in tegenstelling tot uittredend grondwater, niet via oppervlakkige afstroming afgevoerd worden. Hierdoor is een onrealistische ophoping van opgeloste stof boven in het profiel gesimuleerd. Zodra de geactualiseerde SWAP-code beschikbaar is wordt de simulatie herhaald.



Figuur I-1: Gesimuleerd verloop van de grondwaterstand in een bodemkolom bestaande uit leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand, over de periode 1980-2010 met een kwelflux van (a) 0.1 mm/d en (b) 1.0 mm/d.



Figuur I-2: Gesimuleerde concentratieprofielen in een bodemkolom bestaande uit leemarm, zeer fijn tot matig fijn zand, voor 1 april en 1 juli 2006 met een kwelflux van (a) 0.1 mm/d en (b) 1.0 mm/d.



Postbus 1072 3430 BB Nieuwegein T 030 606 95 11 F 030 606 11 65 E info@kwrwater.nl I www.kwrwater.nl