

Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen

Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen

**Onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van
herstelmaatregelen op het voorkomen van isoetiden**

**G.H.P. Arts
P.W.M. van Beers
J.D.M. Belgers
F.G. Wortelboer**

Alterra-rapport 262

**Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen,
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, 2001**

REFERAAT

Arts, G.H.P., P.W.M. van Beers, J.D.M. Belgers en F.G. Wortelboer, 2001. *Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in vennen: onderbouwing en toetsing van kritische depositieniveaus en effecten van herstelmaatregelen op het voorkomen van isoetiden*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Alterra-rapport 262. 88 blz. 19 fig., 7 tab.; 85 ref.

In het rapport worden voor vennen kritische depositieniveaus van stikstof en zwavel uit literatuur afgeleid, geëvalueerd en getoetst aan huidige depositieniveaus op vennen. De kritische depositiewaarden voor stikstof worden ruim overschreden, voor zwavel worden ze deels overschreden. Er is in het onderzoek een sterke relatie gevonden tussen nieuwe groeiplaatsen met soorten van zwak gebufferde vennen (Waterlobelia en Oeverkruid) in de periode 1980-1999 en uitgevoerd herstelbeheer in deze periode. De vegetaties met deze soorten zijn echter niet optimaal ontwikkeld. De effecten van verzuring, vermesting en verdroging zijn duidelijk zichtbaar in veel vegetatie-opnamen. Een voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor zwak gebufferde vennen wordt gepresenteerd.

Trefwoorden: depositie, herstelmaatregelen, isoetiden, milieukwaliteitsnormen, vegetatie, vennen

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 40,00 (€ 18,00) over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 262. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2001 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	11
1.1 Kader	11
1.2 Doelstelling en werkwijze	12
2 Materiaal en methoden	13
2.1 Literatuurstudie kritische depositieniveaus en abiotische randvoorwaarden	13
2.2 Inventarisatie van groeiplaatsen van isoetiden	13
2.3 Clustering van vegetatie-opnamen met isoetide waterplanten	15
2.4 Recente depositiegegevens	16
3 Resultaten	19
3.1 Literatuurstudie kritische depositieniveaus	19
3.1.1 Methoden voor het bepalen van de depositieniveaus	19
3.1.2 Modellen	19
3.1.3 Experimenteel onderzoek en veldonderzoek	20
3.1.4 Kritische niveaus voor stikstof en zuur voor verzurings gevoelige vennen en meren	20
3.1.5 De betrouwbaarheid van de kritische depositieniveaus in de literatuur	22
3.1.6 Conclusies	23
3.2 Abiotische randvoorwaarden voor isoetide levensgemeenschappen van zandbodenvennen	24
3.2.1 Abiotische randvoorwaarden voor isoetide levensgemeenschappen	24
3.2.2 Abiotische randvoorwaarden voor enkele isoetide waterplanten	25
3.3 Inventarisatie van groeiplaatsen van isoetiden in de periode 1980-1999	26
3.4 Vegetaties met isoetiden in de periode 1980-1999.	36
3.5 Depositieberekeningen op Nederlandse vennen met isoetiden	36
4 Synthese: een voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland	39
5 Discussie	41
Dankwoord	45
Literatuur	47
<i>Bijlagen</i>	
1 Overzicht van kritische depositieniveaus voor stikstof.	55
2 Overzicht van kritische depositieniveaus voor zwavel en zuur	59
3 Toelichting op het overzicht van kritische depositieniveaus voor stikstof .	61
4 Toelichting op het overzicht van kritische depositieniveaus voor zwavel en zuur	65

5	Overzicht van waarden en trajecten voor pH, alkaliniteit, sulfaat, totaal-stikstof, totaal-fosfaat en bicarbonaat van isoetide groeiplaatsen in Nederland en in landen buiten Nederland	67
6	Totaaloverzicht van vindplaatsen van <i>Littorella uniflora</i> in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen	69
7	Overzicht van vindplaatsen van <i>Littorella uniflora</i> in de periode 1980-1999, waarvan informatie over het voorkomen van <i>Littorella uniflora</i> in de periode 1996-1999 ontbreekt	71
8	Totaaloverzicht van vindplaatsen van <i>Isoetes lacustris</i> en <i>Isoetes echinospora</i> in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen	73
9	Totaaloverzicht van vindplaatsen van <i>Lobelia dortmanna</i> in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen	75
10	Synoptische tabel van opnamen met isoetide waterplanten in de periode 1980-1999	77
11	Beschrijvingen van de clusters uit de tabel met opnamen die isoetide waterplanten bevatten uit de periode 1980-1999	81
12	Berekeningen huidige depositie op vennen.	85
13	Biochemische processen in vennen in relatie tot verzuring	87

Samenvatting

Het onderzoek, waarvan de resultaten in dit rapport beschreven worden, is een onderdeel van het programma 'Typegerichte normstelling en stroomgebiedsbenadering'. Het project ressorteert onder het koepelproject 'Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater'. Het onderzoek, dat in dit rapport beschreven wordt, maakt deel uit van het normstellingsonderzoek in vennen. Het werd gefinancierd door het Ministerie voor VROM/DGM/BWL.

Het doel van het project 'Gedifferentieerde normstelling in vennen' is te komen tot een voorstel voor natuurgerichte normen voor zwak gebufferde vennen. Het project omvat 2 deelprojecten. In het eerste deelproject vindt op basis van literatuur een inventarisatie en evaluatie plaats van reeds geformuleerde kritische depositieniveaus en abiotische randvoorwaarden. De kritische depositieniveaus zijn getoetst aan berekende huidige depositieniveaus op vennen. In het tweede deelproject wordt op hoofdlijnen de actuele toestand waarin oorspronkelijk zwak gebufferde vennen verkeren (toestand van de jaren tachtig en negentig) beschreven voor Nederland en gerelateerd aan recente veranderingen in herstelbeheer. In het project is de aandacht uitgegaan naar zwak gebufferde vennen met een zandbodem, i.e. vennen waar in het verleden een *Littorelletea*-begroeiing aanwezig was met isoetide waterplanten (Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*), Grote Biesvaren (*Isoetes lacustris*) en/of Kleine Biesvaren (*Isoetes echinospora*)).

Vanwege de onzekerheden in de gebruikte methoden voor de bepaling van kritische depositiewaarden, is het veiliger om een range van kritische depositieniveaus te hanteren, in plaats van één specifieke waarde. Voor de Nederlandse zwak gebufferde wateren vormt het traject van 5-10 kg N/ha/jaar de meest betrouwbare kritische belasting voor stikstof. Dit traject voor stikstof steunt op een aantal verschillende typen onderzoek, houdt niet alleen rekening met de eutrofiërende maar ook met de potentieel verzurende werking van ammoniumsulfaat, en is internationaal erkend. Voor zwavel zijn in de literatuur kritische depositiewaarden alleen vermeld voor Scandinavische meren. Als gevolg van codepositie met stikstof (ammoniumsulfaat) kan zwaveldepositie in ons land niet los gezien worden van de depositie van stikstof. De kritische depositieniveaus voor zwavel liggen laag, in de range van 100 à 200 molS/ha/jaar tot 400 molS/ha/jaar.

De depositie op vennen is voor NH_x specifiek ingeschat en berekend ten opzichte van de landelijke modelgegevens, die waarden geven per 5x5 km grid. De potentiële reductie van de NH_x -depositie is voor 46 vennen berekend als functie van de afstand tot een lokale bron. Naast de afstand tot emissiebronnen zijn ook de specifieke depositiesnelheid naar water, de grootte van het ven en de openheid van het gebied rondom het ven meegenomen als bepalende factoren voor de droge depositie van NH_x op een venoppervlak. De depositiesnelheid op open water is lager dan die op lage vegetaties. De depositie is ook lager als het ven groot is en in een open landschap gelegen is. Voor elk van de vennen is een schatting gemaakt van de lokale

stikstofdepositie. De berekende en geschatte depositiewaarden zijn getoetst aan de kritische niveaus die resulteren uit het literatuuronderzoek. De kritische depositiewaarden voor stikstof worden ruim overschreden. Vennen in Noord-Brabant, Overijssel en Gelderland ontvangen de hoogste stikstofdeposities. De stikstofdeposities op vennen in Drente en Friesland zijn gemiddeld genomen aanzienlijk lager. Kritische depositiewaarden voor zwavel worden in 60-100% van de steekproef aan vennen overschreden, afhankelijk van welk kritisch depositieniveau als referentie wordt genomen.

De abiotische randvoorwaarden voor isoetide levensgemeenschappen in zandbodenvennen is goed bekend vanuit Nederlands onderzoek. Een overzicht van de de trajecten voor pH, alkaliniteit, fosfaat, stikstof en sulfaat is opgenomen. Van de abiotische randvoorwaarden van enkele isoetide waterplanten wordt een overzicht gegeven, gegenereerd vanuit internationale literatuur.

Van een totaal aantal van 138 groeiplaatsen van de reeds genoemde isoetide waterplanten is informatie verkregen uit de periode 1980-1999 ten aanzien van de aanwezigheid van isoetiden per periode van vijf jaar en ten aanzien van uitgevoerde herstelmaatregelen per periode. Van 45 lokaties waren geen gegevens beschikbaar uit de periode na 1996. Deze 45 lokaties zijn niet bij de verdere analyse betrokken. De analyse is dus gebaseerd op in totaal 93 groeiplaatsen van isoetiden. Dit aantal heeft betrekking op 77 vennen, waarin één of meerdere isoetiden voorkwamen in de periode 1980-1999 en waarvan van alle perioden geverifieerde informatie beschikbaar was over voorkomen van isoetiden en (herstel)beheer.

Er blijkt een sterk verband te zijn tussen het ontstaan van nieuwe groeiplaatsen van *Littorella uniflora* en *Lobelia dortmanna* enerzijds, en herstelbeheer anderzijds. Bij *Lobelia dortmanna* is het verband tussen het verschijnen van deze soort en herstelmaatregelen nog sterker dan bij *Littorella uniflora*. *Littorella uniflora* heeft zich vanaf 1986 op 39 lokaties opnieuw gevestigd. *Lobelia dortmanna* heeft zich vanaf 1991 op 7 lokaties opnieuw gevestigd. Het aantal groeiplaatsen van Oeverkruid nam vooral sterk toe in de perioden 1991-1995 en 1996-1999. De toename van Waterlobelia vond plaats in de periode 1991-1995. Het onderzoek heeft aangetoond dat bij herstel van vennen in de meeste gevallen geen maatregelen tegen verzuring zijn genomen. Omdat de meeste herstelmaatregelen pas na 1990 zijn uitgevoerd, vertegenwoordigen de effecten op de aantallen isoetide groeiplaatsen, zoals gepresenteerd in dit rapport, de resultaten op de korte termijn. De verwachting is dat de resultaten op de middellange termijn minder gunstig zullen uitpakken als gevolg van herverzuring van niet-duurzaam herstelde vennen.

Hoewel het aantal vindplaatsen van isoetide waterplanten is toegenomen, is de kwaliteit van de vegetaties een punt van zorg. De gepresenteerde vegetatietabel met opnamen met isoetiden geeft aan dat de abiotische omstandigheden ter plaatse in veel gevallen niet optimaal zijn. Uit de soortensamenstelling en -abundanties blijkt, dat de buffering van veel vennen te wensen overlaat, veel vennen verrijkt zijn met stikstof en/of fosfaat en soms langdurig droogvallen. De effecten van verzuring, vermesting en verdroging zijn duidelijk zichtbaar in veel vegetatie-opnamen.

Een voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland wordt in dit rapport gepresenteerd (zie onderstaande tabel). De milieukwaliteitsnormen omvatten de kritische depositieniveaus, zoals die resulteren uit het literatuuronderzoek. Daarnaast zijn natuurgerichte normen opgenomen en worden drie ecologische niveaus beschreven, gebaseerd op de kwaliteit van de aangetroffen vegetatietypen.

Kritische depositieniveaus

Bron: inventarisatie in dit rapport

Stikstof	Criterium:
5-10 kg/ha/jaar 4 kg/ha/jaar 20 kg/ha/jaar	voorkoming verzuring experimenteel, historisch, berekeningen verruiging oevers modelmatig voorkomen eutrofiëring experimenteel
Zuur	
250-350 mol H ⁺ /ha/jaar 50-1250 H ⁺ /ha/jaar	voorkomen verzuring meest gevoelige vennen (= vennen met een minerale bodem) voorkomen verzuring minder gevoelige vennen (= vennen met een organische bodem)
Zwavel	
100-200 mol S/ha/jaar 200-400 mol S/ha/jaar	meest gevoelige Scandinavische meren bovengrens Scandinavische meren

Natuurgerichte normen			
<i>Bron: referentietypologie (Arts, 2000)</i>			
Zeer zwak gebufferd		Zwak gebufferd	
pH	5,0-6,5	pH	5,5-7,0
Alkaliniteit	0,1-0,3 meq.l ⁻¹	Alkaliniteit	0,3 –1,0 meq.l ⁻¹ (0,1-0,3)
Ortho-fosfaat	< 0,015 mg. l ⁻¹	Ortho-fosfaat	< 0,015 mg. l ⁻¹
Mineraal stikstof	< 0,15 mg. l ⁻¹	Mineraal stikstof	< 0,15 mg. l ⁻¹
Sulfaat	< 15 mg. l ⁻¹	Sulfaat	< 15 mg. l ⁻¹
Isoetiden en zuur-tolerante waterplanten		Isoetiden, zuur-tolerante en niet-zuur-tolerante waterplanten	
Wantsen, libellen, vedermuggen en kokerjuffers		Wantsen, libellen, vedermuggen en kokerjuffers; soorten van niet-extreem zuur milieu	

Ecologische niveaus	
<i>Bron: vegetatietabel in dit rapport</i>	
Hoogste ecologische niveau	Referentietypen, conform Vegetatie van Nederland (Schaminée et al., 1995).
Middelste ecologische niveau	Suboptimaal, geen volledige vegetatietypen of typen met soorten die duiden op verzuring, stikstofverrijking, eutrofiëring of verdroging.
Laagste ecologische niveau	Gedegradeerde typen of rompgemeenschappen (zuur of eutroof).

1 Inleiding

1.1 Kader

Het in dit rapport beschreven onderzoek is een onderdeel van het programma ‘Typegerichte normstelling en stroomgebiedsbenadering’. Doelen van het project zijn:

- Het afleiden van effectgerichte milieukwaliteitsnormen voor een aantal (belangrijke) typen oppervlaktewater (als eerste voor sloten, meren & plassen, stromende wateren, vennen en grote wateren (zowel zoet als zout)).
- Het onderbouwen van de relatie tussen landgebruik en de resulterende belasting van het oppervlaktewater en de effecten erin via uit- en afspoeling.
- Middels proefprojecten volgens een gebiedsgerichte aanpak en op grond van de watersysteembenadering nagaan op welke wijze de voorgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende typen oppervlaktewater in een gebied samenhangen en randvoorwaarden stellen aan het gebruik van dit gebied.
- Het ontwikkelen van een modelinstrumentarium waarmee effecten van de totale belasting met nutriënten vanuit een regio op een rijkswateren (zowel zoet als zout) kunnen worden beoordeeld.
- Het meewerken met CIW V aan het vaststellen van een ‘handvat toetsingskader nutriënten in regionale oppervlaktewateren’, waarmee provincies en waterbeheerders op een zinvolle wijze kunnen komen tot beoordeling en normstelling van nutriënten in regionale oppervlaktewateren.

Het project ressorteert onder het koepelproject ‘Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater’. Het projectplan werd in 1998 geaccepteerd door de stuurgroep ‘Nutriënten in Oppervlaktewater’, waarin de participerende instituten RIVM, RIZA, STOWA en Alterra, samen met de opdrachtgever - het Ministerie voor VROM/DGM/BWL - vertegenwoordigd waren. Het project is nauw gelieerd aan de CIW 5 subgroep ‘Gedifferentieerde normstelling in oppervlaktewater’, die zich met name richt op praktijkrelaties in gebieden.

Het in dit rapport beschreven onderzoek vormt een deel van het normstellingsonderzoek in vennen. Het werd gefinancierd door het Ministerie voor VROM/DGM/BWL

Leden van de stuurgroep:

- Jieles van Baalen (LNV/DWK)
- Ton Bresser (RIVM, voorzitter)
- Frans Claessen (RIZA)
- Miep van Gijsen (Alterra)
- Bert Higler (Alterra)
- Douwe Jonkers (DGM/BWL, opdrachtgever)

Lowie van Liere (RIVM, project-secretaris)
Oene Oenema (Alterra, agendalid)
Bas van der Wal (STOWA)

Verder namen deel aan de vergaderingen van de stuurgroep de projectleiders van de verschillende onderdelen:

Francisco Leus (RIZA, projectleider RISTORI)
Carla Bisseling (IKC-N, projectleider Aquatische Natuurdoeltypen)
Lowie van Liere (projectleider Typegerichte normstelling en stroomgebiedsbenadering)

1.2 Doelstelling en werkwijze

Het doel van het project ‘Gedifferentieerde normstelling in vennen’ is te komen tot een voorstel voor natuurgerichte normen (zeer goede en goede ecologische kwaliteit) voor zwak gebufferde vennen. Natuurgerichte normen worden uitgedrukt in termen van aquatische levensgemeenschappen en daarbijbehorende trajecten voor stikstof, fosfaat, sulfaat, bicarbonaat (alkaliniteit) en zuurgraad in het oppervlaktewater van vennen in relatie tot de daarvoor vereiste kritische atmosferische depositie-niveaus van stikstof, zuur en sulfaat. Het project vindt plaats in het kader van het opstellen van type-, effect- en natuurgerichte milieukwaliteitsnormen voor verschillende watertypen (beken, sloten, vennen, meren en plassen). Daarbij is in het onderhavige project de aandacht vooral uitgegaan naar zwak gebufferde vennen met een zandbodem (vennen waar in het verleden een *Littorelletea*-begroeiing aanwezig was).

Het project ‘Gedifferentieerde normstelling in vennen’ omvat 2 deelprojecten. In het eerste deelproject vindt op basis van literatuur een inventarisatie en evaluatie plaats van reeds geformuleerde kritische depositieniveaus en abiotische randvoorwaarden. De kritische depositieniveaus zijn getoetst aan berekende huidige depositieniveaus op vennen. In het tweede deelproject wordt op hoofdlijnen de actuele toestand waarin oorspronkelijk zwak gebufferde vennen verkeren (toestand van de jaren tachtig en negentig) beschreven voor Nederland en gerelateerd aan recente veranderingen in herstelbeheer.

2 Materiaal en methoden

2.1 Literatuurstudie kritische depositieniveaus en abiotische randvoorwaarden

Teneinde een overzicht te genereren van kritische depositieniveaus en abiotische randvoorwaarden, heeft een inventarisatie plaatsgevonden van reeds opgestelde en in rapporten, notities en artikelen gepubliceerde waarden voor levensgemeenschappen in vennen. Daartoe is met behulp van geautomatiseerde zoeksystemen in literatuurbestanden (Geobase, ASFA, CAB abstracts, Biological Abstracts, Milieuliteratuurbestand en Agralin) aan de hand van trefwoorden gezocht naar publicaties waarin kritische depositieniveaus van stikstof, zwavel en zuur afgeleid worden en beschreven staan. De kritische depositiewaarden en de toegepaste onderzoeksmethodieken worden in dit rapport onderling vergeleken, in de context geplaatst waarin de waarden zijn opgesteld en op hun bruikbaarheid en betrouwbaarheid getoetst. De nadruk ligt hierbij op onderzoek dat in Europese landen (vooral West- en Noord-Europa) heeft plaatsgevonden. Met betrekking tot de abiotische randvoorwaarden voor levensgemeenschappen in vennen zijn waarden voor belangrijke variabelen in de waterlaag van vennen (stikstof, fosfaat, sulfaat, bicarbonaat en zuurgraad) geïnventariseerd en bijeengezet.

2.2 Inventarisatie van groeiplaatsen van isoetiden

De doelstelling van de inventarisatie was het genereren van een up-to-date overzicht van de groeiplaatsen van *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* en *Isoetes echinospora* in Nederland in de jaren tachtig en negentig en deze gegevens relateren aan uitgevoerde (herstel)maatregelen en (wijzigingen in) atmosferische depositie. Daartoe zijn van de betreffende groeiplaatsen ecologische en fysisch-chemische informatie en gegevens ten aanzien van uitgevoerde (herstel)maatregelen verzameld.

Littorella uniflora, *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* en *Isoetes echinospora* zijn isoetide waterplanten. Dit zijn waterplanten met een rozet van stijve, priemvormige bladeren en een uitgebreid wortelstelsel. Deze waterplanten vormen laag-productieve begroeiingen en zijn karakteristiek voor zeer zwak en zwak gebufferde wateren. In deze wateren zijn fosfaat, stikstof en koolstof limiterend. Genoemde waterplanten zijn fysiologisch aangepast aan deze omstandigheden (Farmer & Spence, 1987; Nielsen & Sand-Jensen, 1997; Robe & Griffiths, 1992).

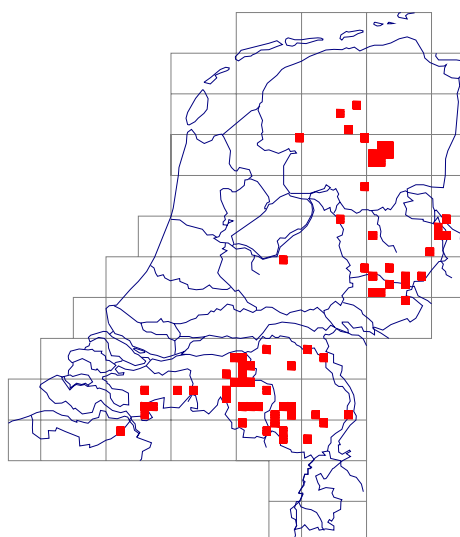
Er zijn verschillende databestanden geraadpleegd om vindplaatsen van de vier genoemde isoëtide waterplanten in Nederland vanaf 1980 te vinden en te selecteren (zie Tabel 2.1). Daarbij zijn de wateren in de duinen niet meegenomen en is het onderzoek beperkt tot de groeiplaatsen in het binnenland, in grote lijnen de pleistocene zandgronden. Tabel 2.1 geeft een overzicht van literatuur en personen en

instanties die gegevens hebben geleverd over het voorkomen van isoetide waterplanten vanaf 1980.

Tabel 2.1: Overzicht van literatuur en personen en instanties die gegevens hebben geleverd over het voorkomen van isoëtide waterplanten vanaf 1980.

RIVM (bestanden RIVM die ten grondslag liggen aan de Milieubalans 1999).
ALTERRA (bestanden Vegetatie van Nederland).
AquaSense TEC., 1996.
G.H.P. Arts (archief dat ten grondslag ligt aan Arts, 1990; Arts, ongepubliceerde archiefgegevens).
Van Beers, 1996.
Querner et al., 1999.
Brouwer et al., 1996a.

Vindplaatsen op basis van kilometerhokken zijn via het raadplegen van beheerders omgezet in exacte lokaties. Na koppeling van alle bestanden en opschoning van de gegevens, bleven er 97 locaties over waar in de periode na 1980 minstens een van de vier isoetide waterplanten was waargenomen. Figuur 2.1 geeft een overzicht van de locaties (per uurhok) van deze vindplaatsen in Nederland.



Figuur 2.1. Locaties van isoetide waterplanten vanaf 1980 in Nederland (uitgezonderd de wateren in de duinen), n=97 (een uurhok kan verschillende vindplaatsen bevatten)

Voorts zijn de beschikbare gegevens betreffende de 97 locaties per soort gerangschikt in verschillende categorieën, waarbij de periode vanaf 1980 werd onderverdeeld in 4 tijdsblokken van 5 jaar: 1980-1985, 1986-1990, 1991-1995 en 1996-1999. De volgende coderingen voor de verschillende categorieën zijn gebruikt:

- 1: soort is in alle perioden aanwezig (1980-1999)
- 2a: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1986-1990
- 2b: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1991-1995
- 2c: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1996-1999
- 3: soort is verdwenen in de periode 1996-1999 of in de perioden daarvoor

Vervolgens zijn alle, bij ons bekende, terreinbeherende instanties van de groeiplaatsen aangeschreven. Eveneens is de Universiteit van Nijmegen benaderd. Per groeiplaats werd een overzicht van de bij ons bekende meldingen van de vier soorten meegestuurd met het verzoek deze nauwkeurig te controleren en aanvullende gegevens te leveren over:

- Het voorkomen van de desbetreffende soort in de periode vanaf 1980;
- De vitaliteit van de desbetreffende soort;
- Het oppervlak van de groeiplaats van de soort;
- De bedekking (abundantie) van de soort;
- De eventuele beheersmaatregelen die getroffen zijn in de periode vanaf 1980;
- Eventuele nieuwe vindplaatsen;
- Vegetatie-opnamen;
- Fysisch-chemische gegevens (stikstof, fosfaat, sulfaat, bicarbonaat en zuurgraad);
- Beheersgegevens van de betreffende vindplaatsen.

Eveneens zijn plaatselijke natuurwerkgroepen benaderd wanneer bleek dat de terreinbeherende instanties over geen of weinig informatie beschikten (zie Dankwoord).

Omdat van veel vindplaatsen geen of weinig gegevens bekend waren, zijn enkele locaties in het najaar van 1999 bezocht. Tijdens het bezoek zijn vegetatie-opnamen gemaakt en zijn enkele chemische parameters bepaald (EGV, pH en alkaliniteit).

Op basis van de schriftelijke enquête naar beheerders, natuurwerkgroepen en de Universiteit van Nijmegen, kon het aantal groeiplaatsen worden uitgebreid. Groeiplaatsen, waarvan de gegevens door de aangeschreven personen niet werden bevestigd, of waarvan gegevens uit de laatste periode (1996-1999) ontbraken, zijn niet meegenomen in de analyse.

In de resultaten zijn de gegevens betreffende de groeiplaatsen van de onderzochte isoetide waterplanten anoniem weergegeven, dat wil zeggen alleen genummerd en aangeduid per kaartblad. De originele gegevens kunnen, na overleg met de betreffende terreinbeheerder, worden opgevraagd bij Alterra.

2.3 Clustering van vegetatie-opnamen met isoetide waterplanten

Met behulp van TURBOVEG (Hennekens, 1995) zijn uit het bestand dat ten grondslag ligt aan de Vegetatie van Nederland (in totaal 320.000 vegetatie-opnamen) alle vegetatie-opnamen geselecteerd, waarin minimaal één van de vier isoëtide waterplanten (*Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* en *Isoetes echinospora*) voorkomt. Voorts zijn alle opnamen van wateren in de duinen en opnamen die dateren uit de periode vòòr 1980 verwijderd. Uiteindelijk zijn 177 opnamen overgebleven. Dit databestand is verder aangevuld met vegetatie-opnamen van

terreinbeheerders en met opnamen gemaakt tijdens het veldbezoek in 1999. Het totaal aantal opnamen kwam hiermee op 201.

Het opnamenbestand betreft grotendeels vegetatie-opnamen gemaakt volgens de methode van de Frans-Zwiterse School (70% van de opnamen).. Het gaat om opnamen gemaakt volgens de schaal van Braun-Blanquet, de schaal van Londo en volgens de schaal van Barkman, Doing en Segal. Een percentage van 15% betreft opnamen volgens de schaal van Tansley. Van 48% van het totaal aan opnamen is geen oppervlak bekend. Waar de oppervlakten wèl zijn genoteerd, zijn deze relatief klein: 89% ligt beneden 25 m².

Voor het clusteren van de vegetatie-opnamen zijn de clusterprogramma's TWINSPAN en FLEXCLUS gebruikt. De instellingen die gebruikt zijn, zijn weergegeven in tabel 2.2.

Tabel 2.2: Instellingen zoals gebruikt bij toepassing van de clusterprogramma's TWINSPAN en FLEXCLUS.

TWINSPAN	FLEXCLUS
cutlevels: 0-2-3-4-5-6-7-8-9	threshold: 0.05
max level of divisions: 6	rare species downweighted
max indicators/divisions: 7	relocations: 100
min group size for divisions: 5	

De TWINSPAN-tabel leverde ecologisch homogeneren eenheden op. Deze tabel is in het rapport opgenomen. Van deze tabel worden de clusters in dit rapport kort beschreven, teneinde de vegetaties waarin isoetiden in de jaren tachtig en negentig voorkomen, te duiden.

2.4 Recente depositiegegevens

Onderzoek van Wienke (1999) heeft aangetoond, dat er een duidelijke ruimtelijke relatie bestaat tussen de hoogte van de depositie van NH_x en de afstand tot lokale bronnen. Hoe groter de afstand, hoe hoger de potentiële reductie van de NH_x-depositie. Op landelijke schaal wordt door het RIVM-model OPS de gemiddelde depositie berekend voor 5 x 5 km gridcellen. Voor vennen, die over het algemeen in natuurgebieden gelegen zijn, kan de werkelijke depositie verschillen van de berekende OPS-waarden als gevolg van verschillen in afstanden tot lokale bronnen. Via de relatie die Wienke (1999) heeft gelegd tussen de hoogte van de NH_x depositie en de afstand tot lokale bronnen, is een vertaalslag gemaakt van de gemiddelde depositie zoals door het OPS-model wordt berekend per 5x5 km gridcel naar de werkelijke depositie op de vennen. Deze berekende waarden voor de depositie op vennen zijn getoetst aan de kritische depositieniveaus, zoals die resulteren uit het literatuuronderzoek.

Uit het LGN-3 bestand is een uitsnede gemaakt overeenkomend met het Hullenzand, het gebied zoals gedefinieerd en bestudeerd werd door Wienke (1999).

Voor elke gridcel van 25x25 m is de afstand tot een potentiële bron van NH_x bepaald. Als bronnen zijn onderscheiden:

1. Grasland (LGN-categorie 1)
2. Akkerland (LGN-categoriën 2 t/m 6)
3. Agrarisch gebied (Grasland + Akkerland: LGN-categoriën 1 t/m 6)

De afstand is berekend met behulp van de functie 'Euclidische afstand' in Arc/Info Grid. De resultaten van Wienke (1999) voor de totale NH_x -depositie (fig. 10 in Wienke (1999), met dank aan R. Verhagen, RUG; resolutie 5x5m) is geresampled naar een grid van 25 x 25 m, met behulp van de zogenaamde cubic-interpolation.

Vervolgens zijn de verschillende grids ingelezen in Access en is per klasse van 1 meter afstand de gemiddelde depositie berekend. Dit is voor elk van de onderscheiden bronnen gedaan. De resultaten zijn vervolgens uitgedrukt als percentage van de gemiddelde depositie van het gehele studiegebied (5x5 km), welke grootte overeenkomt met die van de standaard OPS-resultaten.

De resultaten van de berekeningen worden gepresenteerd in figuur 2.2. Uitgezet tegen de afstand tot de emissie-bronnen neemt de totale depositie van NH_x sterk af, wat voor grasland een lineair verband oplevert (fig. 2.2). Alleen binnen 100 m van de bronnen valt een verhoogde depositie waar te nemen. Het afvlakken van de 'curve' voor agrarisch gebied wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat op de rand van het studiegebied een groot bosgebied ligt, dat ver verwijderd is van elk agrarisch gebied.

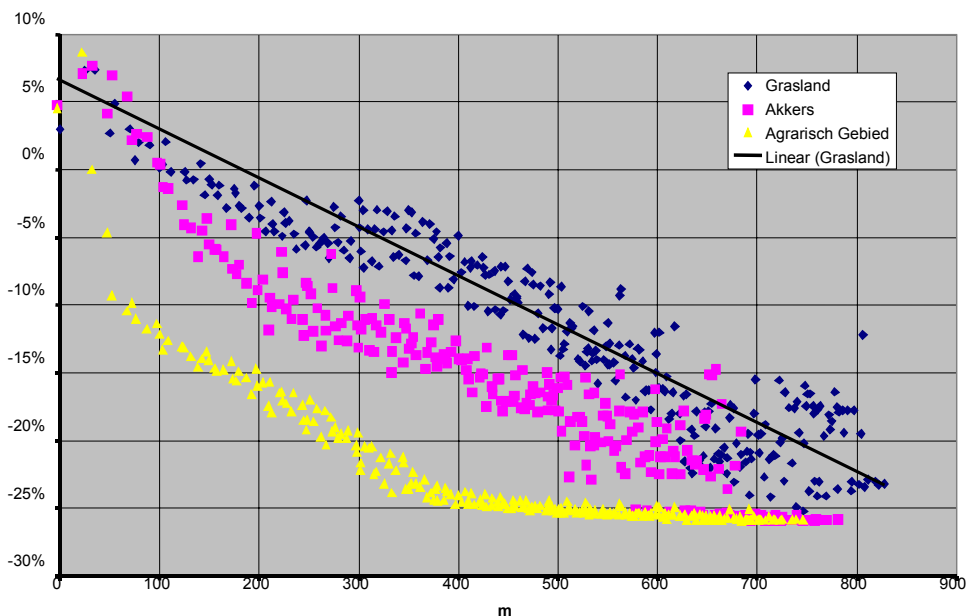


Fig. 2.2: Afwijking van de berekende depositie van totaal NH_x (%) als functie van de afstand (m) tot grasland, akkers, en agrarisch gebied (grasland + akkers). Data René Verhagen, RUG.

Waarschijnlijk veroorzaken de randvoorwaarden van het modelgebied dat er geen lagere waarden voor de depositie berekend zijn en dat de curve voor agrarisch gebied bij afstanden groter dan 400 m afvlakt.

De relatie gevonden door Wienke (1999) is toegepast om de depositie op vennen nauwkeuriger te kunnen inschatten. De potentiële reductie van de NH_x -depositie als functie van de afstand tot agrarisch grasland is berekend voor een steekproef van vennen. Het betreft 46 groeiplaatsen van isoetiden (zie paragraaf 3.2), waarvan de ligging ten opzichte van agrarisch grasland nauwkeurig is ingemeten. Op basis hiervan is de potentiële reductie van de NH_x -depositie ten opzichte van modelgegevens per 5 x 5 km-gridcel berekend. Naast de afstand tot emissiebronnen zijn ook de specifieke depositiesnelheid naar water, de grootte van het ven en de openheid van het gebied rondom het ven bepalend voor de droge depositie van NH_x op het venoppervlak. De depositiesnelheid op open water is lager dan die op lage vegetatie. De depositie is ook lager als het ven groot is en in een open landschap gelegen is. Voor elk van de vennen is een schatting gemaakt van de lokale stikstofdepositie.

De berekende en geschatte waarden, gesommeerd met de waarden voor de NO_y -depositie per 5 x 5 km-gridcel (OPS-waarden), zijn als 'best professional judgement' beschouwd met betrekking tot schattingen voor de totale stikstofdepositie op vennen. Deze berekende waarden zijn getoetst aan de kritische depositieniveaus voor stikstof, zoals deze uit de literatuurstudie resulteerden. De waarden voor de totale zwaveldepositie zijn afkomstig uit het OPS-model. Deze waarden zijn eveneens getoetst aan de kritische depositieniveaus voor zwavel.

3 Resultaten

3.1 Literatuurstudie kritische depositieniveaus

3.1.1 Methoden voor het bepalen van de depositieniveaus

Er zijn verschillende methoden gehanteerd voor het vaststellen van kritische depositieniveaus van stikstof en zwavel voor verzuringsgevoelige oppervlaktewateren. Hierbij is rekening gehouden met de gevoeligheid van de verschillende typen oppervlaktewateren. In het buitenland (met name in de Scandinavische landen en de Alpen) zijn de critical loads veelal bepaald via modelberekeningen met zogenaamde steady-state waterchemie-modellen (Henriksen, 1988; Kämäri et al., 1992; Marchetto et al., 1994). Daarnaast zijn er – met name in Nederland - ook dynamische ecosysteemmodellen ontwikkeld (Wortelboer, 1990 en 1998). Alleen in Nederland is ook experimenteel onderzoek verricht aan de gevolgen van de atmosferische depositie van stikstof en zwavel voor zwak gebufferde oppervlaktewateren (Schuurkes, 1987). Tenslotte is er voor de Nederlandse situatie nog historisch onderzoek verricht door Arts (1987).

3.1.2 Modellen

Steady-state modellen

De steady-state waterchemie-modellen zijn te verdelen in proces-georiënteerde modellen en empirische modellen. In het eerstgenoemde modeltype worden met behulp van wiskundige vergelijkingen de mechanismen beschreven, die ten grondslag liggen aan de oorzaak-gevolg-relatie tussen verzurende depositie en waterkwaliteit. Empirische steady-state waterchemie-modellen houden rekening met de nitraatverzadiging van en de nitraatuitspoeling uit het systeem, de depositie van basische kationen, de productie van bufferend vermogen (de alkaliniteit) en de concentraties aan basische kationen in het ecosysteem. De steady-state situatie wordt alleen bepaald door de huidige waterchemie van een water. Alle tijdsafhankelijke, en zelfs steady-state processen worden genegeerd in het model. Een vereiste voor deze benadering is echter dat er voldoende gegevens moeten zijn om dosis-respons-relaties te leggen tussen aquatische indicatororganismen en waterkwaliteitsvariabelen. Deze relaties kunnen dan worden gebruikt om critical loads af te leiden uit waterkwaliteitsgegevens. Dit soort modellen kan reeds worden gebruikt bij een kleine hoeveelheid beschikbare data (Kämäri, et al., 1992).

Dynamische ecosysteemmodellen

De met dergelijke modellen berekende kritische depositiewaarden zijn afhankelijk van de locatie en hangen ook af van de locale hydrologie en neerslag (Bobbink & Lamers, 1999).

Wortelboer (1992) ontwierp het aquatische ecosysteemmodel AquAcid om de bestaande kennis op het gebied van verzuring van vennen te integreren. Het is een

ecosysteemmodel, dat de onderling samenhangende cycli van koolstof, zwavel en stikstof combineert met de chemische reacties die een rol spelen bij de verzuring van het venwater. Waterplanten (Knolrus en Oeverkruid) spelen een belangrijke rol in het model (van Dam et al., 1996), maar de in zure vennen vaak talrijk voorkomende ondergedoken veenmossen ontbreken.

Volgens de berekeningen met het model AquAcid die Wortelboer (in prep., in: RIVM, 1997) uitvoerde, zou de stikstofdepositie alleen niet doorslaggevend zijn voor de achteruitgang van de karakteristieke venvegetaties. De aanvoer van organisch materiaal van buiten het ven zou hierbij tevens belangrijk zijn.

3.1.3 Experimenteel onderzoek en veldonderzoek

In Nederland zijn de effecten van de atmosferische stikstofdepositie op zwak gebufferde oppervlaktewateren onderzocht aan de hand van (laboratorium)-experimenten en veldonderzoek (Roelofs, 1983; Schuurkes, 1987; Arts, 1990). Hieruit bleek dat de atmosferische depositie van stikstof een grote rol speelt bij de achteruitgang van watervegetaties in zwak gebufferde wateren. Experimenteel onderzoek van Schuurkes (1987) aan mini-ecosystemen, waarbij de groei van venvegetaties onder invloed van beregening met ammoniumsulfaat en zwavelzuur werd gevolgd, leidde tot kritische normen voor zuur en stikstof. Arts (1987) bepaalde aan de hand van gereconstrueerde historische deposities van stikstof en zuur, de waargenomen veranderingen in pH en alkaliniteit en het voorkomen van indicatieve waterplanten, depositieniveaus die verzuring van de meest gevoelige vennen zouden moeten voorkomen.

3.1.4 Kritische niveaus voor stikstof en zuur voor verzuringsgevoelige vennen en meren

In bijlagen 1 en 2 wordt een overzicht gegevens van de kritische depositieniveaus voor respectievelijk stikstof en zwavel (zuur) zoals resulterend uit de literatuur. Bijlagen 3 en 4 geven een toelichting op de tabellen in respectievelijk bijlagen 1 en 2. De normen voor stikstof en zuur die in de literatuur zijn aangetroffen, worden in deze bijlagen kort besproken en de verschillende publikaties worden toegelicht. In deze paragraaf worden de literatuurgegevens in hun context besproken.

Stikstof

De critical loads van stikstof die door de verschillende auteurs beschreven worden, lopen nogal uiteen (zie bijlage 1). Voor een deel hangt dit samen met de verschillen in verzuringsgevoeligheid van de watertypen die onderzocht zijn: meren in Scandinavië, bergmeren in de Alpen en geïsoleerde heidevennen in Nederland. Volgens de door Bobbink en Lamers (1999) gepresenteerde gegevens lijken de Scandinavische meren het gevoeligst te zijn voor verzuring met stikstofverbindingen: de range van kritische depositiewaarden bedraagt 1,4-4,2 kgN/ha /jr. Voor geïsoleerde heidevennen in Nederland en voor bergmeren in de Alpen zijn deze depositie-ranges respectievelijk

3,5-4,5 kgN/ha/jr en 3,5-6,1 kgN/ha/jr. Deze waarden gelden bij afwezigheid van zwaveldepositie. Omdat in geen van de bovengenoemde regio's de zwaveldepositie verwaarloosbaar is, zijn de genoemde ranges in de praktijk moeilijk toepasbaar.

Volgens Marchetto et al. (1994) verschillen de verzuringsprocessen in Alpenmeren sterk van die in de Scandinavische landen, omdat ze in de Alpen gerelateerd zijn aan de kleinschalige heterogeniteit van de voorkomende gesteenten. Deze heterogeniteit veroorzaakt op zijn beurt weer een grote lokale variatie in waterchemie. Dit maakt het moeilijk om de critical loads voor de meren in de Alpen te vergelijken met andere verzuringsgevoelige Europese wateren. Daarnaast speelt ook de gebruikte methode voor het vaststellen van de kritische depositiewaarden een grote rol.

Opvallend is dat veel auteurs uiteindelijk weer naar dezelfde bron terugverwijzen. Voor de Nederlandse situatie zijn eigenlijk slechts drie onderzoeksbenaderingen van belang, waarnaar door alle andere auteurs steeds verwezen wordt: de kritische deposities die afgeleid zijn uit de berekeningsexperimenten van Schuurkes et al. (1987), het historische onderzoek van Arts (1987) en de relatief nieuwe modelmatige benadering van het RIVM (1997), met een voorlopige schatting van de critical load voor stikstof. Door de geheel verschillende benaderingswijzen zijn deze drie onderzoeksbenaderingen niet vergelijkbaar met elkaar.

De kritische stikstofdepositie (1390 mol) van Schuurkes & Leuven (1986) heeft betrekking op de maximaal toelaatbare eutrofiëring. Als gevolg van deze depositiewaarde treedt er echter een effectieve zuurvorming¹ op die de maximaal toelaatbare waarde voor de zuurdepositie aanzienlijk overschrijdt. Omdat in Nederland de stikstofdepositie voor minstens de helft gevormd wordt door NH_x-verbindingen die een sterk potentieel zuurvormend vermogen hebben, moeten eutrofiëring en verzuring door stikstofverbindingen steeds in onderlinge samenhang worden beschouwd (Arts, 1987).

In enkele gevallen is het niet duidelijk aan welke bron de kritische waarde precies ontleend is; een bronvermelding ontbreekt dan of is onvolledig (bijv. in Bal et al., 1995).

Zwavel

Van zwavel zijn veel minder kritische depositiewaarden in de literatuur aanwezig dan van stikstof. Zonder uitzondering hebben ze betrekking op onderzoek aan Zweedse, Noorse en soms Amerikaanse meren. In de Nederlandse literatuur maakt zwavel steeds deel uit van de co-depositie van ammonium en sulfaat, waardoor de afzonderlijke bijdrage van zwavel geen aandacht krijgt.

¹ Effectieve zuurvorming: het vrijkomen van een netto-hoeveelheid verzurende waterstofionen bij de omzetting van ammonium in nitraat (een deel van de bij deze reactie vrijkomende waterstofionen kan geneutraliseerd worden door aanwezige bufferstoffen)

Zuur

In Nederland is het aandeel van de depositie van vrije H⁺-ionen in de totale depositie relatief klein ten opzichte van de potentieel verzurende stoffen. De meeste Nederlandse critical loads voor zuur zijn gebaseerd op het gecombineerde effect van stikstof en zwavel, en zijn afgeleid uit de waarden voor de natte ammoniumsulfaatdepositie. In de Scandinavische literatuur worden ook kritische deposities voor zuur vermeld, die alleen gebaseerd zijn op de zwaveldepositie.

Schuurkes & Leuven (1986) (in: van der Voet & Udo de Haes, 1987) onderscheiden voor wat betreft de verzurende werking van ammoniumsulfaat twee ventypen, die verschillen in gevoeligheid voor verzurende depositie: vennen met een minerale bodem en vennen met een organische bodem. De vennen uit de eerstgenoemde categorie hebben een kritische waarde van 350 mol potentieel zuur per ha per jaar, en voor de vennen uit de tweede categorie is de kritische waarde 350-1250 mol/ha/jr. Opgemerkt dient te worden dat de depositie van kationen (met name Ca en Mg) mede bepalend is voor de kritische zuurdepositie

3.1.5 De betrouwbaarheid van de kritische depositieniveaus in de literatuur

Onzekerheden in modellen

Steady-state modellen

Bij enkele Scandinavische steady-state-modellen (SSWC en FMB), waarin de mobiliteit van stikstof in het inzigtgebied van een water een rol speelt, worden een aantal aannames gedaan. Ten eerste worden de effecten van nutriëntenopname- en afgifte door afsterven van organisch materiaal, mineralisatie en opname door plantenwortels verwaarloosd (Kämäri, et al., 1992). Ook het weglekken van ammonium wordt verwaarloosbaar verondersteld, terwijl in Nederland is aangetoond dat er aanzienlijke hoeveelheden ammonium uit een ven kunnen verdwijnen (Roelofs, 1983; van Dam, 1987).

Het door Marchetto et al. (1994) gebruikte titratie-model is gebaseerd op een steady-state situatie voor de waterchemie, waardoor er geen tijdsafhankelijke processen (zoals bodemverzuring) -die wèl van invloed kunnen zijn op de kritische depositiewaarden- in het model opgenomen zijn. De belangrijkste onzekerheid in het model van Marchetto et al. (1994) betreft het gebruik van de zogenaamde F-factor, om de concentratie aan basische kationen in het meerwater te schatten in een niet door mensen beïnvloede situatie. Deze kationen komen als gevolg van vertering van gesteenten in de meren terecht.

Dynamische ecosysteemmodellen: AquAcid

Dit dynamische ecosysteemmodel houdt rekening met de neerslag op een ven en het grondwater dat naar een ven toestroomt. De invloed van het inwaaien of inspoelen van organisch materiaal vanaf de oever op de waterkwaliteit is niet in het model meegenomen. De in het model Aquacid als input gebruikte geschatte depositiegegevens (droge en natte depositie) bleken niet overeen te stemmen met de

werkelijke depositie. De gegevens over de droge depositie bleken voor vennen veel te hoog te zijn. Waarschijnlijk is de totale depositie op vennen vrijwel gelijk aan alleen de natte depositie (van Dam et al., 1996). Om het model uit te breiden en te verbeteren, zou er gedetailleerd aanvullend onderzoek in een groter aantal vennen moeten plaatsvinden. Daarnaast zijn er ook directe metingen aan de droge depositie op vennen nodig en zouden ondergedoken veenmossen aan het model moeten worden toegevoegd. Door het afsterven van deze veenmossen kan er een aanzienlijke hoeveelheid organisch materiaal in het ven accumuleren.

Onzekerheden in experimenteel en historisch onderzoek

Experimenteel onderzoek

Schuurkes et al. (1987) en Schuurkes & Leuven (1986) maken geen melding van onzekerheden of mogelijke foutenmarges in de resultaten van de door hen uitgevoerde experimenten.

Historisch onderzoek

De door Arts berekende historische deposities voor stikstof en zuur zijn gebaseerd op een zevental aannames, waardoor er grote onzekerheden in de extrapolaties van de depositiewaarden zitten, en daarmee ook in de daaruit voortgekomen kritische depositiewaarden. Ze zijn gebaseerd op de op dat moment voorhanden zijnde meest nauwkeurige gegevens.

3.1.6 Conclusies

Stikstof

Bobbink & Lamers (1999) stelden uiteindelijk op basis van de bovengenoemde experimentele en modelonderzoeken (Arts, 1987; RIVM, 1997; Schuurkes, 1987) de kritische depositiewaarden voor stikstof voor de Nederlandse zwak gebufferde oppervlaktewateren vast, die ook door de UN/ECE en de WHO zijn overgenomen. Omdat deze waarde (5-10 kg N/ha/jr) steunt op een aantal verschillende typen onderzoek, niet alleen rekening houdt met de eutrofiërende maar ook met de potentieel verzurende werking van ammoniumsulfaat, en ook internationaal erkend is, is dit op dit moment de meest betrouwbare critical load voor stikstof voor wat betreft de Nederlandse zwak gebufferde wateren.

Vanwege de onzekerheden in de gebruikte methoden voor de bepaling van kritische depositiewaarden en de verschillen in morfologie en ligging van de wateren, is het ook veiliger om een range van kritische deposities te hanteren, in plaats van één specifieke waarde.

Zwavel

Specifieke kritische waarden voor de depositie van zwavel worden in de literatuur alleen vermeld voor Scandinavische meren, waarschijnlijk omdat de codepositie met stikstof (ammoniumsulfaat) in deze regio veel minder belangrijk is dan in Nederland. Hierdoor heeft de zwaveldepositie als afzonderlijke factor een belangrijke rol in de verzuring van gevoelige wateren in Scandinavië. Aangezien Scandinavische meren op

veel punten (o.a. morfologie, bodem) sterk verschillen van de Nederlandse vennen, mogen de Scandinavische kritische normen niet zomaar worden toegepast op de Nederlandse situatie.

De normen die voor de Scandinavische meren zijn opgesteld zijn vrij laag gekozen en omvatten het traject van 100-200 molS/ha/jr. Indien wordt uitgegaan van de bovengrens van de hoogste range die in de literatuur wordt genoemd (Henriksen et al., 1986), dan bedraagt de waarde voor zwavel 400 mol/ha/jr.

3.2 Abiotische randvoorwaarden voor isoetide levensgemeenschappen van zandbodemvennen

In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de eisen die isoetide waterplanten aan hun groeiplaats stellen. Daarbij wordt eerst ingegaan op de randvoorwaarden van de levensgemeenschap, en vervolgens op de eisen van de afzonderlijke soorten.

3.2.1 Abiotische randvoorwaarden voor isoetide levensgemeenschappen

In verschillende publicaties zijn trajecten voor abiotische variabelen beschreven met betrekking tot de waterlaag en het sediment van (zeer) zwak gebufferde vennen. De eisen die macrofyten van zachte wateren stellen aan belangrijke chemische variabelen in de waterlaag en het sediment zijn beschreven in Arts et al. (1990b). Binnen de groep van macrofyten van zachte wateren kunnen op basis van het vermogen van de plantensoorten om extreem zure omstandigheden ($\text{pH} < 5$) te overleven nog twee aparte ecologische groepen onderscheiden. Deze twee ecologische groepen hebben uiteenlopende pH- en alkaliniteitsamplitudo's (Arts et al., 1990b). De abiotische karakteristieken van zandbodemvennen zijn weergegeven in de referentietypologie voor vennen (Arts, 2000). Voor zure en gebufferde vennen is een abiotisch streefbeeld geformuleerd, met daarin normen ten aanzien van het oppervlaktewater. Deze normen zijn opgenomen in het ecologisch beheersprogramma voor vennen in Friesland (Grontmij, 1993).

In de onderstaande twee tabellen (tabellen 3.1 en 3.2) zijn de gegevens uit bovengenoemde bronnen gecombineerd. De zandbodemvennen zijn opgesplitst in twee typen waarin vegetaties met isoetiden kunnen voorkomen: de zeer zwak gebufferde en de zwak gebufferde zandbodemvennen. Voor deze twee typen worden abiotische randvoorwaarden gegeven waarbij plantengemeenschappen met isoëtiden kunnen voortbestaan.

Tabel 3.1: Zeer zwak gebufferde zandbodemvennen. N heeft betrekking op de minerale stikstof-fractie. PO_4^{3-} = orthofosfaat.

Abiotische parameter	Waarde	Referentie
pH	5,0-6,5	Arts et al., 1990b
Alkaliniteit	0,1-0,3 meq/l	Arts, 2000
PO_4^{3-} -P	< 0,015 mg/l	Arts, 2000
N	< 0,15 mg/l	Arts et al., 1990a
Sulfaat (SO_4^{2-})	< 15 mg/l	Roelofs, ongepubliceerde gegevens

Tabel 3.2: Zwak gebufferde (ondiepe) zandbodenvennen. N heeft betrekking op de minerale stikstof-fractie. PO₄³⁻ = orthofosfaat.

Abiotische parameter	Waarde	Referentie
pH	5,5-7,0	Arts, 2000
Alkaliniteit	0,3-1,0 meq/l*	Arts, 2000
PO ₄ ³⁻ -P	< 0,015 mg/l	Arts, 2000
N	< 0,15 mg/l	Arts et al., 1990
Sulfaat (SO ₄ ²⁻)	< 15 mg/l	Roelofs, ongepubliceerde gegevens

* Uit experimenten is gebleken dat er in zwak gebufferde vennen, die voorheen geëutrofeerd waren, bij alkaliniteitswaarden die hoger zijn dan 0,3 meq/l als gevolg van toenemende mineralisatie relatief veel fosfaat vanuit de bodem in het water oplost (Bellemakers et al., 1996; Roelofs, 1996; Roelofs et al., 1996). Hierdoor komt er meer fosfaat beschikbaar, waardoor de waterlaag eutrofer wordt. Om eutrofiëring te beperken zijn alkaliniteitswaarden tussen de 0,1 en 0,3 meq/l het gunstigst voor zwak gebufferde en voormalig geëutrofeerde vennen.

3.2.2 Abiotische randvoorwaarden voor enkele isoetide waterplanten

In deze paragraaf worden de standplaatskarakteristieken voor de belangrijkste isoetiden beschreven op basis van onderzoeken in Polen en Nederland. Szmeja et al. (1997) beschrijven voor meren met een isoëtidenvegetatie langs de Baltische kust in Noord-Polen tolerantiegrenzen van isoetiden voor een aantal abiotische factoren. Daarnaast vermelden ze de tolerantiegrenzen van dezelfde soorten in nauwelijks door de mens beïnvloede meren (tabel 3.3). De tolerantieranges in de ongestoorde meren zijn veelal kleiner dan die in antropogeen beïnvloede meren.

Tabel 3.3: Abiotische karakteristieken van groeiplaatsen van isoetiden in Polen (naar Szmeja et al., 1997).

Polen soort	pH-range		totaal N-range (mg/l)		totaal P -range (µg/l)	
	tolerantie	ongestoorde meren	tolerantie	Ongestoorde meren	tolerantie	ongestoorde meren
Littorella uniflora	4,5-9,4	5,7-8,7	1,0-3,9	1,0-2,5	0-950	0-400
Lobelia dortmanna	4,5-8,7	5,7-8,3	0,6-3,9	0,6-3,4	0-100	0-100
Isoetes lacustris	4,5-8,8	5,5-8,2	0,6-3,9	0,6-2,3	0-662	0-100

De gegevens van de Nederlandse isoetide groeiplaatsen staan in tabel 4.4. Hierbij valt geen onderscheid te maken in al dan niet antropogeen verstoorde vennen.

Tabel 3.4: Abiotische karakteristieken van groeiplaatsen van isoetiden in Nederland (naar Arts, 1990, gebaseerd op basisgegevens van J.Roelofs, K.U. Nijmegen).

Nederland		
soort	pH	Alkaliniteit meq/l)
Littorella uniflora	3,7-9,6	0-3,2
Lobelia dortmanna	3,8-7,2	0-1,1
Isoetes lacustris	3,8-4,8	0-0,1
Isoetes echinospora	5,5-8,5	0,1-1,0

De Poolse en Nederlandse gegevens zijn alleen vergelijkbaar voor wat betreft pH. Van de andere parameters ontbreken de gegevens uit Nederland (totaal-stikstof, totaal-fosfaat) of uit Polen (alkaliniteit).

In vergelijking met de Poolse situatie vallen vooral de lagere ondergrenzen van de pH in Nederland voor *Littorella uniflora*, *Isoetes lacustris* en *Lobelia dortmanna* op. *Isoetes lacustris* lijkt in Nederland slechts bij lage pH-waarden en in een beperkt pH-traject voor te komen, maar hierbij moet worden opgemerkt dat het gegevens van slechts één groeiplaats (het Staalbergven) betreft.

Bijlage 5 geeft een overzicht van waarden en trajecten voor pH, alkaliniteit, sulfaat, totaal-stikstof, totaal-fosfaat en bicarbonaat van isoetide groeiplaatsen in Nederland en in landen buiten Nederland.

3.3 Inventarisatie van groeiplaatsen van isoetiden in de periode 1980-1999

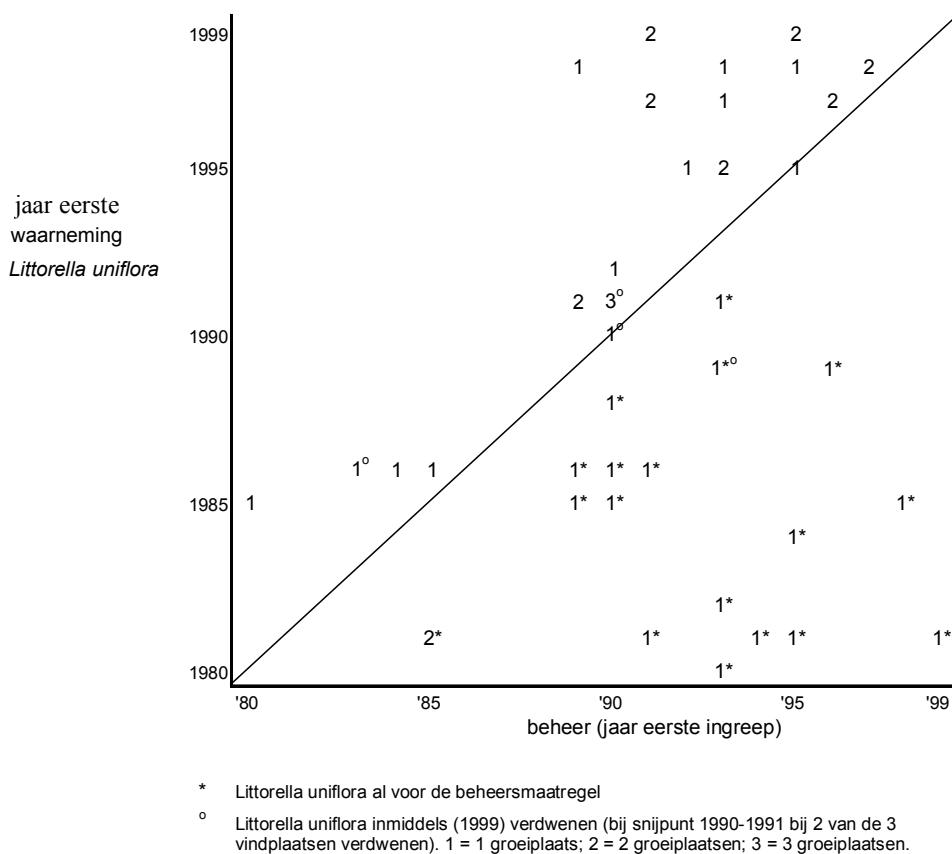
In de bijlagen 6 - 9 zijn de resultaten opgenomen van de inventarisatie van groeiplaatsen van isoetiden in de periode 1980-1999. In deze bijlagen is de aanwezigheid van isoetiden en genomen beheers- en herstelmaatregelen weergegeven per tijdvak van 5 jaar. De groeiplaatsen van Oeverkruid zijn opgesplitst in groeiplaatsen waarvan per tijdvak van vijf jaar gegevens voorhanden waren (bijlage 6) en groeiplaatsen waarvan gegevens uit de laatste periode (1996-1999) ontbraken (bijlage 7). Voor de analyse zijn met betrekking tot Oeverkruid alleen de gegevens uit bijlage 6 gebruikt. Op verzoek van enkele beheerders zijn de geïnventariseerde gegevens anoniem weergegeven, gerangschikt naar kaartblad. De informatie die van terreinbeherende instanties is ontvangen, betrof vooral jaren van aanwezigheid – en soms abundantie – van isoetiden en jaren en aard van uitgevoerde beheersmaatregelen. Vitaliteitsgegevens, oppervlakten van populaties van isoetiden en fysisch-chemische gegevens zijn niet of nauwelijks ontvangen.

Na raadpleging van alle terreinbeherende instanties, natuurwerkgroepen en de Universiteit van Nijmegen, was informatie beschikbaar van 138 groeiplaatsen van isoetiden. Omdat dit aantal is opgebouwd uit de informatie per isoetide plantensoort, komt dit aantal overeen met het totaal aantal lokaties met één isoetide. Vennen waarin zowel Oeverkruid als Waterlobelia voorkomen, zijn in dit aantal twee maal meegerekend. Van het totale aantal van 138 groeiplaatsen van isoetiden, waren van 45 lokaties geen gegevens beschikbaar over de periode na 1996. Deze 45 lokaties zijn niet bij de verdere analyse betrokken. De analyse is dus gebaseerd op in totaal 93 groeiplaatsen van isoetiden. Dit aantal heeft betrekking op 77 vennen, waarin één of meerdere isoetiden voorkwamen in de periode 1980-1999 en waarvan van alle perioden geverifieerde informatie beschikbaar was over voorkomen van isoetiden en (herstel)beheer.

Figuur 3.1 geeft inzicht in de relatie tussen het jaar van verschijnen van *Littorella uniflora* en het jaar waarin herstelmaatregelen zijn uitgevoerd. Uit [figuur 4.1](#) blijkt dat *Littorella uniflora* in de meeste gevallen snel reageert op herstelmaatregelen; veelal verschijnt de soort in het eerste of tweede jaar na uitvoering van deze maatregelen. De aanwezige *Littorella*-zaden in de zaadbanken kiemen dus vrij snel nadat ze zijn blootgelegd. In de meeste gevallen zal *Littorella* overigens niet in hetzelfde jaar

kunnen kiemen als waarin de beheersmaatregelen zijn uitgevoerd, aangezien deze ingrepen meestal in de herfst of in de winter plaatsvinden.

De punten die in figuur 3.1 boven de lijn $x=y$ liggen, geven nieuwe groeiplaatsen van *Littorella* weer. Deze zijn ontstaan na het nemen van herstelmaatregelen, aangezien het tijdstip van verschijnen van de soort steeds voorafgegaan wordt door het tijdstip waarop herstelmaatregelen zijn genomen. In 27 gevallen is de soort verschenen na uitvoering van herstel, terwijl *Littorella* in 19 gevallen nog aanwezig was voordat uitvoering van beheersmaatregelen plaatsvond. Op enkele (4) groeiplaatsen is de soort inmiddels weer verdwenen.

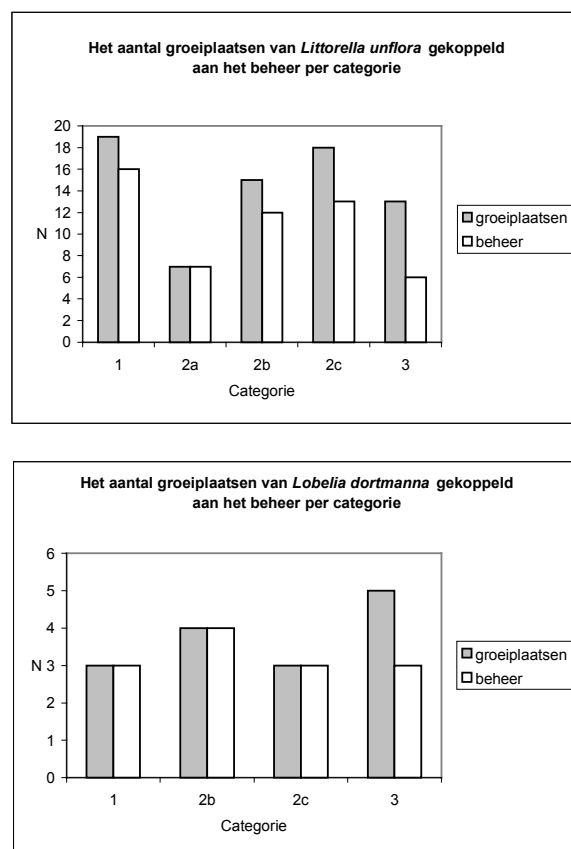


Figuur 3.1: Verband tussen het jaar van uitvoering van herstelmaatregelen en het jaar van verschijnen van *Littorella uniflora*.

In figuur 3.2 zijn de groeiplaatsen van *Littorella uniflora* en *Lobelia dortmanna* per tijdvak gerelateerd aan het uitgevoerde beheer op deze groeiplaatsen. Uit de figuur blijkt dat het verschijnen van *Littorella uniflora* in de meeste gevallen verband houdt met het uitvoeren van beheer. Ook de aanwezigheid van de soort in de gehele periode van 1980-1999 lijkt vaak gekoppeld te zijn aan beheer. In sommige gevallen verdwijnt *Littorella uniflora* weer enige tijd na de werkzaamheden.

Bij *Lobelia dortmanna* is het verband tussen het verschijnen en herstelmaatregelen nog sterker dan bij *Littorella uniflora*. In alle gevallen is de vestiging van deze soort verbonden met beheersmaatregelen in de vennen.

Uit **figuur 3.2** en bijlage 6 blijkt dat *Littorella uniflora* vanaf 1986 zich op 39 lokaties opnieuw gevestigd heeft (categorieën 2a, 2b en 2c). *Lobelia dortmanna* heeft zich vanaf 1991 op 7 lokaties opnieuw gevestigd (categorieën 2b en 2c; **figuur 3.2** en bijlage 9). Beide soorten nemen dus toe, waarbij de toename voor *Lobelia dortmanna* volledig en voor *Littorella uniflora* grotendeels kan worden toegeschreven aan (herstel)beheer. De toename van beide soorten wordt nogmaals geïllustreerd in **figuur 3.3**. Het aantal groeiplaatsen van Oeverkruid neemt vooral sterk toe in de periode 1991-1995 (n=15) en 1996-1999 (n=17). De toename van Waterlobelia vindt plaats in de periode 1991-1995.

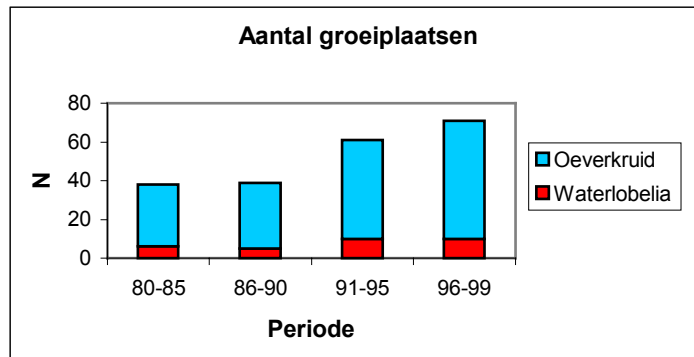


Figuur 3.2: Aantallen groeiplaatsen van *Littorella uniflora* en *Lobelia dortmanna* in verschillende categorieën in relatie tot de aantallen van deze groeiplaatsen waar beheersmaatregelen zijn uitgevoerd.

Legenda:

- 1: soort is in alle perioden aanwezig (1980-1999)
- 2a: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1986-1990
- 2b: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1991-1995
- 2c: soort heeft zich nieuw gevestigd in 1996-1999
- 3: soort is verdwenen in de periode 1996-1999 of in de perioden daarvoor

Figuur 3.3: Aantallen groeiplaatsen van Oeverkruid en Waterlobelia per periode van 5 jaar vanaf 1980. De figuur is gebaseerd op de totale steekproef van 93 vindplaatsen van isoetide waterplanten waarvan informatie beschikbaar is uit alle perioden.



In de figuren 3.4 – 3.17 zijn de kaartjes opgenomen die de verspreiding van de vier onderzochte isoetide waterplanten weergeven in een bepaalde tijdspanne.

Fig. 3.4 *Littorella uniflora*, categorie 1, in alle perioden aanwezig, n=19
(vier vindplaatsen vallen binnen twee uurhokken)

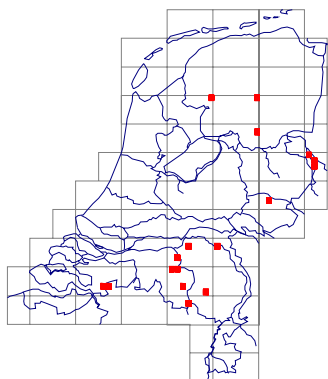


Fig. 3.5 *Littorella uniflora*, categorie 2a, nieuwe vestiging in '86-'90, n=7

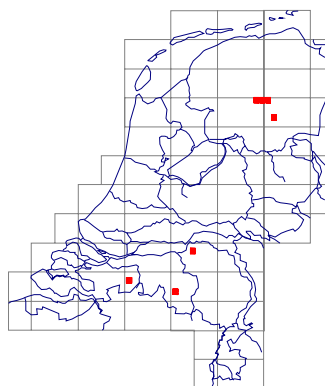


Fig. 3.6 *Littorella uniflora*, categorie 2b, nieuwe vestiging in '91-'95, n=15,
(vier vindplaatsen vallen binnen twee uurhokken)

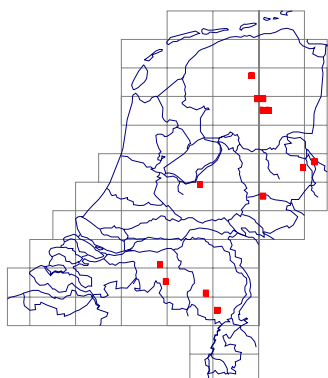


Fig. 3.7 *Littorella uniflora*, categorie 2c, nieuwe vestiging in '96-'99, n=17
(vier vindplaatsen vallen binnen twee uurhokken)

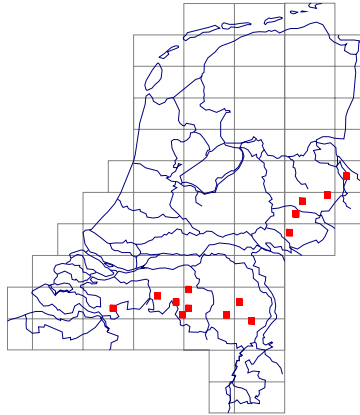
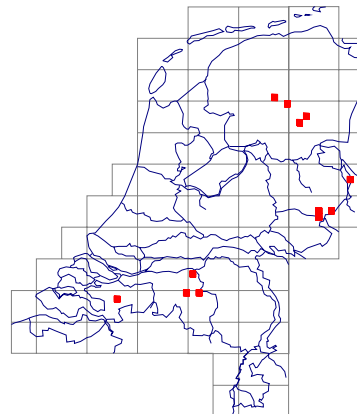


Fig. 3.8 *Littorella uniflora*, categorie 3, verdwenen in '96-'99
of de perioden daarvoor, n=12,
(twee vindplaatsen vallen binnen hetzelfde uurhok)



De figuren 3.4 t/m 3.8 geven het voorkomen van *Littorella uniflora* en de nieuwe vestigingen van deze soort in de verschillende tijdvakken weer. Nieuwe vestigingen vonden het meest plaats in 1991-1995 (15) en 1996-1999(17). In het eerste tijdvak (1986-1990) verscheen *Littorella* op 7 nieuwe plaatsen, met name in Noord-Brabant en Drenthe. In de daaropvolgende periode liggen de nieuwe groeiplaatsen vooral in Drenthe, Noord-Brabant en Twente, terwijl in het laatste tijdvak *Littorella uniflora* wederom op verschillende plekken in Noord-Brabant, Twente en nu ook in de Achterhoek verschijnt.

Fig. 3.9 *Lobelia dortmanna*, categorie 1, in alle perioden aanwezig, n=3
(twee vindplaatsen vallen binnen hetzelfde uurhok)

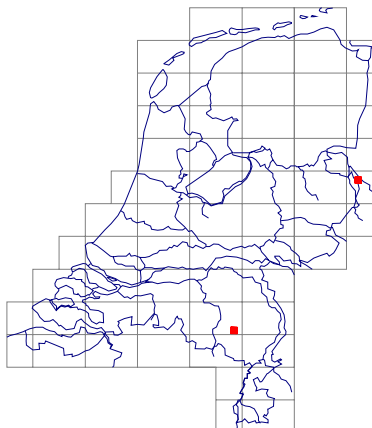


Fig. 3.10 *Lobelia dortmanna*, categorie 2b, nieuwe vestiging in '91-'95, n=4
(twee vindplaatsen vallen binnen hetzelfde uurhok)

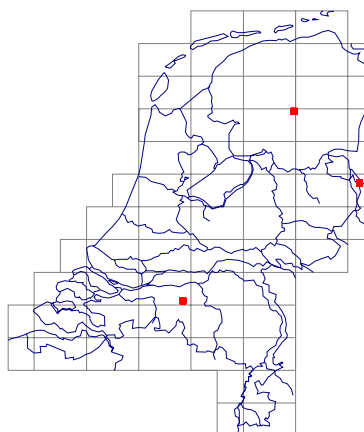


Fig. 3.11 *Lobelia dortmanna*, categorie 2c, nieuwe vestiging in '96-'99, n=3

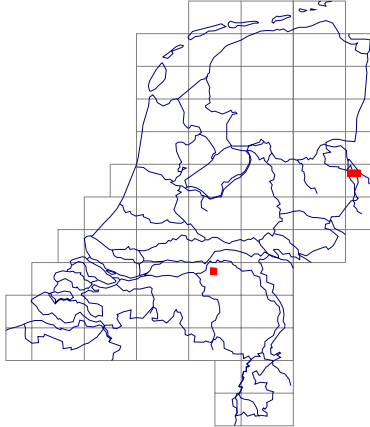
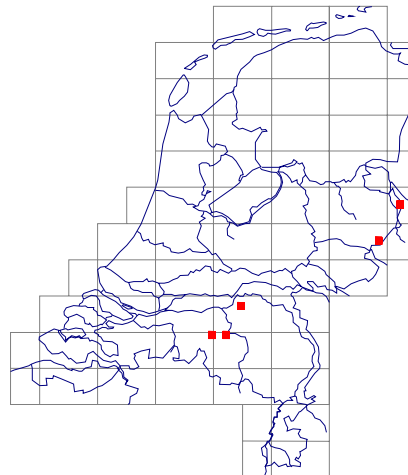


Fig. 3.12 *Lobelia dortmanna*, categorie 3, verdwenen in '96-'99 of de perioden daarvoor, n=5



De verspreiding van *Lobelia dortmanna* is beperkt tot een klein aantal groeciplaatsen in Noord-Brabant, Twente en Drenthe (figuren 3.9 t/m 3.12). In slechts twee vennen (Beuven en Bergven IV) is de soort vanaf 1980 continu aanwezig geweest. Op een aantal andere plekken verscheen de soort na herstelbeheer, om soms al enkele jaren later weer te verdwijnen. Een duurzaam voorkomen van *Lobelia dortmanna* lijkt erg afhankelijk te zijn van lokaal optredende gunstige factoren zoals grondwater-toestroming en gericht beheer. De stikstofdepositie is overal in Nederland nog zodanig hoog, dat de soort het op eigen kracht nauwelijks zal redden.

Fig. 3.13 *Isoetes lacustris*, categorie 1, in alle perioden aanwezig, n=1

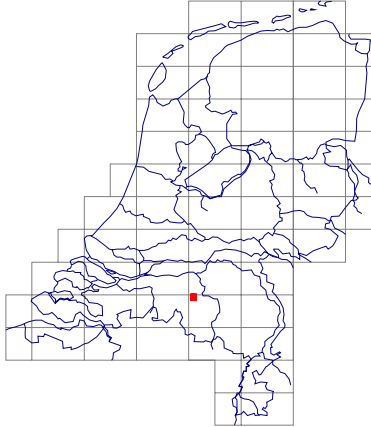


Fig. 3.14 *Isoetes echinospora*, categorie 1, in alle perioden aanwezig, n=1

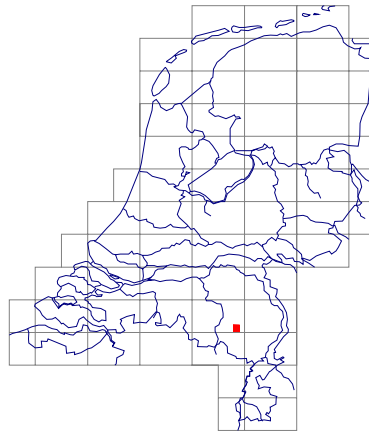


Fig. 3.15 *Isoetes echinospora*, categorie 2b, nieuwe vestiging in '91-'95, n=1

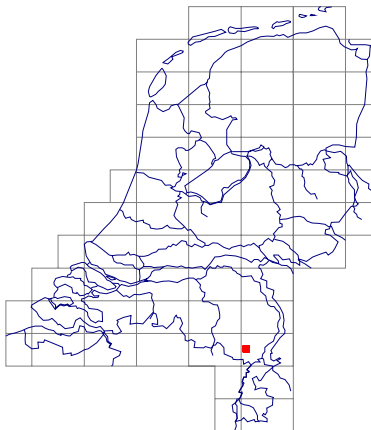
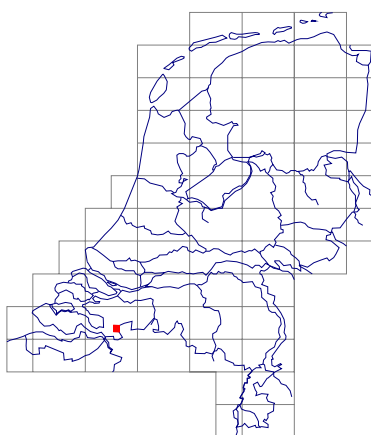


Fig. 3.16 *Isoetes echinospora*, categorie 2c, nieuwe vestiging in '96-'99, n=1



Fig. 3.17 *Isoetes echinospora*, categorie 3, verdwenen in '96-'99 of de perioden daarvoor, n=1



In figuur 3.13 is te zien dat *Isoetes lacustris* in Nederland reeds lang tot slechts één groeiplaats beperkt is, namelijk het Staalbergven. Ondanks dat er in dit ven geen gerichte herstelmaatregelen zijn getroffen, kan de soort er zich, net als *Littorella uniflora*, tot op heden handhaven. Wel wordt er ten behoeve van het gebruik als zwembad nu en dan grondwater ingelaten. Waarschijnlijk veroorzaakt de grondwaterinlaat net voldoende buffering om het water zeer zwak gebufferd te houden.

Het voorkomen van *Isoetes echinospora* is eveneens beperkt tot een zeer klein aantal (4) plekken (figuren 3.14 t/m 3.17). Op 3 van deze plekken is de soort dankzij herstelbeheer teruggekeerd uit de zaadbank, en komt hij ook nu nog voor.

3.4 Vegetaties met isoetiden in de periode 1980-1999.

De tabel met 201 vegetatie-opnamen met isoetiden (*Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Isoetes lacustris* en/of *Isoetes echinospora*) uit de jaren tachtig en negentig is als synoptische tabel weergegeven in bijlage 10. In bijlage 11 worden de clusters kort beschreven in termen van karakteristieke soorten, milieu-indicaties van de soorten uit de opname en, voor zover mogelijk, syntaxonomische toedeling.

Uit de clusterbeschrijvingen (bijlage 11) blijkt dat in veel vegetatie-opnamen soorten voorkomen die duiden op verzuring, stikstofverrijking, eutrofiëring of langdurige droogval. In die zin zijn veel clusters op te vatten als verarmde, beïnvloede of zelfs gedegenererde typen en niet als goed ontwikkelde referentie-typen. Bovendien gaat het niet altijd om goed ontwikkelde plantengemeenschappen, maar om rompgemeenschappen van de Oeverkruid-klasse (*Littorelletea*). Waterlobelia en Grote en Kleine Biesvaren komen niet meer samen in hetzelfde habitat voor, zoals wél het geval was in de eerste helft van deze eeuw.

Bovenstaande resultaten wijzen erop dat de abiotische omstandigheden ter plaatse in veel gevallen niet optimaal zijn. De buffering van veel vennen laat te wensen over, veel vennen zijn verrijkt met stikstof en/of fosfaat en vallen soms langdurig droog. De effecten van verzuring, vermesting en verdroging zijn duidelijk zichtbaar in veel vegetatie-opnamen.

3.5 Depositieberekeningen op Nederlandse vennen met isoetiden

Stikstof

Uit de depositieberekeningen (bijlage 12) blijkt dat in alle 46 geselecteerde vennen de kritische depositiewaarden voor stikstof ruim overschreden worden. Het ven met de laagste berekende N-depositie (Vak 61 d; 1048 mol/ha/jaar) ontvangt nog 335 mol N/ha/jr meer dan de bovengrens van 713 molN/ha/jr (Bobbink & Lamers, 1999). De hoogste waarde (2433 molN/ha/jr) is berekend voor een vennetje in Twente; deze waarde is 3,4 maal zo hoog als de bovengenoemde bovengrens van de kritische waarde.

Om de depositieniveaus op de vennen per provincie te kunnen vergelijken zijn de vennen ingedeeld in drie depositieklassen:

1. >2000 molN/ha/jr
2. 1500-2000 molN/ha/jr
3. 1000-1500 molN/ha/jr

De selectie van 46 vennen omvat 24 vennen in Noord-Brabant, 2 vennen in Gelderland, 5 vennen in Overijssel, 13 vennen in Drente en 2 vennen in Friesland.

De hoogste depositieklasse omvat 4,2% van de geselecteerde vennen in Noord-Brabant, 100% van de geselecteerde vennen in Gelderland en 20% van de geselecteerde vennen in Overijssel.

45,8% van de Brabantse vennen en 20% van de Overijsselse vennen bevinden zich in de middelste klasse. De laagste depositieklasse omvat 50% van de vennen in Noord-Brabant, 60% van de vennen in Overijssel en 100% van de vennen in Drente en Friesland.

Uit het bovenstaande blijkt dat de Brabantse, Overijsselse en Gelderse vennen in de selectie het meest te lijden hebben van hoge stikstofdeposities. De stikstofdeposities op de Drentse en Friese vennen zijn, gemiddeld genomen, aanzienlijk lager.

In bijlage 13 worden de biochemische processen beschreven waardoor stikstofverbindingen die via de atmosferische depositie in het venwater terechtkomen, worden omgezet of worden opgenomen door de vegetatie.

Zwavel

De depositiewaarden zoals die berekend zijn voor de afzonderlijke vennen liggen alle aanzienlijk hoger dan de strengste norm voor zwavel van 100-200 mol S/ha/jr. De laagste waarde (301 mol S/ha/jr) is 1,5 keer hoger dan de bovenste grenswaarde, terwijl de hoogste berekende waarde (749 mol S/ha/jr) 3,75 keer groter dan de hoogste normwaarde is. Indien wordt uitgegaan van de bovengrens van de hoogste range (400 mol S/ha/jr) die in de literatuur wordt genoemd (Henriksen et al., 1986) vallen 30 van de 71 vennen met isoetiden onder deze grenswaarde.

In bijlage 13 worden de biochemische processen beschreven waardoor zwavelverbindingen die via de atmosferische depositie in het venwater terechtkomen, worden omgezet of worden opgenomen door de vegetatie.

4 Synthese: een voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland

In dit hoofdstuk wordt een voorstel gepresenteerd dat milieukwaliteitsnormen omvat voor zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland. De kritische depositie-niveaus vormen het resultaat van het literatuuronderzoek dat is uitgevoerd. Daarbij dient te worden opgemerkt dat de kritische depositieniveaus voor zwavel eigenlijk van toepassing zijn op Scandinavische meren. In ons land is er geen sprake van depositie van sulfaat alléén, maar van co-depositie van sulfaat èn ammonium. De natuurgerichte normen zijn overeenkomstig de referentietypologie voor vennen (Arts, 2000). Als ecologische niveaus voor vennen worden drie niveaus voorgesteld, welk gebaseerd zijn op de vegetatietabel met opnamen met isoetiden, zoals gepresenteerd in dit rapport.

Kritische depositieniveaus	
<i>Bron: inventarisatie in dit rapport</i>	
<i>Stikstof</i>	<i>Criterium:</i>
5-10 kg/ha/jaar	voorkoming verzuring experimenteel, historisch, berekeningen
4 kg/ha/jaar	verruiging oevers modelmatig
20 kg/ha/jaar	voorkomen eutrofiëring experimenteel
<i>Zuur</i>	
250-350 mol H ⁺ /ha/jaar	voorkomen verzuring meest gevoelige vennen (= vennen met een minerale bodem)
50-1250 H ⁺ /ha/jaar	voorkomen verzuring minder gevoelige vennen (= vennen met een organische bodem)
<i>Zwavel</i>	
100-200 mol S/ha/jaar	meest gevoelige Scandinavische meren
200-400 mol S/ha/jaar	bovengrens Scandinavische meren

Natuurgerichte normen			
<i>Bron: referentietypologie (Arts, 2000)</i>			
Zeer zwak gebufferd		Zwak gebufferd	
pH	5,0-6,5	pH	5,5-7,0
Alkaliniteit	0,1-0,3 meq.l ⁻¹	Alkaliniteit	0,3 –1,0 meq.l ⁻¹ (0,1-0,3)
Ortho-fosfaat	< 0,015 mg. l ⁻¹	Ortho-fosfaat	< 0,015 mg. l ⁻¹
Mineraal stikstof	< 0,15 mg. l ⁻¹	Mineraal stikstof	< 0,15 mg. l ⁻¹
Sulfaat	< 15 mg. l ⁻¹	Sulfaat	< 15 mg. l ⁻¹
Isoetiden en zuur-tolerante waterplanten		Isoetiden, zuur-tolerante en niet-zuur-tolerante waterplanten	
Wantsen, libellen, vedermuggen en kokerjuffers		Wantsen, libellen , vedermuggen en kokerjuffers; soorten van niet-extreem zuur milieu	

Ecologische niveaus			
<i>Bron: vegetatietabel in dit rapport</i>			
Hoogste ecologische niveau		Referentietypen, conform Vegetatie van Nederland(Schaminée et al., 1995).	
Middelste ecologische niveau		Suboptimaal, geen volledige vegetatietypen of typen met soorten die duiden op verzuring, stikstofverrijking, eutrofiëring of verdroging.	
Laagste ecologische niveau		Gedegradeerde typen of rompgemeenschappen (zuur of eutroof).	

5 Discussie

Berekening huidige atmosferische depositie op vennen

De relatie tussen de berekende depositie van totaal-NH_x en de afstand tot grasland, akkers, en agrarisch gebied (grasland en akkers) (fig. 2.2) geldt voor het studiegebied Hullenzand. De specifieke ruimtelijke verdeling van begroeiingstypen (bos, niet-vergraste heide, vergraste heide) bepaalt mede de verspreiding van de depositie. Verschillen in ruwheidslengte in het betreffende gebied, veroorzaakt door de lokale begroeiingstypen, zijn niet op dezelfde gedetailleerde ruimtelijke schaal gebruikt. Hiermee zouden de berekeningen dus nog verfijnd en meer consistent gemaakt kunnen worden.

Door het relatief kleine onderzoeksgebied is de relatie tussen bronnen en depositie slechts bepaald voor een afstand tot ongeveer 800 m van de bronnen. Niet duidelijk is of en hoe de depositie verder afneemt op grotere afstand. Verwacht mag worden dat de curve voor de totale NH_x-depositie zal afvlakken, wanneer lokale bronnen relatief onbelangrijk worden (op grotere afstand).

Indien afzonderlijke getallen voor de natte en droge depositie beschikbaar komen, kan dezelfde methode toegepast worden om hiervoor afzonderlijke relaties te berekenen. Verwacht mag worden dat, in vergelijking met de totale depositie, het effect van lokale bronnen op de droge depositie relatief sterker is.

De hier gepresenteerde resultaten zijn gebruikt voor een eerste schatting van het effect van de afstand tot lokale NH_x-emissiebronnen op de depositie. Met name voor natuurgebieden, en vennen in natuurgebieden in het bijzonder, levert dit een lagere schatting van de NH_x-depositie op. Dit geeft een extra dimensie aan de schattingen van de kritische depositie-niveaus voor natuurgebieden, aangezien waargenomen veranderingen in het veld gerelateerd moeten worden aan de werkelijke depositie ter plaatse en niet aan de gemiddelde depositie op een 5 x 5 km-grid.

De aanname dat er op vennen geen droge depositie terecht zou komen (Wortelboer, 1998) zou gezien de hier gepresenteerde resultaten genuanceerd moeten worden. Hiervoor is wel onderzoek op een grotere schaal nodig.

Bij de berekeningen van de huidige depositie op vennen dient met een aantal onzekerheidsmarges rekening te worden gehouden. De onzekerheidsmarge in de OPS-waarden bedraagt 20-30%.

Verscheidene lokale factoren spelen een rol bij de invang van droge depositie. Deze factoren kunnen wellicht leiden tot grote verschillen in droge depositie per ven. Deze factoren zijn:

- ligging van het ven ten opzichte van bos/bosranden: terreinruwheid heeft invloed op de afname van de windsnelheid en daarmee op de depositie van stikstof.
- afstandsfactor NH₃-depositie.

- grondwaterstroming van lokaal grondwater naar ven kan ook extra stikstof aanvoeren. Hoeveel stikstof is weer afhankelijk van de invang in de omgeving (type vegetatie), bodemeigenschappen en hydrologie (grootte van de catchment).

Het bovenstaande geeft aan dat vennen ten aanzien van factoren die bepalend zijn voor de grootte van de invang van depositie van verzurende en vermestende stoffen, aanzienlijk kunnen verschillen (zie ook Eerens et al., 2000).

De resultaten in dit rapport geven aan dat de huidige, lokale stikstofdepositie op vennen nog niet ligt beneden de kritische belastingniveaus. Om beneden deze kritische belasting te geraken, is een verdere verlaging van de NH_x - en NO_x -deposities nodig. De resultaten van het onderzoek geven aan dat de huidige uitgangssituatie hiervoor in de noordelijke provincies (Friesland en Drenthe) aanzienlijk gunstiger is dan in de provincies in het zuiden van Nederland.

Vooraf tussen 1985 en 1990 zijn maatregelen genomen voor de reductie van de SO_x -depositie. Deze maatregelen hebben gunstige effecten gehad op vennen (van Dam, 1997). Ze leidden in twee van de drie onderzochte vennen tot lagere sulfaatconcentraties. Verzuringstolerante kiezelwieren zijn afgenomen en verzuringsgevoelige kiezelwieren zijn toegenomen. De vegetatie in de vennen heeft echter niet geprofiteerd van deze depositiereductie: verzuringsgevoelige zachtwatersoorten keren alleen terug na uitvoering van herstelmaatregelen (zie de resultaten in dit rapport). Een verdere daling van de NH_x -, NO_x - en SO_x -deposities zal zich in eerste instantie uiten in een verminderde inlaatbehoefte van bufferstoffen in vennen. In de huidige situatie blijkt dit al het geval te zijn (J.G.M. Roelofs, mond. med.). Bij een verdere reductie van de depositie van verzurende en vermestende stoffen, zal deze inlaatbehoefte verder afnemen.

Toename aantallen groeiplaatsen van isoetide waterplanten in relatie tot uitgevoerde herstelmaatregelen

Er bestaat een sterke relatie tussen nieuwe groeiplaatsen met isoetiden in de periode 1980-1999 en uitgevoerd herstelbeheer in deze periode. Bestendige groeiplaatsen in deze periode worden eveneens beheerd, òf staan onder invloed van gebufferd grondwater. De meest genomen herstelmaatregel is het opschonen van vennen (de sliblaag verwijderen) en plaggen van de venranden (bijlagen 6, 8 en 9). Maatregelen tegen verzuring na opschoning van vennen is maar in een beperkt aantal gevallen genomen. Voor het grootste deel betreft dit de vennen die door de Universiteit van Nijmegen, afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur zijn gevolgd na uitvoering van herstelmaatregelen. In de meeste gevallen gaat het om de inlaat van grondwater als maatregel tegen verzuring, deels ook om de inlaat van oppervlaktewater en bekalking van vennen en van het inzigtgebied van vennen. In een beperkt aantal vennen wordt grond- of oppervlaktewater ingelaten om andere redenen (handhaving waterpeil, lozing van kalkhoudend water).

Evaluatie van herstelmaatregelen is tot nu toe op kleine schaal per beherende instantie uitgevoerd (van Tweel, 1997; Nuis & Rossenaar, 1999). Deze evaluaties zijn

gedaan voor een groot aantal verschillende ecosystemen die in beheer zijn en waarin OBN-maatregelen zijn uitgevoerd (van Tweel, 1997) of voor slechts een beperkt aantal gebufferde vennen (Nuis & Rossenaar, 1999). Ook is in Noord-Brabant een onderzoek uitgevoerd naar de effecten van herstelmaatregelen in vennen (van Beers, 1996) en loopt momenteel een dergelijk onderzoek in Overijssel (van Beers, van der Veen & Schmidt, in voorbereiding).

Het mislukken of geheel achterwege blijven van maatregelen tegen verzuring is de oorzaak voor het geheel of gedeeltelijk mislukken van herstelmaatregelen (van Beers, 1994; Brouwer et al., 2000). Dit onderzoek heeft aangetoond (bijlagen 6, 8 en 9) dat bij herstel van vennen in de meeste gevallen geen maatregelen tegen verzuring worden genomen. Omdat de meeste herstelmaatregelen pas na 1990 zijn uitgevoerd, vertegenwoordigen de effecten op de aantallen isoetide groeiplaatsen zoals gepresenteerd in dit rapport de resultaten op de korte termijn. De verwachting is dat de resultaten op de middellange termijn minder gunstig zullen uitpakken als gevolg van herverzuring van niet-duurzaam herstelde vennen.

Brouwer et al. (2000) geeft op basis van jarenlang onderzoek (zie ook Brouwer et al., 1996a,b; 1998) een evaluatie van mogelijke maatregelen tegen verzuring van vennen. Bekalking van de waterlaag van vennen wordt niet gezien als een maatregel om levensgemeenschappen van zachte wateren te herstellen, vanwege ongunstige neveneffecten zoals eutrofiëring en snelle herverzuring. Gedoseerde inlaat van kalkrijk, voedselarm grond- of oppervlaktewater wordt gezien als een effectieve manier om verzuring en achteruitgang van vegetaties van zachte wateren tegen te gaan. Het nadeel is wèl dat om de juiste dosering te bereiken, monitoring van de buffercapaciteit van de waterlaag noodzakelijk is. Een te sterke buffering kan tot ongewenste eutrofiëringseffecten leiden als gevolg van nalevering van fosfaat vanuit het sediment (Roelofs, 1996; Roelofs et al., 1996). Een te zwakke buffering leidt tot herverzuring. Recente en voorlopige resultaten wijzen erop dat bekalking van geplagde inzigtgebieden ook een effectieve maatregel kan zijn om vennen te bufferen (Brouwer et al., 2000; Dorland et al., 2000). De definitieve resultaten van dit onderzoek worden binnen enkele jaren verwacht (Brouwer et al., 2000). Mogelijk vormt bekalking van inzigtgebieden van vennen een meer duurzame maatregel om vennen te bufferen dan vennen 'te voorzien van een infuus' van gebufferd, voedselarm grond- of oppervlaktewater (zie ook nieuwsbrief Overlevingsplan Bos en Natuur 01.11).

Kwantiteit en kwaliteit van isoetide groeiplaatsen

Uit het uitgevoerde onderzoek blijkt dat het aantal groeiplaatsen van Oeverkruid en Waterlobelia sinds het begin van de jaren negentig is uitgebreid. Vooral Oeverkruid breidt zich sterk uit. De oorzaak voor deze uitbreiding ligt in de toename van uitgevoerde herstelmaatregelen in vennen als Effectgerichte maatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos- en Natuur. Deze herstelmaatregelen zijn voor een groot deel subsidiabel.

Hoewel het aantal vindplaatsen van isoetide waterplanten is toegenomen, is de kwaliteit van de vegetaties een punt van zorg. Uit een eerdere analyse van vegetatie-

opnamen met Waterlobelia en Grote en Kleine biesvaren (Arts & Buskens, 1998) bleek dat deze soorten niet meer samen in hetzelfde habitat voorkwamen, zoals wél het geval was in de eerste helft van deze eeuw. Blijkbaar is een desintegratie van de plantengemeenschap opgetreden. De gepresenteerde clusters van opnamen met isoetiden in dit rapport wijzen erop, dat de abiotische omstandigheden ter plaatse in veel gevallen niet optimaal zijn. De buffering van veel vennen laat te wensen over, veel vennen zijn verrijkt met stikstof en/of fosfaat en vallen soms langdurig droog. De effecten van verzuring, vermesting en verdroging zijn duidelijk zichtbaar in veel vegetatie-opnamen.

Effectgerichte milieukwaliteitsnormen voor vennen: een voorstel

Vennen vormen één van de gevoeligste ecosystemen. In vergelijking met andere ecosystemen behoren de kritische belastingen voor stikstofverbindingen voor ondiepe zachtwatermeren – daaronder vallen ook de zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland – tot de laagste categorie (5-10 kg N/ha/jr; Bobbink & Lamers, 1999). De kritische belasting voor hoogvenen is even laag, de kritische belastingen voor andere ecosystemen liggen hoger (Bobbink & Lamers, 1999).

De milieukwaliteitsnormen voor zeer zwak en zwak gebufferde vennen in Nederland, zoals gepresenteerd in hoofdstuk 5, vormen een voorstel. De kritische depositieniveaus zijn getoetst aan berekende en geschatte waarden voor de huidige (1996) deposities op vennen. De natuurgerichte normen zijn in feite uitgewerkt in de referentietypen van vennen (Arts, 2000). In geaggregeerde vorm zullen zij als natuurdoeltype in beleid en beheer een rol gaan spelen (Bal et al., in prep.). De voorgestelde ecologische niveaus zijn nieuw. Voor vennen zijn nooit ecologische niveaus geformuleerd. De gepresenteerde invulling van deze niveaus dient op bruikbaarheid te worden getoetst. Bovendien lijkt het zinvol om deze niveaus met andere organismengroepen en abiotische parameters uit te breiden.

Dankwoord

Wij danken alle personen en instellingen die gegevens hebben geleverd over het voorkomen van isoetide waterplanten in Nederland. Onze dank gaat vooral uit naar:

J. Baan (Het Noordbrabantse Landschap)
Lou Jan van der Berg (Medewerker provincie Gelderland)
Boswachterij Staphorst
Emiel Brouwer (Universiteit Nijmegen)
Herman van Dam (AquaSense)
Roel Douwes (Vereniging Natuurmonumenten)
Stichting het Drentse Landschap
Fons Eysink (Staatsbosbeheer regio Flevoland- Overijssel)
Gemeente Bladel en Netersel
Gemeente Eersel
Gemeente Valkenswaard
dhr Henckel (Staatsbosbeheer regio Groningen-Drenthe)
J.G. ten Hoopen (Landschap Overijssel)
A.de Hullu (Gemeente Enschede)
Henk Jager (Vereniging It Fryske Gea)
Geert Kierkels (gemeente Loon op Zand)
Het Limburgs Landschap
Jaap van der Linden (Medewerker provincie Noord-Brabant, bureau Natuur)
Bert van Opzeeland (Natuur en Milieuvereniging Drunen)
Tim Pelsma (Vereniging Natuurmonumenten)
Wouter Schothorst (IVN Joure)
Arnold Stokman (Het Gelders Landschap)
Loekie van Tweel-Groot (Landschap Overijssel)
Wouter de Vlieger (Staatsbosbeheer regio Groningen-Drenthe)
Johan Wensink (Staatsbosbeheer regio Gelderland)
Herman van Dam (AquaSense)

Literatuur

- AquaSense TEC, 1996.** Overzicht van isoëtide waterplanten (1991-1995) en selectie van vennen voor metingen in het kader van Milieuverkenningen. In opdracht van Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. 29 pp. + Bijlagen.
- Arts, G.H.P., 1987.** Geschiedenis van de verzuring van zwak gebufferde wateren in Nederland onder invloed van atmosferische depositie. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen.
- Arts, G.H.P., 1990.** Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora – a historical account. Proefschrift K.U. Nijmegen.
- Arts, G.H.P., 2000.** Aquatisch supplement. Watertype: vennen. Naar een referentietypologie voor vennen in Nederland. ALTERRA, Wageningen. In opdracht van EC-LNV.
- Arts, G.H.P., 2001.** Deterioration of atlantic soft-water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. A review. *Aquat. Bot.* (in press).
- Arts, G.H.P. & R.F.M. Buskens, 1998.** The vegetation of soft-water lakes in The Netherlands in relation to human influence and restoration measures, with special attention to the association *Isoeto-Lobeliatum*. *Mit. AG Geobot. Schleswig-Holstein u. Hamburg* 57: 111-120 (Kiel).
- Arts, G.H.P, J.G.M. Roelofs & M.J.H. de Lyon, 1990b.** Differential tolerances among soft-water macrophyte species to acidification. *Can. J. Bot.* 68(10): 2127-2134.
- Arts, G.H.P., G. van der Velde, J.G.M. Roelofs & C.A.M. van Swaay, 1990a.** Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. *Freshwater Biology* 24:287-294.
- Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.J.R. Jansen & P.J. van der Reest, 1995.** Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport nr. 11. IKC Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, in prep.** Handboek Natuurdoeltypen. Tweede geheel herziene editie. Rapport EC-LNV, Wageningen.
- Beers, P.W.M. van, 1996.** Inventarisatie Noord-Brabantse vennen 1994. Hoofdrapport, 46 pp. Bijlagenrapport, 258 pp.

Bellemakers, M.J.S., M. Maessen, G.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs, 1996. Effects of liming on shallow acidified moorland pools: a culture and a seed bank experiment. *Aquatic Botany* 54 (1996):37-50.

Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstadt, G. Heil, A. Houdijk & J. Roelofs, 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. Background document to the workshop 'Critical loads for nitrogen' in Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992.

Bobbink, R. & J.G.M. Roelofs, 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2413-2418.

Bobbink, R. & M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1995. The effects of air-borne nitrogen pollutants on vegetation-critical loads. Updating and revision of the air quality guidelines for Europe. WHO-Europe. Copenhagen, Denmark.

Bobbink, R. & M. Hornung & J.G.M. Roelofs, 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. *Texte 71, Annex III* 1-54.

Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999. Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetatie-een overzicht. Achtergronddocument bij het rapport 'Overschotten van stikstof en fosfaat; bruggen slaan tussen milieudoelstellingen en landbouwproductie. Technische commissie bodembescherming, Den Haag.

Brouwer, E., R. Bobbink, F. Meeuwssen & J.G.M. Roelofs, 1997. Recovery from acidification in aquatic mesocosms after reducing ammonium and sulphate deposition. *Aquat. Bot.* 56:119-130.

Brouwer, E., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & G.M. Verheggen, 1996a. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma tweede fase. Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. In opdracht van Directie Natuurbeheer van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 159 pp. + Bijlagen.

Brouwer, E., J.G.M. Roelofs, R. Bobbink & G.M. Verheggen, 1996b. Herstelbeheer in verzuurde en geëutrofiëerde zachte wateren: waar en wanneer zinvol? In: Effectgerichte maatregelen en behoud biodiversiteit in Nederland (red. R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & H.B.M. Tomassen). Symposiumverslag Afdeling Aquatische oecologie en Milieubiologie, K.U. Nijmegen / IKC-Natuurbeheer / Directie Natuurbeheer Ministerie LNV. p. 29-52.

Brouwer, E., G.M. Verheggen, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs, 1998. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Tussenrapport 1997. Werkgroep Milieubiologie, Afd. Aquatische Oecologie en Milieubiologie, K.U. Nijmegen. 37 pp.

- Brouwer, E., G.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs, 2000.** Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma derde en laatste fase. Afd. Aquatische Oecologie en Milieubiologie, K.U. Nijmegen. In opdracht van de Directie Natuurbeheer, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. 73 pp. + bijlagen.
- Dam, H. van, 1987.** Monitoring of chemistry, macrophytes and diatoms in acidifying moorland pools. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. Rapport 87/19.
- Dam, H. van, 1997.** Vennen herstellen zich gedeeltelijke van verzuring. *H₂O* 30(11): 366-370(361).
- Dam, H. van & R. Buskens, 1993.** Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. *Hydrobiologia* 265: 225-263.
- Dam, H. van, H. Houweling, F.G. Wortelboer & J.W. Erisman, 1996.** Long-term changes of chemistry and biota in moorland pools in relation to changes in atmospheric deposition. Aquasense TEC 95.0709, RIVM report nr. 732404007. Bilthoven.
- Dickson, W., 1986a.** Critical loads for nitrogen in surface waters. In: J. Nilsson (ed.): *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*. Miljørapport 1986:11.
- Dickson, W., 1986b.** Some data on critical loads for sulphur on surface waters. . In: Nilsson, J. (ed.), 1986. *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Miljørapport 1986:11.
- Dorland, E., R. Bobbink, E. Brouwer, C.J.H. Peters, P.J.M. van der Ven, Ph. Vergeer, G.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs, 2000.** Herintroductie en bekalking van het inzijsgebied. Aanvulling bij effectgerichte maatregelen in heischrale milieus. Eindrapport. In opdracht van IKC-Natuurbeheer, Min. LNV.
- Duigan, C.A., T.E.H. Allot, D.T. Monteith, S.T. Patrick, J. Lancaster and J.M. Seda, 1998.** The ecology and conservation of Llyn Idwal and Llyn Cwellyn (Snowdonia National Park, North Wales, UK)- two lakes proposed as Special Areas of Conservation in Europe. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems* 8: 325-360.
- Eerens, H., A. Hinsberg, H. van Jaarsveld & R. Wortelboer, 2000.** Grootschalige Luchtverontreiniging in H7 NMP4. Reactie op door het NMP4 gesteld vragen. Notitie RIVM.
- Farmer, A.M. & Spence, D.H.N., 1987.** Environmental control of the seasonal growth of the submerged aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. *New Phytol.* 106: 289-299.

Gacia, E., E. Ballesteros, L. Camarero, O. Delgado, A. Palau, J.L. Riera & J. Catalan, 1994. Macrophytes from lakes in the eastern Pyrenees: community composition and ordination in relation to environmental factors. *Freshwater Biology* 32: 73-81.

Groenendael, J. M. van, S.H.M. Hochtstenbach, M.J.M. van Mansveld & A.J.M. Roozen, 1983. Plant communities of lakes, wetlands and blanket bog in Western Connemara, Ireland. *Journal of Life Sciences Royal Dublin Society* 3:221-242.

Grontmij, 1993. Ecologisch beheersprogramma voor vennen in Friesland. Grontmij Advies & Techniek bv, Drachten.

Heitto, L., 1990. A macrophyte survey in Finnish forest lakes sensitive to acidification. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 24:667-670.

Hennekens, S.M., 1995. TURBO(VEG). Programmatuur voor invoer, verwerking en presentatie van vegetatiekundige gegevens. Gebruikershandleiding. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek / Giesen & Geurts. 71 pp.

Henriksen, A., 1988. Critical loads of nitrogen to surface water. In: J. Nilsson & P. Grennfelt (eds.): *Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljørapport 1988: 15, 385-412.* Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Henriksen, A., W. Dickson & D.F. Brakke, 1986. Estimates of critical loads for sulphur to surface waters. In: Nilsson, J. (ed.), 1986. *Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljørapport 1986:11.*

Hultberg, H., 1988. Critical loads for sulphur to lakes and streams. In: J. Nilsson & P. Grennfelt (eds.): *Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljørapport 1988: 15, 185-200.* Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Indicatief Meerjaren Programma Lucht, 1985-1989. Tweede Kamer, vergaderjaar 1984-1985.

Indicatief Meerjaren Programma Lucht, 1987-1991. Tweede Kamer, vergaderjaar 1986-1987.

Jackson, S. T. & D.F. Charles, 1988. Aquatic macrophytes in Adirondack (New York) lakes: pattern of species composition in relation to environment. *Can. J. Bot.* 66: 1449-1460.

Kämäri, J., 1986. Critical deposition limits for surface waters assessed by a process-orientated model. In: Nilsson, J. (ed.), 1986. *Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljørapport 1986:11.*

Kämäri, J., D.S. Jeffries, D.O. Hessen, A. Henriksen, M. Posch & M. Forsius, 1992. Nitrogen critical loads and their exceedance for surface waters. In: P. Grennfelt & E. Thörnelöf (eds.): Critical loads for nitrogen. Nord (Miljörapport) 41: 161-200. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Klein, M.H.J., H.M. Beije, A. Bleeker, J.W. Erisman, H.H. Luesink, D.A. Oudendag & L. Lekkerkerk, 1996. De effecten van de Integrale Notitie Mest- en Ammoniakbeleid op de ammoniakproblematiek in relatie tot natuur en bos in de ecologische hoofdstructuur. Co-productie C-9, IKC Natuurbeheer, Wageningen.

Marchetto, A., R. Mosello, R. Psenner, A. Barbieri, G. Bendetta, D. Talt & G. A. Tartari, 1994. Evaluation of the level of acidification and the critical loads for Alpine lakes. *Ambio* 23(2): 150-154.

Maristo, 1941. Die Seetypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. *Ann. Bot. Soc. Vanamo* 15 (5): 1-312.

Merilehto K., Kenttämies, K., Kämäri, J. & J.-P. Hirvi, 1988. Current geographical extent of acidification in aquatic ecosystems in the countries of the ECE Region. Draft Report.

Meijer, K. , 1986. Critical loads for Sulphur and Nitrogen Deposition in the Netherlands. In: J. Nilsson (ed.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Miljörapport 1986:11.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990. Natuurbeleidsplan. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990.

Ministerie van VROM, 1984. Acidification in the Netherlands: effects and policies. Rapport Ministerie van VROM.

Nielsen, S.L. & Sand-Jensen, K., 1997. Growth rates and morphological adaptations of aquatic and terrestrial forms of amphibious *Littorella unijflora* (L.) Aschers. *Plant Ecology* 129: 135-140.

Nilsson, J. (ed.), 1986. Critical loads for sulphur and nitrogen. Miljörapport 1986:11.

Nuis, C. & A.J. Rossenaar, 1999. Overlevende vennen bij Staatsbosbeheer. Evaluatie van herstelbeheer in vennen in de periode 1989-1995. Staatsbosbeheer, 42 pp. + Bijlagen.

Patrick, S., D. Monteith & A. Jenkins (ed.), 1995. UK Acid waters monitoring network: the first five years. Analysis and interpretation of results., April 1988-March 1993. Department of the Environment (Northern Ireland). ENSIS Publishing, London.

- Querner, E.P., P.C. Jansen, G.H.P. Arts & J. Runhaar, 1999.** Ecohydrologische systeembeschrijving van de Strabrechtse heide en omgeving met oplossingen voor een integraal herstel. SC-DLO en IBN-DLO rapport 665. 111 pp. + Bijlagen.
- Raven, P.J., 1988.** Occurrence of *Sphagnum* moss in the sublittoral of several small oligotrophic lakes in Galloway, southwest Scotland. *Aquatic Botany* 30:223-230.
- Rintanen, T., 1982.** Botanical lake types in Finnish Lapland. *Ann. Bot. Fennici* 19: 247-274.
- RIVM, 1988.** Evaluatierapport verzuring.
- RIVM, 1993.** Milieurapportage 1993. I. Integrale rapportage stikstof. RIVM, Bilthoven.
- RIVM, 1997.** Achtergronden bij Nationale Milieuverkenning 4 , 1997-2020. RIVM, Bilthoven.
- Robe, W.E. & Griffiths, H., 1992.** Seasonal variation in the ecophysiology of *Littorella uniflora* (L.) Aschers. In acidic and eutrophic habitats. *New Phytol.* 120: 289-304.
- Roelofs, J.G.M., 1983.** Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. I. Field observations. *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., 1996.** Restoration of eutrophied shallow softwater lakes based upon carbon and phosphorus limitation. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30(2-3): 197-202.
- Roelofs, J.G.M., R. Bobbink, E. Brouwer & M.C.C. de Graaf, 1996.** Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in The Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45(4): 517-541.
- Rørslett, B. & P. Brettum, 1989.** The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. *Aquatic Botany* 35:223-261.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995.** De Vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala / Leiden.
- Schuurkes, J.A.A.R. & R.S.E.W. Leuven, 1986.** Verzuring van oppervlaktewateren door atmosferische depositie. Oorzaken, omvang en effecten..Laboratorium voor Aquatische Oecologie, K.U. Nijmegen.
- Schuurkes, J.A.A.R., 1987.** Acidification of surface waters by atmospheric deposition. Proefschrift K.U. Nijmegen.

- Schuurkes, J.A.A.R., M.A. Elbers, J.J.F. Gudden & J.G. M. Roelofs, 1987.** Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of small-scale soft water systems. *Aquatic Botany* 28(1987): 199-226.
- Szmeja, J., 1997.** Evolution and conservation of lobelia lakes in Poland. *Fragm. Flor. Geobot.* 42(1): 89-94.
- Szmeja, J., K. Banas, & K. Bociag, 1997.** Ecological conditions and tolerance limits of isoetids along the southern Baltic coast. *Ekologia Polska* 45(2): 343-359.
- Tweel, M. van, 1997. (m.m.v. A. Bouman, R. Douwes en C. Gilissen).** Monitoring OBN-projecten. Onderzoeksrapport 1997. Vereniging Natuurmonumenten. Afdeling Onderzoek & Beheerplannen. Rapport 97-56. 23 pp. + bijlagen.
- Voet, E. van der & H.A. Udo de Haes, 1987.** Ammoniak in natuurgebieden. Een literatuuronderzoek naar de effecten van ammoniak en ammonium in bos- en natuurgebieden ter ondersteuning van het normstellingbeleid. CML, Leiden.
- Vöge, M., 1988.** Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter Berücksichtigung der Isoëtiden-Vegetation. *Limnologica* (Berlin) 19(2): 89-107.
- Vöge, M., 1992.** Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Isoëtiden-Vegetation. *Limnologica* (Berlin) 22(1): 82-96.
- Vöge, M., 1997a.** Plant size and fertility of *Isoetes lacustris* L. in 20 lakes of Scandinavia: a field study. *Arch. Hydrobiol.* 139(2):171-185
- Vöge, M., 1997b.** Number of leaves per rosette and fertility characters of the quillwort (*Isoetes lacustris*) in 50 lakes of Europe: a field study. *Arch. Hydrobiol.* 139(3): 415-431.
- Vries, W. de, 1992.** Empirical data and model results for critical nitrogen loads in the Netherlands. In: P. Grennfelt & E. Thörnelöf (eds.): Critical loads for nitrogen. Nord (Miljörapport) 41: 161-200. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Wienke, N., 1999.** Deposition: frustration for restoration. Local scal modelling of NH_x deposition and prospects for nature restoration. Doctoraalverslag, Laboratorium voor Plantenoecologie, Biologisch Centrum, Rijksuniversiteit Groningen. 37 pp. + Appendices.
- Wortelboer, F.G., 1990.** A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in the Netherlands. *Hydrobiol. Bull.* 24: 91-107.

Wortelboer, F.G., 1992. AQUACID: Modelling the acidification of shallow heathland lakes in The Netherlands. The aquatic systems module of DAS. In: T. Schneider (Ed.), Acidification Research. Evaluation and Policy Applications: 539-541. Elsevier, Amsterdam.

Wortelboer, F.G., 1998. Modelling the effect of atmospheric deposition on shallow heathland lakes in the Netherlands: Dry deposition on water- now you see it, now you don't. Environmental Pollution 102, S1(1998): 539-546.

Wortelboer, F.G., in prep. Berekeningen aan verzuurde vennen met behulp van het model AquAcid. RIVM-rapport, Bilthoven.

Bijlage 1 Overzicht van kritische depositieniveaus voor stikstof.

Originelen uitgeprint door auteur in Excel. Ook Bijlage 2

Bijlage 2 Overzicht van kritische depositieniveaus voor zwavel en zuur

Originelen door auteur zelf geprint. Exceltabellen.

Bijlage 3 Toelichting op het overzicht van kritische depositie-niveaus voor stikstof (bijlage 1). De nummers voor de verschillende referenties corresponderen met bijlage 1

1. Bobbink et al., 1992 .
2. Bobbink & Roelofs, 1995.
3. Bobbink et al., 1996.
4. Bobbink & Lamers, 1999.

In Bobbink et al. (1992) wordt een critical load van 5-15 kg N/ha/jr vermeld. In de drie latere publicaties is deze norm naar beneden bijgesteld tot 5-10 kg N/ha/jr. De critical load voor stikstof is in alle vier de publikaties voornamelijk gebaseerd op het onderzoek in mini-ecosystemen van Schuurkes et al. (1987), waarin de groei van verschillende plantensoorten en de veranderingen in waterkwaliteit gedurende twee jaar werden onderzocht bij beregening met zwavelzuur of ammoniumsulfaat. Bij beregening met ammoniumsulfaathoeveelheden van boven de 19 kg/ha/jr waren binnen twee jaar negatieve effecten zichtbaar op de soortensamenstelling. Om die reden zou de critical load voor de stikstofdepositie in ieder geval lager moeten zijn dan de genoemde 19 kg/ha/jr. Aanvankelijk stelden Bobbink et al. (1992) hun norm veiligheidshalve op 5-15 kg/ha/jr, maar in de latere publicaties (2, 3 en 4) is deze norm naar beneden bijgesteld tot 5-10 kg N/ha/jr. Deze aanpassing is mede gebaseerd op het feit dat de sterkste achteruitgang in de Littorelliongemeenschappen plaatsvond bij stikstofdeposities van 10-13 kg N/ha/jr (Arts, 1987). Een vervolg op het beregeningsexperiment van Schuurkes et al. (1987), waarbij de met ammoniumsulfaat behandelde mini-ecosystemen 10 jaar lang met schoon regenwater werden beregend, leidde slechts tot een beperkt herstel van de waterkwaliteit en de vegetatie (Brouwer et al., 1997). Deze bevindingen speelden ook een rol bij het naar beneden bijstellen van de kritische normen. De WHO en de UN-ECE hebben de bovenvermelde waarden van 5-10 kg N/ha/jr als betrouwbaar aangemerkt (Bobbink & Lamers, 1999) .

5. RIVM, 1997.

In deze publikatie (de Nationale Milieuverkenning 4) wordt gesteld dat de depositie van verzurende en eutrofiërende stoffen alleen niet doorslaggevend is voor de waargenomen veranderingen in soortensamenstelling van de venvegetatie. Vooral de droge depositie zou nauwelijks een rol spelen. De aanvoer van organisch materiaal van buiten het ven wordt in dit rapport als de bepalende factor beschouwd voor de ophoping van organisch materiaal in het ven en de toegenomen beschikbaarheid van CO₂ in het venwater. De ophoping van strooisel op de oevers is een gevolg van verzuuring van de vegetatie en een veranderd beheer (toename van de begroeiing rond vennen). De verzuuring van de venoevers is weer een direct gevolg van de hoge atmosferische depositie van stikstofcomponenten, waardoor sneller groeiende planten, die meer strooisel produceren, gaan overheersen. Dit organische materiaal kan dan vervolgens weer het ven inwaaien. Door gebrek aan kennis is een kritisch

depositionniveau waaronder verzuuring van venoevers niet optreedt volgens het RIVM moeilijk aan te geven. De door het RIVM gepresenteerde waarde van 14 kg N/ha/jr is dan ook een voorlopige schatting, die gebaseerd is op modelstudies (Wortelboer, 1990 en Wortelboer in prep.).

6. Van der Voet & Udo de Haes, 1987.

Deze auteurs geven een reeks van kritische belastingsniveau's die afkomstig zijn uit de literatuur. De vermelde waarden zijn gebaseerd op alkaliniteitsbehoud van het oppervlaktewater, en worden uitgedrukt in mol potentieel zuur per ha per jaar. Voor de Nederlandse vennen zijn de gegevens afkomstig uit het onderzoek (de beregenings-experimenten) van Schuurkes & Leuven (1986): 350-1250 mol potentieel zuur/ha/jr voor vennen met een organische bodem en 350 mol potentieel zuur/ha/jr voor vennen met een minerale bodem. Twee andere vermelde kritische deposities zijn afkomstig uit de Scandinavische literatuur. Het gaat om de volgende bronnen:

- * Dickson (1986a) combineert de resultaten van depositiemetingen, gegevens over uitspoeling van nitraat uit de bodem en metingen van nitraat in oppervlaktewateren in Scandinavië. Om te voorkomen dat er meer dan 0,1-0,2 kg anorganisch stikstof per hectare uitspoelt, zou de totale depositie minder dan 5 kg N/ha/jr moeten zijn, waarvan ongeveer 2 kg als natte depositie.
- * Critical Assessment Document (1985): 200-600 mol H⁺/ha/jr. Deze literatuurverwijzing staat niet in de literatuurlijst van Van der Voet & Udo de Haes.

7. Schuurkes et al., 1987.

Schuurkes onderzocht gedurende 22 maanden de effecten van beregening met ammoniumsulfaat en zwavelzuur in een kas met mini-ecosystemen. Met deze kleinschalige systemen werden veldsituaties gesimuleerd van oorspronkelijk zwak gebufferde voedselarme wateren met een minerale, zandige bodem en de daarin aanwezige water-en oeverplanten. Op basis van de waargenomen dosis-effect-relaties werden grenswaarden vastgesteld voor de belasting van zwak gebufferde vennen met stikstof en zuur. De aanvaardbare hoeveelheden zuur en stikstof, waarbij geen duidelijke veranderingen optreden in waterkwaliteit en vegetatie zijn door Schuurkes vastgesteld op respectievelijk 250 mol/ha/jr en 19,4 kg/ha/jr.

8. Schuurkes en Leuven, 1986.

In dit rapport worden dezelfde onderzoeksgegevens gepresenteerd als in Schuurkes et al. (1987). De toelaatbare jaarlijkse belasting van kalk- en voedselarme wateren in Nederland voor stikstof en zuur is respectievelijk circa 19,4 kg/ha/jr (1390 mol/ha/jr) en 250 mol/ha/jr. Deze hoeveelheden kunnen in redelijke mate worden verwerkt door het venecosysteem, zonder dat er een aanzienlijke eutrofiëring respectievelijk verzuring optreedt (zie ook onder 7).

Daarnaast vermelden deze auteurs een streefwaarde van 1400 mol effectief zuur per ha per jaar, die afkomstig is uit het IMP-lucht 1985-1989. Deze waarde is echter gebaseerd op

Zweeds en Canadees onderzoek, en wordt door hen voor de meest gevoelige aquatische ecosystemen in Nederland veel te hoog geacht. De streefwaarde van 1600 mol stikstof (NO_x en NH_3) per ha per jaar uit het IMP-lucht 1985-1989, komt volgens Schuurkes en Leuven (1986) aardig overeen met de door hen voorgestelde waarde van 1390 mol per ha per jaar. Da waarde van 1600 mol N/ha/jr is gebaseerd op de aanname dat deze hoeveelheid geen bijdrage levert aan de verzuring van kalkarme zandbodems, omdat de stikstof door de vegetatie zou worden opgenomen. Schuurkes en Leuven maken echter ook melding van het feit dat deze beide waarden voor de Nederlandse situatie tot een aanzienlijke waterverzuring kunnen leiden.

9. Merilehto et al., 1988.

De critical loads die Merilehto et al. vermelden zijn dezelfde als door Meijer (1986) worden opgegeven: 350-1250 mol potentieel zuur/ha/jr voor vennen met een organische bodem en 350 mol potentieel zuur/ha/jr voor vennen met een minerale bodem. De totale stikstofdepositie mag niet hoger zijn dan 20 kg/ha/jr. Deze waarden zijn afkomstig uit het bovengenoemde onderzoek van Schuurkes (zie onder 7 en 8).

10. Arts, 1987.

Arts heeft voor de Nederlandse situatie depositieniveaus vastgesteld waarbij de verzuring van de meest gevoelige zwak gebufferde wateren zou moeten worden voorkomen. Deze depositieniveaus zijn bepaald door geëxtrapoleerde historische deposities van stikstof en zuur te combineren met gegevens over het moment van de waargenomen veranderingen in pH en alkaliniteit en in het voorkomen van indicatorsoorten. De maximale zuurtoevoer waarbij nog geen degeneratie optreedt van de Littorelliongemeenschappen is circa 800 mol/ha/jr, terwijl voor het voorkomen van waterverzuring en alkaliniteitsdaling een maximale zuurlast van circa 670 mol/ha/jr en een maximale N-depositie van 6 kg/ha/jr wenselijk zijn.

In het rapport van Arts staan nog enkele andere kritische depositieniveaus voor zuur, die uit verschillende bronnen afkomstig zijn. Het gaat om de 250 mol H^+ /ha/jr van Schuurkes en Leuven (1986) (zie bij 8), 100-800 mol H^+ /ha/jr voor gevoelige aquatische systemen in Zweden, Noorwegen en Canada (Nilsson, 1986) en 1400 eq./ha/jr (IMP-Milieubeheer 1987-1991). Voor stikstof worden nog de waarde van Schuurkes en Leuven (1986) (circa 20 kg/ha/jr) en de streefwaarde uit het IMP-Milieubeheer 1987-1991 (22,4 kg/ha/jr) vermeld.

11. RIVM, 1993.

Er worden hierin enkele schattingen voor streefwaarden aangehaald voor de depositie van stikstof, waarboven veranderingen in de vegetatiesamenstelling verwacht kunnen worden. Deze schattingen variëren volgens het RIVM van 7 kg/ha/jr (de Vries, 1992) tot 20 kg/ha/jr (Schuurkes et al., 1987).

12. Van Dam & Buskens, 1993.

Volgens deze studie is een reductie nodig van de atmosferische depositie tot minder dan 400 mol potentieel zuur per ha per jaar en tot minder dan 300 mol NH_x /ha/jr voor

venherstel. Met deze waarden zou een achteruitgang van de buffercapaciteit van zwak gebufferde vennen moeten worden voorkomen. Voor Littorelliongemeenschappen is de maximum load aan potentieel zuur 800 mol/ha/jr en die aan NH_x is 500 mol/ha/jr. Deze waarden zijn gebaseerd op het onderzoek van Arts (1987), waarin historische en recente data op het gebied van de waterchemie en de vegetatie-ontwikkelingen met elkaar worden vergeleken. Tevens noemen Van Dam & Buskens ook de critical loads volgens Schuurkes et al. (1987) van 250 mol potentieel zuur/ha/jr en 1400 mol N/ha/jr.

13. De Vries, 1992.

In dit artikel worden twee waarden voor kritische depositieniveaus voor stikstof in oppervlaktewateren gegeven. De eerste (1400 mol/ha/jr) is ontleend aan Schuurkes et al. (1987) (beregeningsexperimenten). De tweede waarde (500 mol/ha/jr) is afkomstig uit Arts (1990), en geldt voor oligotrofe oppervlaktewateren in Nederland met een lage denitrificatie en een lage stikstof-immobilisatie.

14. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer & Visserij, 1990 (Natuurbeleidsplan).

Hierin worden – ter voorkoming van alle schade – de volgende kritische depositieniveaus genoemd:

- totaal N: 350-700 mol/ha/jr
- totaal zuur: 400-700 mol/ha/jr

Deze normen zijn ontleend aan het Bestrijdingsplan verzuring (1989). Hierin wordt weer verwezen naar RIVM (1988).

15. Bal et al., 1995.

Voor het Natuurdoeltype Hz-3.4 (ven) wordt als procesparameter een kritische stikstofdepositie van minder dan 20 kg/ha/jr genoemd. Het is niet duidelijk aan welke bron deze norm is ontleend, vermoedelijk aan Schuurkes et al. (1987).

16. Klein et al., 1996.

De kritische depositiewaarden voor totaal stikstof, die Klein et al. vermelden, zijn afkomstig uit Bobbink et al. (1995). Het zijn de waarden die door de UN/ECE in internationaal overleg zijn vastgesteld. De kritische depositiewaarden zijn beschreven als een range, die de variatie in onderzoeksresultaten weerspiegelt van verschillende onderzoeken in West- en Noord-Europa. Voor de depositie van totaal stikstof op zwak gebufferde vennen is deze range 370-700 mol N/ha/jr. De kritische depositiewaarden voor ammoniak zijn afgeleid uit die voor totaal-stikstof, door de verhouding van de ammoniakdepositie ten opzichte van die van totaal stikstof te nemen voor het jaar 2010. Deze verhouding is berekend in het Additioneel Programma Verzuringsonderzoek derde fase: de ammoniakdepositie heeft een aandeel van 70% in de totale stikstofdepositie. Het kritische depositieniveau voor ammoniak is 252-490 mol NH_3 /ha/jr.

Bijlage 4 Toelichting op het overzicht van kritische depositie-niveaus voor zwavel en zuur (bijlage 2). De nummers voor de verschillende referenties corresponderen met bijlage 2

1. Schuurkes & Leuven, 1986.

In dit rapport wordt een grenswaarde van 5 kg S/ha/jr genoemd voor meren in Zweden (Ministerie van VROM, 1984). Deze waarde is gebaseerd op veldwaarnemingen op het gebied van de ruimtelijke verspreiding van atmosferische depositie en de kwaliteit van aquatische ecosystemen en is niet experimenteel onderbouwd.

2. Henriksen et al., 1986.

Voor meren in Scandinavië moet de 'target load' zodanig zijn, dat het halfjaarlijkse gewogen gemiddelde van de pH van de neerslag niet lager dan 4,6-4,7 is. De hiermee corresponderende kritische waarde voor sulfaat is 400 eq/ha/jr (6,4 kg/ha/jr) voor West-Noorwegen en 200 eq/ha/jr (3,2 kg/ha/jr) voor Zuid-en Oost-Noorwegen. Hiermee zouden de meest gevoelige meren kunnen worden beschermd. Deze waarden zijn vastgesteld op basis van modelberekeningen met zwaveldeposities.

3. Dickson, 1986b.

Dickson (1986b) geeft voor de meest gevoelige Zweedse meren een kritisch belastingsniveau van minder dan 200 mol H⁺/ha/jr en voor de wat minder gevoelige meren minder dan 300 mol H⁺/ha/jr. Hiervoor voerde Dickson berekeningen uit met gegevens over de sulfaatconcentratie van meren in de winter en de neerslaghoeveelheden van meren in geheel Zweden.

4. Kämäri, 1986.

Volgens Kämäri zou de critical load voor zwavel lager dan 200 mol H⁺/ha/jr moeten zijn. Deze waarde is gebaseerd op het model IIASA, een proces-georiënteerd model voor verzuring van Zweedse meren. Dit model bestaat uit 4 modules, waarin respectievelijk meteorologische, hydrologische, bodemchemische en waterchemische processen zijn opgenomen. Er zijn alleen modelberekeningen uitgevoerd met zwaveldeposities; het is de bedoeling dat naderhand ook stikstofdeposities worden toegevoegd aan de modelberekeningen.

5. Hultberg, 1988.

Op basis van Noors, Zweeds en Amerikaans onderzoek aan meren, waarbij ook eigenschappen van de catchment area werden betrokken en een 'beschermingsniveau' voor de alkaliniteit werd bepaald, heeft Hultberg critical loads voor de totale zwaveldepositie berekend. Deze zijn afhankelijk van de depositie van basische kationen en de calcium- en magnesiumconcentraties in het oppervlaktewater. De kritische totale zwaveldepositie voor

aquatische ecosystemen bij een gemiddelde neerslag van 1000 mm per jaar varieert van 3,2-9,6 kg/ha/jr (zie tabel op p. 196 in Hultberg (1988)).

Bijlage 5 **Overzicht van waarden en trajecten voor pH, alkaliniteit, sulfaat, totaal-stikstof, totaal-fosfaat en bicarbonaat van isoetide groeiplaatsen in Nederland en in landen buiten Nederland**

Bijlage 6 Totaaloverzicht van vindplaatsen van *Littorella uniflora* in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen

Bijlage 7 **Overzicht van vindplaatsen van *Littorella uniflora* in de periode 1980-1999, waarvan informatie over het voorkomen van *Littorella uniflora* in de periode 1996-1999 ontbreekt**

Bijlage 8 **Totaaloverzicht van vindplaatsen van *Isoetes lacustris* en *Isoetes echinospora* in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen**

Bijlage 9 **Totaaloverzicht van vindplaatsen van *Lobelia dortmanna* in de periode 1980-1999, inclusief periode en aard van de genomen beheersmaatregelen**

**Bijlage 10 Synoptische tabel van opnamen met isoetide
waterplanten in de periode 1980-1999**

Invoegen bijlage 10 Excel

Bijlage 11 Beschrijvingen van de clusters uit de tabel met opnamen die isoetide waterplanten bevatten uit de periode 1980-1999

De karakteristieke soorten zijn steeds weergegeven in afnemende volgorde van frequentie van voorkomen in de de opnamen. Bij gelijke frequentie van voorkomen is de soort met de gemiddeld hoogste abundantie in de opnamen het eerst vermeld.

Cluster 3 (5 opn.):

Karakteristieke soorten: Luronium natans, Sphagnum denticulatum, Littorella uniflora, Juncus bulbosus, Drepanocladus sp., Isoetes lacustris. Dit cluster behoort tot het Isoeto-Lobelietum isoetosum, maar is hier niet volledig ontwikkeld door het ontbreken van de kensoort Lobelia dortmanna. De talrijke aanwezigheid van Sphagnum denticulatum wijst op verzurende invloeden.

Cluster 4 (3 opn.)

Karakteristieke soorten: : Littorella uniflora, Luronium natans, Groenwieren, Juncus bulbosus, Drepanocladus fluitans, Isoetes lacustris, Eleocharis acicularis
Vanwege de combinatie van Littorella uniflora, Isoetes lacustris en Luronium natans is dit cluster het beste onder te brengen bij het Isoeto-Lobelietum isoetosum. De in 2 van de 3 opnamen aanwezige groenwieren wijzen op eutrofiërende invloeden. Drepanocladus fluitans indiceert verrijking met stikstof.

Cluster 5 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: Drepanocladus fluitans, Juncus bulbosus, Littorella uniflora, Lobelia dortmanna en Sphagnum denticulatum. Het talrijke voorkomen van ondergedoken bladmossen en Juncus bulbosus wijst op verzuring. De combinatie van Littorella en Lobelia met Sphagnum denticulatum en Juncus bulbosus behoort waarschijnlijk tot het Isoeto-Lobelietum sphagnetosum.

Cluster 6 (3 opn.)

Karakteristieke soorten: Polytrichum commune, Littorella uniflora, Illecebrum verticillatum, Agrostis canina, Juncus bulbosus. Dit cluster is waarschijnlijk het best onder te brengen bij de RG Littorella uniflora. De dominantie van Polytrichum commune en de aanwezigheid van Illecebrum verticillatum geeft aan dat de opnamelocaties langdurig droogvallen. De laatstgenoemde soort vertegenwoordigt een aspect van het Nanocyperion in dit cluster. Het gaat hierbij om het Digitalario-Illecebretum, waarvan Illecebrum kensoort is.

Cluster 7 (9 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Eleocharis multicaulis*, *Juncus bulbosus*, *Echinodorus repens*, *Chara vulgaris*, *Lythrum portula*. Cluster 7 zou tot de Rompgemeenschap *Littorella uniflora* kunnen behoren, maar vertoont eveneens kenmerken van het *Eleocharitetum multicaulis*.

Cluster 8 (7 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Eleocharis multicaulis*, *Sphagnum spec.*, *Agrostis canina*, *Lobelia dortmanna*, *Phragmites australis*. Vanwege de hoge presentie van *Littorella uniflora*, *Eleocharis multicaulis* en de vrij hoge presentie van *Lobelia dortmanna* kan dit cluster het beste worden ondergebracht bij het *Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaulis*. Het betreft echter wel een gedegeneerde vorm vanwege de talrijke aanwezigheid van *Agrostis canina* en ook van *Phragmites australis*, soorten die wijzen op (stikstof-)verrijking.

Cluster 9 (59 opn.)

Karakteristieke soorten: *Juncus bulbosus*, *Littorella uniflora*, *Agrostis canina*, *Eleocharis multicaulis*, *Molinia caerulea*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Sphagnum denticulatum*, *Sphagnum cuspidatum*, *Lobelia dortmanna*. Dit is een nog wat meer gedegeneerde vorm van het *Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaulis* dan cluster 8, gezien de dominantie van *Juncus bulbosus*. Ook een aantal andere soorten geven aan dat er van verzuring en eutrofiëring sprake is (beide *Sphagnum*-soorten, *Agrostis canina*).

Cluster 10 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: *Molinia caerulea*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Littorella uniflora*, *Eleocharis multicaulis*, *Juncus bulbosus*, *Drosera intermedia*, *Agrostis canina*, *Lysimachia vulgaris*, *Eriophorum angustifolium*, *Phragmites australis*, *Lobelia dortmanna*. Ook hier is sprake van een verarmde variant van het *Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaulis*, met storingsinvloeden.

Cluster 12 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: *Potamogeton natans*, *Apium inundatum*, *Hypericum elodes*, *Littorella uniflora*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Scirpus fluitans*, *Eleocharis multicaulis*, *Luronium natans*, *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Isoetes lacustris*. Bovengenoemde soortencombinatie is het beste onder te brengen bij het *Scirpetum fluitantis*, alhoewel er een aantal eutrofiëringsindicatoren in vrij hoge abundantie voorkomt (*Potamogeton natans*, *Glyceria fluitans*).

Cluster 13 (20 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Lycopus europaeus*, *Juncus effusus*, *Juncus bulbosus*, *Phragmites australis*, *Molinia caerulea*, *Galium palustre*, *Iris pseudacorus*.

Dit is een vrij sterk eutrofe variant van de rompgemeenschap *Littorella uniflora*.

Cluster 14 (36 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Juncus bulbosus*, *Ranunculus flammula*, *Agrostis canina*, *Eleocharis multicaulis*, *Carex oederi oederi*, *Molinia caerulea*, *Hypericum elodes*.

Dit cluster behoort, ondanks het ontbreken van één van beide kentaxa (nl. *Deschampsia setacea*), tot het *Eleocharitetum multicaulis*. Hoge abundanties van *Juncus bulbosus* en *Agrostis canina* wijzen op verzuring respectievelijk verrijking met stikstofverbindingen.

Cluster 16 (5 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Polygonum amphibium*, *Agrostis canina*, *Rumex maritimus*, *Juncus effusus*, *Juncus bulbosus*, *Lythrum portula*, *Illecebrum verticillatum*.

Deze cluster heeft de meeste verwantschap met de Rompgemeenschap *Littorella uniflora*. *Rumex maritimus* en *Illecebrum*, beide pioniersoorten van droogvallende bodem, indiceren droogval in de zomer. *Juncus effusus* en *Polygonum amphibium* duiden op een vrij hoge voedselrijkdom.

Cluster 17 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: *Ranunculus flammula*, *Gnaphalium uliginosum*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Agrostis stolonifera*, *Galium palustre*, *Ludwigia palustris*, *Alopecurus geniculatus*, *Juncus effusus*, *Lythrum portula*, *Echinodorus ranunculoides*, *Littorella uniflora*.

Heterogene cluster met veel soorten van eutrofe milieus, die duiden op een relatief hoge nutriëntenbeschikbaarheid. Ook vallen de opnameplekken geregeld droog, gezien de soortensamenstelling van het cluster.

Cluster 18 (9 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Alopecurus geniculatus*, *Poa annua*, *Ranunculus repens*, *Gnaphalium uliginosum*, *Juncus bulbosus*. Behorend tot de RG *Littorella uniflora*. De aanwezigheid van storingssoorten als *Poa annua* en *Ranunculus repens* duidt op droogval en eutrofiëring.

Cluster 19 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: *Agrostis canina*, *Littorella uniflora*, *Ranunculus repens*, *Plantago major*, *Tanacetum vulgare*, *Veronica serpyllifolia*, *Cirsium arvense*, *Lycopus europaeus*, *Salix cinerea*, *Salix aurita*, *Leontodon autumnalis*. Sterk gedegeneerde variant van (waarschijnlijk) de Rompgemeenschap *Littorella uniflora*, met veel storingssoorten van relatief voedselrijke en tevens drooggevallen milieus.

Cluster 20 (2 opn.)

Karakteristieke soorten: *Riccia cavernosa*, *Elatine hexandra*, *Drepanocladus aduncus*, *Bryum spec.*, *Echinodorus ranunculoides*, *Littorella uniflora*. Dit cluster is een combinatie van het *Eleocharitetum acicularis*-*Limoselletum* en het *Littorello-Eleocharitetum acicularis*, beide pioniergemeenschappen van droogvallende plaatsen, met kleine plantensoorten die de voedselrijkdom van het bovenste bodemlaagje optimaal kunnen benutten (Schaminée et al., 1998).

Cluster 21 (4 opn.)

Karakteristieke soorten: *Elatine hexandra*, *Littorella uniflora*, *Eleocharis palustris*. De hoge abundanties van de kensoort *Elatine hexandra* geven aan dat het gaat om het *Littorello-Eleocharitetum acicularis*.

Cluster 22 (6 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Eleocharis palustris*, *Elatine hexandra*, *Juncus bulbosus*. Ook deze cluster behoort tot het *Littorello-Eleocharitetum acicularis*.

Cluster 23 (5 opn.)

Karakteristieke soorten: *Littorella uniflora*, *Erica tetralix*, *Eleocharis acicularis*, *Eleocharis palustris*, *Isoetes echinospora*. Deze cluster heeft kenmerken van verschillende gemeenschappen, o.a. het *Littorello-Eleocharitetum acicularis*. Het is niet onder te brengen in één specifieke gemeenschap.

Bijlage 12 Berekeningen huidige depositie op vennen.

Bijlage 13 Biochemische processen in vennen in relatie tot verzuring

Om inzicht te krijgen in de effecten van verzuring en eutrofiëring als gevolg van atmosferische depositie, is het van belang om de (bio)chemische processen die hieraan ten grondslag liggen te begrijpen. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste van deze processen. Het gaat hier om zuurconsumerende en –producerende stikstof- en zwavelomzettingen. Door Brouwer et al. (1996a) en Schuurkes & Leuven (1986) wordt uitgebreider op deze processen ingegaan; hier wordt volstaan met een korte samenvatting van de relevante processen. In tabel 13.1 staat een overzicht van de bijbehorende reactievergelijkingen.

Stikstofcyclus

Stikstofverbindingen kunnen op twee manieren in het water terechtkomen: als droge en als natte depositie. Bij droge depositie van stikstof lost NH_x rechtstreeks vanuit de lucht op in het water, waarbij ammonium- en OH^- -ionen worden gevormd. Deze reactie heeft een bufferend effect op het water.

Ammonium dat via de natte depositie in het water terechtkomt kan worden opgenomen door de watervegetatie (*ammoniumopname*). Hierbij worden waterstofionen afgegeven en wordt er dus zuur gevormd. Daarnaast kan ammonium in een aëroob en gebufferd milieu in aanwezigheid van een mineraal substraat door micro-organismen worden omgezet in nitraat (*nitrificatie*). Bij dit proces worden eveneens protonen afgegeven, waardoor waterverzuring optreedt. Als de pH van het water minder wordt dan 4,5, komt het nitrificatieproces vrijwel stil te liggen. In aanwezigheid van organisch materiaal wordt de nitrificatie eveneens geremd.

Indien nitraat door waterplanten en algen wordt opgenomen (*nitraatopname*), worden er waterstofionen geconsumeerd. Bij aanwezigheid van voldoende organisch materiaal kan er in de waterbodem omzetting van nitraat naar gasvormig stikstof plaatsvinden (*denitrificatie*). Hierdoor verdwijnt er stikstof uit het watersysteem. Bij nitraatopname en denitrificatie vindt er protonconsumptie plaats, waardoor de pH kan stijgen.

Het organisch stofgehalte en zuurstofgehalte van het sediment zijn essentieel voor het al dan niet optreden van nitrificatie- en denitrificatieprocessen. In organische sedimenten is zuurstof de beperkende factor voor de nitrificatie. Deze bodems zijn door de er voorkomende afbraakprocessen zeer arm aan zuurstof. Daarentegen vindt er onder deze omstandigheden (zuurstofarmoede, veel organisch materiaal) juist gemakkelijk denitrificatie plaats. In wateren met een isoetidenvegetatie die meestal een overwegend minerale bodem hebben, is de bodem juist aëroob en weinig organisch, waardoor nitrificatie overheerst.

Zwavelcyclus

Sulfaat kan vanuit de waterlaag naar het sediment diffunderen. Hier kan het onder zuurstofrijke, gebufferde omstandigheden en bij aanwezigheid van voldoende organisch materiaal worden omgezet in sulfide (*sulfaatreductie*). Hierbij worden waterstofionen opgenomen. Sulfaatreductie treedt alleen op als de redoxpotential in de waterbodem zeer laag is. Dit proces speelt vooral in zwak gebufferde wateren met een organische bodem en in verzuurde vennen een rol. In dergelijke wateren wordt

een groot deel van het aangevoerde sulfaat gereduceerd tot sulfide, dat aan ijzer of aluminium bindt en zich in de bodem ophoopt. Bij droogval van zo'n ven kunnen deze sulfideverbindingen tot sulfaat worden geoxideerd, waarbij veel zuur vrijkomt. Dit kan leiden tot een plotseling sterke pH-daling.

Tabel 13.1: Overzicht van de stikstof- en zwavelomzettingen in vennen die van invloed zijn op de verzuring en buffering van het venwater

Proces	Reactievergelijking
Oplossen van NH_x	$\text{NH}_x + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$
Ammoniumopname	$\text{NH}_4^+ + \text{R.OH} \rightarrow \text{R.NH}_2 + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Nitrificatie	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
Nitraatopname	$\text{NO}_3^- + \text{R.OH} + \text{H}^+ \rightarrow \text{R.NH}_2 + 2\text{O}_2$
Denitrificatie	$4\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{H}^+ \rightarrow 2\text{N}_2 + 7\text{H}_2\text{O} + 5\text{CO}_2$
Sulfide-oxidatie	$\text{H}_2\text{S} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$
Sulfaatreductie	$\text{SO}_4^{2-} + 5\text{CH}_2\text{O} + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{CO}_2$