

NITRAATIMMISSIE EN NEDERLANDSE ECOSYSTEMEN: EEN GLOBALE RISICO-ANALYSE

W.D. Denneman

R. Torenbeek

RIN-rapport 87/23

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Arnhem

1987

VOORWOORD

De effecten van nitraatimmissie op het milieu staan op het ogenblik centraal in de belangstelling. Drinkwater wordt bedreigd door te hoge nitraat concentraties en het aandeel van NO_x aan de luchtverontreiniging is algemeen bekend.

Zodra de immissie enerzijds of de draagkracht van ecosystemen anderzijds gekwantificeerd moeten worden, ontstaan grote problemen. Processen als nitrificatie, denitrificatie, de opslag van stikstof in de biomassa van planten en dieren en dergelijke maken een eenduidige causale relatie praktisch onmogelijk.

Nitraat als voedingsstof kan niet beschouwd worden zonder kennis van andere voedingsstoffen zoals P en de uitgangspositie van de ontvangende systemen speelt een doorslaggevende rol. Het is dan ook noodzakelijk om zogenaamde onbeïnvloede systemen zorgvuldig te beschrijven aan de hand van abiotische en biotische kenmerken, om vervolgens de effecten van N-immissie op de N-flux, maar ook op de samenstelling van de levensgemeenschap te analyseren.

Er is daarom gekozen voor de benadering, waarbij twee onderzoekers een aantal aquatische (Torenbeek) en terrestrische (Denneman) ecosystemen voor hun rekening nemen en deze typen zo volledig mogelijk analyseren. Uit dit RIN-rapport blijkt hoe gecompliceerd de N-flux en de relatie met de levensgemeenschappen in de diverse typen is. De stand van zaken op het gebied van N-immissie in de belangrijkste natuurlijke ecosystemen in Nederland zoals die nu beschreven is, zal zeker een goede hulp zijn voor het beleid, terwijl hiaten in de kennis eveneens duidelijk geworden zijn.

de Directie

DANKWOORD

Een aantal mensen willen wij bedanken voor hun bijdrage bij het tot standkomen van dit rapport. Drs. W.H. Diemont (RIN) en Dr. F. Berendse (CABO) voor mondelinge informatie betreffende stikstof effecten op heide; Drs. H.F. van Dobben (RIN) m.b.t. directe effecten op vegetatie; Dr. W.K.R.E. van Wingerden (RIN) voor ongepubliceerde gegevens m.b.t. de entomofauna in graslanden; Drs. I. de Vries (W.L. Delft) en Drs. W. van Raaphorst (NIOZ, Texel) voor de mondelinge informatie m.b.t. mariene ecosystemen; Drs. N.H.S.M. de Wit en Drs. W. Blenten voor de grondwatergegevens onder bostypen (bijlage 1).

De begeleidingscommissie bestond uit de volgende personen; Drs. A. Don (L&V), Dr. L.W.G. Highler (RIN), Drs. Karres (L&V), Drs. A. Kleinmeulman (L&V), Dr. B. van Leeuwen (L&V), Drs. H. Siepel (RIN), Ir. P.F.M. Verdonschot.

Tenslotte bleek de soepele medewerking van mevr. T. Oostenbrug en mevr. A. Polman onontbeerlijk voor een vlotte afwerking van het manuscript.

INHOUD

SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	13
1.1 Kanttekeningen bij de terrestrische ecosysteembenadering	14
1.2 Toevoer- en afvoerwegen	17
2 BOSSEN	18
2.1 Algemeen	18
2.2 Beschrijving ongestoorde situatie	20
2.3 Stikstofimmissie	25
2.4 Effecten	27
2.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten	27
2.4.2 Reductie van mycorrhiza's	27
2.4.3 Reductie van de groei van zaailingen	29
2.4.4 Effecten op de zoogdierfauna	29
2.4.5 Effecten op de bodemfauna	29
2.4.6 Toename schimmelinfecties en andere pathogenen	36
2.4.7 Effecten op ecosysteemprocessen	38
2.4.8 Verhoogde N-beschikbaarheid	38
2.4.9 Verzuring van de bodem	38
2.4.10 Verhoogde nitraat uitspoeling	40
2.4.11 Mobilisatie van toxische stoffen	42
2.4.12 Interactie met andere nutriënten	43
2.5 Samenvatting	43
3 HEIDE	45
3.1 Algemeen	45
3.2 Beschrijving ongestoorde situatie	46
3.3 Stikstofimmissie	50
3.4 Effecten	50
3.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten	50
3.4.2 Afname diversiteit flora en vergrassing	50
3.4.3 Bodemfauna	53
3.4.4 Aantalstoename heidehaantje	54
3.4.5 Areaalreductie voor de fauna	55
3.4.6 Effecten op ecosysteemprocessen	56

3.4.7	Strooiselaccumulatie en versnelde mineralisatie	56
3.4.8	Verhoogde N-beschikbaarheid	57
3.4.9	Eutrofiëring door verontreinigd grondwater van elders	57
3.4.10	Verhoogde uitspoeling	58
3.4.11	Verzuring van de bodem	58
3.5	Samenvatting	59
4	GRASLAND	60
4.1	Algemeen	60
4.2	Beschrijving ongestoorde situatie	60
4.3	Stikstofimmissie	63
4.4	Effecten	63
4.4.1	Effecten op ecosysteemcomponenten	63
4.4.2	Verhouding soorten en afname diversiteit vegetatie	63
4.4.3	Effecten op bodem- en entomofauna	65
4.4.4	Effecten op ecosysteemprocessen	69
4.4.5	Bodemverzuring	69
4.4.6	Interactie met andere nutriënten	70
4.5	Samenvatting	70
5	DUINEN	71
5.1	Algemeen	71
5.2	Beschrijving ongestoorde situatie	71
5.3	Stikstofimmissie	72
5.4	Effecten	73
5.4.1	Effecten op ecosysteemcomponenten	73
5.4.2	Effect op de vegetatie	73
5.4.3	Effecten op ecosysteemprocessen	74
5.4.4	Interactie met de bodem	74
5.4.5	Interactie met andere nutriënten	74
5.5	Samenvatting	74
6	HOOGVEEN	76
7	LAAGVEENGEBIEDEN	77
7.1	Inleiding	77
7.2	Beschrijving ongestoorde situatie	77
7.3	Stikstofimmissie	78

7.4	Effecten	78
7.5	Samenvatting	79
8	STROMENDE WATEREN; BEKEN	80
8.1	Inleiding	80
8.2	Beschrijving ongestoorde situatie	81
8.3	Stikstofimmissie	85
8.4	Effecten	85
8.5	Samenvatting	93
9	KWELMILIEUS	94
9.1	Inleiding	94
9.2	Beschrijving ongestoorde situatie	94
9.3	Stikstofimmissie	94
9.4	Effecten	96
9.5	Samenvatting	96
10	STILSTAANDE, GOED GEBUFFERDE, ONDIEPE WATEREN	97
10.1	Inleiding	97
10.2	Beschrijving ongestoorde situatie	97
10.3	Stikstofimmissie	101
10.4	Effecten van beïnvloeding	102
10.5	Samenvatting	110
11	DIEPE WATEREN	111
11.1	Inleiding	111
11.2	Beschrijving ongestoorde situatie	111
11.3	Stikstofimmissie	113
11.4	Effecten van beïnvloeding	114
11.5	Samenvatting	114
12	STILSTAANDE, ZWAKGEBUFFERDE WATEREN	116
12.1	Inleiding	116
12.2	Beschrijving ongestoorde situatie	116
12.3	Stikstofimmissie	117
12.4	Effecten	118
12.5	Samenvatting	121

13	ZOUTE WATEREN	122
13.1	Inleiding	122
13.2	Beschrijving ongestoorde situatie	122
13.3	Stikstofimmissie	124
13.4	Effecten	129
13.5	Samenvatting	131
14	DISCUSSIE	132
14.1	Terrestrische systemen	132
14.1.1	Bossen; grenswaarden en ecosysteemprocessen	132
14.1.2	Grenswaarden en ecosysteemcomponenten	135
14.1.3	Heide; grenswaarden en ecosysteemprocessen	136
14.1.4	Grenswaarden en ecosysteemcomponenten	138
14.1.5	Graslanden en grenswaarden	139
14.2	Aquatische systemen	139
15	CONCLUSIES	143
15.1	Terrestrische systemen	143
15.2	Aquatische systemen	145
16	LITERATUUR	146
	Bijlage 1	164

SAMENVATTING

Het doel van deze studie is het leveren van gegevens voor een nitraat-normstelling in het natuurlijk milieu. Het ecosysteem is daarbij gekozen als het centrale studieobject. Aan de hand van literatuurgegevens worden de effecten van stikstofimmissie op ecosystemen beschreven. Eutrofiëring en verzuring spelen daarbij de belangrijkste rol. Niet alleen nitraat maar ook andere stikstofverbindingen en potentieel belangrijke andere (voedings)stoffen worden bij de beschouwing betrokken.

De studie is opgesplitst in twaalf ecosysteemtypen (figuur 1.1). Deze worden als referentie eerst in de onbelaste situatie beschreven. De effecten van stikstofimmissie worden daarna zo mogelijk kwalitatief en kwantitatief aangegeven.

Bosecosystemen zijn ingedeeld naar hoofdboomsoort en bodemtype. Om een indruk te kunnen krijgen van de optredende effecten van stikstofverrijking door middel van $\text{NO}_3\text{-N}$ input, zijn de ecosysteem fluxen van stikstof in ongestoorde bossen met verschillende hoofdboomsoort gekwantificeerd. Er blijkt in bossen duidelijk een, zelfs ten opzichte van de huidige hoge Nederlandse totale N-depositie (ca. $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), verhoogde N-input op te treden. Dit is met name het geval in sterk bemeste gebieden. Het aandeel van de totale atmosferische $\text{NO}_3\text{-N}$ depositie bedraagt daarbij $10.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, dat van NO_x -totaal ca. $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

Afhankelijk van bosstructuur en bodemtype uitten de diverse effecten zich in veranderingen in ecosysteem kompartimenten of ecosysteemprocessen. Effecten op de kompartimenten betreffen biomassa verandering van de bodemfauna, reductie van de zaailinggroei, reductie van de diversiteit van de ondergroei, reductie van mycorrhiza's en toename van voor bomen pathogene schimmels. Veranderingen in de processen binnen het ecosysteem kunnen bestaan uit de verandering in N-beschikbaarheid (veranderde C:N ratio), mobilisatie van toxische stoffen (zware metalen), interactie met andere nutriënten waardoor gebreksverschijnselen in de vegetatie optreden, verhoogde nitraat uitspoeling naar het grondwater en bodemverzuring. Voor zover de beschikbaarheid van gegevens reikt wordt getracht aan te geven bij welke belastings niveau's de effecten kunnen gaan optreden.

Stikstof hoeveelheden en -fluxen in ongestoorde droge heide (Calluna

vulgaris) en natte heide (Erica tetralix) ecosystemen worden gerelateerd aan de jaarlijkse N-depositie. Op basis van deze ecosysteembenadering blijkt de huidige jaarlijkse input door atmosferische depositie de jaarlijkse opname en de jaarlijkse fixatie door de vegetatie ruimschoots te overtreffen (met ca. 60%). Effecten worden gesignaleerd op de vegetatie in de vorm van een afname van de diversiteit en optredende vergrassing en op de fauna in de vorm van een toename van het heidehaantje. Tevens worden de mogelijke negatieve effecten van een areaalreduktie voor de fauna in het algemeen gesignaleerd. Ten aanzien van de ecosysteemprocessen treden de volgende effecten op: een verhoogde N-beschikbaarheid voor de vegetatie (en de fauna), versnelde mineralisatie van strooisel en verhoogde NO_3 -N uitspoeling naar het grondwater. Tevens treedt verzuring van de bodem op, hetgeen tot nivellering van het heidemilieu t.a.v. de pH leidt, wat op zijn beurt tot een afname van de diversiteit van de flora leidt. Voorts kan eutrofiëring optreden door de invloed van met nitraat verontreinigde grondwaterstromen van buiten het ecosysteem.

Een globale beschrijving van de in Nederland voorkomende schrale graslandtypen wordt gegeven. Daarbij kan geconstateerd worden dat de meeste typen relatief zeldzaam geworden zijn. Effecten van stikstofimmissie hebben vooral betrekking op de soortenrijkdom en diversiteit van de vegetatie, afname van de aantallen en diversiteit van bodemfauna en entomofauna, verzuring van de bodem en interactie met andere nutriënten. Tevens zijn er aanwijzingen voor het optreden van effecten op de reproductie van bijvoorbeeld sprinkhanenpopulaties. Effecten op de bodemfauna en entomofauna lijken bij een belasting $> 50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ onvermijdelijk.

Het opstellen van een gedetailleerd overzicht van N-fluxen en -hoeveelheden in compartimenten van het duin als ecosysteem of voor de verschillende vegetatietypen voorkomend binnen dit ecosysteem blijkt wegens onvoldoende kwantitatieve gegevens niet mogelijk. De verschillende vegetatietypen en successie stadia worden kwalitatief beschreven. Hoewel deze systemen in het algemeen zeer voedselarm zijn in ongestoorde situaties, met uitzondering van plaatsen waar humus of strooisel ontstaat, blijkt in ongestoorde situaties met name fosfaat de primair beperkende faktor voor de vegetatie. Hierdoor én door de relatief sterke

denitrificatie zijn van de huidige NO_3 -N depositie minder snel effecten te verwachten dan in andere terrestrische ecosystemen. Met name de kalkrijke duingebieden zullen een relatief groot zuurbufferend vermogen hebben, waardoor verzuring minder snel optreedt.

Bijna alle laagveengebieden in Nederland zijn ontgonnen. De hierdoor ontstane laagveenplassen zijn van nature vaak eutroof. In het groeiseizoen wordt echter weinig nitraat gemeten (tot enkele tienden milligrammen stikstof per liter). In onbeïnvloede situaties kan veenvorming en verzuring optreden.

Belangrijke stikstofbronnen zijn de landbouw (uitspoeling) en waterinlaat. Door waterinlaat kan ook interne eutrofiëring optreden. Toevoer van stikstof leidt tot een verhoging van de primaire produktie. Ook kan algenbloei ontstaan. Belangrijk in dit kader is de N/P verhouding.

In onbeïnvloede bovenlopen van beken vormt allochtoon materiaal de koolstofbron voor de fauna. Primaire produktie speelt pas in meer benedenstroomse delen van de beek een rol. Hier is het organisch materiaal afgebroken en zijn nutriënten beschikbaar gekomen. Stikstof komt in onbeïnvloede bovenlopen voor als ammonium (afbraakprodukt). Stroomafwaarts wordt dit omgezet in nitraat. Fluctuaties in de stikstofconcentratie treden op onder invloed van vooral fysische factoren, zoals stroomsnelheid en temperatuur. Van nature is het nitraatgehalte altijd laag (tot enkele tienden milligrammen stikstof per liter).

Verontreiniging van het grondwater kan een aanzienlijke nitraatverhoging in beken veroorzaken. In de meeste Nederlandse laaglandbeken is dat thans het geval. Effluentlozingen spelen plaatselijk een belangrijke rol.

Door de nutriëntenverhoging kan de primaire produktie in de (overigens onbeïnvloede) middenlopen toenemen. Door normalisatie kan dit ook in bovenlopen plaatsvinden. In samenhang daarmee treedt een soortverschuiving op van de macrofaunalevensgemeenschap. Belangrijk(er) voor de macrofauna is echter het directe effect van de normalisatie omdat dan een vernietiging van het specifieke beekmilieu plaatsvindt. Ook saprobiëring moet betrokken worden bij het eutrofiëringsprobleem.

In onbeïnvloede beekdalen kunnen bijzondere hooiland-, moeras- en graslandvegetaties voorkomen. Verantwoordelijk hiervoor is de uitgebalan-

seerde toestroom van ondiep, mineralenarm en diep, mineralenrijk grondwater.

Bemesting van deze graslanden en verontreiniging van het grondwater met nitraat betekent een eutrofiëring van de van oorsprong weinig voedselrijke gronden. Door grondwateronttrekking (grondwaterstandverlaging) kan een versnelde mineralisatie van de strooisellaag optreden. Inlaat van gebiedsvreemd water, dat meestal een geheel andere chemische samenstelling heeft, wijzigt het kenmerkende chemische milieu van de van kwelwater afhankelijke vegetaties.

Alle genoemde gevallen van beïnvloeding resulteren in een ontraarding van het milieu en het verdwijnen van de kenmerkende kwelvegetaties.

In ondiepe wateren speelt de primaire produktie door micro- en/of macrofyten een belangrijke rol met betrekking tot de nutriëntenhuishouding. Belangrijk is dat nutriënten na afsterven van de primaire producenten vrij snel opnieuw voor hen beschikbaar komen. Denitrificatie speelt een belangrijke rol bij de stikstofeliminatie. De stikstofconcentratie vertoont een sterke seizoensfluctuatie. Van nature bestaan er bovendien verschillen in trofische niveau's tussen Nederlandse plassen. De nitraatconcentratie varieert van minder dan 1 mgN/l tot enkele milligrammen stikstof per liter.

Stikstofbronnen vormen: uitspoeling uit (bemeste) landbouwgronden, directe effluentlozingen en de grote rivieren. Bij grote kolonies broedende vogels speelt guanotrofie een rol.

Door eutrofiëring treedt een soortverschuiving op in micro- en macrofytensamenstelling. Ook kunnen macrofyten verdrongen worden door microfyten. Belangrijke factoren zijn de N/P-verhouding, de hydrologie, de morfologie en de transparantie. De indirecte gevolgen van toename van primaire producenten (vooral microfyten) zijn: verandering van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap, een slechtere zuurstofhuishouding en troebelheid. Bij de bloei van blauwwieren zijn bovendien exotoxinen, geur- en smaakstoffen en het drijven van de algenmat ongunstige effecten.

Bij het optreden van stratificatie in diepe wateren en het uitzakken van het afgestorven fytoplankton komen nutriënten na afbraak niet opnieuw beschikbaar voor de primaire produktie. De nutriëntenconcentratie in het hypolimnion stijgt, terwijl het zuurstofgehalte daalt. Door het lage

zuurstofgehalte treedt denitrificatie wel op, maar de nitrificatie wordt geremd. Hierdoor hoopt ammonium zich op in het hypolimnion. Pas vanaf het verbreken van de stratificatie in de herfst treedt menging van nutriënten en zuurstof over de hele waterkolom op.

Stikstofbelasting leidt tot een verhoging van de primaire-productiesnelheid. Omdat de afgestorven algen naar het hypolimnion uitzakken stijgt het chlorofylgehalte in het epilimnion niet veel. In het hypolimnion vindt een sterke ophoping van nutriënten plaats en wordt de kans op zuurstofloosheid groter. Bij lagere zuurstofgehalten zal de afbraak onvolledig verlopen, zodat organische stof zich ophoopt. Dit heeft directe gevolgen op de soortensamenstelling van de macrofaunagemeenschap.

Zwakgebufferde wateren (vennen en duinwateren) komen voor op arme gronden en zijn meestal van nature oligotroof. Het stikstofgehalte varieert van 'een spoor' tot enkele tiende milligrammen stikstof per liter. Door het natuurlijke zure karakter is de afbraak van organische stof onvolledig, zodat nutriënten in de bodemsubstraat worden vastgehouden (natuurlijke verarming). In samenhang met dit bijzondere milieu worden zowel vennen als duinmeren gekenmerkt door een bijzondere flora en fauna.

Een belangrijke stikstofbron vormt de depositie. De depositie werkt niet alleen eutrofiërend, maar ook verzurend en (voor duinwateren) verhardend. Verder kunnen landbouwkundig intensief gebruikte gronden in de omgeving van vennen een stikstofbron vormen. Uitdroging van vennen kan een interne eutrofiëring veroorzaken. Bij duinwateren speelt de infiltratie voor de drinkwaterbereiding een belangrijke rol.

Zowel verzuring als eutrofiëring en verharding leidt tot een verschuiving in flora en fauna, waarbij de kenmerkende soorten worden verdrongen door nitrofiele, op verstoring duidende en/of algemene soorten.

In zout water is meestal stikstof de beperkende factor voor de primaire produktie. Kustwateren zijn van nature produktiever dan oceanen door afspoeling van organische stof en nutriënten van het land, transport van stoffen naar de kust door de getijdebeweging of zeestromen en een snelle recycling van nutriënten. Bij het optreden van stratificatie worden nutriënten uit het epilimnion verwijderd, omdat afgestorven algen na bezinking in het hypolimnion afgebroken worden. Door de afbraak van

organische stof, die vooral bij de bodem plaatsvindt, daalt het zuurstofgehalte in het hypolimnion.

De belangrijkste stikstofbron voor de Noordzee vormen de rivieren de Rijn, de Maas en de Schelde. Het verontreinigde rivierwater wordt door de zeestromen meegevoerd langs de Nederlandse kust in noord-westelijke richting. De belangrijkste stikstofbron voor de Waddenzee wordt hierdoor eveneens door de grote rivieren gevormd. In de Waddenzee speelt de lossing van de sluisen in de afsluitdijk (wat uiteindelijk ook Rijnwater is) en de Eems-Dollard ook een belangrijke rol.

Door de eutrofiëring wordt de kans op algenbloei (vooral van *Phaeocystis*) groter. In gebieden waar stratificatie optreedt en bezinking van relatief veel organische stof (bijvoorbeeld door fronten) kan zuurstofloosheid bij de bodem ontstaan. Dit heeft uiteraard directe gevolgen voor het zoobenthos.

In het verleden heeft saliniteitsstratificatie in de Grevelingen plaatsgevonden. Het directe gevolg was zuurstofloosheid bij de bodem en een geremde nitrificatie. Hierdoor hoopte ammonium zich op.

In de Westerschelde treedt ondanks de hoge stikstofbelasting geen sterke toename op van algen. De troebelheid is hier de oorzaak van.

In het Veerse Meer wordt het hoge chlorofylgehalte niet veroorzaakt door de belasting (die immers niet hoog is), maar door de lange verblijftijd. Door stratificatie is het meer erg kwetsbaar voor eutrofiëring.

1 INLEIDING

Aanleiding voor deze studie is de behoefte aan beleidsmatig bruikbare gegevens om tot een normstelling voor nitraat in het natuurlijk milieu te komen. Voor dit doel worden aan de hand van literatuurgegevens de effecten van concentratie- of belastingverhoging op het natuurlijk milieu beschreven. Het gaat daarbij in de eerste plaats niet om toxische effecten op plant en dier, maar om structurele veranderingen in het functioneren van ecosystemen. Omdat nitraat een van de belangrijkste voedingsstoffen is, zal de nadruk vooral op het effect van eutrofiëring liggen. Verzuringseffecten zullen ook behandeld worden (zie hieronder).

Bij de genoemde structurele effecten spelen zowel abiotische factoren als flora en fauna een rol. Het ecosysteem als integraal geheel staat daarom bij de beschrijving van de effecten als te bestuderen object centraal. Dit uitgangspunt heeft drie directe gevolgen voor de verdere benaderingswijze:

1. Nitraat vormt een onderdeel van de stikstofcyclus die plaatsvindt in het natuurlijk milieu. Nitraat kan uit andere anorganische en organische verbindingen worden gevormd en nitraat kan in andere organische en anorganische verbindingen worden omgezet. De stikstofcyclus zal hier verder niet besproken worden, maar de consequentie van deze cyclus is dat in dit rapport ook aandacht besteed wordt aan ammonium, opbouw en afbraak van organische stof, nitrificatie en denitrificatie. Om deze reden krijgt ook verzuring de aandacht.
2. Bij de effecten van stikstofimmissie spelen ook andere stoffen een rol. Een ecosysteembenadering impliceert een dynamische systeembeschrijving, waarbij interacties tussen ecosysteemcomponenten en -processen aan de orde komen. Verandering van de verhouding van nutriënten en interacties die de beschikbaarheid ervan beïnvloeden vormen daar een voorbeeld van. Met name fosfaat en kalium zijn belangrijke stoffen in verband met eutrofiëring. Dergelijke interacties zullen waar nodig de aandacht krijgen.
3. Elk ecosysteem functioneert op andere wijze. De primaire produktie, de stikstofluxen en de soortensamenstelling van twee vennen verschillen

altijd van elkaar. Dat is helemaal het geval als een ven en een grasland vergeleken worden. Hieruit blijkt reeds dat sommige systemen meer op elkaar lijken dan andere. Daarom is de problematiek opgesplitst volgens een globale ecosysteemindeling waarbij telkens een type apart behandeld wordt. Een type is dan een theoretische (geabstraheerde) beschrijving van een aantal, qua structuur veel op elkaar lijkende ecosystemen.

De verscheidenheid aan ecosystemen in Nederland is erg groot. Als ook bedacht wordt dat de begrenzing van een ecosysteem op heel verschillende schalen gekozen kan worden, is het duidelijk dat voor de typologische indeling van ecosystemen in Nederland vele mogelijkheden aanwezig zijn. In verband met de beperkte omvang van deze studie en in verband met het beoogde doel is gekozen voor een relatief grove indeling, maar waarvan de ecosysteemtypen goed te beschrijven zijn aan de hand van stikstofluxen en -concentraties. De gekozen indeling is in figuur 1.1 gegeven. In ieder volgend hoofdstuk wordt telkens een ecosysteemtype behandeld, waarbij eerst de 'ongestoorde' situatie beschreven wordt en na een inventarisatie en kwantificatie van de stikstofimmissie de effecten van de stikstofbelasting. Dit laatste gebeurt zo mogelijk in kwalitatieve en kwantitatieve zin.

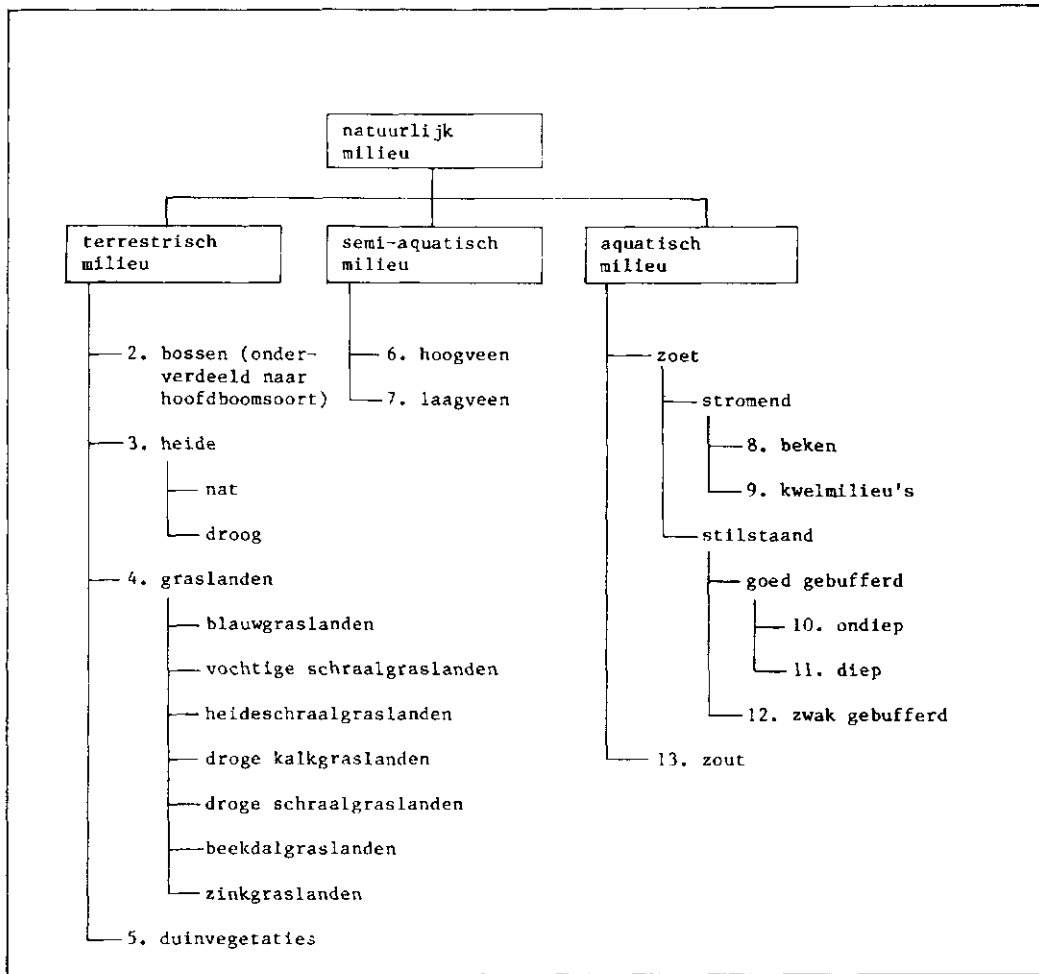
Bij een aantal ecosysteemtypen bleek het nodig een verdere onderverdeling te maken. Dit is in de betreffende hoofdstuken aangegeven. In verband met de beperkte tijd en de beschikbaarheid van literatuurgegevens bleek het niet mogelijk alle ecosysteemtypen even uitvoerig te behandelen.

1.1 Kanttekeningen bij de terrestrische ecosysteembenadering

Aan de terrestrische ecosysteembenadering ligt het idee ten grondslag dat het ecosysteem een relatief gesloten functionele eenheid is, waarbij de cyclische processen een essentiële rol spelen. Naast deze cyclische processen zijn er enkele input- en output mogelijkheden, die van nature in het algemeen kwantitatief gering van aard zijn. Om een toename in enkele input-stromen (atmosferische depositie/grondwater verrijking met $\text{NO}_3\text{-N}$) onder invloed van menselijk handelen te evalueren worden per ecosysteem een aantal parameters die een essentieel beeld geven van de cyclische processen (nutriëntkringloop, decompositie) zoveel mogelijk gekwantificeerd. De hiertoe gehanteerde parameters zijn:

- de totale biomassa; waarmee bedoeld wordt de vegetatieve biomassa. De microbiële- en fauna biomassa is hiervan dus uitgesloten.
- de bovengrondse- en ondergrondse biomassa; eveneens uitsluitend vegetatief van aard.
- de bladbiomassa van de vegetatie.
- bladstrooisel; zonder overig strooisel zoals houtige delen.
- de opname; de nutriënt opname door de vegetatie.
- de totale strooiselval.
- de uitspoeling; de hoeveelheid N zoals die buiten de rhizosfeer in het grondwater terechtkomt.
- de totaal vrijkomende hoeveelheid N; deze bestaat uit de som van de totale strooiselval en de uitspoeling, soms gegeven door de auteur, meestal berekend op basis van de gegevens van de vermelde auteur.
- de achtergronddepositie; de depositie zoals vermeldt door de auteur en gemeten in het betreffende ecosysteem.
- de netto N-fixatie; de fixatie van vrije stikstof door stikstofbindende micro-organismen.
- de biomassa van de ondergroei; de vegetatieve biomassa van kruid- en struiklaag.
- de jaarlijkse fixatie; de jaarlijkse hoeveelheid N zoals die wordt vastgelegd in de vorm van vegetatieve biomassa, berekend als het verschil tussen opname en totale strooiselval.

Ten aanzien van deze benadering moet worden opgemerkt dat de genoemde cijfers slechts een indicatie geven van de orde van grootte waarin N-fluxen en N hoeveelheden in het betreffende ecosysteem aanwezig zijn. Niettemin kan daarmee een goede indruk verkregen worden van het belang van een gekwantificeerde input van $\text{NO}_3\text{-N}$ uit atmosferische depositie of via grondwater(-stromingen). Daarbij is het echter veelal niet direct mogelijk het effect van een dergelijke toevoer te voorspellen ondanks het feit dat de orde van grootte bekend is, doordat vele interacties in het ecosysteem een rol spelen. Bovendien blijkt bij een dergelijke benadering eens te meer hoe fragmentarisch de kennis van het ecosysteem functioneren is en zullen vele omissies voor lief genomen moeten worden. Er is echter om bovengenoemde reden getracht de fluxen en compartimenten zoveel mogelijk te kwantificeren. Bij de effecten evaluatie zal zoveel mogelijk worden gerelateerd aan deze nulsituatie beschrijving, zo mogelijk eveneens in kwantitatieve termen.



Figuur 1.1 De behandelde ecosysteemtypen. De nummers verwijzen naar de hoofdstukken.

1.2 Toevoer- en afvoerwegen

De volgende wegen kunnen zorgen voor een toename resp. afname van de hoeveelheid aanwezig N in het systeem:

toevoerwegen;

- precipiterende luchtverontreiniging, te scheiden in droge- en natte depositie. De natte depositie bestaat daarbij in bossen uit doorvalwater en stamafvoer, in andere ecosytemen is deze laatste moeilijk meetbaar en wordt alleen met totale doorval gewerkt.

De belangrijkste stikstof-verbindingen in regenwater zijn de NO_x verbindingen en het ammonium ion. Hoewel in dit rapport de nitraat-effecten centraal staan wordt bij de depositie ook het ammonium vermeldt doordat dit snel kan worden omgezet in nitraten in de bodem (nitrificatie). Het scheiden van de bijdrage van de nitraat-vorm en het na depositie eventueel om te zetten ammonium is daarom meestal niet mogelijk.

De belangrijkste stikstofoxiden zijn NO en NO_2 . Door omzetting van NO_2 in de lucht ontstaan HNO_3 en nitraten (NO_3). Distikstofoxide (N_2O) komt in relatief hoge concentraties in de lucht voor, maar vertoont géén depositie. In de natte depositie komt alleen nitraat en ammonium voor.

- verwerking van het moedermateriaal door oxidatieprocessen e.d.
- stikstof-fixatie door micro-organismen, vrije stikstofbindende planten en elektrische ontladingen in de atmosfeer.
- grondwaterverrijking gevolgd door instroming van buiten het ecosysteem.

afvoerwegen;

- uitspoeling van stikstof met name in de vorm van nitraat naar het grondwater, buiten de rhizosfeer.
- denitrificatie van nitraten.

Onttrekking van stikstof aan de kringloop waarbij het geïmmobiliseerd wordt maar niet het systeem verlaat, gebeurt voorts door de jaarlijkse biomassa-toename. Deze is sterk afhankelijk van het type ecosysteem en de vegetatie ontwikkeling (successie-stadium), maar kan worden beschouwd als onttrekking van N aan de nutriënt voorraad van het systeem. Een deel keert hierbij weer terug in de vorm van strooisel en een ander deel komt pas op een veel later tijdstip weer in de kringloop terug. In produktiebossen zal de hoeveelheid vastgelegd in hout vaak zelfs definitief aan het systeem worden onttrokken.

2 BOSSEN

2.1 Algemeen

De noodzaak de bos-ecosystemen vrij globaal in te delen bij het zoeken naar data voor normering resulteert, naast het indelen van bossen naar naald- of loofhout, in de gehanteerde indeling naar voornaamste boomsoort. In de huidige situatie bestaat ca. 60% van het Nederlandse bosareaal uit naaldbos en ca. 40% uit loofbos (tabel 2.1).

De indeling in deze formaties bleek eveneens noodzakelijk te zijn omdat veel auteurs van relevante publikaties het onderzochte vegetatietype slechts globaal beschrijven.

Uit tabel 2.1 blijkt dat praktisch alle typen naaldbomen overwegend voorkomen op zanderige bodemtypen en slechts voor een zeer gering percentage op klei, löss of veenbodems. Onder de categorie zandbodems zijn alle podzol- en gepodzoliseerde zandbodems samengevoegd. Onder zand op leem bodems vallen podzols op leem en gepodzolideerde zandgronden op leem, terwijl voor de categorie lemige grond alle meer of minder leemhoudende gronden zoals die werden onderscheiden door CBS & SBB (1966) zijn samengevoegd.

De oppervlaktegegevens zijn van recente datum (1985). De verdeling over de bodemtypen stoelt op gegevens van oudere datum (1952-1963) daar bleek dat recente gegevens met betrekking tot de verdeling van bostypen over de diverse bodems niet beschikbaar zijn en al sinds enige tijd niet meer door CBS en SBB verzameld worden.

Ook voor loofbos geldt dat de verspreiding voornamelijk zanderige bodemtypen betreft, waarbij de beuk (Fagus Sylvatica) voornamelijk aangetroffen wordt op lemige gronden. Populier, wilg en es komen voornamelijk op klei voor, hetgeen hun kwetsbaarheid voor een verhoogde nutriënt aanvoer waarschijnlijk zal verminderen vergeleken met de bosesystemen op zandgrond (zie par. 2.4.10, uitspoeling).

Daar eventuele effecten van nitraat-belasting op het ecosysteem mogelijk ook afhankelijk is van de grootte en de structuur van het betrokken systeem, zijn gegevens hierover samengevat in tabel 2.2. Bijna 60% van het bosareaal varieert in oppervlakte van 200 tot groter dan 2000 ha, terwijl de overige 40% verdeelt is over relatief kleine percelen van minder dan 200 hectare (tabel 2.2). De Nederlandse naaldbossen zijn vooral van het gesloten bostype. Onder gesloten bos wordt hier verstaan het opgaand bos, hakhout, spontane bosopslag, parkbos, landschappelijke

Tabel 2.1. Boindeeling naar voornaamste boomsoort in Nederland van 1980-1985. De verdeling over de belangrijkste bodemtypen (Naar: CBS 1980-1983, Ned. Bosstatistiek (1985) en CBS & SBB, 1966). Voor verklaring, zie bodemtypen zie tekst.

a. Naaldbos										
boomsoort	Grove den (Pinus sylvestris)	Overige den (Pinus spec.)	Douglas (Pseudotsuga menziesii)	Larix (Larix decidua)	Spar (Picea abies)	Totaal				
oppervlakte (ha)	126,668	19,371	16,161	18,354	16,243	196,797				
bodemtype:										
zand	48	25	53	58	49					
zand op leem	1	8	2	10	10					
lemige grond	11	1.8	19	11	7					
stuifzand	31	53	13	8	10					
klei	0.01	0.03	0.18	0.09	0.42					
löss	0.22	0.04	0.36	0.93	2.3					
veen	0.13	0.03	0.42	0.99	7.4					
§ v. h. totaal	91	88	88	89	86					
b. Loofbos										
boomsoort	Eik (Quercus)	Beuk (Fagus syl- vatica)	Populier/Wilg (Populus sp./ Salix sp.)	Berk (Betula sp.)	Es (Fraxinus sp.)	Els (Alnus sp.)	Esdoorn (Acer sp.)	Overig loofbos	Totaal	
oppervlakte (ha)	59,063	9838	24,028	20,761	5000	7015	1514	2971	130,190	
bodemtype:										
zand	26	5	3	37	2	-	-	-	18	
zand op leem	6	1	0.31	5	0.40	-	-	-	5	
lemige grond	19	43	5	19	13	-	-	-	6	
stuifzand	9	6	10	17	12	-	-	-	18	
klei	5	2	33	0.26	32	-	-	-	13	
löss	3	6	5	5	6	-	-	-	20	
veen	1	0.22	2	1	13	-	-	-	5	
§ van het totaal	69	63	98	84	78				89	

bepantingen, grienden en eveneens lanen, houtwallen en singels met een kronenprojectie > 60% (een en ander naar indeling van de Dorschkamp, Rijksinstituut voor Bos- en Landschapsbouw). Open bos omvat alle overig typen met een kronenprojectie van 20-60%. Het loofbos blijkt overwegend van het gesloten bostype, met voor de meeste boomsoorten rond 5% open bos. Opvallend is het hoge percentage open bos (29%) met berk als hoofdboomsoort.

Tabel 2.2. Boscomplexen in Nederland verdeeld naar oppervlakteklassen (ha) (naar: CBS & SBB, 1985).

	(%)		(%)
0.5 - 1.0	1.4	50 - 100	6.4
1.0 - 2.0	2.6	100 - 200	7.7
2.0 - 5.0	4.9	200 - 500	11.6
5.0 - 10.0	4.7	500 - 1000	10.1
10 - 20	5.0	1000 - 2000	9.3
20 - 50	7.9	> 2000	28.4

In par. 2.4 zal de consequentie van de bosstructuur in relatie tot eventuele effecten besproken worden.

2.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Om een indruk te kunnen krijgen van de mogelijk optredende effecten van stikstofverrijking door middel van nitraat-input is getracht de ongestoorde ecosysteem flux van stikstof in bossen met verschillende hoofdboomsoort te kwantificeren op basis van gegevens van verschillende auteurs. In tabel 2.3 is de stikstof-flux en distributie in de verschillende ecosysteemkompartimenten voor loofbossen weergegeven. Slechts weinig auteurs geven een integraal beeld van het gehele systeem, zodat niet alle kompartiment-parameters kunnen worden gekwantificeerd. Met behulp van de gegevens van elke auteur is de totale hoeveelheid vrijkomend $N \text{ jr}^{-1}$ gesteld op de som van de totale strooiselval plus de uitspoeling. De jaarlijkse hoeveelheid gefixeerde stikstof is gedefinieerd als het verschil tussen opname en totale strooiselval, er van uitgaande dat de nutriënten uit het strooisel binnen één jaar terugkeren in de kringloop. Onder achtergronddepositie is het totaal van doorval en stamafvoer vermeld, voor zover dit kon worden onderscheiden. De stikstof

fluxen en hoeveelheden in de kompartimenten worden gekwantificeerd als $\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, daar stofbalansen voor $\text{NO}_3\text{-N}$ -fluxen en hoeveelheden in ecosystemen vrijwel geheel ontbreken. Tevens is dit het gevolg van het snel in elkaar omgezet worden van N-komponenten binnen een ecosysteem.

Belangrijkste parameters in verband met een extra nutriënt-input van buiten het systeem zijn de opname, totale strooiselval, uitspoeling en jaarlijkse fixatie. De opname varieert van $45\text{-}123 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, waarbij de gegevens van Nihlgard (1972) enigzins verschillen met een opname van 204 kg voor een beukenbos op rotsachtige bodem. De jaarlijks door strooisel in het decompositiesysteem terecht komende hoeveelheid N varieert van $29\text{-}79 \text{ kg ha}^{-1}$. Opvallend is de slechts zeer geringe mate van uitspoeling ($1\text{-}4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) zoals die in de ongestoorde situaties wordt waargenomen (tabel 2.3).

De jaarlijkse fixatie van N als resultante van het immobiliseren van dit nutriënt in de vorm van biomassa, ligt tussen de 8 en $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Langs deze weg vindt dus onttrekking van stikstof plaats uit de mobiele stromen in het systeem naar immobiele N in kompartimenten als biomassa (houtige delen), waarbij het (hoewel niet permanent) voor langere tijd uit de kringloop verdwijnt.

In tabel 2.4 is de stikstof-stroom in naaldbossen weergegeven. De opname varieert hier van $34\text{-}67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, terwijl met de jaarlijkse strooiselval $14\text{-}58 \text{ kg N}$ in het decompositie subsysteem terecht komt. Sparrebossen blijken zowel een grotere jaarlijkse opname als een grotere N-stroom via het strooisel te hebben dan dennebossen. Ook hier is de uitspoeling zeer gering ($0.5\text{-}1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), alleen Nihlgard (1972) vermeldt een grotere uitspoeling, die waarschijnlijk samenhangt met de rotsachtige ondergrond waarop zijn onderzoekspercelen zich bevonden. De jaarlijkse fixatie van stikstof blijkt geringer dan die bij loofbossen ($9\text{-}25 \text{ kg N ha}^{-1}$).

In het algemeen is de N-behoefte voor eikenbos groter dan voor andere bosccosystemen in gematigd Europa (zoals beuken-, sparren- en dennebossen) (Duvigneaud & Denayer-de Smet, 1970). Berkebos zoals beschreven door Ovington & Madgwick (1959) bevinden zich qua N-behoefte tussen eiken- en beukenbossen in en blijken een lage retentie te hebben. Tevens treedt een hoge strooiselval op, deels samenhangend met aanwezigheid van een goed ontwikkelde ondergroei. Een dergelijke ondergroei is maar één van de vele factoren die de potentiële opnamecapaciteit van een boscysteem beïnvloeden. Ook op de vraag of bossen primair ammonium- of nitraat-

Tabel 2.3. Stikstof-flux in loofbossen per ecosysteem-kompartiment volgens gegevens van diverse auteurs (biomassa in kg ha^{-1} , overige in $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$). Zie de tekst voor nadere toelichting.

auteur(s)	Nihlgard (1972)		Ehwald (1957)		Minderman & Leeftang (1968)		Duvigneaud & Denaeyer de Smet (1970)		Duvigneaud & Duvigneaud et al. (1969)		Duvigneaud (1968)		Borman et al. (1977)		Ovington & Madwick (1959)	
	Beuk	Zand	Beuk	Zand	Eik	Zand	Eik	Zand	Eik	Zand	Eike/esse	Loofbos	Ruwe berk			
Kompartiment	-----															
Totale biomassa	375	-	-	-	-	-	533	-	532	380	-	532	-	-	-	-
Bovengrondse biomassa	324	-	-	-	-	-	406	-	351	-	-	351	-	-	-	-
Ondergrondse biomassa	51	-	-	-	-	-	-	-	181	-	-	181	-	-	-	-
Bladbiomassa	-	-	-	-	-	-	73	-	-	67	-	-	-	-	-	-
Bladstrooisel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
alleen	-	-	-	-	-	-	33	-	44	59	-	-	-	-	-	-
Opmname	204	45	-	-	-	-	81	-	92	123	-	80	56	-	-	-
Totale strooi-selval (x)	69	29	-	-	-	-	50	-	61	79	-	54	48	-	-	-
Uitspoeling (y)	<1	-	-	-	1,2	-	1	-	-	-	-	4	-	-	-	-
Totaal vrij-komend	70	29	-	-	1,2 + x	-	51	-	61	79	-	58	48	-	-	-
Achtergronddepositie	-	-	-	-	-	-	0,9	-	1	8,7	-	9,3	-	-	-	-
Netto N-fixatie	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-
Biomassa onder-groei	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-
Jaarlijkse fixatie	135	16	-	-	-	-	31	-	31	44	-	26	8	-	-	-
Ouderdom bos (jr)	90	-	-	-	-	-	-	-	30-75	140	-	-	-	-	-	-

Totaal vrijkomend = totale strooi-selval + uitspoeling
 Jaarlijkse fixatie = opname - totale strooi-selval

Tabel 2.4. Stikstof-flux in naaldbossen per ecosysteem-kompartiment volgens gegevens van diverse auteurs (biomassa in kg ha^{-1} , overige in $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$). Zie de tekst voor nadere toelichting.

auteur(s)	Cole et al. 1967	Dengler 1930	Ehwald 1957	Minderman & Nihlgard Leeftang 1968 1972	Ehwald 1957	Werkgr. Voed. Huish. 1986
hoofdboomsoort	Douglas	Grove den	Grove den	Oost. den	Spar	Naaldbos
bodemtype	lemig zand	zand	-	zand	klei	-
Kompartiment						
Totale biomassa	320	-	-	367	-	-
Bovengrondse biomassa	288	250	-	308	-	-
Ondergrondse biomassa	32	-	-	59	-	-
Bladbiomassa	-	-	-	-	-	-
Bladstrooisel alleen	-	-	-	-	-	-
Opname	39	45	34	67	61	-
Totale strooiselval (x)	14	35	22	58	40	-
Uitspoeling (y)	1	-	-	16	-	-
Totaal vrijkomend	15	35	22	0.5 + y	40	-
Achtergrond depositie	3	-	-	-	-	-
Netto N-fixatie	-	-	-	-	-	10
Biomassa ondergroei	6	-	-	-	-	-
Jaarlijkse fixatie	25	10	12	9	21	-
Ouderdom bos (jr)	-	-	-	-	-	55

Totaal vrijkomend = totale strooiselval + uitspoeling
 Jaarlijkse fixatie = opname - totale strooiselval

stikstof gebruiken is géén eenduidig antwoord mogelijk. Binkley et al. (1986) onderzochten met twee methoden een groot aantal verschillende bostypen (Berk, Esdoorn, diverse typen eikebos, dennebos) en komen tot de conclusie dat ammonium zowel als nitraat belangrijk waren in alle bostypen, terwijl nitraat in het algemeen domineerde. De beschikbare stikstof was primair als $\text{NO}_3\text{-N}$ aanwezig, terwijl al het NH_4^+ geoxideerd werd. Nitraat was daarentegen op van nature mineraalarme bodemtypen niet van betekenis. Ook hieruit blijkt dat beter naar een algemene stikstof depositie norm kan worden gestreefd dan naar een specifieke NO_3 -norm.

Bij het evalueren van de effecten van nitraat toevoer aan bossen zal de input gerelateerd worden aan de parameters zoals vermeldt in tabel 2.3 en 2.4 en niet aan de totale hoeveelheid zoals die bijvoorbeeld in de bodem aanwezig is (tabel 2.5).

Tabel 2.5. Distributie van stikstof (kg ha^{-1}) in ondergroei, strooisel, humus en bodem van een drietal ongestoorde bostypen.
() = ouderdom bos. (Naar: Ovington, 1962).

	Beuk (37)	Eik (47)	Berk (22)
Ondergroei	2	24	24
Strooisel	285	393	264
Humus	180	71	47
Bodem (tot 70 cm)	6640	7476	1300

Uit tabel 2.5 blijkt de totale N-hoeveelheid te kunnen oplopen tot ruim $7000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in een eikenbos, waarbij bijvoorbeeld een hypothetische extra belasting van $100 \text{ kg NO}_3\text{-N}$ in het niet lijkt te vallen. In de praktijk blijkt stikstof echter in veel terrestrische systemen de voor groei beperkende faktor, ondanks de enorme hoeveelheid die veelal in organische vorm, in de bodem aanwezig is. Dit kan worden verklaard door het feit dat slechts een klein (anorganisch) gedeelte van dit totaal beschikbaar is voor plantengroei, hetgeen tevens de relatief geringe hoeveelheden N in de stromen en kompartimenten van tabel 2.3 en 2.4 verklaard. In de tabellen is daarom de totale hoeveelheid geaccumuleerd N

niet opgenomen. Duvigneaud (1968) geeft bijvoorbeeld aan dat in totaal 14.000 kg N ha⁻¹ aanwezig is; hij vermeldt echter niet wat het beschikbare deel ervan is. Duvigneaud & Froment (1969) geven afhankelijk van het bodemtype voor een eikenbos in België een range voor het totaal-N van 4480 tot 13.760 kg ha⁻¹.

2.3 Stikstofimmissie

Er zijn nog weinig metingen van depositie van stikstof-componenten voor bosecosystemen in Nederland voorhanden, zeker niet in relatie tot de situering ten opzichte van met nitraten bemeste gebieden. In tabel 2.6 zijn gegevens voor de N-input in een eike/berkebos en een tweetal dennebossen vergeleken met de gemiddelde Nederlandse depositie.

De gegevens van Van Breemen et al. (1982) hebben betrekking op een ongestoord bos van 30 jaar, met voor 75% intensief gebruikt grasland in de omgeving. Het dennebos van deze auteurs werd voornamelijk omgeven door heide (Veluwe), terwijl Berendse (1986) alleen de afstand tot het bemeste gebied vermeldt. Er blijkt duidelijk een, zelfs ten opzichte van de hoge Nederlandse totale N-depositie, verhoogde input in de bossen op te treden, met name bij bossen die op 400 meter of minder van bemest gebied gesitueerd zijn.

Ook Van Aalst (1982) wijst erop dat aanzienlijke variaties in depositie van NO_x-componenten kunnen optreden. In droge depositie kan de hoeveelheid N in nitraatvorm variëren van 0,2-2,2 kg ha⁻¹ jr⁻¹, terwijl dit voor NO₂, dat in het algemeen direct wordt omgezet in HNO₃ en NO₃⁻, kan variëren van 5,7-12,7 kg ha⁻¹ jr⁻¹. De natte nitraatdepositie kan oplopen tot 7,8 kg N ha⁻¹ jr⁻¹.

Daarbij moet erop worden gewezen dat de al wat oudere gegevens van Van Breemen et al. (1982) zijn vergeleken met de eveneens uit die periode stammende gegevens van het KNMI en Van Aalst. De huidige depositie ligt nog enkele kilo's hoger; Van Aalst (1984) vermeldt voor de droge depositie van NO_x 17 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. De geconstateerde deposities zijn zeer hoog vergeleken met de jaarlijkse totale N-depositie zoals Ovington (1968) vermeldt: 0.8-4.9 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ in gematigde klimaatzones.

Tabel 2.6. Depositie van stikstof in eike/berke- en dennenbos in Nederland (A) vergeleken met de gemiddelde droge- en natte depositie van NO_x en NH_x over geheel Nederland (B).

A.

Bostype	Bodemtype	N-input ($\text{kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)	Afstand tot bemest gebied (m)	Auteur(s)
Eike/berke	zuur, kalkrijk	64	50	Van Breemen et al., 1982
Den	zuur, zand	63	100-400	idem
Den	zand	68	75	Berendse et al., 1986
		53	150	
		48	400	
		42	700	
Bosrand	zand	74	-	Schneider & Bresser, 1987

B.

Ned. depositie; ($\text{kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$)				
droog	NO	1.8		Van Aalst, 1982
	NO_2	7.7		
	HNO_3	1.7		
	NO_3	2.0		
NO_x totaal	droog	13.2		
nat	NO_3	6.6		KNMI/RIV, 1982
NO_3 totaal	nat	6.6		
$\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$	droog	16.2		Van Aalst, 1982
$\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$	nat	10.7		
Totale N-depositie		46.7		

De verhoogde depositie in de bossen zal voor een aanzienlijk deel veroorzaakt worden door het vrijkomen van ammoniak uit versproeide drijfmest. Volgens Lauer et al. (1976) kan dit verlies oplopen tot enkele honderden kilo's per toepassing per hectare, waarna het elders door natte depositie als ammoniumsulfaat weer in de bodem terugkeert. Volgens Van Breemen et al. (1982) zouden de Nederlandse ammoniumconcentraties 3-20 keer hoger zijn dan in Duitsland en Zweden. Ook Hasselrot & Grennfelt (1985) constateerden een toename in depositie van verontreinigde stoffen (NO_3 ,

SO₄) bij een dennebos 40 km benedenwinds van Gothenburg. De depositie van verzurende stoffen was 30-65% hoger in doorvalwater, waarbij de grootste toename optrad bij nitraat en de laagste toename bij het sulfaat.

Immissie kan tevens optreden door input van NO₃-N via grond- of oppervlaktewater. NO₃-N concentraties in oppervlaktewater worden elders in dit rapport vermeldt, terwijl voor grondwater onder natuurterreinen weinig kwantitatieve gegevens voorhanden zijn. Enkele zeer recente metingen voor de provincie Utrecht zijn opgenomen in de bijlage.

2.4 Effecten

Hoewel het grootste deel van het Nederlandse bosareaal uit het gesloten bostype bestaat, moet rekening worden gehouden met effect niveau verschillen afhankelijk van de bosstructuur. De verhoogde depositie zoals die kan worden geconstateerd in bossen (tabel 2.6) zal eraan bijdragen dat met name het vegetatie front van een bosperceel een veel grotere N-input zal krijgen dan het gesloten deel van het bos. De hieronder beschreven effecten zullen zich daardoor het eerste aan de rand van het bos manifesteren. Om dezelfde reden zullen in bos met een open structuur de beschreven effecten in een eerder stadium optreden.

Een samenvatting van de gesignaleerde effecten en hun aangrijpingspunt op het ecosysteem wordt gegeven in figuur 2.1. Deze effecten en hun (potentiële) interacties zullen hieronder in detail worden besproken.

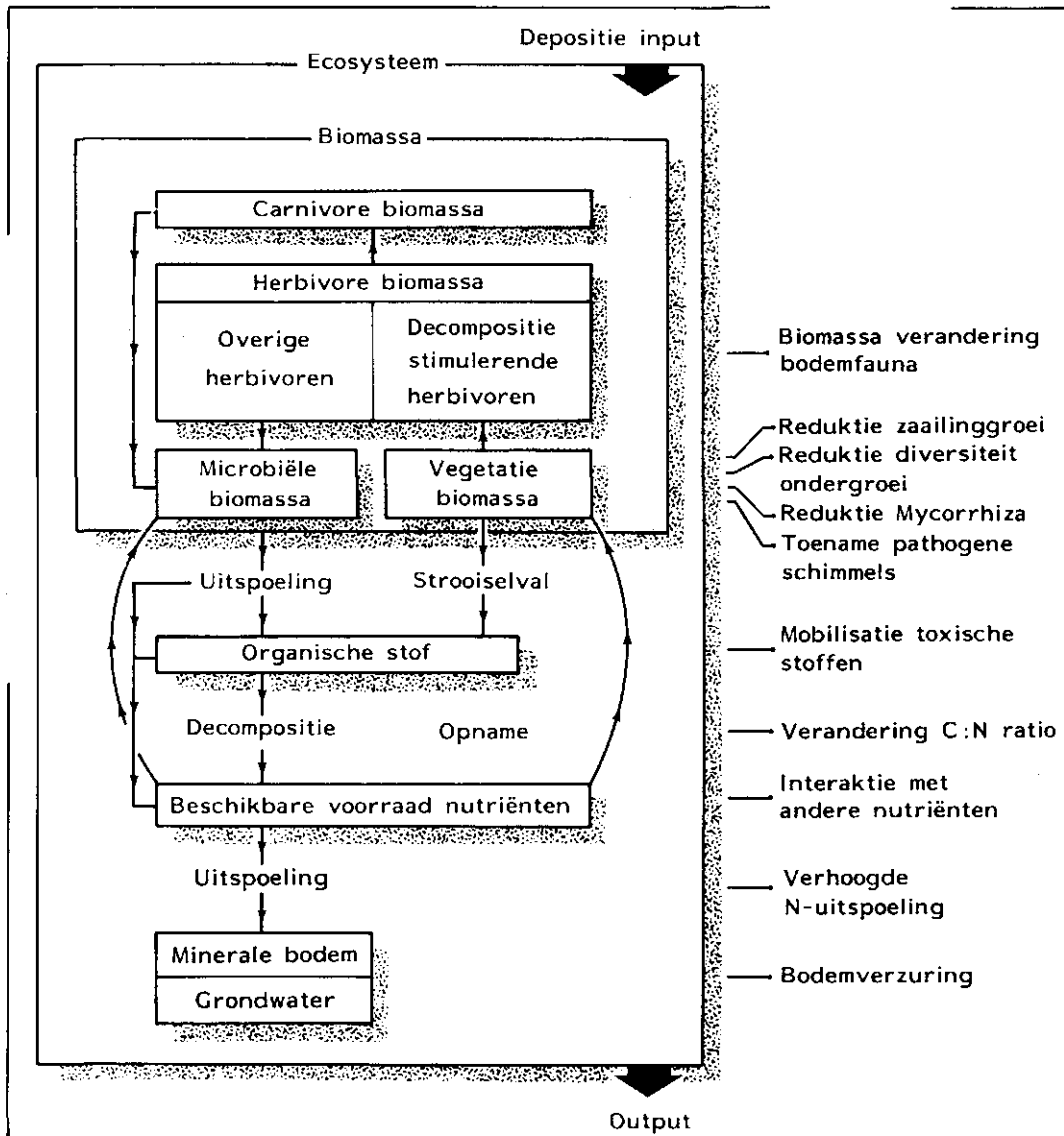
2.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten

Afgezien van directe schade door atmosferische depositie van NO_x-verbindingen, die buiten dit kader viel, zijn de volgende effecten gesignaleerd:

- reductie van mycorrhiza's
- reductie van de groei bij zaailingen
- effecten (toe- of afname) op de bodemfauna
- effecten op de zoogdierfauna
- toename van schimmelinfecties en andere pathogene organismen

2.4.2 Reductie van mycorrhiza's

Bij een hoge stikstofgift (bijvoorbeeld als NO₃) kan de mycorrhiza vorming volledig onderdrukt worden (Dumbroff, 1968; Fowells & Krauss, 1959). Daar de mycorrhiza's een wortelfunctie vervullen, vergroten ze de opnamecapaciteit van een plant voor moeilijk opneembare mineralen uit de bodem.



Figuur 2.1. Overzicht van de effecten van N-belasting en hun aangrijpingspunt op ecosysteem kompartimenten en processen in bossen. Voor gedetailleerde beschrijving zie de tekst.

Aantasting van deze functie kan bijdragen aan het alom gesignaleerde vitaliteitsverlies van de Nederlandse bossen.

Ook kan er verandering van het type mycorrhiza optreden. Naast een afname van de wortelfunctie kan ook de antibiotica produktie van de mycorrhiza's die bijdraagt aan de bescherming van de bomen tegen pathogene (schimmel-) infecties verloren gaan. Wel dient erop gewezen te worden dat dit effect vooral gesignaleerd is in potproeven, zodat de situatie in het veld zich niet geheel identiek hoeft te ontwikkelen.

2.4.3 Reductie van de groei van zaailingen

Uit de bosbouw is bekend dat de toepassing van een stikstof bemesting remmend kan werken op de groei en ontwikkeling van boom zaailingen. Bovendien blijken de zaailingen (van met name naaldhout) gevoeliger te worden voor aantasting door wortelrot en wordt daarom de N-bemesting uitgesteld tot de zaailingen ruim boven de verdampingszone van de meststof groeien of wordt de hoeveelheid toegevoerd stikstof tot een minimum beperkt (Rowan, 1971; Hesterberg & Jurgensen, 1972).

2.4.4 Effecten op de zoogdierfauna

Effecten van nitraat depositie op de zoogdierfauna, met name door verzuuring, zijn nog nauwelijks onderzocht. Een eerste aanwijzing voor het optreden van dergelijke effecten vormt de studie van Mason & Macdonald (1987), besproken in par. 2.4.9. Dat dergelijke effecten vooral indirect van aard zullen zijn hangt samen met de ecologische niche van de zoogdieren in het ecosysteem; als functionele herbivoren of carnivoren zullen potentiële effecten vooral optreden door beïnvloeding van de voedselketen, bijvoorbeeld door eliminatie van prooidieren of vegetatie of door verschuivingen in de samenstelling van het voedselpakket. Ook is een indirect effect mogelijk als gevolg van het mobiliseren van voorheen gebonden toxische stoffen in het ecosysteem.

2.4.5 Effecten op de bodemfauna

De basis voor nutriëntencycli en voedselketens in een terrestrisch ecosysteem wordt gevormd door het decompositieproces: de fragmentatie van organisch materiaal waarbij chemische- en fysische veranderingen optreden. Hierbij speelt de ongewervelde bodemfauna een belangrijke rol; in naaldbossen wordt de fragmentatie van strooisel voornamelijk verzorgd door springstaarten (Collembola) en mijten (Acarina). In loofbossen zijn

daarnaast regenwormen (Oligochaeta) van belang als strooisel fragmenteerd. Swift et al. (1979) tonen aan dat de ongewervelde bodemfauna na de microbiële biomassa de grootste produktie van alle heterotrofen voor hun rekening nemen.

Hieronder zullen de effecten van stikstofbelasting in verschillende chemische vorm op de belangrijke bodemfaunagroepen (Oligochaeta, Enchytraeidae, Acarina, Collembola en Myriapoda & Isopoda) besproken worden. De N-belasting voor de vaste mest en de drijfmest is daarbij berekend vanuit de opgave van de auteur(s) (meestal in m^3 of $ton\ ha^{-1}$) met behulp van de volgende aannamen: één kubieke meter of ton runder- of varkensmest (vaste - zowel als drijfmest) weegt 1000 kilo, waarbij 1000 kg mest 5.8 kg totaal-N bevat (opgave CBS, 1986). De opgave van de overige toedieningsvormen (ureum, kunstmest) zijn die uit de oorspronkelijke publicaties.

Regenwormen en Enchytreeën

Regenwormen (Oligochaeta) hebben een gunstige invloed op de structuur, aeratie en drainage van de grond. De bijdrage van regenwormen aan nutriëntencycli is aanzienlijk, met name doordat de conservering van nutriënten door deze organismen en daarmee het tegengaan van uitspoeling een stabielere bijdrage door de seizoenen heen levert dan de sterk fluctuerende microbiële immobilisatie (Swift et al., 1979).

Regenwormen zijn kenmerkend voor mull-bodems (loofbossen) met pH als belangrijkste verspreidingsbepalende faktor ($pH \pm 4.0-7.0$, Satchell (1955)). Enchytreeën (Enchytraeidae) zijn kenmerkend voor bosbodems (m.n. in naaldbos) en nemen ecologisch gezien globaal dezelfde functionele plaats in het ecosysteem in maar hebben een optimum-pH range van 3.5-5.0.

Uit tabel 2.7 blijkt dat zowel regenwormen als enchytreeën onder invloed van stikstof belasting kunnen toenemen, maar ook kunnen afnemen in aantal. Een toepassing van vaste mest leidt bij beide groepen tot een toename van de aantallen, terwijl kunstmest-N in het algemeen tot een afname leidt.

De vaste mest stimuleert de ontwikkeling van de populaties direct doordat het voorziet in voedsel en indirect doordat het de vegetatiegroei stimuleert, waardoor de humuslaag toeneemt. Deze laatste stimulus kan tevens optreden bij drijfmest (waarvoor géén gegevens voorhanden zijn), mits géén verzuring van humus en bodem optreedt. Hierbij moet worden opgemerkt dat alle veranderingen veroorzaakt door niet-stikstof bemesting

Tabel 2.7. Invloed van de toepassing van uiteenlopende N-verbindingen als meststof op de aantals-ontwikkeling van regenwormen en enchytreëen.

toegepaste belasting (kg N ha ⁻¹ jr ⁻¹ + speciëte) jr	frequentie jr	duur (jr)	bodemtype	vegetatie	% toe-(+) of afname (-)	her.tel (jr)	auteur(s)
<u>Oligochaeta</u>							
300 kg ongespecificeerde kunstmest	1	-	-	-	0, zie tekst	-	Zajonc, 1970
85 kg als vaste mest	4	-	-	-	+300-400	-	Satchell, 1955
200 kg als ammoniumsulfaat- salpeter + CaCO ₃ + PK	2	1	zand	Pinus sp.	+19	-	Ronde, 1960
100 kg als NPK	1	-	zandig/leem	bergweide	-41	-	Zajonc, 1975
200 "					-52		
300 "					-85		
<u>Enchytraeidae</u>							
- ± 12 kg als vaste mest	1	meerjarig	-	-	+50	tot min. 5 jaar na beëindiging	Sauerlandt & Marzusch Trappmann, 1959
- 160 kg als ureum	-	meerjarig	-	-	wisselend toe-/afname	-	Marshall, 1973
- 200 kg als; urea CaNH ₄ NO ₃ Urea + P + K	1 1 1	1 1 1	zand zand zand	Picea abies " "	-50 -50 -50	Na 3 jaar	Huhta, 1984
- 230 kg als urea	2	1	zand	Pinus spec.	-62	Niet binnen 2 jaar	Huhta, 1984

(P, K e.d.) zoals die in de vermelde studies bleken, verklaard konden worden als uitsluitend pH-effecten. Regenwormen en met name Lumbricus terrestris zouden met een toename op bemesting reageren (Edwards & Lofty, 1972 en Bosse, 1967), mits geen verzuring optreedt, hetgeen wel het geval is bij veel kunstmest verbindingen (Jacob & Wiegand, 1952).

De hier (en voor andere bodemfauna) gehanteerde parameter van aantalsverandering heeft echter een sterke beperking waarmee binnen de effecten-evaluatie rekening moet worden gehouden. Zajonc (1970) nam nog een toename, noch een afname van de totale aantallen (biomassa) regenwormen waar, maar signaleerde wel een reductie van de aan de oppervlakte levende soorten (Allolobophora tuberculata, A. antiapae) en een toename van de diepgravende soorten (A. rosea, Lumbricus terrestris, Dendrobaena spec.). Hierdoor treedt een verandering op in samenstelling van de regenwormenlevensgemeenschap. Bovendien kan de diversiteit afnemen doordat één of meer soorten verdwijnen, hoewel zij qua biomassa gecompenseerd worden door toename van één of meerdere soorten. Evaluatie van parameters met betrekking tot het functioneren van de (regenwormen-)fauna zoals uitgevoerd door Denneman et al. (1986a) voor zware metalen belasting zou echter ecologisch waardevollere effect waarden opleveren. Gezien de omvang van een dergelijke effecten-evaluatie is daar in dit kader vanaf gezien.

Huhta (1984) signaleerde géén verschil in effect tussen een drietal kunstmest stikstof componenten op de enchytreeën-soort Cognettia sphagnetorum in sparrebos. Zowel bij urea, ammoniumnitraat en urea met fosfor en kalium trad een reductie van 50% in de aantallen op. Bij urea (H_2NCONH_2) trad pas in het vierde jaar enig herstel op ($\pm 23\%$ toename boven de controle), terwijl dit bij ammoniumnitraat zelfs in het vierde jaar na de behandeling niet het geval was. Dit gold voor de gehele bodemlaag van 0-9 cm diepte. Bij een soortgelijk experiment in dennebos met Calluna-ondergroei trad eveneens niet binnen twee jaar herstel op (van de 62% reductie) in het aantal wormen. Na welk tijdsverloop dit wel het geval was is niet vermeld daar het onderzoek van dit perceel na het 2e jaar beëindigd werd (Huhta, 1984).

Uit laboratorium experimenten tijdens hetzelfde onderzoek bleek ammoniumnitraat acuut toxisch voor deze enchytreeën-soort waardoor de gehele populatie binnen 2 dagen vernietigd werd. Urea gaf na een aanvankelijk onbetekenende reductie een afname in aantal te zien van 95% twee maanden na de toepassing ervan. Het herstel echter bleek voornamelijk toe te

schrijven aan invasie van dieren uit de omringende onbehandelde bodem, hetgeen in de Nederlandse situatie onmogelijk zou kunnen blijken gezien de grootschalige toepassing van stikstof bemesting.

Mijten

Mijten (Acarina) reageren volgens Sauerlandt et al. (1961) met een forse reductie op herhaalde toepassing van bijna $800 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ als drijfmest (tabel 2.8).

Grunhold (1957) vermeldt dat continu gebruik van drijfmest de soorten-samenstelling van de mijtenpopulatie permanent verandert. Met name mesostigmaten mijtesoorten werden in aantal gedecimeerd en alleen de vochtminnende Cryptostigmata werden frequent in grote aantallen op de bemeste gronden gevonden. Afname van mijtenpopulaties wordt vermeldt onder invloed van ammonium (niet gekwantificeerd, Franz 1959 en Mours 1962, Ronde 1960). Vaste mest daarentegen en sommige kunstmest-N belastingen laten voornamelijk bij de lage N-giften een toename van de aantallen zien, waarschijnlijk door een toename van het voedsel en/of vegetatiegroei in het habitat.

Hagvar (1984) constateerde zowel hoge- als lage populatiedichtheden van een drietal Oribatide mijten (w.o. Nothrus silvestris) en een astigmaten mijtensoort in zeer zure bosbodems ($\text{pH} < 4$). Hij concludeert dat in nutriënt-rijke bodems de hoge pH als een beperkende factor werkt, terwijl bij een meer gevarieerde pH-range de populatiedichtheden hoger worden als andere factoren niet beperkend werken. Eén van die factoren is het watergehalte van de bodem, welke door de toepassing van drijfmest sterk wordt beïnvloedt. In hoeverre bodemverzuring een rol kan spelen wordt door géén van de auteurs aangegeven, maar deze factor lijkt voor mijten minder van belang gezien het voorkomen van veel soorten in van oorsprong al relatief zure bodemtypen.

Springstaarten

De grote aantallen waarin springstaarten (Collembola) en mijten in bosbodems voorkomen doen vermoeden dat ze een belangrijke rol spelen bij de afbraak van organisch materiaal. Springstaarten hebben een zeer gevarieerd dieet variërend van schimmelhyfen, sporen, bacteriën, pollenkorrels en éencellige algen tot fragmenten van plantenmateriaal. Belangrijker dan de directe vraat is bij springstaarten waarschijnlijk het indirecte effect op de decompositie door middel van het afgrazen van

Tabel 2.8. Invloed van de toepassing van uiteenlopende N-verbindingen als meststof op de aantalsontwikkeling van mijten populaties.

toegepaste belasting (kg N ha ⁻¹ + speciatie)	frequentie jr ⁻¹	duur (j)	bodentype	vegetatie	% toe-(+) of afname (-)	auteur(s)
200 kg als ammoniumsulfaat- salpeter	2	1	zand	Pinus spec.	afname	Ronde, 1960
200 kg als NH ₄ ⁺	2	1	zand	Pinus sp.	afname	Ronde, 1960
448 kg als: NH ₄ NO ₃	1	1	-	Picea sp.	+190	Weetman et al.
Ca(NO ₃) ₂	1	1	-	Picea sp.	+240	1972
ureum	1	1	-	Picea sp.	+670	
290 kg N als drijfmest	3	-	-	akkerland	-50	Sauerlandt et
11.6 kg N als vaste mest	1	meerjarig	-	akker	+800	al., 1961

Tabel 2.9. Invloed van de toepassing van uiteenlopende N-verbindingen als meststof op de aantalsontwikkeling van springstaarten (Collembola).

toegepaste belasting (kg N ha ⁻¹ + speciëte)	frequentie jr ⁻¹	duur (jr)	bodemtype	vegetatie	% toe-(+) of afname (-) (jr)	auteur(s)
290 kg als drijfmest	3	1	-	-	-30	Gusenleitner, 1959
200 kg als NH ₃ + CaCO ₃ + PK	1	?	-	-	-48	Ronde, 1960
448 kg als; NH ₄ NO ₃	1	1	-	Picea sp.	+90	Weetman et al. 1972
Ca(NO ₃) ₂	1	1	-	Picea sp.	+180	
ureum	1	1	-	Picea sp.	+240	

Tabel 2.10. Invloed van de toepassing van uiteenlopende N-verbindingen als meststof op de aantalsontwikkeling van myriapoda en diplopoda.

toegepaste belasting (kg N ha ⁻¹ + speciëte)	frequentie jr ⁻¹	duur (jr)	bodemtype	vegetatie	% toe-(+) of afname (-) (jr)	auteur(s)
Myriapoda						
200 kg als ammoniumsulfaat- salpeter	2	1	zand	Pinus spec.	+6.4	Ronde, 1960
Diplopoda						
200 kg N	-	-	-	-	+180	effect tot 10 jr. na laatste gift

de microflora, het verspreiden van (schimmel-)sporen en de produktie van faeces. Zulke effecten blijken uit een verminderde decompositie-snelheid als de springstaarten buitengesloten worden en uit een verhoogde metabolische activiteit van schimmels bij begrazing door springstaarten (Denneman et al., 1986a). Hoewel sommige soorten een zure bodem verdragen ligt de tolerantiegrens tussen de pH 6 en 7.8 (Butcher et al., 1971).

Uit tabel 2.9 blijkt reeds bij één jaar geregeld (3x) toepassen van drijfmest de populatie met 30% af te nemen. Gusenleitner (1959) vermeldt dat deze reductie al optrad 1 maand na de laatste bemesting; de populatie keerde na stoppen van de bemesting met drijfmest binnen 2 jaar terug op het oorspronkelijke aantalsniveau. Gunhold (1957, niet gekwantificeerd) vond op een gedurende 22 jaar met drijfmest bemest perceel uitsluitend voedselminnende soorten (Folsomia quadrioculata, Tullbergia quadrispina).

Hagvar & Abrahamsen (1984) onderzochten in een zevental verschillende Pinus-habitats de relatie van Collembola met chemische bodemfactoren. Zij vonden bij 10 van de 22 onderzochte soorten een significante relatie met de bodem-pH. Bij soorten die overwegend voorkomen op nutriënt-arme bodems was er sprake van een negatieve correlatie van het voorkomen met de pH. Bij soorten van nutriënt-rijke bodems was er sprake van een positieve correlatie met de zuurgraad. Bij vier soorten was er sprake van een positieve relatie met het N-gehalte van de bodem, bij slechts één soort van een negatieve correlatie. De relatie met het N-gehalte trad echter niet in alle proefgebieden op, terwijl dit bij de relatie pH-voorkomen wel het geval was.

Myriapoda & Isopoda

Kwantitatieve gegevens ten aanzien van het effect van bemesting op pissebedden (Isopoda) ontbreken. Herbke (1962) meldt een toename van 180% voor Diplopoda (miljoenpoten) na toepassing van 200 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Het effect van deze bemesting op de populatieaantallen bleef tot 10 jaar na de laatste mestgift merkbaar. Tevens signaleert hij een toename van de duizendpoten (Chilopoda). Ook Ronde (1960) signaleert een kleine toename (6%) van duizendpoten in een dennebos (Pinus sp.) op zandgrond bij een bemesting met 2 x 200 kg N als ammonium sulfaatsalpeter gedurende één jaar (tabel 2.10).

2.4.6 Toename schimmelinfecties en andere pathogenen

Volgens Hesterberg & Jurgensen (1972) heeft een enkele incidentele

piekbelasting van stikstof weinig effect op de frequentie van het optreden van ziekten.

Geregelde belasting daarentegen doet de uit productie-oogpunt bekeken nadelige aantastingen door schimmels (bijvoorbeeld Fomes annosus en Armillaria mellea) in hevigheid toenemen (Garret, 1970). Dat ook in dit geval de beïnvloeding van stikstof samenhangt met de soort en bodemgesteldheid blijkt uit gegevens van Mader & Thompson (1969), die een remmend effect op de aantasting van esdoorns onder invloed van Verticillium melden. Verticellium is echter een zwakke parasiet die alleen optreedt als de standplaatsfactoren voor de boom niet optimaal zijn.

Een hoge stikstofbelasting verhoogt in het algemeen de gevoeligheid van bomen voor parasieten (Garret, 1970). Dit kan het gevolg zijn van een zachtere bladstructuur, de produktie van een N-complex zoals de betreffende parasiet nodig heeft of een reductie in door de plant geproduceerde metabolieten, die bescherming tegen pathogene organismen bieden (Hare, 1966).

Roelofs et al. (1985) vermelden ook een verhoogde gevoeligheid voor schimmelaantasting door Sphaeropsis sapinea. Alle sterk aangetaste Corsicaanse dennen hadden een veel hoger N-gehalte vergeleken met niet of nauwelijks aangetaste bomen (tabel 2.11).

Tabel 2.11. Het stikstofgehalte van eenjarige naalden van Corsicaanse dennen welke (agressief) geïnfecteerd of niet geïnfecteerd zijn met de schimmel Sphaeropsis sapinae ($\mu\text{mol g}^{-1}$) drooggewicht (Uit: Roelofs et al., 1985).

Geïnfecteerd (n=11)			Niet geïnfecteerd (n=17)		
gem.	min.	max.	gem.	min.	max.
1355	1189	1517	956	800	1117

Terwijl bovenstaande aantastingen door pathogenen ontstaan door verandering van de nutriënt status van de plant kunnen ook effecten optreden door een direkt effect op de pathogene schimmels zelf. Stikstof is bijvoorbeeld belangrijk voor de overleving van sommige saprofytische wortelrotschimmels, terwijl andere schimmels er niet door beïnvloed

worden. Het gehalte aan stikstof in de bodem blijkt ook een regulerende invloed te hebben op de vorming van Fusarium clamydosporen (Garret, 1970). $\text{NO}_3\text{-N}$ is echter voor veel schimmels een slecht benutbare stikstofbron; vooral het goed bruikbare $\text{NH}_4\text{-N}$ kan hierop van invloed zijn. Dit kan bijvoorbeeld ontstaan door nitraat reductie, een proces dat primair in terrestrische situaties optreedt.

2.4.7 Effecten op ecosysteemprocessen

Op ecosysteemprocessen kunnen de volgende effecten ontstaan onder invloed van een toegenomen N-input:

- verhoogde N-beschikbaarheid
- verzuring van de bodem
- verhoogde nitraat uitspoeling
- mobilisatie van toxische stoffen met name voorheen geboden zware metalen
- interactie met andere nutriënten

Een overzicht van deze effecten wordt gegeven in figuur 2.1.

2.4.8 Verhoogde N-beschikbaarheid

Een depositie van nitraat heeft invloed op de beschikbaarheid van stikstof voor plantengroei. Naast het effect op het verloop van de decompositie door verandering van de C:N ratio, heeft dit directe effecten op de vegetatie ontwikkeling. Doordat stikstof in het algemeen de limiterende faktor is zal de vegetatie-groei toenemen, totdat een andere abiotische faktor (ander nutriënt, licht) beperkend wordt. Van de verschillende lagen in het bos (boomlaag, struiklaag, kruidlaag) zal deze groei het meest evident optreden in de snelgroeïende struik- en kruidlaag met name bij de soorten met een opportunistische verbredingswijze (ondergroei als brandnetel, braam, wilgenroosje). In de struiklaag is al een sterke toename geconstateerd van de Amerikaanse vogelkers (Janssen, 1982). In de ondergroei van naaldbossen treedt vergrassing op door de eutrofiërende N-toevoer; het mechanisme waardoor dit gebeurt wordt beschreven bij het ecosysteem heide. Doordat oudere (loof)bossen in het algemeen een meer gedifferentieerde ondergroei hebben dan jonge bostypen kan vooral daar meer schade optreden.

2.4.9 Verzuring van de bodem

In bossen kunnen afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden een

aantal specifieke verzuringsprocessen optreden. Recente gedetailleerde gegevens ten aanzien van aandeel en herkomst van zuurvormende componenten in de depositie zijn vermeld in Schneider & Bresser (1987). Uhlich (1982) vond dat in bossen minder dan 22% van de zuurdepositie wordt geneutraliseerd voordat het in ecosysteem-stromen terechtkomt. Van deze hoeveelheid wordt minder dan 18% in beukenbos en ca. 5% in naaldbos gebufferd in de bovenste meter van de bodem van het ecosysteem. De bijdrage van NO_x aan de totale zuurdepositie in het onderzochte beuken- en naaldbos bedroeg niet meer dan 20%. In Nederland blijkt echter de bijdrage van NO_x aan de zuurdepositie gedurende 1983-1986 ca. 32% te bedragen. Het totaal-N draagt zelfs rond de 60% aan de zuurdepositie bij (Schneider & Bresser, 1987). Op basis van berekeningen ten aanzien van input en output van alle zuurvormende stoffen op beide ecosystemen komt hij tot de conclusie dat het grootste deel van de depositie uiteindelijk door uitspoeling verzuring van het grondwater zal veroorzaken. Dit zou met name het geval zijn als de bodem alle uitwisselbare cationen is kwijtgeraakt tot een niveau van 5 à 10% van de oorspronkelijke cationen uitwisselingscapaciteit. Bij de opname van nitraat neemt de plant namelijk gelijktijdig kationen (Mg, K, Ca) en H^+ ionen op om zijn elektroneutraliteit in stand te houden (Nihlgard, 1985). Het optreden van kalium of magnesium deficiëntie kan leiden tot vervroegd laten vallen van naalden bij bijvoorbeeld Pinus nigra (Roelofs et al., 1985), hetgeen verder zal worden besproken onder paragraaf 2.4.12, interactie met andere nutriënten.

De invang van ammoniak door bossen leidt tot verhoging van het ammoniakgehalte van de bodem en daardoor tot een grotere N-beschikbaarheid voor de hogere planten. Uit onderzoek van Van Breemen et al. (1982) blijkt dat dit ammonium in bosbodems snel wordt omgezet in nitraat (bij zure bodems in minder volledige mate), waarbij H^+ ionen ontstaan. In hoeverre deze verzuring nadelig is (d.w.z. groeiremmend werkt) voor de vegetatie en daarmee de extra N-input compenseert (voor zover deze beschikbaar is vanwege de relatie met andere nutriënten) zal voornamelijk afhangen van het bodemtype en het bereikte pH-niveau. De lage beschikbaarheid in veel zure bosbodems bevordert een snel en efficiënt gebruik van de beschikbare stikstofvormen die bijvoorbeeld bij de depositie vrijkomen (Harley, 1972). Dit kan leiden tot een toename van het N-gehalte in het strooisel, zoals Anderson (1973) constateerde bij kastanje- en beukenblad. Hij schrijft dit toe aan translocatie van exogene stikstofbronnen naar de

bladeren door bijvoorbeeld schimmels.

Recente aanwijzingen voor verzuringseffecten op otters (Lutra lutra) in engelse bossen werden onlangs gepubliceerd door Mason & Macdonald (1987). Zij wijzen op de remmende invloed van een lage pH in beken die de afwatering van naaldbossen verzorgen op de verspreiding van de otters, waarbij het verdwijnen van vis als hoofdvoedsel van de otter uit de zure beeklopen (pH 4.3-5.5) de oorzaak zou zijn. Het permanente leefgebied van de otters bleek daarbij altijd een pH > 6 te hebben.

2.4.10 Verhoogde nitraat uitspoeling

De voornaamste wegen waarlangs een ecosysteem stikstof uit de cyclus kwijtraakt zijn uitspoeling als $\text{NO}_3\text{-N}$ en denitrificatie. Toename van de kwantiteit van de $\text{NO}_3\text{-N}$ uitspoeling bedreigt het grondwater en is soms al gesignaleerd (Titus & Malcolm, 1987). De Wit & Bleuten (1986) signaleren in de provincie Utrecht $\text{NO}_3\text{-}$ concentraties in grondwater onder natuurgebieden (niet gespecificeerd) op zand, klei- en veenbodems van gemiddeld minder dan 50% van de maximaal toelaatbare norm ($50 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, IMP-M, 1985-89). Hoewel de concentraties (nog) niet onrustbarend zijn, is dit wel opmerkelijk gezien de concentraties die de Molenaar (1980) op basis van oudere gegevens publiceerde, maximaal $0,2 \text{ mg N L}^{-1}$, voor naald- en loofbos, heide en blauwgraslanden. Ook het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit vermeldt recent dat de richtwaarde voor $\text{NO}_3\text{-N}$ op 7 van de 60 meetpunten in natuurterreinen overschreden werd, terwijl op 3 andere punten de maximaal toelaatbare concentratie wordt overschreden.

De levensduur van nitraat in de bodem hangt onder andere af van de opname activiteit van plantewortels en microorganismen. Doordat nitraat niet gefixeerd wordt in de bodem (behalve wanneer het vastgelegd is in de vorm van biomassa) spoelt het relatief snel met percolerend water uit. In verband daarmee is de waterhuishouding van belang en met name de capaciteit van de bodem om water gedurende enige tijd vast te houden. Een belangrijke parameter daarbij is de zwaarte van de grond, te relateren aan het percentage deeltjes < 16 μ in een grondsoort.

De hoogste uitspoeling treedt op bij zandgrond (tot $51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), terwijl op zware kleigrond $\pm 5.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ uitspoelt, bij onbeboste grond (zie tabel 14.1).

Uiteraard speelt de aanwezige vegetatie en haar opnamecapaciteit daarbij eveneens een rol. Doordat stikstof in terrestrische systemen in het algemeen de beperkende factor is, wordt een extra input in beschikbare

vorm (NO_3 of NH_4) snel opgenomen (Nihlgard, 1985). Bovendien blijkt dat als zowel nitraat als ammonium in het bodemvocht aanwezig zijn dat de meeste boomsoorten primair nitraat als voedingstof opnemen (Nadelhoffer et al., 1984). Ulrich (1983) wijst erop dat een beukenbos aanzienlijk efficiënter is in het benutten van nitraat dan naaldbos (spar). Het beukenbos bleek 76% van de nitraatdepositie vast te leggen, het sparrebos slechts 20%. Dit komt overeen met de lagere N-behoefte van naaldbomen vergeleken met loofbomen, bekend uit de bosbouw en eveneens blijkend uit de opname vermeldt in tabel 2.3 en 2.4.

Recent onderzoek van Titus & Malcolm (1987) toont aan dat verhoogde uitspoeling in (sparre-)bossen na bemesting inderdaad optreedt. Na een NPK-bemesting (150 kg N ha^{-1} , 50 kg P , 100 kg K) in een sparrebos op kleiige bodem trad onmiddellijke uitspoeling van NH_4 -N, K en PO_4 -P op, terwijl met name in het tweede jaar na bemesting sterke NO_3 -N uitspoeling optrad (ruim 90% van het binnen twee jaar uitgespoelde totaal). Binnen twee jaar na de toepassing werd 45% van de 150 kg N gelokaliseerd in het uitgespoelde percolatiewater. Voor fosfaat en kalium was dit percentage respectievelijk 60 en 75%. De nitraat concentraties bleven ook na de tweede winter op het bemeste perceel relatief hoog, terwijl de NH_4 -N concentratie hierna niet meer verschilde van het controle perceel. Tevens trad in het eerste jaar na bemesting een verhoging van de concentraties Na, Ca en Mg op in het uitspoelende water. De door Titus & Malcolm gesignaleerde uitspoeling van $67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ ligt aanzienlijk hoger dan de in ongestoorde situatie optredende uitspoeling van $\text{max. } 16 \text{ kg ha}^{-1}$ (tabel 2.4).

Van Breemen et al. (1983) constateerden in zure bosbodems een geringere uitspoeling (op 60 cm diepte) dan in kalkrijke bodems. In zure bodems is NH_4 -N de voornaamste stikstofbron voor de bomen. Van Breemen & Jordens (1983) vonden dat de hoogste nitraatconcentraties in beide bodemtypen in de zomer aanwezig waren (10-20 cm diepte), terwijl in de winter nitraat het meeste uitspoelde. De hoogste concentraties werden dan op 90 cm diepte aangetroffen.

Hierbij moet echter op worden gewezen dat het meten van nitraatconcentraties in de bodem (poriën) een gecompliceerde zaak is. Door snelle omzetting (nitrificatie/denitrificatie) beïnvloedt door tal van parameters (pH, vochtgehalte, aërobie) kan de chemische vorm (NH_4 -N, NO_3 -N, NO_2) aan snelle veranderingen onderhevig zijn.

2.4.11 Mobilisatie van toxische stoffen

Indirect zijn effecten van door verzuring vrijgemaakte toxische stoffen mogelijk. Dit kan betrekking hebben op zware metalen (kationen) of in water oplosbare phenolen in de organische bovenlaag (Ulrich, 1983). Door de aanwezigheid van toxische verbindingen kan het tolerantie-mechanisme van planten en (bodem-)fauna een beslissende rol in competitieve interacties gaan vormen, hetgeen tot drastische veranderingen in soortensamenstelling kan leiden. Ulrich wijst erop dat de adaptie die tijdens de successie van het ecosysteem in ongestoorde situatie langzaam en geleidelijk plaatsvindt, visueel (maar ook functioneel) abrupte veranderingen kan ondergaan, bijvoorbeeld als de dominerende boomsoort(en) verdwijnen uit het ecosysteem.

Effecten van de accumulatie van zware metalen onder invloed van verzuring zijn te verwachten in de vorm van beschadigingen van bladknoppen, schors en takken. Necrose van de schors, waardoor de boom gevoeliger wordt voor infecties en uitdroging, is met name gesignaleerd in de kroon of bij alleenstaande bomen in gebieden met een hogere luchtdepositie (Ulrich, 1983). Tevens wordt de laatste jaren een continu verlies van groen blad en twijgjes in bossen van beuk, eik en spar gesignaleerd, een mogelijk indirect effect van de mobilisatie van zware metalen.

Tabel 2.12. Depositie en opslag van zware metalen (kg element ha⁻¹ jr⁻¹) in een sparrebos te Solling (West-Duitsland) (Uit: Ulrich, 1983).

	Al	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
depositie	2.8	0.17	2.10	0.02	0.14	0.66	1.7	0.02	0.73
Accumulatie in bosopstand	0	0.13	0.01	0.008	0.10	0.43	0.18	0	0.27
Accumulatie in schors en hout	0	0.06	0.001	0.004	0.06	0.24	0.04	0	0.06
Opslag verandering in organische bodemlaag	-2.4	+0.08	+9	+0.006	+0.07	+0.31	-0.88	+0.002	+0.55
Opslag minerale bodem	-21	-0.001	-8	-	-0.08	-0.06	+0.002	-0.01	+0.1
Output d.m.v. uitspoeling	24	0.006	0.16	-	0.07	0.11	2.4	0.03	0.013

In tabel 2.12 is de depositie en opslag van zware metalen in een sparrebos in Solling (West-Duitsland) weergegeven.

Met uitzondering van Zn en Al accumuleren de zware metalen in de organische laag, waar de decompositie plaatsvindt. Ulrich (1983) berekende dat er een totale hoeveelheid van zo'n 25 kg Pb ha⁻¹ momenteel aanwezig is. Alleen lood accumuleerde in het onderzochte ecosysteem ook in de minerale bodem, terwijl diverse metalen uitspoelden en zo in de hydrologische cyclus terecht komen. Accumulatie vindt dus plaats in het biotisch deel van het ecosysteem en uitspoeling treedt op vanuit de minerale ondergrond.

De (potentiële) effecten van dergelijke beschikbaar komende en in het milieu algemeen aanwezige zware metalen op componenten van het ecosysteem (microorganismen, bodemfauna, hogere fauna en flora) en op het ecosysteem functioneren (decompositie, voedselketens) in Nederland zijn al elders uitvoerig beschreven (resp. in Doelman & Haanstra (1983), Denneman et al. (1986a/1986b), Ma et al. (1983), Joosse et al. (1983), Marquenie-van der Werff et al. (1981) en Smits (1984)).

2.4.12 Interactie met andere nutriënten

Door depositie van NO₃ of NO_x via droge of natte depositie of input via grond- of oppervlaktewater kan kationenverdringing in bodem of bladeren optreden. Dit treedt op bij een overmaat aan stikstof ten opzichte van andere ionen (Nihlgard, 1984), hetgeen leidt tot gebreksverschijnselen in de vegetatie door een tekort aan anionen (Ca, Mg, K). Voor een samenvatting van de hierbij optredende mechanismen wordt verwezen naar Van der Voet & Udo de Haes, 1987.

Mohren et al. (1986) signaleren fosforgebrek veroorzaakt door een hoge N-input in douglas opstanden. Door vergelijking van de voedingstoestand van de bomen in 1959 en 1984 komen zij tot de conclusie dat de toegenomen N-depositie tenminste op de lokatie "Kootwijk" de oorzaak van het huidige P-gebrek is. Visuele deficiëntie verschijnselen zijn echter (nog) niet waargenomen in de twee proefvelden.

2.5 Samenvatting

Bosecosystemen zijn ingedeeld naar hoofdboomsoort en bodemtype. Om een indruk te kunnen krijgen van de optredende effecten van stikstofverrijking door middel van NO₃-N input, zijn de ecosysteem fluxen van stikstof in ongestoorde bossen met verschillende hoofdboomsoort gekwan-

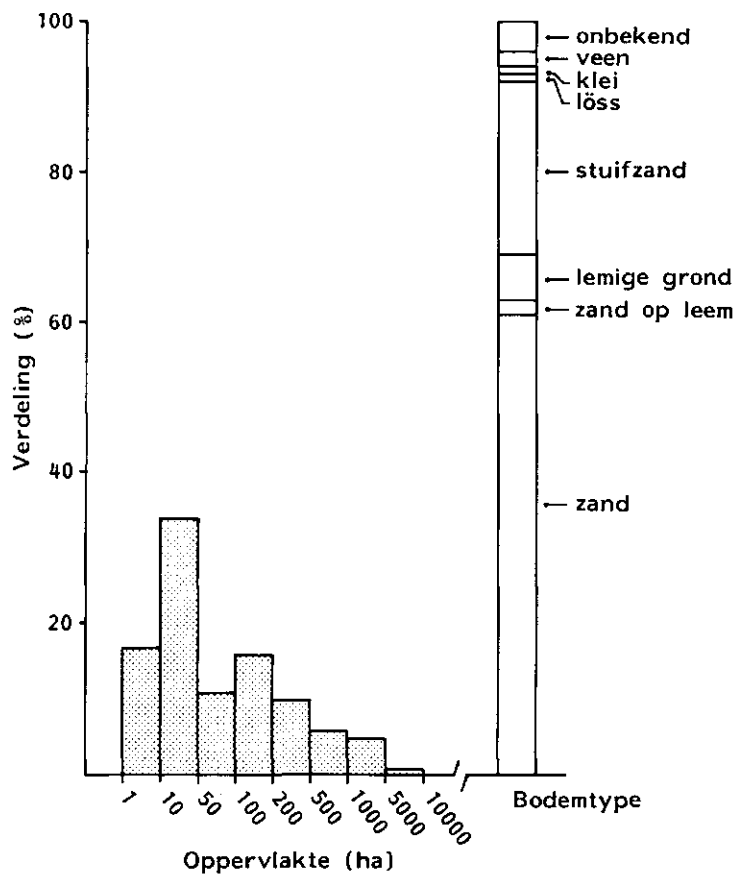
tificeerd. Er blijkt in bossen duidelijk een, zelfs ten opzichte van de huidige hoge Nederlandse totale N-depositie (ca. $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$), verhoogde N-input op te treden. Dit is met name het geval in sterk bemeste gebieden. Het aandeel van de totale atmosferische $\text{NO}_3\text{-N}$ depositie bedraagt daarbij $10.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, dat van NO_x -totaal ca. $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

Afhankelijk van bosstructuur en bodemtype uitten de diverse effecten zich in veranderingen in ecosysteem compartimenten of ecosysteemprocessen. Effecten op de compartimenten betreffen biomassa verandering van de bodemfauna, reductie van de zaailinggroei, reductie van de diversiteit van de ondergroei, reductie van mycorrhiza's en toename van voor bomen pathogene schimmels. Veranderingen in de processen binnen het ecosysteem kunnen bestaan uit de verandering in N-beschikbaarheid (veranderde C:N ratio), mobilisatie van toxische stoffen (zware metalen), interactie met andere nutriënten waardoor gebreksverschijnselen in de vegetatie optreden, verhoogde nitraat uitspoeling naar het grondwater en bodemverzuring. Voor zover de beschikbaarheid van gegevens reikt wordt getracht aan te geven bij welke belastings niveau's de effecten kunnen gaan optreden.

3 HEIDE

3.1 Algemeen

Bij het ecosysteem heide dient een onderverdeling gemaakt te worden in droge heide met als dominante soort Calluna vulgaris (struikheide) en natte heide met als dominante soort Erica tetralix (dopheide). De totale oppervlakte beslaat ca. 40.000 ha (CBS, 1985) waarvan 39.000 hectare droge heide en 1000 hectare natte heide.



Figuur 3.1. Verdeling naar oppervlakteklasse (ha) en bodemtype van het Nederlandse heideareaal (Naar: W.H. Diemont (RIN), pers. meded. en CBS & SBB, 1966).

In figuur 3.1 is de verdeling van het Nederlandse heideareaal per oppervlakte grootte weergegeven. De meeste heideterreinen beslaan een grootte van ca. 10-50 hectare, terwijl een terreingrootte tot zo'n 500

hectare eveneens geregeld voorkomt. Terreinen groter dan 500 ha en met name die van de klasse van 5000-10.000 ha zijn zeldzaam geworden. Het bodemtype waarop de heideterreinen gelegen zijn betreft in het overgrote deel (92%) zandgronden, al dan niet met een bepaald percentage leem in de ondergrond (figuur 3.1). Heidepercelen op zand (61%) en stuifzanden (23%) vormen daarvan het grootste deel. Heide voorkomend op klei- (0.1%), veen- (2%) of lössbodems (0.1%) vormen uitzonderingen.

Bij de verdeling per bodemtype moet worden opgemerkt dat deze betrekking heeft op oudere statistische gegevens en een andere areaalgrootte (toen nog 80.346 ha). Recente gegevens hieromtrent zijn bij CBS niet voorhanden en worden momenteel niet meer verzameld.

Van de natuurlijke heidevegetaties komt de Calluna (struikheide) in Nederland vooral voor op nutriëntarme haarpodzolgronden, maar ook wel op mineraalrijkere bodems waarbij dan een grotere differentiatie aan soorten aanwezig is. De natte dopheide (Erica) vegetaties bevinden zich bijvoorbeeld in duinheide gezelschappen op de Waddeneilanden en in natte duinvalleien in de kalkarme duinen op het vaste land. Frequent komt heide voor op de overgang van hoogveen en zandruggen in het landschap en op voedselarme, zure gronden, vrijgekomen door het kappen van bos in het verleden.

3.2 Beschrijving ongestoorde situatie

In tabel 3.1 zijn de N-hoeveelheden en de stikstof stromen binnen het heide ecosysteem weergegeven. Ook hierbij dient erop te worden gewezen dat de berekeningen en schattingen van de jaarlijkse N-flux door de verschillende kompartimenten afhankelijk zijn van plaatselijke omstandigheden en jaarlijkse variatie in klimatologische omstandigheden. Daardoor dienen ze niet als absolute waarden gehanteerd te worden maar als een indicatie voor de kwantiteit van de verschillende stromen in het systeem. De totale biomassa bevat ca. 100 kg N ha⁻¹ op een 8-12 jarige Callunaheide en kan oplopen tot ca. 345 kg N ha⁻¹ op 40-jarige leeftijd (mond. meded. Diemont, RIN). Ook de gegevens van Martin & Holding (1978), Matzner (1980) en Gimingham et al. (1979) bevinden zich in deze range, waarbij de ondergrondse wortelbiomassa echter niet uitgesplitst wordt (tabel 3.1). De biomassa van (natte) Erica-heide is door Berendse et al. (in druk) niet gekwantificeerd. Wel vermelden zij dat er in de bodem waarop deze Erica groeide sprake was van zeer lage nitraat-gehalten. Daarbij schommelden de gehalten rond de detektie grens en waren praktisch

altijd lager dan 0.5 kg ha^{-1} . In 1981 en 1982 bedroegen de nitraat pieken respectievelijk 5.7 kg ha^{-1} en $2.1 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$, beide in het voorjaar. Gedurende de zomer, herfst en winter varieert het $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte tussen de $0.5\text{-}1.0 \text{ kg ha}^{-1}$.

Tabel 3.1. Stikstof-fluxen en hoeveelheden ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) in diverse kompartimenten van het heide ecosysteem.

auteur(s)	Gimingham et al. 1979	Matzner, 1980	Martin & Holding, 1978	Diverse auteurs Heil & Diemont 1983	Berendse et al., in druk
Calluna/Erica bodemtype	Calluna zand	Calluna zand	Calluna veen	Calluna -	Erica zand
Totale biomassa	-	-	110-150	-	-
Bovengrondse bio- massa totaal	250	200	-	-	-
Ondergrondse bio- massa aanwas	-	-	-	-	11-84
Bladbiomassa aanwas	25	-	-	-	39-45
Opname	-	13-25	60*	-	34-107
Totale strooisel- laag	0-350	-	200	-	140
Totale strooisel- val (x)	-	12-15	-	-	-
Uitspoeling (y)	2	-	18	-	klein
Totaal vrijkomend	2+x	15+y	18+x	14	-
Achtergrond depositie	-	-	8	-	20
Netto N-fixatie	-	-	0.5-32	-	nihil*2
Jaarlijkse fixatie	-	1-10	<60	-	40-53
Ouderdom heide (jr)				10	ca. 100

Totaal vrijkomend = totale strooiselval + uitspoeling

Jaarlijkse fixatie = opname - totale strooiselval

* gelijkgesteld met assimilatie

*2 berekende boven- en ondergrondse jaarlijkse productie

De opname van de door Berendse et al. (in druk) beschreven Erica-vegetatie varieert van $34\text{-}107 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en ligt daarmee in dezelfde orde van grootte als de totale gemeten stikstof mineralisatie van respectievelijk 115 kg (in '82-'83) en $128 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}$ (in '83-'84). Deze mineralisatie ligt echter aan de hoge kant (waarop in par. 3.4.8 zal worden teruggekomen) zodat het de vraag is of hier nog sprake is van een ongestoord (Nederlands) systeem. Het lijkt er echter op dat het in dit opzicht relatief laat is voor het verkrijgen van echte referentiegegevens.

In Calluna-heide ligt de opname met $13-25 \text{ kg ha}^{-1}$ (Matzner, 1980) lager, terwijl Martin & Holding (1978) zo'n $60 \text{ kg geassimileerd N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor Calluna op veengrond opgeven. In dit laatste systeem blijkt zo'n 20 kg N ha^{-1} vast te liggen in microflorale biomassa. Volgens de auteurs is er sprake van een klein actief circulerende nutriëntenpool van ca. 100 kg N ha^{-1} , die beschikbaar is voor de organismen in het ecosysteem. De rest van de N-hoeveelheid is geïmmobiliseerd in een passieve bodemvoorraad van organisch N, totaal zo'n 3300 kg ha^{-1} . Pearson & Read (1973) vermelden dat ook mycorrhiza's een belangrijke rol spelen bij de stikstof- en fosforvoorziening van heide, met name bij Calluna-heide vegetaties. De tijdsduur van decompositie van heidemateriaal is waarschijnlijk vele jaren, wat blijkt uit de veranderingen in aan afbraak onderhevig strooisel. De micro-organismen spelen hier een essentiële rol bij. De decompositie snelheid van heide wordt voor een deel bepaald door de lignine concentratie, maar eveneens door de nutriënt concentraties in het strooisel (StAAF & Berg, 1981). Zij vermelden dat aan de decompositie van Calluna-strooisel in een boscysteem een immobilizatie van 2 jaar vooraf ging, voordat de stikstof mineralisatie op gang kwam. Uit de tabel blijkt dat van de totale aanwezige hoeveelheid van $200-350 \text{ kg N ha}^{-1}$ jaarlijks slechts zo'n $15-20 \text{ kg N ha}^{-1}$ gemobiliseerd wordt voor opname door organismen. Martin & Holding signaleerden dat op veengrond de gemineraliseerde stikstof in de strooisellaag snel ge(re)absorbeerd wordt door de microflora. Deze bevatte in dit systeem zo'n 10% van de totale N-hoeveelheid in het strooisel en zo'n 20% van de circulerende fractie (zie boven). Martin & Holding (1978) wijzen er dan ook op dat gemiddeld in hun systeem elk N-atoom uit het strooisel twee keer is gerecycled door de microflora vóór het beschikbaar komt voor de vegetatie.

Ook Dowding (1974) signaleert een langzame mineralisatie van bladeren van *Rubus spec.* (Braam), waarbij pas na 3 jaar een C:N ratio van 16 bereikt wordt. Door de oorspronkelijk hoge C:N ratio van het strooisel wordt het grootste deel van het gemineraliseerde N onmiddellijk gereabsorbeerd door de micro-organismen, als dit vrijkomt bij C:N ratio's van 20/30:1. Voor microbiële groei zijn dan ook in het algemeen C en N limiterend, naast fysische factoren zoals lage O_2 -toevoer, lage pH en lage temperatuur.

In het algemeen blijkt de uitspoeling uit bodems met een heide-vegetatie laag te zijn. De auteurs wijzen erop dat de extreem kleine nitraat hoeveelheid, zoals die in het ongestoorde systeem aanwezig is, niet significant kan bijdragen aan de N-assimilatie van planten en

micro-organismen. Slechts bij hoge uitzondering (bijvoorbeeld bij verhoogde nitraat input door droge- en natte depositie) zou in een dergelijk systeem nitraat aan assimilatie onttrokken kunnen worden, waardoor het uitspoelt. Berendse et al. (in druk) concludeert uit de verhouding tussen het gemeten anorganische N-gehalte in het grondwater onder Erica vegetatie ($0,5 \text{ mg N L}^{-1}$) en de berekende input dat ca. 10% anorganisch N (d.i. 2 kg N ha^{-1}) door uitspoeling in het grondwater terechtkomt. De overige 90% zou (in 1983) zijn geabsorbeerd en omgezet in andere N-componenten en zijn vastgelegd in het ecosysteem.

Naast precipitatie als belangrijke aanvoer van N-componenten kan ook de netto N-fixatie voor een stikstof input zorgen. Het aandeel van de fixatie van vrije stikstof in heide vegetatie blijkt sterk afhankelijk van het bodemtype. Berendse et al. (in druk) veronderstellen dat de netto N-fixatie bij Erica op zand (natte heide) van verwaarloosbare grootte zal zijn. Martin & Holding (1978) geven echter voor Calluna op veengrond een range van $0,5\text{-}32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op. Hierdoor zal de netto N-fixatie op veen in het ongestoorde systeem waarschijnlijk de belangrijkste N-bron zijn, waarbij deze sterk kan variëren onder invloed van lokale condities. Er moet bijvoorbeeld op gewezen worden dat de successie op veengrond essentieel verschillend is van die op andere bodemtypen. Heide op veengrond is (evenals op andere bodemtypen) een nutriënt-arm systeem, waarin de circulerende N-hoeveeheid voornamelijk voorkomt in de vorm van ammonia. Van de jaarlijkse N-input van 8 kg N ha^{-1} is ca. 7 kg anorganisch; 6 kg NH_4^+ en 1 kg NO_3^- . Volgens Martin & Holding verdwijnt jaarlijks ca. 1000 kg organische stof ha^{-1} uit het systeem naar de biologisch niet-actieve lagen (veenvorming) waar de decompositie zeer langzaam of geheel niet plaatsvindt. Deze 1000 kg N bevat ca. 15 kg N . De jaarlijkse extra input boven het compenserende deel voor dit verlies bedraagt in een ongestoord systeem ca. $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

Nitrificatie als potentieel mogelijk verzurend proces is waarschijnlijk zeer beperkt in waterverzadigde systemen. Collins et al. (1978) konden geen autotrofe nitrificerende bacteriën isoleren uit verse veengrond. De heterotrofe nitrificatie werd op basis van aantoonbaar nitraat in het effluent van een Calluna systeem op veengrond geschat op $0,03 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Door het zure karakter van de meeste heideterreinen zal nitrificatie veelal niet plaatsvinden. In het systeem van Martin & Holding wordt de denitrificatie (als potentiële N-output van het systeem) geschat op ca. $1 \text{ kg NO}_3\text{-N}$ ontwijkend als $\text{N}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$.

3.3 Stikstofimmissie

Voor heide ecosystemen is de voornaamste immissiebron de atmosferische N-depositie. Hogere depositie dan de gemiddelde depositie (zie tabel 2.6) onder invloed van de structuur van het ecosysteem zoals bij bossen, zal niet zo snel optreden. Wel kan sprake zijn van een hogere N-depositie in de directe omgeving van bioindustrie, zwaar bemest gras- of maisland e.d. Metingen hiervan voor Nederlandse heideterreinen waren echter niet voorhanden. Daarom is steeds uitgegaan van de gemiddelde depositie van ca. 47 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Publikaties waarin sprake was van NO₃-N of totaal-N input middels verontreinigd grondwater werden niet gevonden.

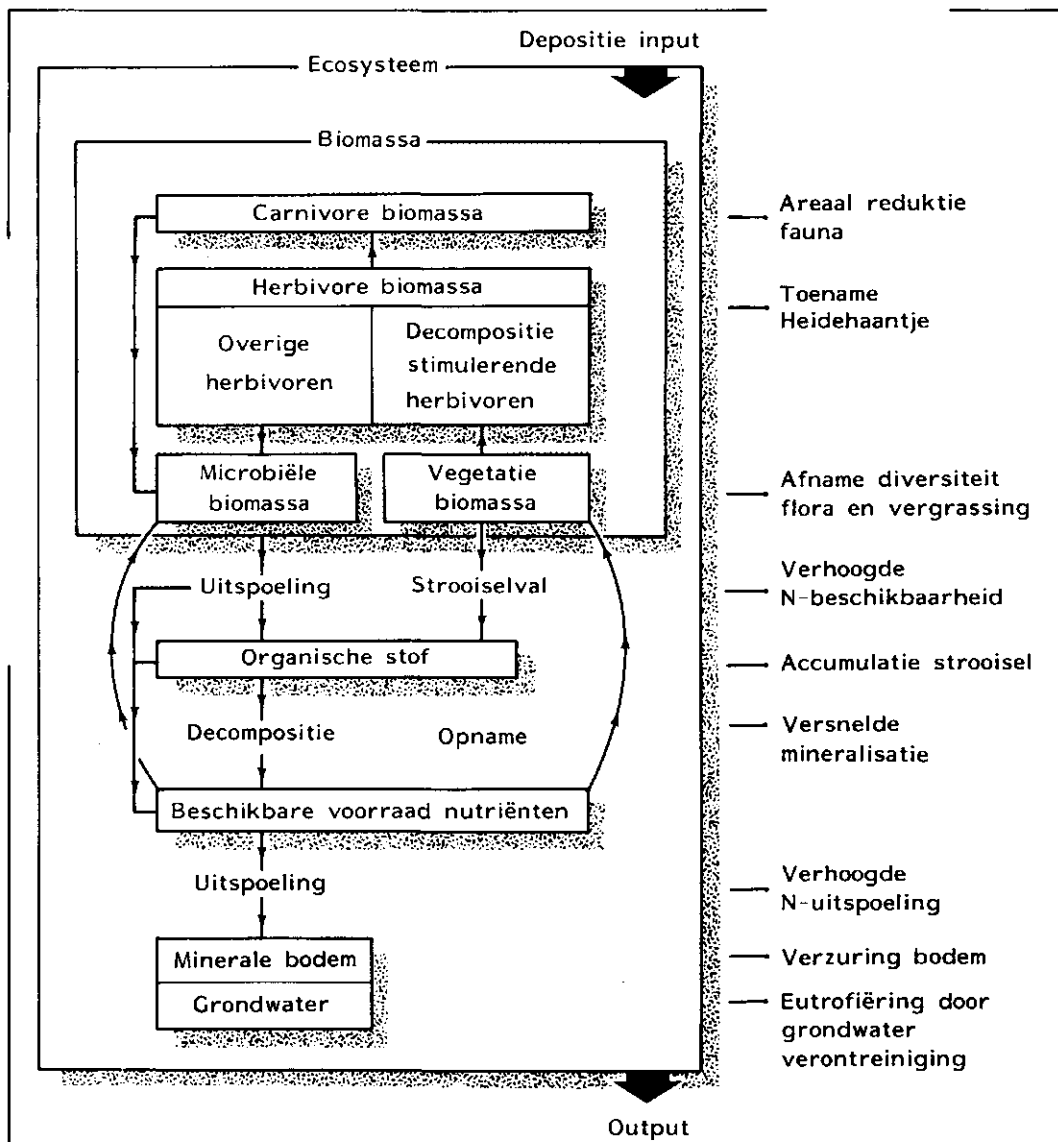
3.4 Effecten

3.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten

Een samenvatting van de gesignaleerde effecten en hun aangrijpingspunt op het ecosysteem functioneren wordt gegeven in figuur 3.2. De effecten op ecosysteemcomponenten bestaan uit de afname van de diversiteit van de flora en vergrassing, beïnvloeding van de populatiedichtheden van het heidehaantje en als resultante van diverse effecten areaalreduktie voor de fauna.

3.4.2 Afname diversiteit flora en vergrassing

Door het zure karakter van de meeste heideterreinen zal nitrificatie veelal niet optreden; hierdoor zal ammoniak niet worden omgezet in nitraat. Daar veel soorten van zure bodems ammoniak als voedingsstof prefereren boven nitraat (Havill et al., 1974) treedt hierdoor echter wel eutrofiëring bij NO₃-N depositie op. Soorten die aan een voedselarm milieu zijn gebonden zullen daardoor verdwijnen. De Smidt (1977) wijst op de afname in diversiteit door het verdwijnen van veel mossoorten onder invloed van een verhoogd nutriëntenaanbod. Ook veel kruidachtigen verdwijnen, zij het dat dit veroorzaakt wordt door nitrificatie van ammoniak (zie verzuring van de bodem). Diverse auteurs rapporteren over het meest markante effect, namelijk de vergrassing van heide (Berendse & Aerts (1984), Berendse (1986), Heil (1984) en Roelofs et al. (1984)). De vergrassing is het gevolg van de door verhoogde N-beschikbaarheid optredende verschuiving in de concurrentieverhouding tussen de snelgroeiende grassen en langzaam groeiende heide. Met name pijpestrootje (Molinia caerulea) en bochtige smele (Deschampsia flexuosa) breiden zich



Figuur 3.2. Overzicht van de effecten van N-belasting en hun aangrijpingspunt op de kompartimenten en processen binnen het ecosysteem heide. Voor gedetailleerde beschrijving zie de tekst.

sterk uit, terwijl de struik- of dopheide sterk wordt teruggedrongen. Roelofs et al. (1984, 1987) onderzochten de oorzaak van de vergrassing op een zeventigtal Nederlandse Calluna-percelen. Voor veel van de onderzochte parameters, waaronder de pH, werden geen significante verschillen gevonden. Het vrije stikstofgehalte in de bodem was echter veel hoger op de vergraste heide lokaties dan op de niet vergraste percelen. Er bleek een correlatie tussen de hoge concentraties ammonium en nitraat in het bodemvocht en het voorkomen van pijpestrootje en bochtige smele te bestaan (Roelofs, 1986). Het grootste deel van de vrij extraheerbare stikstof bleek uit ammonium te bestaan. Ook Heil (1984) vond in potproeven met Calluna vulgaris dat de concurrentiekracht van pijpestrootje sterk toenam bij een N-gift van $25.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ (in de vorm van ammoniumnitraat) (tabel 3.2). Berendse (mond. meded.) vond dat het competitieve voordeel boven $30\text{-}35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ van Erica verschuift naar de grassen (voornamelijk Molinia). Het huidige achtergronddepositie niveau bevindt zich hier ruimschoots boven ($47 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, tabel 2.6B), terwijl in het verleden sprake was van een achtergronddepositie van $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Ook de input van fosfaat blijkt de vergrassing te kunnen stimuleren, vooral in combinatie met het meestal beperkende N (Helsper et al., 1983; Heil & Diemont, 1983). Vergrassing door Festuca spec. (Zwenkgras) is in het algemeen minder van belang voor de beheerssituatie.

Snelle vergrassing vindt vooral plaats in opvallende plekken in de heidevegetatie bijvoorbeeld na strenge winters of door de aantalsontwikkeling van het heidehaantje tot plaagniveau (zie par. 3.4.4). Ook beheersmaatregelen zoals pluggen of maaien kunnen op die manier onbedoeld vergrassing veroorzaken. Heil (1984) concludeert daarbij uit een experiment met de levensvatbare zaadopslag in de bovenste bodemlagen (A_0 en A_1 laag) dat de snelheid waarmee de vegetatie verandert vooral afhangt van de zaadverspreidingscapaciteit van de volwassen graspollen. Met name op het door Deschampsia flexuosa gedomineerde perceel bleek de kieming van Calluna-zaden significant hoger dan op het door Molinia gedomineerde perceel.

De vergrassing beslaat momenteel 11.000 ha, circa 25% van het totaal aan heidevelden in Nederland (Van der Ploeg et al., 1985). Jonge droge heidevegetaties (± 4 jaar oud) blijken daarbij eerder te vergrassen dan oudere heide (ca. 10 jaar, Heil & Diemont, 1983). Dat de vergrassing zeer snel toeneemt blijkt uit gegevens van Van Dobben (in Schneider & Bresser, 1987): was in 1980 nog sprake 40% pure heide in een Goois heideterrein,

Tabel 3.2. Belastingniveau's en de daarbij optredende effecten bij Calluna- en Erica-heide op zandgronden.

		Calluna		Erica	
	Gesignaleerde effect	N-gift ₋₁ (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	auteur(s)	N-gift ₋₁ (kg ha ⁻¹ jr ⁻¹)	auteur(s)
Vergrassing	-treedt niet op	9	Van der Voet & Udo de Haes (1987)	9	Van der Voet & Udo de Haes (1987)
	-treedt niet op bij éénmalige gift	<28	Heil & Diemont (1983)	-	-
	-in combinatie met afplaggen géén vergrassing	-	-	20	Berendse & Aerts (1984)
	-50% vergrassing	30	Van der Voet & Udo de Haes (1987)	30	Van der Voet & Udo de Haes (1987)
	-eerste effect van herhaalde gift	>7	Heil & Diemont (1983)	-	-
	-totale vergrassing herhaalde gift	<28	Heil & Diemont (1983)	-	-
	-herhaalde gift belemmerd groei Erica	-	-	86	Hesper et al., (1983)
	-gift waarbij verschraling beheer effectloos is	-	-	40	Roelofs et al., (1987)
	Heidekever	-plaag intensiever met grotere N-gift	7-28	Heil & Diemont (1983)	-
-maximale aantalsontwikkeling		40	Heil, (1983)	-	-
-permanente schade		28	Blankwaardt, (1972)	-	-
Depositie	-achtergronddep. in verleden	5	Roelofs et al., (1987)	5	Roelofs et al., (1987)
	-huidige	47	zie tabel 2.6 B	47	zie tabel 2.6 B
	-uitsluitend NO _x	20	zie tabel 2.6 B	20	zie tabel 2.6 B

in 1986 was dit gedaald tot 0%. Vijftig procent van deze heide bestaat nu uit evenveel gras als heide. Op een Veluws terrein trad eenzelfde afname van pure heide op, terwijl hier al 60% uit puur gras bestaat.

3.4.3 Bodemfauna

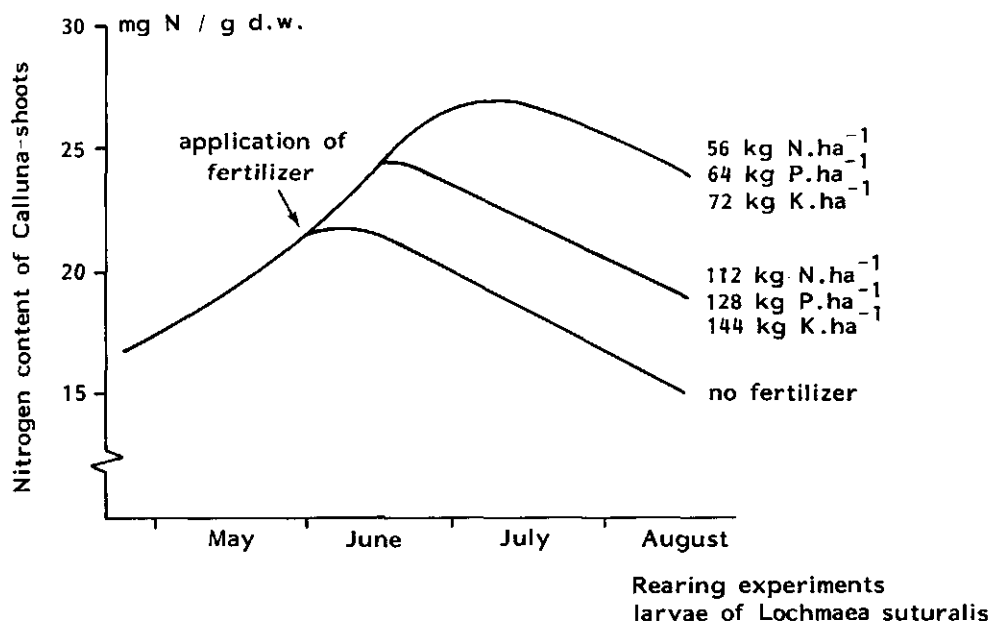
Publikaties met betrekking tot de effecten van nitraat depositie op de

bodemfauna van (Nederlandse) heide zijn niet voorhanden. Voor algemene effecten wordt verwezen naar par. 2.4.4, waarbij moet worden aangegeven dat effecten op bodemfauna van heidegebieden op basis van onderzoeksgegevens niet kunnen worden aangegeven, uitgezonderd voor het heidehaantje dat hieronder zal worden behandeld.

3.4.4 Aantalstoename heidehaantje

Onderzoek aan permanente proefvlakken door De Smidt (1977) toont aan dat na een heidekeverplaag de vergrassing in Calluna-heide vaak sterk toenam. Tijdens een plaag van de heidekever (*Lochmaea suturalis*) wordt de struikheide dusdanig door de kevervraat aangetast dat de heide over grote oppervlakten kan afsterven. Op de opengevallen plekken krijgen de snelgroeiende grassen, die daarbij profiteren van het verhoogde nutriëntaanbod, de kans om dominant te worden (Heil & Brunsting, 1984). Het gaat daarbij met name om pijpestrootje (*Molinia caerulea*) en bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*).

De behandeling van de Calluna proefvelden met een bemesting van 56 respectievelijk 112 kg N ha⁻¹ leidde tot een toename van het N-gehalte in de struikheide (fig. 3.3).



Figuur 3.3. Het effect van een NPK bemesting op het stikstofgehalte van Calluna-scheuten (Uit: Heil, 1984).

Doordat het stikstof in de voedselplanten voor de meeste herbivore insecten de beperkende faktor vormt (McNeill & Soutwood, 1978) kunnen de larven van de heidekever zich met het kwalitatief betere voedsel efficiënter ontwikkelen. Heil & Brunsting (1984) constateerden een hogere groeisnelheid van de larven, resulterend in een kortere larvale periode en een hoger gewicht van de adulte dieren. Doordat bij insecten grotere vrouwelijke dieren in het algemeen meer eieren leggen dan kleinere, kan dit tot een toename van de populatie leiden. Zij verwachten dan ook dat de plaagfrequentie van de heidekever zal toenemen evenals als de kwantiteit van de toegebrachte schade. Tevens bleken zowel de groeisnelheid van de larven als de overleving (van ei tot adult) bij 56 kg N ha⁻¹ optimaal, waarschijnlijk wegens het optreden van toxische effecten optredend bij de dubbele hoeveelheid stikstofbemesting.

3.4.5 Areaalreductie voor de fauna

In figuur 3.1 is de verdeling van de Nederlandse heideterreinen per oppervlakteklasse weergegeven. De meeste terreinen blijken in grootte te variëren van 10-50 hectare terwijl relatief veel terreinen van 100-200 hectare en van 1-10 hectare te vinden zijn. Grote heidevelden van >500 ha zijn in Nederland zeldzaam. Op plaatsen waar de heide grenst aan cultuurgrond die met stikstofcomponenten bemest wordt kan het randeffect een rol gaan spelen. Daarbij zal het potentiële schadelijke effect groter zijn naarmate het betreffende heideperceel kleiner is, waarbij de luchtdepositie even buiten beschouwing wordt gelaten. Deze randzone waarin door versproeiing van mest en door verwaaiing een extra nitraatgift terechtkomt, zal als resultante van vergrassing, verzuring en eutrofiërende effecten het oorspronkelijke heideterrein ecologisch gezien verkleinen. De extra N-gift in de randzone zal het milieu voor aan voedselarme heide gebonden organismen dusdanig veranderen dat zij zullen verdwijnen. Onderzoek heeft aangetoond dat er veelal een relatie bestaat tussen de oppervlakte van het biotoop en het aantal voorkomende soorten, hetgeen verband houdt met de minimale grootte van territoria en fourageergebieden. Opdam (1983) toonde deze soort/oppervlakte relatie bijvoorbeeld aan voor vogels van natte en droge heide. Bij droge heide vond hij in het algemeen een iets kleiner aantal soorten dan op natte heide, waarbij sommige soorten pas bij oppervlakten boven de 100 ha verschijnen (Grutto, Klapekster, Blauwe Kiekendief). Opdam & Retel Helmrich (1982) concluderen zelfs dat pas bij heideterreinen van minimaal

500 hectare gesproken kan worden van een min of meer volledige avifauna. Voor kleinere of minder mobiele organismen is de schaal van deze relatie uiteraard kleiner, maar kan eveneens een rol spelen bij het behoud aan diversiteit van bepaalde groepen (insekten, reptielen en amfibieën).

3.4.6 Effecten op ecosysteemprocessen

De effecten op ecosysteemprocessen bestaan uit strooiselaccumulatie en versnelde mineralisatie, verhoogde N-beschikbaarheid en verhoogde uitspoeling. Tevens wordt de mogelijkheid van eutrofiëring door verontreinigd grondwater van elders gesignaleerd. Een samenvatting van deze effecten en hun aangrijpingspunt wordt gegeven in figuur 3.2.

3.4.7 Strooiselaccumulatie en versnelde mineralisatie

Bij de beschrijving van de uitgangssituatie van heide werd er al op gewezen dat de mineralisatie in het systeem van Berendse et al. (in druk) met $115-128 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ aan de hoge kant is voor een onbeïnvloed systeem. Zij berekenden dat in de (natte) Erica-heide ca. 75% van het beschikbare stikstof voortkomt uit de decompositie van strooisel en humus. De hoge mineralisatiesnelheid wordt waarschijnlijk veroorzaakt door een grote hoeveelheid geaccumuleerd organisch materiaal, als gevolg van de toegenomen nutriënt-input (atmosferische depositie, geëutrofiëerd grondwater) en afgenomen nutriëntexport (beëindiging van turfwinning en begrazing).

Berendse veronderstelt dat het aandeel van de mineralisatie op het totale functioneren van het systeem dusdanig groot is, dat de mineralisatie kwantitatief belangrijker moet worden geacht dan de atmosferische depositie (pers. meded.). De hoeveelheid die door mineralisatie beschikbaar komt en de maximale input waarbij nog successie mogelijk is met Erica als eindstadium, bepalen dan het voortbestaan van de natte heide.

De mineralisatie-snelheid zou in het Erica-systeem dan de essentiële faktor zijn die voor 70-80% van het beschikbare N zorgt. Berendse et al. vonden echter géén verschil in mineralisatie-snelheid tussen door Erica of door Molinia gedomineerde percelen, hetgeen te verklaren zou zijn door de nog voornamelijk uit Erica-materiaal bestaande strooisellaag die ook onder de Molinia aanwezig was.

Bij Calluna-heide is dit effect van verhoogde nutriënt-toevoer niet gesignaleerd. Bij hogere N-input blijft Calluna langer in stand dan Erica, waarbij vooral vergrassing optreedt (zie "afname diversiteit flora

en vergrassing).

Voor door onder invloed van versnelde mineralisatie noodzakelijk geworden intensievere beheersmaatregelen kan de periode tussen twee uitvoeringen ervan zo kort worden, dat de rekolonisatietijd voor flora en fauna te gering is. Verlaging van de diversiteit (verdwijnen grasklokje, gentiaan) is dan nauwelijks te vermijden.

3.4.8 Verhoogde N-beschikbaarheid

Natte- en droge depositie zal een relatief belangrijke rol kunnen spelen gezien de oorspronkelijk volledig door voedselarm regenwater bepaalde nutriënt-input in dit systeem. Bij verhoogde N-input zal in natte- zowel als droge heide vergrassing met *Molinia* (van nature veelal in het ecosysteem aanwezig) optreden, of ontwikkeling naar voedselrijk rietland. Ook kan een verhoogde N-beschikbaarheid ontstaan door de decompositie van organisch materiaal of toegenomen mineralisatie onder invloed van veranderende nutriëntverhoudingen.

Verhoogde N-beschikbaarheid kan in natte heide geremd worden door denitrificatie, een proces dat zich in natte heide op een hoger niveau afspeelt dan in droge heide. Kwantificering van nitrificatie en denitrificatie in zure bodems is tot op heden nog nauwelijks mogelijk (pers. meded. Woldendorp). Daarnaast dient erop gewezen te worden dat in veel heide vegetaties ammonium de enige N-bron is waarmee de plant zich kan voeden (Havill et al., 1974).

3.4.9 Eutrofiëring door verontreinigd grondwater van elders

Afgezien van de extra N-toevoer van buiten het systeem zal tevens het beheer van het terrein en van het omliggend land een grote rol kunnen spelen. Naast de min of meer traditionele heidebeheersvormen zoals plaggen, maaien, branden en begrazen is het beheer van het waterregiem (m.n. ontwateren) essentieel voor natte heide, maar wordt vaak over het hoofd gezien. Een lage waterstand in het terrein zelf of van landbouwgronden in de omgeving waardoor peildaling in het heideterrein zelf optreedt, zal leiden tot een verhoogde mineralisatie van organische stof en daardoor verhoogde N-beschikbaarheid. Dit zal eutrofiërend werken. Vooral in natte heideterreinen is de kwaliteit van het grondwater van doorslaggevend belang door de noodzaak van een permanent hoge grondwaterstand. Uitspoeling van nitraat van aangrenzend gras- of bouwland naar het grondwater dat het natte heideterrein kan bereiken zal tot eutrofiëring

leiden. Ook verder af gelegen agrarische grond kan zo via het grondwater dit ecosysteem ingrijpend beïnvloeden. In het onderzoek van Berendse et al. (in druk) is deze beïnvloeding in het door hen onderzochte gebied nog niet gebleken. Verder zijn er echter zelden metingen met het oog hierop uitgevoerd. Het bemestingsniveau van agrarische grond in een regio waar eveneens natte heide gesitueerd is zou dan, uitgaande van de wil tot behoud van dit ecosysteem, sterk afhankelijk worden van het verloop van grondwaterstromingen, bodemtype en de afstand van deze grond tot het heideterrein.

3.4.10 Verhoogde uitspoeling

Nitraat als stikstofbron zal op zure heidebodems, die voornamelijk op zanderige bodemtypen gesitueerd zijn (figuur 3.1), vanwege zijn negatieve lading niet makkelijk geadsorbeerd worden aan het eveneens negatief geladen bodemadsorptiecomplex. Daardoor zal nitraat dat niet door primaire producenten opgenomen kan worden snel uitspoelen naar diepere bodemhorizonten. Voor het kwantificeren van nitraatuitspoeling onder Nederlandse heide bleken echter géén gegevens beschikbaar. Dat verhoogde uitspoeling onder met name de op arme zandgrond gelegen heideterreinen zal optreden bij de huidige depositie is vrijwel zeker.

3.4.11 Verzuring van de bodem

Roelofs (1986) signaleert een afname van de diversiteit van de flora van gebufferde delen van de heide, waarschijnlijk veroorzaakt door bodemverzuring. De in bovenstaande paragraaf gesignaleerde hoge NH_4^+ concentraties (10-20 x de achtergrondconcentratie) kan in gebufferde zone's in zure terreinen door nitrificatie snel worden omgezet in nitraat, waardoor verzuring optreedt. Hierdoor verdwijnen vele niet zuurresistente plantensoorten uit de vegetatie. De in natuurlijke heide voorkomende gebufferde zone's (door aanwezigheid van leem, grondwater, kwel, verstuiwingen e.d.) en het daardoor ontstane gradiënt-rijke milieutype ten aanzien van de pH (4.0-5.6) wordt hierdoor genivelleerd tot één homogeen milieu met een pH van ± 4.1 (Roelofs et al., 1987). Deze auteurs nemen aan dat dit de oorzaak is van het verdwijnen van plantensoorten zoals liggende vleugeltjesbloem (Polygala serpyllifolia, pH ± 4.5), moeraswolfsklauw (Lycopodium inundatum, pH ± 4.6), heidekartelblad (Pedicularis sylvatica, pH ± 4.7) en wilde tijm (Thymus serpyllum, pH ± 5.1). De oorspronkelijke diversiteit in de heidevegetaties met zwak zure

zone's wordt daardoor verminderd.

3.5 Samenvatting

Stikstof hoeveelheden en -fluxen in ongestoorde droge heide (Calluna vulgaris) en natte heide (Erica tetralix) ecosystemen worden gerelateerd aan de jaarlijkse N-depositie. Op basis van deze ecosysteembenadering blijkt de huidige jaarlijkse input door atmosferische depositie de jaarlijkse opname en de jaarlijkse fixatie door de vegetatie ruimschoots te overtreffen (met ca. 60%). Effecten worden gesignaleerd op de vegetatie in de vorm van een afname van de diversiteit en optredende vergrassing en op de fauna in de vorm van een toename van het heidehaantje. Tevens worden de mogelijke negatieve effecten van een areaalreduktie voor de fauna in het algemeen gesignaleerd. Ten aanzien van de ecosysteemprocessen treden de volgende effecten op: een verhoogde N-beschikbaarheid voor de vegetatie (en de fauna), versnelde mineralisatie van strooisel en verhoogde NO₃-N uitspoeling naar het grondwater. Tevens treedt verzuring van de bodem op, hetgeen tot nivellering van het heidemilieu ten aanzien van de pH leidt, hetgeen tot een afname van de diversiteit van de flora leidt. Voorts kan eutrofiëring optreden door de invloed van met nitraat verontreinigde grondwaterstromen van buiten het ecosysteem.

4 GRASLAND

4.1 Algemeen

Een globaal overzicht van de in Nederland inheemse graslandvegetatietypen is weergegeven in tabel 4.1. Van de onderscheiden vegetatietypen zullen de intensief gebruikte cultuurgraslanden buiten beschouwing blijven. In de effectbeschrijvingen zullen de algemene effecten van $\text{NO}_3\text{-N}$ of totaal-N belasting worden aangegeven voor de nutriëntarme graslandtypen (nrs. 1 t/m 7), indien mogelijk gespecificeerd naar het hier vermelde betreffende type.

4.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Aangezien géén gegevens in de literatuur beschikbaar zijn voor het opstellen van een sluitende kwantitatieve nutriënt-flux beschrijving zoals hiervoor is gedaan voor de ecosystemen bos en heide, zal een korte kwalitatieve specificering van de hierboven vermelde schrale grasland typen gegeven worden.

Blauwgraslanden omvatten de inmiddels zeldzame vochtige, onbemeste hooilanden op zwak zure, relatief voedselarme veenbodems of venige zandgrond. Sporadisch komen ze voor op bodems van klei op veen. Ze worden in het algemeen slechts eenmaal per jaar gemaaid en de grondwaterstand staat 's winters ter hoogte van of boven het maaiveld. In de zomer vindt oppervlakkige uitdroging plaats (Van Leeuwen, 1954; Segal & Westhoff, 1959). In 1980 resteerde nog enkele tientallen hectares van de oorspronkelijke 10.000-en hectares (De Molenaar, 1980), hoewel toen al sprake was van aantasting van de van oorsprong zeer soortenrijke (tot 30 soorten m^{-2} , Both, 1977) flora.

Vochtige schraalgrasland komt tamelijk algemeen voor op percelen met een hoge grondwaterstand en een zeer beperkte bovengrondse toevoer van mineralen op kleiige en venige grond. Bovendien moet een zekere mate van verschraling plaatsvinden door afvoer van de primaire produktie. De grondwaterstand staat vlak onder het maaiveld, waardoor nutriëntaanvoer via het grondwater een rol kan gaan spelen. Dit type komt onder andere veel voor in beekdalen. Dit vegetatietype is van grote zoölogische betekenis, onder andere door de soortenrijkdom aan broedvogels en dagvlinders (De Molenaar, 1980).

Tabel 4.1. Globaal overzicht van de in Nederland inheemse graslandvegetatietypen, hun beheer en de kwetsbaarheid voor intensivering van het gebruik met uitzondering van de zilte graslanden (Uit: De Molenaar, 1980).

graslandtypering	vegetatieverbond	beheer	vochtsituatie droog	vochtig tot nat	voedselrijkdom arm	voedsel- rijk	A	B
1. blauwgrasland of biezenknoppen- pijpestrootjeverbond	Junco-Molinion	extensief hooiland, niet bemest	-	xx	xx	-	1	0
2. vochtig schraalgrasland of dotterverbond	Calthion palustris (Bromion racemosi)	extensief hooiland, ± zeer licht bemest	-	xx	x	-	5	0
3. heischraal grasland of borstelgrasverbond	Violion caninae (Nardo-Galion saxatilis)	extensief hooiland en weidegrond, onbemest	x	x	x	-	3	0
4. droge kalkgraslanden	Mesobromion	extensief weiland, niet bemest	xx	-	xx	-	2	0
5. droog schraalgrasland of zandblauwtjesorde	Festuco-sedetalia	extensief weiland niet bemest	xx	-	x	-	>6	0
6. vetweide/beekdalgrasl. of glanshaververbond	Arrhenatherion elatiotis	wei-, hooiwei of hooiland; niet, natuur- lijk of licht bemest	x	x	-	x	3	0
7. zinkgrasland of zinkviooltjesverbond	Violion calamariae	hooiweiland, licht natuurlijk bemest	x	x	-	x	1	0
8. intensief cultuurgrasl. of zilverschoonverbond	Agropyro-Rumicion crispi	intensieve wisselweide, weiland. (zwaar) bemest	x	x	-	xx	9	<1
totaal							>30	<1

A: aantal vegetatiekundige basiseenheden of associaties

B: aantal associaties dat intensief modern graslandgebruik verdraagt

Heischraal grasland komt voor op zure lemige of kleiige bodemtypen en is relatief schaars. In het algemeen zwak voedselrijke gronden, evenals op plaatsen waar door anthropogene invloed lichte verrijking heeft plaatsgevonden (Rasch, 1965).

Kalkgrasland omvat een aantal verschillende vegetatietypen die nog schaars voorkomen op droge, meestal kalkrijke standplaatsen o.a. langs de grote rivieren en in Zuid-Limburg (langs holle wegen, graften e.d.). De vegetaties zijn zeer soortenrijk (zie o.a. Westhoff et al., 1973) en hebben met name een rijke entomofauna (Morris, 1969). Een van de vegetatietypen, het zogenaamde *Medicagini-Arenetum pubescentis*, komt alleen voor in Nederland en België (Westhoff & Den Held, 1975). Dit type schraal grasland is nog relatief talrijk, waarbij de grotere terreinen een reservaat status hebben.

Droge schraalgraslanden komen vooral op zandige bodems voor; nog sporadisch als grotere oppervlakten in de duinen, langs de binnenduinrand en op zandgronden langs beken en rivieren. In het algemeen zijn de bodems droog en matig voedselarm tot matig voedselrijk, soms ook kalkhoudend. Veelal is de vegetatie afhankelijk van lichte beweiding of natuurlijke begrazing (Westhoff & Den Held, 1975).

De vegetaties van beekdalgraslanden zijn kruidenrijk en komen vooral op voedselrijke, kleiige- en venige bodemtypen voor, met extensieve begrazing. Met name de associatie van kievitsbloem en vossestaart (*Fritillario-Alopecuretum pratensis*) voorkomend op periodiek overstromende gronden is een type dat niet bestand is tegen intensieve bemesting (Westhoff et al., 1971). Tegenwoordig zeldzaam langs de Overijsselse Vecht en in de uiterwaarden van het Zwarte Water.

Zinkgraslanden komen nog uiterst sporadisch voor in Zuid-Limburg op lemige grond en zijn gevoelig voor bemesting (Westhoff & Den Held, 1975).

In oorspronkelijke ongestoorde situaties zou volgens Kemmers & Jansen (1982) een zeer geringe fractie van de totaal-N in minerale vorm beschikbaar zijn. Van belang is daarbij dat in de lager gelegen delen deze stikstof uitsluitend in de vorm van NH_4^+ gevormd kan worden (Kemmers & Jansen, 1982). Bij een input via neerslag zal hierdoor de N-beschikbaarheid toenemen, met alle consequenties van dien. Zij signaleren dat met name in de voorjaarsperiode de beschikbaarheid van fosfaat het grootst is. Bij toenemende O_2 -voorziening treedt mineralisatie van organisch materiaal op, waarbij NO_3^- vorming uit NH_4^+ plaatsvindt.

4.3 Stikstofimmissie

Stikstof input in schrale graslanden wordt direkt veroorzaakt door de atmosferische depositie (ca. $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, tabel 2.6).

Daarnaast zijn er een viertal potentiële toevoerwegen van stikstof, waarvan het aandeel in de input bepaald wordt door het grondwaterregime en de landschapsmorfologie.

Beïnvloeding door geëutrofiëerd grondwater zal vooral optreden in graslanden met een hoge grondwaterstand. Hiervoor waren echter géén kwantitatieve gegevens voorhanden. In lager gelegen grasland zoals beekdalgraslanden kan oppervlakkige afspoeling van stikstof van aangrenzend cultuurland een rol spelen.

In graslanden met een van nature hoge grondwaterstand (blauwgrasland, vochtig schraalgrasland en beekdalgrasland) kan daarnaast door inundatie met N-verrijkt rivier- of beekwater en door nutriëntrijk kwelwater, toevoer van N in het systeem optreden. Het bleek vooralsnog niet mogelijk deze input bronnen te kwantificeren. Daarnaast speelt ook het instandhouden van de oorspronkelijke waterhuishouding een belangrijke rol in deze vochtige graslandtypen. Daling van de grondwaterstand leidt tot verhoogde mineralisatie met als gevolg een toename in het nutriënten-aanbod voor de vegetatie (Waajen, 1984).

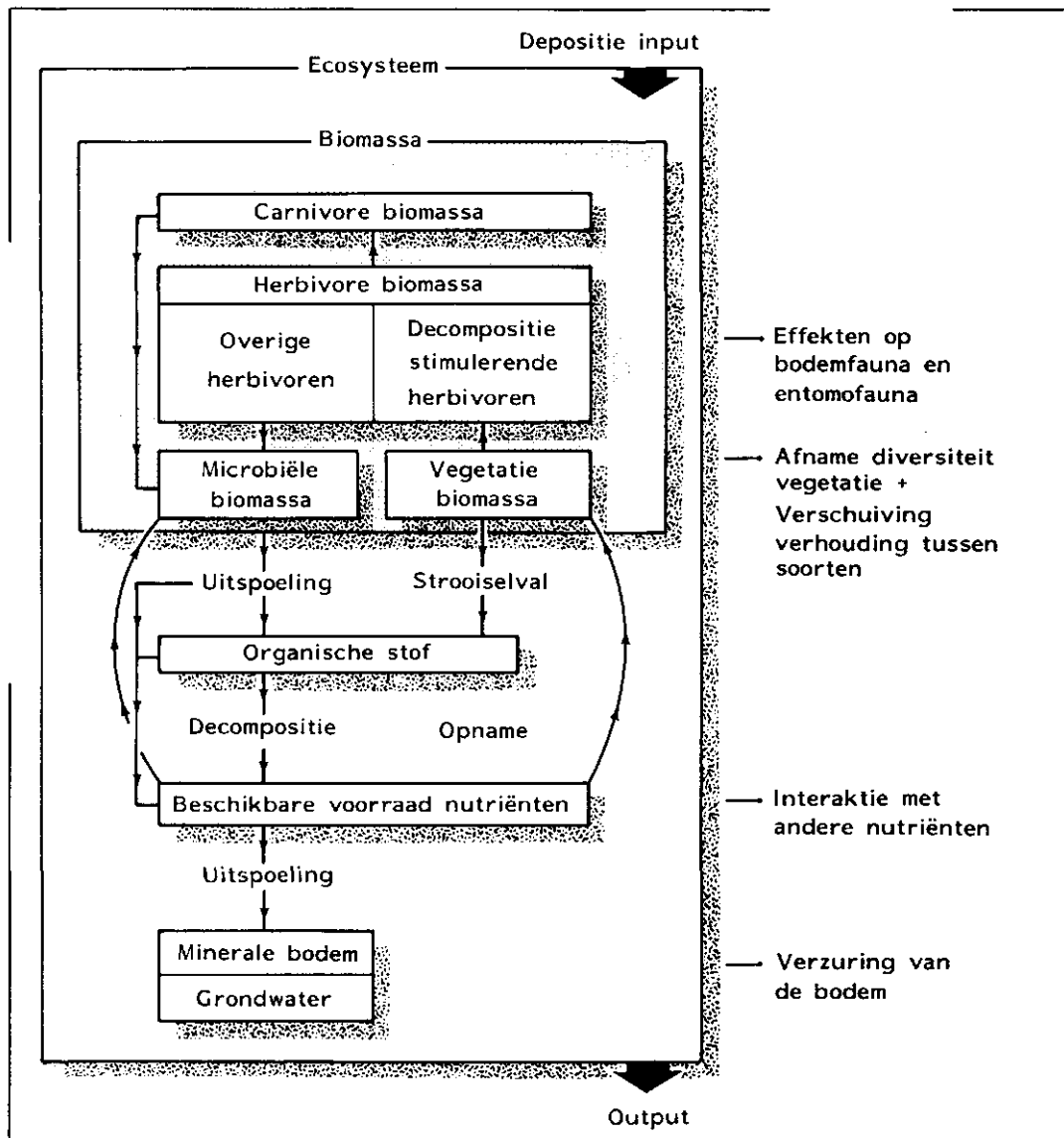
4.4 Effecten

4.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten

De effecten die onder invloed van verhoogde (NO_3)-input op nutriëntarme graslanden kunnen optreden zijn samengevat in figuur 4.1. De belangrijkste zijn de afname van de soortenrijkdom van de vegetatie kenmerkend voor een voedselarm milieu en daardoor uiteindelijk een verminderde diversiteit, hetgeen zowel door eutrofiëring als door bodemverzuring kan worden veroorzaakt. Tevens kunnen al eerder gesignaleerde effecten op de bodemfauna optreden.

4.4.2 Verhouding soorten en afname diversiteit vegetatie

Van Dam (1981) komt op grond van een analyse van de gegevens van het Rothamsted Park Grass projekt tot de konklusie dat het effect van N-bemesting op de soortenrijkdom en diversiteit pas na minimaal 10-20 jaar voor 60-80% tot uiting komt. Kwantificering van de relatie tussen stikstofgift en soortenrijkdom of diversiteit blijkt nog nauwelijks



Figuur 4.1. Overzicht van de effecten van N-belasting en hun aangrijpingspunt op de kompartimenten en processen in grasland ecosystemen. Voor gedetailleerde beschrijving zie de tekst.

mogelijk. Uit diverse onderzoeken blijkt echter wel een verband tussen soortenrijkdom en N-belasting als de droge stof opbrengst van een perceel in ogenschouw wordt genomen. De optimum-curve tussen droge stofproductie en diversiteit leidt bij diverse auteurs tot een optimale droge stofproductie waarbij maximale diversiteit aanwezig is.

Volgens Al-Mufti et al. (1977) ligt dit optimum bij een droge stof opbrengst van ca. 5 ton ha⁻¹ (in: Van der Voet & Udo de Haes, 1987), Vermeer & Berendse (1983) komen tot 4.25 ton droge stof ha⁻¹, terwijl Van Dam (1981) concludeert dat dit in het Rothamsted experiment rond 1.6 ton d.s. ha⁻¹ lag. De consequentie van deze cijfers is dat een ongelimiteerde verschraling niet automatisch tot een maximale diversiteit leidt. Anderzijds zal extra N-depositie in de meeste gevallen ook tot verlies aan soorten leiden. Bovendien wordt de optimale N-belasting beïnvloedt door bodemtype, pH e.d.

Effecten van een N-input op berekende diversiteitsindexen hebben volgens Van Dam (1981) een grotere negatieve invloed dan op uitsluitend de soortenrijkdom. Dit komt omdat ten gevolge van de N-gift één of enkele soorten sterk gaan domineren en hierdoor daalt de diversiteitsindex zeer sterk, zelfs relatief meer dan het absolute soortenaantal.

Wind (1980) concludeert uit een onderzoek naar de potentiële reversibiliteit van dit effect dat het achterwege blijven van anorganische bemesting tot een floristische verrijking heeft geleid. Dit herstelproces verliep echter op zandgrond sneller dan op een kleibodem. Zeven jaar na het stoppen van de bemesting (90-250 kg N ha⁻¹, gedurende 3 jaar) bleek het aantal soorten toegenomen van 26 tot 55. Hierbij was echter géén sprake van een van oorsprong voedselarm grasland.

4.4.3 Effecten op bodem- en entomofauna

Algemeen

Weinig kwantitatieve gegevens zijn voorhanden die de effecten van een NO₃-N of totaal-N input op de bodemfauna in schrale graslanden beschrijven, zeker niet voor de Nederlandse situatie. Uit het jarenlang vervolgde onderzoek van Rothamsted blijkt echter dat bemesting in het algemeen negatief is voor de vegetatie diversiteit en daarmee eveneens voor de meeste groepen bodemorganismen (Edwards & Lofty, 1974). Zij concluderen dat sprake was van een negatief effect op de totale ongewervelden fauna, vanaf 144 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, waarbij echter voor uiteenlopende groepen sterke variatie in gevoeligheid mogelijk is (zie

ook par. 2.4.5).

Met betrekking tot sprinkhanen, mijten en springstaarten zijn op Nederlandse situaties betrekking hebbende gegevens voorhanden, die hieronder behandeld zullen worden.

Sprinkhanen

Uit nog ongepubliceerd onderzoek van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer is gebleken dat N-bemesting van oorspronkelijk nutriëntarme graslanden onder andere leidt tot een afname van de populaties sprinkhanen. In tabel 4.2 is een overzicht opgenomen van het effect van $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ respectievelijk $350 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ in relatie tot andere beïnvloeding (maaien, begrazing).

Opvallend is het verschil in dichtheid van met name Chorthippus parallelus in de verschillende percelen. Na een aanvankelijke dichtheid van $950 \text{ dieren ha}^{-1}$ in een onbemeste-, onbemaaide en niet begraasde situatie nemen de aantallen drastisch toe bij een N-gift van $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, in één à twee keer per jaar gemaaide percelen. Bij een hoge N-gift (350 kg ha^{-1}) zijn nog nauwelijks sprinkhaansoorten te signaleren, terwijl ook Ch. parallelus vrijwel genivelleerd is. Volgens Van Wingerden (pers. meded.) zou een kritische grens voor een dichtheidsafname rond de $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ liggen. Het is daarbij nog niet duidelijk of de afname te wijten is aan een direkt N-effect of dat dit tot stand komt onder invloed van de vegetatiestructuur (micro-klimaat). Opvallend hierbij is dat het aantalsverloop van de sprinkhanenpopulatie een soortgelijke optimumcurve lijkt te volgen als de relatie droge stof produktie/ diversiteit voor de vegetatie van graslanden (par. 4.4.2).

Schmidt (1986) vond in een experimentele situatie effecten van een verhoogd N-gehalte van de bodem op de reproductie van sprinkhanen. Bij toepassing van urea $> 0.055 \text{ g N per kg grond (zand)}$ trad een daling op in het aantal geproduceerde eipakketten en het aantal eieren per eipakket. In hoeverre dit in het veld door accumulatie van N in de bovenste bodemlaag zou kunnen optreden valt op basis van zijn gegevens niet te zeggen.

Mijten

In de Rothamsted Park Grass proefvelden (Edwards & Lofty, 1974) bleken mijten onder invloed van een N-bemesting (0, 48, 96 en $144 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) in het algemeen af te nemen in aantal. Daarbij bleken prostigmaten minder gevoelig dan de mesostigmaten, cryptostigmaten en astigmaten

Tabel 4.2. Populatie aantallen per hectare van sprinkhaansoorten in verschillend beheerde nederlandse van oorsprong nutriëntarme graslanden. (Naar: Londers & Van Wezel (1986) en pers. meded. Van Wijngaarden).

bodem- type	vegetatie	N-pfjt	géén beheer	maaien		begrazen
				1 x jr ⁻¹	0.16 Schotse hoogl. ha ⁻¹	
zand	Deschampsia flexuosa	0 kg N/ ha ⁻¹ jr ⁻¹	1. S. stigmaticus 5100	1. Ch. parallelus 1600	1. M. maculatus 1050	
			2. O. viridulus 2150	2. Ch. albomarginatus 900	2. M. brachyptera 600	
			3. Ch. parallelus 950	3. O. viridulus 250	3. O. viridulus 400	
			4. M. brachyptera 600	4. C. dorsalis 200	4. Ch. brunneus 350	
			5. Ch. brunneus	5. S. lineatus 90	5. Ch. biguttulus 300	
			6. S. lineatus	6. M. brachyptera	6. S. stigmaticus 80	
			7. M. maculatus	7. S. stigmaticus	7. S. lineatus	
			8. Ch. biguttulus			
zand	Deschampsia flexuosa Agrostis tenuis Anthoxanthum odoratum	50 kg N/ ha ⁻¹ jr ⁻¹	1 x jr ⁻¹	2 x jr ⁻¹	1.81 ossen ha ⁻¹	
			1. Ch. parallelus 13350	1. Ch. parallelus 4050	1. Ch. parallelus 50	
			2. Ch. albomarginatus 5450	2. Ch. albomarginatus 3200	2. Ch. albomarginatus 50	
			3. Ch. brunneus	3. Ch. brunneus		
			4. O. viridulus			
5. T. viridissima						
zand	Lolium perenne Poa annua Poa pretensis	350 kg N/ ha ⁻¹ jr ⁻¹	1. Ch. parallelus 10	3.24 koeien ha ⁻¹		
			- komt niet voor	geen sprinkhanen gevonden		
			- komt niet voor			

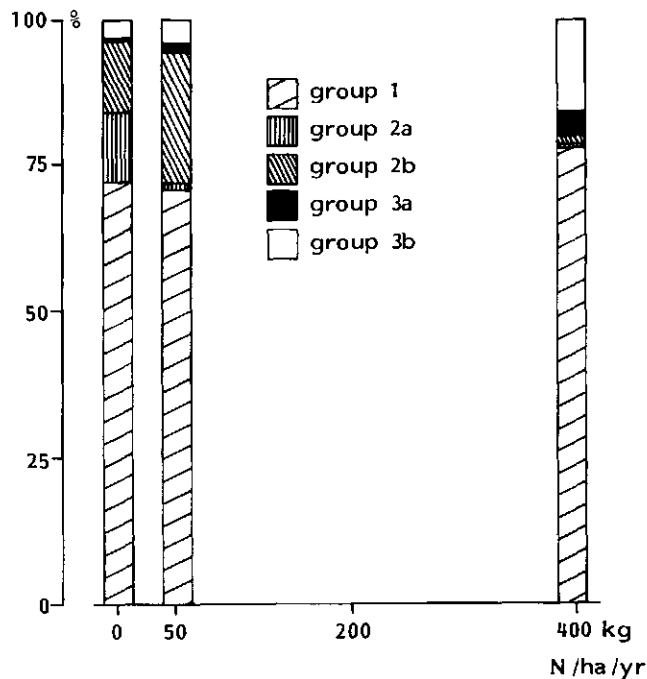
mijten. Tevens wijzen deze auteurs erop dat uit het onderzoek blijkt dat de pH naast de toegepaste hoeveelheid N van belang is. Andere onderzochte parameters (plantensoorten/associaties, vegetatie opbrengst) bleken relatief onbelangrijk bij beïnvloeding van de dichtheden.

Ook Van de Bund & Siepel (1986) vonden bij bemesting van dezelfde graslanden als vermeldt in tabel 4.2 (met 0.50 en 350 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) een afname van Cryptostigmaten mijten. Zij vergeleken graslanden in verschillende seizoenen en met uiteenlopend beheer (géén beheer, al dan niet begraaasd en al dan niet gemaaid) alle met bovengenoemde N-bemesting. Zij komen tot de conclusie dat een hoog bemestingsniveau (>50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) leidt tot een sterke decimering van aantallen en soorten microarthropoden (mijten) onafhankelijk van het seizoen of het gevoerde beheer.

Dat het constateren van al dan niet achteruit gaan van een totale bodemfaunagroep op zich ecologisch weinig betekenis hoeft te hebben blijkt ook uit een publikatie van Siepel & Van de Bund (1986). Daarbij valt te constateren dat binnen de groep van de mijten de soorten afhankelijk van de ontwikkeling in verschillende levensstadia een verschil in gevoeligheid voor bemesting vertonen. Terwijl een minderheid bij elke bemestingsgraad dezelfde aantallen binnen de populatie houdt, (groep 1, figuur 4.2), treedt bijvoorbeeld bij groep 2a in een aantal genera (Camisia, Nothrus, Platynothrus) al in de range 0-50 kg N ha⁻¹ een drastische afname op. Een aantal andere Cryptostigmata (Liebstadia, Xenillus, Galumna) neemt daarentegen bij deze N-belasting procentueel toe (groep 2b). De afnemende genera blijken daarbij alle te behoren tot de groep met de langste generatie tijd (groep 2a, figuur 4.2).

Springstaarten

Edwards & Lofty (1974) toonden aan dat de invloed van N-bemesting op de totale springstaart-populaties gering is. Bij lichte bemesting (48 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) trad zelfs een lichte toename op. Wel bleek er een aanzienlijke verschuiving op te treden in de samenstelling van de populatie; met name in direct contact met de bodem levende soorten nemen sterker af dan de soorten die meer op de bodem leven. Ook Siepel en Van de Bund (1986) signaleren deze verschuiving binnen de populatie tussen in verschillende niches levende springstaartsoorten, met name boven de 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Ook hier gaat de verschuiving vooral ten koste van de soorten met een langere generatietijd.



Figuur 4.2. De fraktie van de totale mijtenpopulatie per levensgeschiedenis strategie in relatie tot het stikstof bemestingsniveau in graslanden. Voor de groepen zie de tekst. (Uit: Siepel & Van de Bund, 1986).

4.4.4 Effecten op ecosysteemprocessen

Verzuring van de bodem en interstitieel grondwater én interactie met andere nutriënten zijn de voornaamste proces beïnvloedende effecten in schrale graslandecosystemen (figuur 4.1).

4.4.5 Bodemverzuring

Op het al dan niet verzuren van de bodem zal o.a. de chemische samenstelling van het grondwater van invloed zijn. Kemmers & Jansen (1982) signaleren in bodems van het heischrale graslandtype een CaSO_4 grondwater type. Bij dit type grondwater worden vrijkomende H^+ -ionen bij optredende nitrificatie niet gebufferd doordat H_2SO_4 een sterk zuur is. Zij vermelden echter niet dat daarnaast ook de vaste bodemfase van invloed is op de potentiële gevoeligheid voor verzuring van de bodem.

Een langzame pH-daling van de bodem is negatief voor de soortenrijkdom, zoals blijkt uit de reeds 130 jaar gevolgde ontwikkeling van de Rothamsted-Park-Grass proefvelden (Van Dam, 1981). Bij een pH <6.5 treedt al een afname van de diversiteit op. Vooral bij gebruik van een N-meststof zoals zwavelzure ammoniak ontstaat een zeer soortenarme vegetatie die vrijwel uitsluitend bestaat uit Agrostis tenuis, Festuca rubra, Holcus lanatus en Anthoxanthus odoratum. Van Dam geeft aan dat dit met name optreedt bij droge kalkgraslanden (Mesobromion). N-bemesting in nitraat-vorm blijkt daarentegen minder verzurend te werken, waardoor een redelijk hoge soortenrijkdom gehandhaafd kan worden indien niet meer dan 50 kg NO₃-N ha⁻¹ wordt gebruikt. De optimale waarde voor de pH (H₂O) waarbij de grootste diversiteit bereikt wordt blijkt te liggen in de buurt van pH 7. Boven pH 5.5 is meer dan 80% van het optimale aantal soorten te verwachten (Grime, 1973). Beneden een pH 5 treedt een drastische afname op. Ook Kruijne (1964) vond een drastische afname van het aantal plantesoorten bij een pH < 5. Hij vond het effect echter alleen wanneer tevens sprake was van een geringere bodemvruchtbaarheid (zandgrond).

4.4.6 Interactie met andere nutriënten

Van Dam (1981) signaleert in zijn analyse van de Rothamsted-Park-Grass proefvelden bij sommige proefvelden een duidelijk tekort aan P en K, onder invloed van een eenzijdige bemesting met NaNO₃ (48 kg N ha⁻¹ jr⁻¹). De produktiviteit van het betrokken perceel daalde daarbij met circa 50% in de loop der jaren, hetgeen consequenties heeft voor de diversiteit (zie par. 4.4.2).

4.5 Samenvatting

Een globale beschrijving van de in Nederland voorkomende schrale graslandtypen wordt gegeven. Daarbij kan geconstateerd worden dat de meeste typen relatief zeldzaam geworden zijn. Effecten van stikstofimmissie hebben vooral betrekking op de soortenrijkdom en diversiteit van de vegetatie, afname van de aantallen en diversiteit van bodemfauna en entomofauna, verzuring van de bodem en interactie met andere nutriënten. Tevens zijn er aanwijzingen voor het optreden van effecten op de reproductie van bijvoorbeeld sprinkhanenpopulaties. Effecten op de bodemfauna en entomofauna lijken bij een belasting > 50 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ onvermijdelijk.

5 DUINEN

5.1 Algemeen

Het duinmilieu als ecosysteem wordt gekarakteriseerd door het kustklimaat, de bodemgesteldheid (zand, kalkrijk of kalkarm) en de aanwezigheid van relatief veel reliëf. Ten noorden van Bergen zijn de duinen kalkarm (< 1%, meestal zelfs minder dan 0.2%), terwijl ze ten zuiden van Bergen kalkrijk zijn (kalkgehalte > 1%, variërend van 3-10%). Dit verschil in kalkrijkdom kan van belang zijn voor het zuur-bufferend vermogen van de bodem bij NO₃-N depositie. Het duinmilieu is zeer gevarieerd en zeer complex door het optreden van lokale verschillen in ouderdom van de bodem en vegetatie en verschillen in vochtigheid en grondwaterstroming onder andere beïnvloedt door verschil in reliëf.

5.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Het opstellen van een gedetailleerd overzicht van de stikstof-fluxen en N-verdeling in het duin als ecosysteem of voor de verschillende vegetatie-typen voorkomend binnen dit ecosysteem bleek wegens onvoldoende kwantitatieve gegevens niet mogelijk. Daarom zal worden volstaan met een kort (kwalitatief) overzicht van de voorkomende vegetatie-typen.

De begroeiingen van de droge pioniermilieus direkt aan de kust leggen het stuivende zand vast, waarna deze zich bij afnemende overstuiving ontwikkelen tot duingrasland of duinstruweel (Londo, 1984). Tot de duingraslanden behoort een gevarieerde reeks plantengemeenschappen met daartussen allerlei geleidelijke overgangen. Ruimtelijke overgangen van duingraslanden naar struwelen, heide en vegetaties van natte duinvalleien komen frequent voor.

Duinstruwelen vormen in de kalkrijke duinen het voornaaste eindstadium van de vegetatie ontwikkeling. In een ongestoorde situatie gaat dit struweel dan op langere duur over in min of meer gesloten duinbos. De duinstruwelen op Voorne zijn de soortenrijkste in Noordwest Europa (Londo, 1984).

In de kalkarme duinen ontwikkelt zich in plaats van duingrasland of struweel de duinheide. Deze kan een eindstadium van de vegetatie ontwikkeling zijn en blijft lange tijd in stand. In bepaalde situaties kunnen zich op de duinheide berkenbosjes met ratelpopulier ontwikkelen. Aan de binnenduinrand van de kalkrijke duinen zijn duinbossen te vinden. Hoofdboomsoorten zijn hier veelal abelen en berken. De kruidlaag in deze

bossen komt sterk overeen met die van struwelen. Deze bossen in de kalkrijke duinen hebben veelal een open structuur en vormen vaak tussenvormen tussen struweel en bos. In de kalkarme duinen komt het duin-eikenbos voor, dat nauw verwant is aan het beuken-eikenbos uit oostelijk Nederland.

Ten slotte komen, met name op de Waddeneilanden, sterk dynamische natte duinvalleien voor. De kenmerkende plantengemeenschappen kunnen zich daar pas vestigen nadat uitstuiving tot nabij het grondwater heeft plaatsgevonden. In het Waddendistrict treedt bij ontkalking een ontwikkeling naar duinheide op. Ook kan zich moerasbos van berk en zwarte els ontwikkelen zoals in het Quakjes water op Voorne (Londo, 1984).

In hun ongestoorde staat vormen met name vochtige duinvalleien een mesotroof, plaatselijk zelfs oligotroof biotoop voor een soortenrijke vegetatie (Van Dijk, 1984). De voortdurende afvloeï van oppervlakkig grondwater en de sterke chemische inertie van het duinzand waarborgen een konstant lage trofiegraad (Bakker, 1981). Slechts plaatselijk vindt verrijking met voedingsstoffen plaats bijvoorbeeld door het vormen van strooisel en humus onder bossen en struwelen. De natuurlijke bronnen van nutriënten bestaan in het duin uit organisch materiaal vanaf het strand, uit struwelen en bossen en uit grote vogelkolonies (guanotrofie) (Leentvaar, 1963b). Stikstof, fosfor en in mindere mate kalium zouden de beperkende macronutriënten in duinecosystemen zijn (Willis, 1963; Olsson, 1978). In ongestoorde situaties is met name fosfaat de primair beperkende faktor.

Van Dijk (1984) noemt uitspoeling van $\text{NO}_3\text{-N}$ uit struwelen waarin duindoorn (*Hippophaë rhamnoides*) als vrije N-binder domineert als belangrijke natuurlijke stikstofbron. Tevens signaleerde hij als deze stikstofbron niet aanwezig was een snelle reductie van $\text{NO}_3\text{-N}$, hetgeen duidt op sterke denitrificatie in de bodem en/of grote opname door de vegetatie.

5.3 Stikstofimmissie

Met betrekking tot de belasting door depositie signaleert Van Dijk (1984) een $\text{NO}_3\text{-N}$ belasting van 22-38 $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$, waarschijnlijk betrekking hebbend op ca. 1977 (Vermeulen, 1977). De $\text{NH}_4\text{-N}$ depositie zou in deze tijd gevarieerd hebben van 5.5-13 $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$. De $\text{NO}_3\text{-N}$ belasting lijkt relatief hoog vergeleken met de huidige depositie (ca. 20 kg NO_x , waarvan ca. 9 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$, zie tabel 2.6) en de geografische ligging van het duingebied met de overwegend ZW-wind. De huidige gemiddelde $\text{NH}_4\text{-N}$

belasting ligt voor andere delen van Nederland echter hoger (ca. 27 kg ha⁻¹ jr⁻¹, tabel 2.6).

Nitraat concentraties in ongestoord grondwater in het duingebied liggen in de range van 7-15 mg L⁻¹, voor ammonium tussen 0.2-0.7 mg L⁻¹. Dit betreft het bovenste grondwater (ca. 1.4 meter onder het maaiveld) in niet voor de drinkwatervoorziening geïnfiltreerde duingebieden (Van Dijk, 1984). Dat de variatie aanzienlijk kan zijn blijkt echter uit zijn specifieke meetgegevens, waarbij op één plaats waarden van 0.14-6.25 mg L⁻¹ geconstateerd werden. Op die plaats zou alle grondwater uitsluitend afkomstig zijn van neerslag.

5.4 Effecten

5.4.1 Effecten op ecosysteemcomponenten

Effecten specifiek veroorzaakt door nitraat of totaal-stikstof op ecosysteemcomponenten in Nederlandse duingebieden zijn weinig beschreven. Het effect op de vegetatie zal in drogere, arme vegetatietypen sneller optreden (pers. meded. Van Dijk), terwijl dit in nattere (oever-)vegetaties van bijvoorbeeld infiltratieplassen een geringe rol lijkt te spelen (Van Dijk, 1984).

5.4.2 Effect op de vegetatie

De invloed van macronutriënten op de vegetatie in Nederlandse duingebieden is in verband met infiltratie uitgebreid onderzocht (Van Dijk, 1984). In natuurlijke ongestoorde duinen komt verruiging van de vegetatie voor door mineralisatie van organische stof in humusrijke bodemdelen. Ook onder invloed van infiltratie treedt door een algemeen verhoogd nutriëntaanbod langs de plasoevers ruigtevegetatie op. Van oorspronkelijke duinvalleien is eveneens bekend dat een kumulatieve belasting in de loop der jaren leidt tot een sterk verruigde vegetatie (Urtica dioica, Epilobium hirsutum) die via een geïntensiverde nutriëntkringloop in stand blijft.

Van Dijk en Van Strien (1984) konstateren echter eerder een causale relatie met de fosfaat input (via infiltratiewater) dan met de input van de twee andere potentieel beperkende macronutriënten (stikstof en kalium). Bovendien wijzen zij erop dat de onderlinge concurrentie tussen de plantensoorten een belangrijker rol speelt dan overschrijding van fysisch-chemische tolerantiegrenzen van oorspronkelijke zeldzame

duinvalleisoorten. Londo (1978) vermeldt ook dat uit suksessie-onderzoek bleek dat ongestoord maar stromend duinwater al een verruiging van de vegetatie tot gevolg had.

5.4.3 Effecten op ecosysteemprocessen

Effecten op processen in het duinecosysteem zijn weinig onderzocht. Potentiële effecten zijn vooral mogelijk door interactie met de bodem (en de plaatselijk sterk verschillende gelaagdheid daarin) en de al eerder gesignaleerde interactie met andere nutriënten.

5.4.4 Interactie met de bodem

Het gedrag van stikstof in de duinbodem is moeilijk voorspelbaar omdat deze bodem géén homogene samenstelling heeft. Met name veenlagen en overstoven humuslagen zullen andere interacties te zien geven met de N-input dan het tussenliggende duinzand. De verspreiding van veenlagen en -banken in het duingebied is slechts zeer globaal bekend (Bakker et al., 1979). In de veenlagen kan een relatief sterke mate van ammonificatie en denitrificatie worden verwacht, waarbij het $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalte zal worden verlaagd (Lips et al., 1969). In de kalkrijke duinen zal bovendien door het relatief grote bufferend vermogen verzuring minder snel optreden dan in andere bodemtypen.

5.4.5 Interactie met andere nutriënten

Van Dijk (1984) onderzocht als onderdeel van de effecten van makro-nutriënten op de vegetatie ook de interactie van $\text{NO}_3\text{-N}$ met andere nutriënten (K, $\text{PO}_4\text{-P}$). De nitraat parameters vertoonden geen significante correlatie met orthofosfaat- en kaliumconcentraties in het grondwater. Hij concludeert dat de stikstofzouten veel meer dan K en $\text{PO}_4\text{-P}$ onder invloed van biologische processen zoals N-binding en denitrificatie staan en daardoor weinig relatie met beide andere nutriënten vertonen. Interacties met andere anionen (Ca, Mg) konden niet worden gedocumenteerd.

5.5 Samenvatting

Het opstellen van een gedetailleerd overzicht van N-fluxen en -hoeveelheden in kompartimenten van het duin als ecosysteem of voor de verschillende vegetatietypen voorkomend binnen dit ecosysteem blijkt wegens onvoldoende kwantitatieve gegevens niet mogelijk. De verschillende

vegetatietypen en successie stadia worden kwalitatief beschreven. Hoewel deze systemen in het algemeen zeer voedselarm zijn in ongestoorde situaties, met uitzondering van plaatsen waar humus of strooisel ontstaat, blijkt in ongestoorde situaties met name fosfaat de primair beperkende faktor voor de vegetatie. Hierdoor én door de relatief sterke denitrificatie zijn van de huidige NO_3 -N depositie minder snel effecten te verwachten dan in andere terrestrische ecosystemen. Met name de kalkrijke duingebieden zullen een relatief groot zuurbufferend vermogen hebben, waardoor verzuring minder snel optreedt.

6 HOOGVEEN

Vrijwel géén gegevens zijn voorhanden voor het opstellen van een nutriënt-balans voor hoogveen. In Nederland resteert dan ook nog slechts een zeer minimaal oppervlak aan oorspronkelijk hoogveen, een zuur milieu gekenmerkt door een hoge grondwaterstand ('s winters 5-10 cm, 's zomers maximaal 30 cm onder het maaiveld) en uiterst voedselarm. Oorspronkelijke hoogvenen betrokken hun nutriënten geheel uit de atmosferische depositie van het in het verleden nutriëntarme neerslag overschot. Eutrofiëring zal, naast ontwatering en daardoor verdroging en versnelde mineralisatie, dan ook een van de hoofdbedreigingen van dit gedecimeerde ecosysteem zijn. Van Dam (1983) wijst erop dat de atmosferische N-input in groeiend hoogveen momenteel minimaal met een faktor 5 is verhoogd ten opzichte van de ongestoorde situatie.

7 LAAGVEENGEBIEDEN

7.1 Inleiding

In het algemeen treedt vervening op als de afbraak van afgestorven planten geremd is. Bij laagveen vindt de veenvorming onder de waterspiegel plaats. Laagvenen worden door grond- en/of oppervlaktewater gevoed en liggen dus in de lagere delen van Nederland. Bij laagveengebieden die grenzen aan hogere (zand)gronden kan opkwellend grondwater belangrijk zijn.

De meeste laagveengebieden zijn in ons land ontgonnen voor de turfwinning. Door de toegepaste afgravingsmethode is een karakteristiek patroon van pet- of trekpaten en legakkers ontstaan. Omdat veenaafgraving thans niet meer plaatsvindt, kan in het open water soms weer veenvorming of verlanding optreden. Echte (niet afgegraven) laagveengebieden komen nauwelijks meer voor in Nederland, maar verlandingen en drijfzanden kunnen worden aangetroffen in het open water. Deze situaties vallen ook onder laagveen (Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984). In het hier volgende zullen voornamelijk laagveenplassen worden behandeld.

7.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Door de geringe diepte van de meeste laagveenplassen is de uitwisseling met de bodem belangrijk met betrekking tot de chemische samenstelling van het water. Door de sterke uitwisseling met de organisch rijke bodem zijn laagveenplassen eutroof. Als geen veenvorming optreedt kunnen afgebroken planten snel worden afgebroken, zodat nutriënten snel beschikbaar komen voor de primaire produktie. Hierdoor blijft het water gedurende het groeiseizoen een eutroof karakter houden.

Bij onvolledige afbraak kunnen humuszuren ontstaan die het water bruin kleuren en verzuren. Door de lage pH worden afbraakprocessen geremd zodat veenvorming kan optreden. Bij de bodem ontstaat een laag zuurstofgehalte en een hoog ammoniumgehalte. In het bovenstaande water kan een hoog zuurstof- en nitraatgehalte voorkomen (Higler 1984).

In het algemeen bestaat in de nutriëntenconcentratie een sterke jaarfluctuatie dat veroorzaakt wordt door opname door micro- en macrofyten in het groeiseizoen. In de winter kunnen hoge nutriëntengehalten gemeten worden. Enkele stikstofconcentraties van veenplassen in min of meer ongestoorde situaties staan in tabel 7.1 vermeld.

Tabel 7.1. Stikstofconcentraties in onbeïnvloede laagveenplassen.

Bemonsterd water	NO ₃ (mgN/l)	NH ₄ (mgN/l)	Bron
Kippenest	-	0.20 - 0.12	Schroevers 1965a
Mastenbroekerkolk	0	0.05	Schroevers 1965b
Vossenbelt	0	0.29	id.
Venematen	0	0.14 - 0.23	id.
id.	0.39 (sd=0.47)	0.13 (sd=0.28)	Higler 1977

7.3 Stikstofimmissie

Bij laagveengebieden die gevoed worden door opkwellend grondwater kunnen landbouwactiviteiten in de omgeving tot een stikstofverrijking leiden. Over de factoren die van invloed zijn op de grootte van de stikstofuitspoeling wordt in hoofdstuk 10 nader ingegaan.

Een andere belangrijke stikstofbron vormt waterinlaat. Door ontwatering in de omgeving daalt het waterpeil in het laagveengebied of vermindert de kwelstroom. Om de waterstand op peil te houden gaat men vaak over tot waterinlaat. Dit water kan aanzienlijk verrijkt zijn met stikstofverbindingen (hypertroof).

Als in kalkarme, zwakzure laagveengebieden hard water wordt ingelaten kan het half-afgebroken organisch materiaal op de bodem versneld worden afgebroken. Hierbij komen nutriënten vrij die een eutrofiërend effect hebben (interne eutrofiëring, Bloemendaal & Roelofs 1986, Horssen & Henkens 1983).

7.4 Effecten

Nutriëntentoevoer leidt tot een verhoogde primaire produktie, waarbij vaak algenbloei kan optreden. In hoeverre dit alleen door stikstof wordt veroorzaakt hangt onder andere af van de N/P-verhouding. De effecten wijken in het algemeen weinig af van overige ondiepe, stilstaande, goedgebufferde wateren (hoofdstuk 10).

De aanvoer van ammonium-rijk water leidt tot een groter zuurstoftekort bij de bodem (Higler 1984). Hierdoor kan de nitrificatie geremd worden.

7.5 Samenvatting

Bijna alle laagveengebieden in Nederland zijn ontgonnen. De hierdoor ontstane laagveenplassen zijn van nature vaak eutroof. In het groeiseizoen wordt echter weinig nitraat gemeten (tot enkele tienden milligrammen stikstof per liter). In onbeïnvloede situaties kan veenvorming en verzuring optreden.

Belangrijke stikstofbronnen zijn de landbouw (uitspoeling) en waterinlaat. Door waterinlaat kan ook interne eutrofiëring optreden. Toevoer van stikstof leidt tot een verhoging van de primaire produktie. Ook kan algenbloei ontstaan. Belangrijk in dit kader is de N/P verhouding.

8 STROMENDE WATEREN; BEKEN

8.1 Inleiding

Beken zijn kleine, ten gevolge van een natuurlijk hoogteverschil stromende wateren met een van oorsprong min of meer meanderende loop, gevoed door grondwater en/of neerslag (Van der Hammen e.a. 1984).

Onderscheid kan worden gemaakt in heuvellandbeken en laaglandbeken. Heuvellandbeken hebben een hoge stroomsnelheid (hoger dan 30-50 cm/s, Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984) en worden meestal gevoed door puntvormige bronnen (rheocrenen, Tolkamp 1983) met opkwellend, meestal diep grondwater. Heuvellandbeken worden daarom in reliëfrijke situaties gevonden, voornamelijk in Zuid-Limburg, en enkele in de omgeving van Nijmegen, de Achterhoek, Twente en de zuidelijke Veluwerand. De stroomsnelheid van laaglandbeken is gemiddeld lager (lager dan 30-50 cm/s, Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984). De voeding vond oorspronkelijk plaats vanuit moerassige gebieden (helokrenen, Tolkamp 1983) waar door een zwakke helling het water uit wegstroomde. Door ontginningen bestaan de brongebieden van laaglandbeken thans uit vaak uitgebreide sloot- en greppelsystemen waarin zich ondiep grondwater (zakwater, drainagewater) verzamelt en tot afvoer komt. In tegenstelling tot heuvellandbeken hangt de afvoer van laaglandbeken daarom sterk af van de hoeveelheid neerslag. Hoewel laaglandbeken een minder groot verval hebben dan heuvellandbeken, is het voorkomen van laaglandbeken toch gebonden aan hoger gelegen pleistocene gronden. In Nederland worden laaglandbeken daarom gevonden in het oosten, midden en zuiden van het land.

Sterk verwant aan beken zijn sprengen. Dit zijn gegraven watergangen die het grondwatervlak aansnijden. Sprengen zijn vooral aan de randen van de Veluwe, maar ook wel elders aangelegd, meestal ten behoeve van kleine fabriekjes, watermolens, e.d.

Verder kan het type duinbeken genoemd worden, dat thans alleen in sterk vergraven vorm voorkomt langs de binnen-duinrand bij Bergen en Schoorl, en het type (dystrofe) veenbeken, waarvan eigenlijk alleen de Reest en de Nodbeek de thans overgebleven restanten zijn (De Molenaar 1980). Omdat het type van de laaglandbeken in Nederland verreweg het belangrijkste is, zal vooral bij de verdere bespreking daar de nadruk op liggen.

8.2 Beschrijving ongestoorde situatie

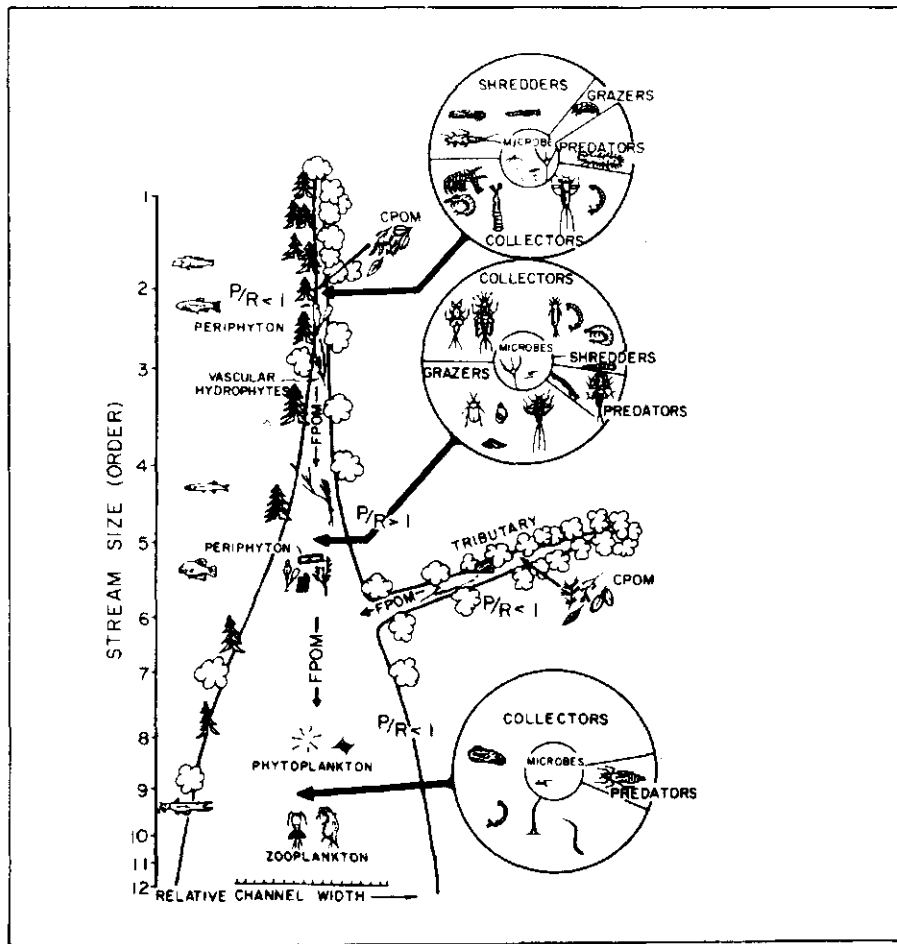
Zonatie

In het algemeen nemen breedte en diepte van beken stroomafwaarts toe, terwijl de stroomsnelheid afneemt en de beschaduwing door de oevervegetatie onbelangrijker wordt. In samenhang met dit laatste neemt de temperatuur (althans in het groeiseizoen) en de hoeveelheid ingestraald licht stroomafwaarts toe. Hierdoor nemen de mogelijkheden voor vestiging van primaire producenten stroomafwaarts toe, mede door de in het algemeen toenemende nutriëntenconcentratie en de eerder genoemde lagere stroomsnelheid (Hynes 1969).

Uit bovengenoemde constatering blijkt dat er grote systeemverschillen bestaan over een geheel beektraject, van bron tot benedenloop. Een theoretisch raamwerk dat de verschuiving van het systeemfunctioneren van stromende wateren van bron tot benedenloop beschrijft, wordt gegeven in het River Continuüm Concept (RCC, Vannote e.a. 1980). Een afvoersysteem wordt hierin beschouwd als een continuüm waarin de omstandigheden geleidelijk in elkaar overgaan. Voor een beschrijving wordt echter een driedeling gemaakt in bovenlopen (orde 1-3), middenlopen (orde 4-6) en benedenlopen (orde >6) (figuur 8.1). Hoewel de hoogst aangegeven looporden niet in Nederland voorkomen, kunnen de beschrijvingen van met name boven- en middenlopen goed op de Nederlandse beken worden toegepast.

Volgens het RCC zijn de bovenlopen sterk beschaduwd door oevervegetatie, zodat de primaire produktie zeer gering is. De primaire produktie in verhouding tot de respiratie (de P/R-ratio) is kleiner dan 1. De koolstofbron bestaat uit allochtoon materiaal (bv. invallend blad). De fauna bestaat qua biomassa grotendeels uit 'shredders' (organismen die leven van grote (groter dan 1 mm) organische deeltjes) en 'collectors' (organismen die leven van kleine (0.05-1 mm) of zeer kleine (kleiner dan 0.05 mm) organische deeltjes). Deze organismen zorgen voor de versnippering van het allochthone organisch materiaal. De micro-organismen zorgen voor de afbraak.

In de middenlopen is door de grotere breedte de beschaduwing beperkt tot de oeverzones. Door de afbraak van de organische stoffen bovenstrooms is het nutriëntengehalte toegenomen zodat de mogelijkheden voor primaire producenten toenemen. In de praktijk zal dit uit epifyten bestaan, omdat de stroomsnelheid nog te hoog is voor fytoplankton. De P/R-ratio is groter dan 1. Omdat grote organische deeltjes nu veel minder voorkomen en



Figuur 8.1. De relatie tussen stroomorde en structurele en functionele eigenschappen van aquatische levensgemeenschappen volgens het River Continuum Concept. (Vannote e.a. 1980).

plantaardig materiaal meer beschikbaar is, bestaat de fauna voornamelijk uit 'collectors' en 'grazers' (of 'scrapers': organismen die op vastgehechte algen grazen). Ook hier zorgen micro-organismen voor de afbraak van de organische deeltjes.

In de benedenstroom zijn de vestigingsmogelijkheden voor fytoplankton door de lagere stroomsnelheid toegenomen. Nutriënten zijn danzij bovenstroomse afbraakprocessen voldoende beschikbaar. De primaire productie wordt echter vaak beperkt door de diepte en de turbiditeit, zodat de P/R-ratio kleiner dan 1 is. Omdat epifyten nu nauwelijks voorkomen, bestaat de fauna grotendeels uit alleen collectors.

Zowel in de bovenlopen als de midden- en benedenlopen wordt een constant, klein gedeelte van de fauna ingenomen door predatoren die prederen op de overige aanwezige fauna: schredders, collectors of scrapers. Een

belangrijk verschil wat betreft de fauna in bovenlopen van beken vergeleken met stilstaande wateren is dat de faunasoorten die aangewezen zijn op detritus als koolstofbron een veel belangrijker plaats innemen dan in stilstaande wateren wegens het ontbreken van primaire producenten als koolstofbron (Gulati 1975).

Primaire produktie

Hoewel Vannote e.a. (1980) in het RCC melding maken van een redelijk hoge primaire produktie in met name de middenlopen (P/R-ratio is daar groter dan 1), zegt Hynes (1969) dat de primaire produktie in stromend water altijd laag blijft en dat rivieren netto consumeerders zijn.

Bott (1983) stelt de netto produktie van stromende wateren gelijk aan die van meren (ca. 200 gC/m²/jr), maar dit komt door de grote schaal waarop vergeleken wordt: van oceanen (netto produktie 56 gC/m²/jr) tot estuaria en moerassen (1150 resp. 1350 gC/m²/jr). Bott vermeldt verder dat het grootste gedeelte van de primaire produktie in kleine stromende wateren wordt bepaald door de benthische flora, maar dat in grotere stromende wateren ook fytoplankton belangrijk wordt. Voor het perifyton is, anders dan bij stilstaand water, niet de concentratie van nutriënten maar het aanbod ervan (de combinatie van nutriëntenconcentratie en stroomsnelheid) van belang.

Nutriënten

Volgens het RCC wordt de bron van nutriënten gevormd door afbraak van grof allochtoon organisch materiaal. Iversen (1973, 1975) heeft aangetoond dat binnen een jaar het grootste gedeelte (tot 90%) van de stikstof in bladeren door afbraak vrijkomt. De nutriëntenconcentratie neemt hierdoor stroomafwaarts toe (Hynes 1969). De ammonium die bij de afbraak vrijkomt, wordt omgezet in nitraat (Gerland 1977). In bovenlopen komt stikstof daarom van nature voornamelijk voor als ammonium. In de rest van de loop wordt meestal nitraat als de belangrijkste anorganische stikstofbron gevonden.

In de anaerobe laag van het sediment kan denitrificatie plaatsvinden. Hoewel het water meestal goed geaëreerd is ligt deze anaerobe laag vrij dicht aan het oppervlak (Chatarpaul e.a. 1980). Zowel nitrificatie als denitrificatie kunnen versneld worden door de benthische fauna (Iversen 1975, Chatarpaul e.a. 1980).

Bij de bestudering van de nutriëntencyclus in stromende wateren moet

rekening worden gehouden met een spiraaleffect. Dit 'nutrientspiralling' is voor het eerst genoemd door Webster (1975) en houdt in dat door afbraak vrijgekomen nutriënten eerst een eind met de stroming worden meegevoerd alvorens ze worden opgenomen door primaire producenten en opnieuw de nutriëntencyclus ingaan. Voor fosfaat is door Newbold e.a. (1981) een spiraallengte van ca. 200 m berekend. Voor stikstof is geen waarde in de literatuur gevonden, evenmin als de duur van de spiraal (de turn-over tijd).

Het stikstofgehalte is over het jaar niet constant. Dit houdt niet alleen verband met opname door micro- en macrofyten, maar ook met fluctuaties in de neerslaghoeveelheden en de grondwaterstand waardoor de grootte van de uitspoeling beïnvloed wordt. Daarnaast speelt de stroomsnelheid, die o.a. ook afhankelijk is van de neerslaghoeveelheid, een rol bij de stikstofconcentratie. Door toename van de stroomsnelheid kan bodemmateriaal opwoelen (resuspending) met een concentratieverhoging als gevolg. Dit is niet alleen voor stikstof aangetoond (Singer & So 1982, Kolenbrander & van Dijk 1972), maar ook voor fosfaat (Kouwe 1983, Hoeymakers 1982).

Tabel 8.1. Stikstofconcentraties in onbeïnvloede beken.

Auteur	NO ₃ (mgN/l)	N-Kj (mgN/l)	NH ₄ (mgN/l)	Opmerkingen
Dickson 1986	0.02-0.03			Zweden, 1969-74
Sylvester 1961	0.13	0.075		bosregio
Brink 1964	0.15-0.30			Zweden, zomer
	0.3 -0.6			Zweden, winter
Higler e.a. 1981	1.0 -2.8		0.002-0.047	Ootmarsum, 1969-71
Martin & Goff 1972		0.1-3		Totaal N!
Ministerie VW & VROM 1986	0.0 -1.0			Natuurlijk traject; jaargemiddelde

In de literatuur worden door diverse auteurs stikstofconcentraties gegeven in min of meer onbeïnvloede beken. Deze zijn in tabel 8.1 opgenomen. Hieruit blijkt dat de concentraties van stikstof in onbeïnvloede beken

vloede beken in Nederland hoger zijn dan die in andere beken van de gematigde streken. De opgaven van de Nederlandse beken dateren vanaf 1960. Waarschijnlijk waren de beken op dat moment al geëutrofiëerd door landbouwkundige activiteiten.

8.3 Stikstofimmissie

Beken kunnen via twee wegen verrijkt worden met stikstofverbindingen: via het voedend grondwater en via directe effluentlozingen.

Volgens Kolenbrander (1971) is de landbouw in het algemeen de belangrijkste stikstofbron voor het Nederlandse oppervlaktewater. Omdat ammonium door binding met bodemdeeltjes weinig mobiel is in de bodem, vindt de uitspoeling voornamelijk plaats als nitraat. In bovenlopen kunnen soms zeer hoge nitraatgehalten gemeten worden (Paarlberg & Torenbeek 1985, Verdonschot & Schot in prep.).

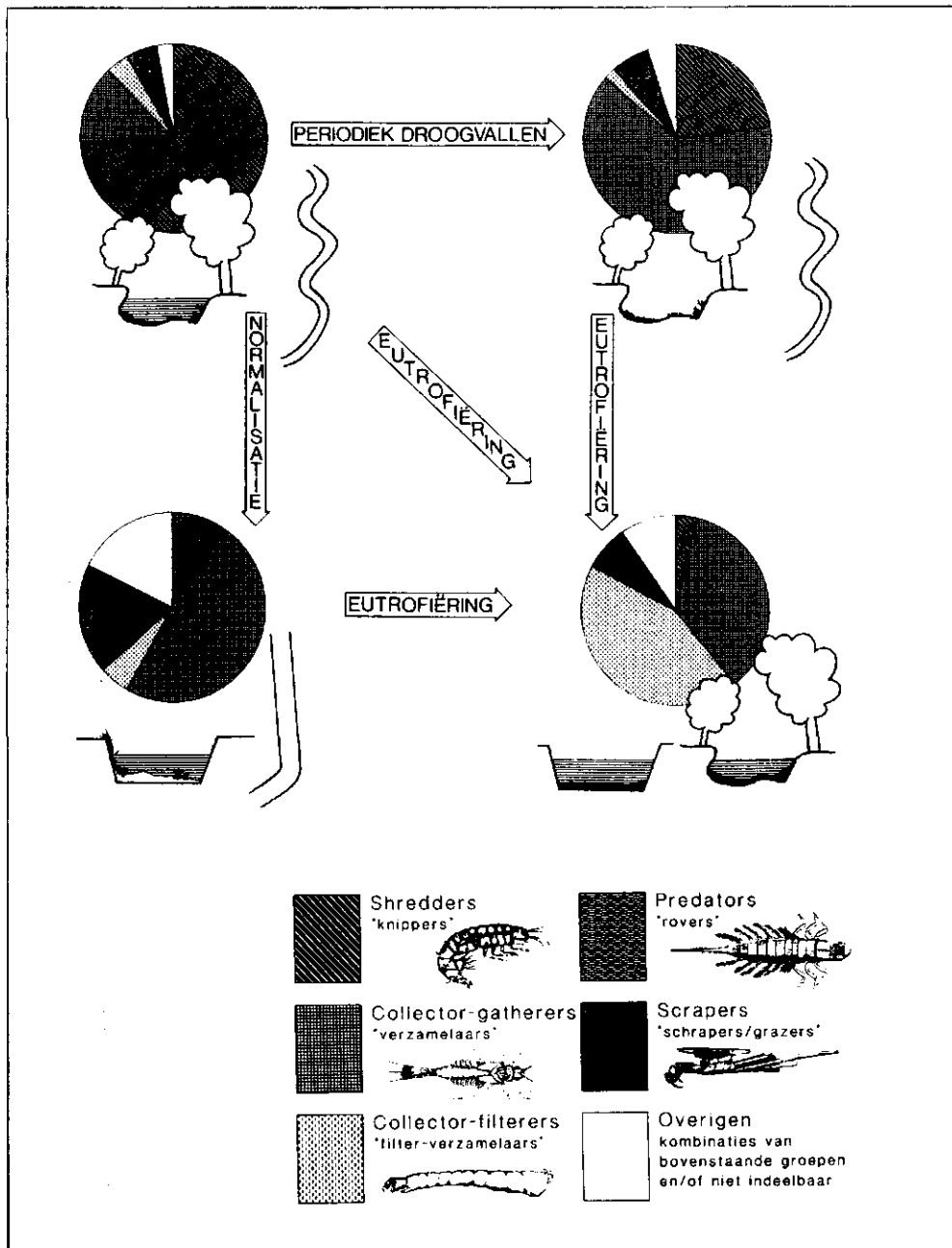
Directe lozing van rioolwaterzuiveringseffluenten is voor de totale Nederlandse belasting minder belangrijk, maar kan plaatselijk juist van grote betekenis zijn. Afhankelijk van de mate van zuivering bevat het effluent ammonium of nitraat. Omdat ammonium nog een zuurstofbehoefte heeft wordt er meestal naar gestreefd tijdens de zuivering nitrificatie te laten plaatsvinden. In dat geval bevat het effluent dus veel nitraat. Lozingen van niet op het riool aangesloten huishoudens vinden nog wel plaats, maar de relatieve bijdrage hiervan aan de totale belasting is gering.

8.4 Effecten

Het heeft geen zin om de effecten van alleen nitraatverrijking of zelfs van eutrofiëring op een beek te beschrijven. Andere beïnvloedingen, zoals beheer, normalisatie en saprobiëring hebben invloed op het effect van eutrofiëring. Een natuurlijke beek reageert anders op een nutriëntenbelasting dan een genormaliseerde beek. Ook kan een bepaalde beïnvloeding, zoals saprobiëring, droogval en plattrappen van oevers, indirect leiden tot een nutriëntenverhoging. Om deze redenen zullen allereerst de effecten van twee andere vormen van beïnvloeding, nl. normalisatie en saprobiëring, besproken worden, waarna de effecten van eutrofiëring behandeld worden in samenhang met de eerste twee vormen.

Normalisatie

Normalisatie is het onder een normprofiel brengen van een beek door een



Figuur 8.2. Effect van normalisatie, droogval en eutrofiëring op functionele voedingsgroepen van macrofaunagemeenschappen in Twentse bovenlopen. (Ten Cate & Schmidt in prep.)

aantal cultuurtechnische ingrepen, zoals kanalisatie (rechttrekken en verbreden), taludverbetering, regulatie (met o.a. stuwen) en weghalen van beekbegeleidende beplanting. De belangrijkste effecten voor het beekecosysteem zijn een vergroting van de lichtinval, een afname van de stroomsnelheid en een afname van de toevoer van allochtoon materiaal. De primaire producenten zijn afhankelijk van nutriënten in het voedend

grondwater. Dit alles betekent dat de milieumomstandigheden van onbeïnvloede middenlopen (volgens het RCC) bij normalisatie ook meer stroomopwaarts voorkomen (Hynes 1969). Op deze wijze verandert het hele functioneren van het beekstelsel. De zonatie van afbraakprocessen, primaire produktie en functionele macrofaunagroepen wijzigt zich. Overigens verandert de macrofauna ook door de vernietiging van ruimtelijke en temporele differentiatie van 'beek-eigen' milieufactoren, zoals substraatsamenstelling en stroomsnelheid (Gardeniers 1981, Ten Cate & Schmidt 1986, figuur 8.2).

Saprobiëring

Saprobiëring is het belasten van oppervlaktewater met afbreekbare organische stoffen. Bij de afbraak van die stoffen komen nutriënten vrij die beschikbaar zijn voor de primaire produktie. Saprobiëring en eutrofiëring hangen sterk met elkaar samen. Caspers en Karbe (1966) hebben een raamwerk ontworpen waarin assimilatie en dissimilatie, alsmede toevoer en afvoer van organische en anorganische stoffen aan elkaar gekoppeld worden. Bij een kleine organische belasting zal de primaire produktie toenemen doordat nutriënten beschikbaar worden. Bij een grote organische belasting zal door de aanslag op het zuurstofgehalte primaire produktie niet meer kunnen optreden, omdat de primaire producenten 's nachts zuurstof nodig hebben. De nutriëntenconcentratie zal toenemen en bij extreem grote organische belasting zal de afbraak onvolledig verlopen, zodat ook organische stof zich ophoopt.

Uiteraard zal de macrofaunasamenstelling door deze gewijzigde omstandigheden veranderen. Met name collectors die tegen lage zuurstofgehalten kunnen, zullen dominant worden. De verschuiving van de macrofaunasamenstelling door toenemende organische belasting is door Moller Pillot (1971) aangegeven voor Brabantse laaglandbeken. Het blijkt dat een aantal soorten indicatief zijn voor bepaalde saprobiëringgraden. Aan de hand van het voorkomen van deze indicatorsoorten kan de belasting van een laaglandbeek beoordeeld worden.

Het effect van gierlozingen op de macrofaunasamenstelling van beken is onderzocht door Groeman (1972). De afname van het aantal soorten bleek echter niet alleen door de gierlozingen veroorzaakt maar ook door de normalisatie. Beide beïnvloedingen moeten gesuperponeerd worden om de geconstateerde veranderingen te kunnen verklaren. Bovendien speelden enkele andere factoren een rol bij de macrofaunasamenstelling, zoals het

ontbreken van predatie door vissen, de wisselende milieuomstandigheden (bv. wisselende waterstand), wegvallen van zuurstof, vergiftiging door koper en antibiotica en periodieke algenbloei. Hierdoor konden soorten als Tubificidae en Chironomidae-larven niet massaal toenemen.

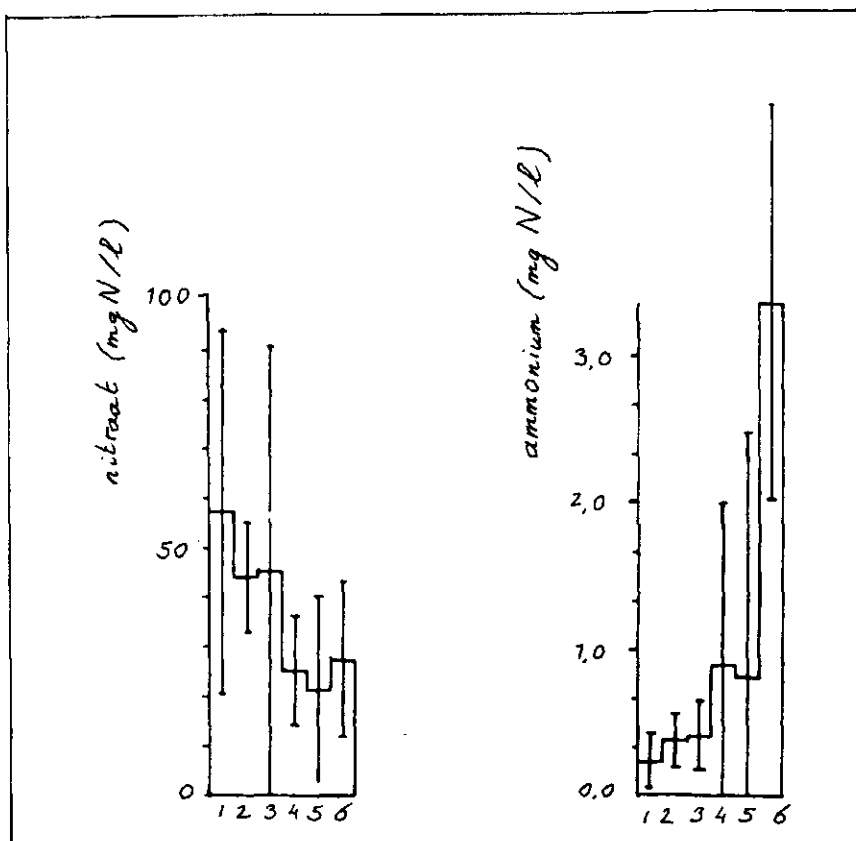
Eutrofiëring

Het effect van eutrofiëring op de primaire produktie in (overigens onbeïnvloede) beken zal niet in de bovenlopen maar pas in de middenlopen zichtbaar worden. Een direct effect van eutrofiëring op de macrofauna in bovenlopen is evenmin te verwachten. Toch vinden Higler e.a. (1981) een wijziging in de macrofaunasoortensamenstelling van bronnen en beekjes bij Ootmarsum door eutrofiëring van het voedend grondwater. Het gaat daarbij om het verdwijnen van enkele gevoelige macrofaunasoorten. Als verklaring wordt het dalend zuurstofgehalte genoemd.

Grote effecten van eutrofiëring zijn in de middenlopen te verwachten. Daar is voldoende licht, zodat de primaire produktie kan toenemen. Boven de 1 mg NO₃-N/l (en 0.030 mg PO₄-P/l) zijn de nutriënten niet meer beperkend voor de primaire producenten in stromend water (Best 1982); wel kan een vervanging van macrofyten door microfyten plaatsvinden. Deze hebben een hogere groeisnelheid en zijn beter in staat het juiste licht-klimaat op te zoeken. De algen produceren remstoffen voor macrofyten, zodat de weg terug van micro- naar macrofyten moeilijker verloopt dan andersom (Van Vierssen e.a. 1985). Volgens deze laatste auteurs vindt bij toenemende eutrofiëring eerst een groei plaats van epifyten op de aanwezige macrofyten. Bij verdergaande eutrofiëring kunnen als een alles-of-niets reactie macrofyten en epifyten vervangen worden door fytoplankton.

Uiteraard heeft deze wijziging in de fytenlevensgemeenschap effect op de macrofauna. Factoren die hierbij een rol spelen zijn de veranderingen in microhabitats en voedselvoorziening.

In de praktijk treedt eutrofiëring in de Nederlandse beken zelden als enige beïnvloedingsvorm op. De eutrofiëring vindt immers voornamelijk plaats door de landbouw en in de meeste landbouwgebieden zijn de beken genormaliseerd. Omdat door normalisatie de mogelijkheden voor (toename van) primaire producenten aanwezig zijn, zullen bovengeschetste effecten ook in bovenlopen zichtbaar zijn. De effecten van eutrofiëring in genormaliseerde laaglandbeken zijn door verschillende onderzoekers aangetoond (Higler & Repko 1981, Oosterloo 1986).



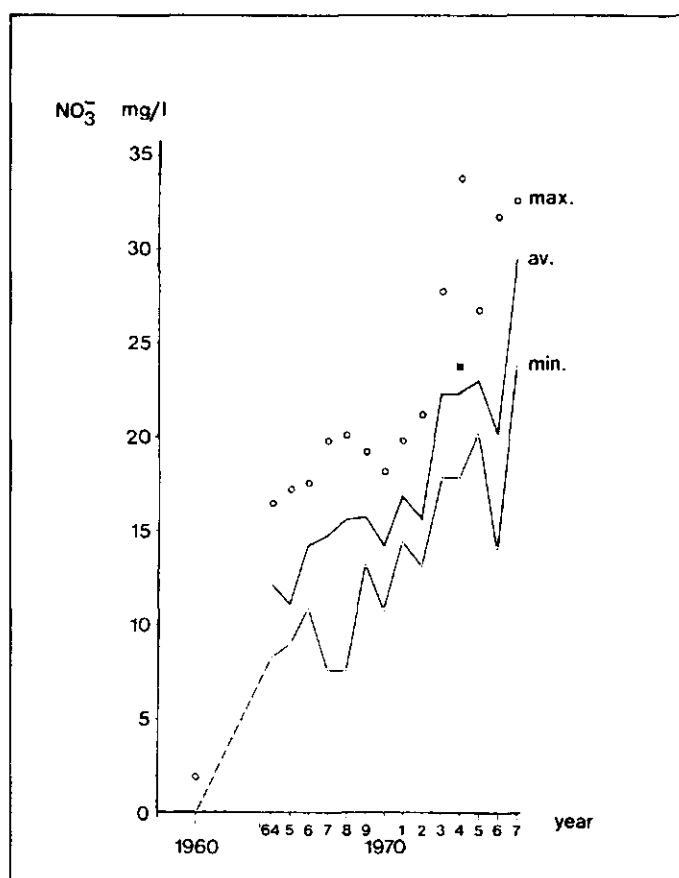
Figuur 8.3. Gemiddeld nitraat- en ammoniumconcentraties in zes clusters van permanent watervoerende, weinig beïnvloede bovenlopen in Twente. (Ten Cate & Schmidt in prep.)

Enkele grenswaarden of normen voor nitraat en andere N-verbindingen worden in de literatuur gegeven. De waarden genoemd in tabel 8.1 kunnen als grens van onbeïnvloede en beïnvloede beken gezien worden.

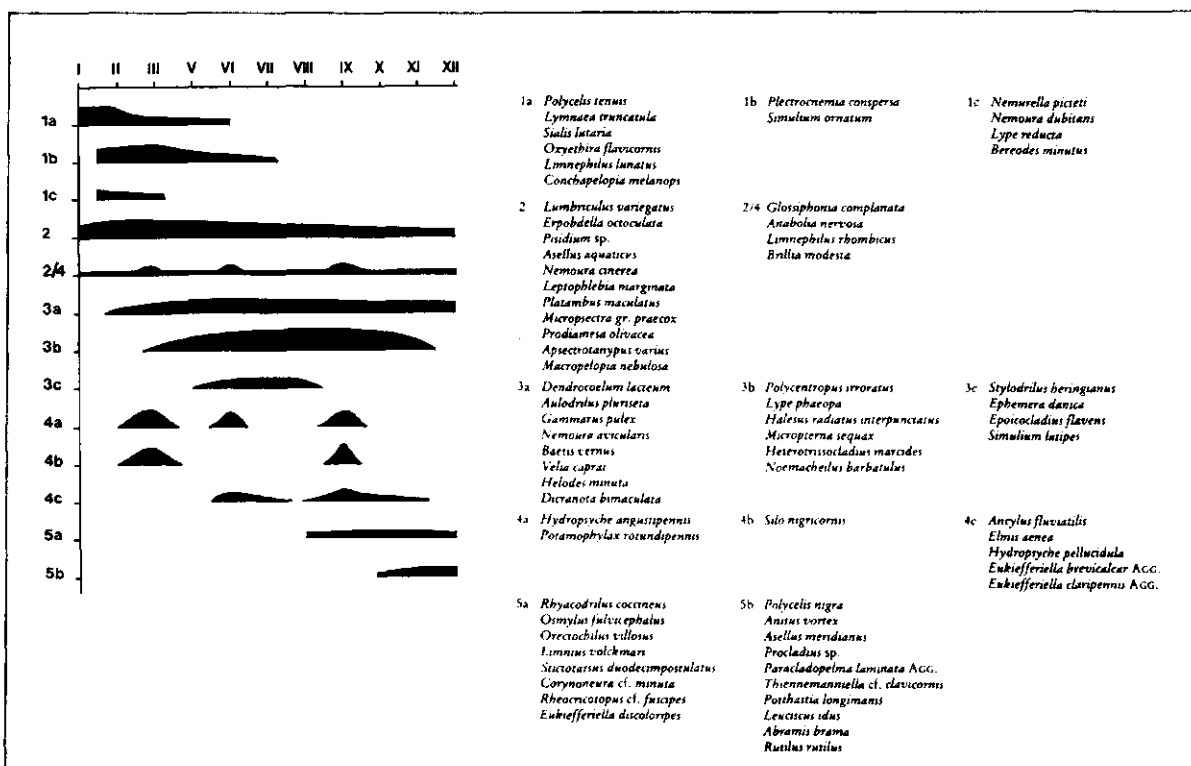
De toename van het nitraatgehalte in de Hierdense beek en de verandering in de macrofauna in dezelfde periode staat in figuur 8.4 en 8.5. Of hiertussen ook een causaal verband bestaat is niet zeker.

Nitraatconcentraties van clusters van typologieën op basis van macrofaunalevensgemeenschappen worden gegeven door Ten Cate & Schmidt (1986) en Torenbeek e.a. (1987). De typologische indeling van bovenlopen in Overijssel van Ten Cate & Schmidt was reeds gegeven in figuur 8.2. In figuur 8.3 staan de gemiddelde nitraat- en ammoniumconcentraties van de clusters met permanent watervoerende, weinig beïnvloede bovenlopen. De typologische indeling van Drentse beken van Torenbeek e.a. staat in figuur 8.6. In figuur 8.7 staan de gemiddelde waarden van fysische en chemische variabelen van de bijbehorende clusters. Uit deze laatste figuren blijkt dat de bovenlopen ('onbeïnvloed' en 'genormaliseerd') de

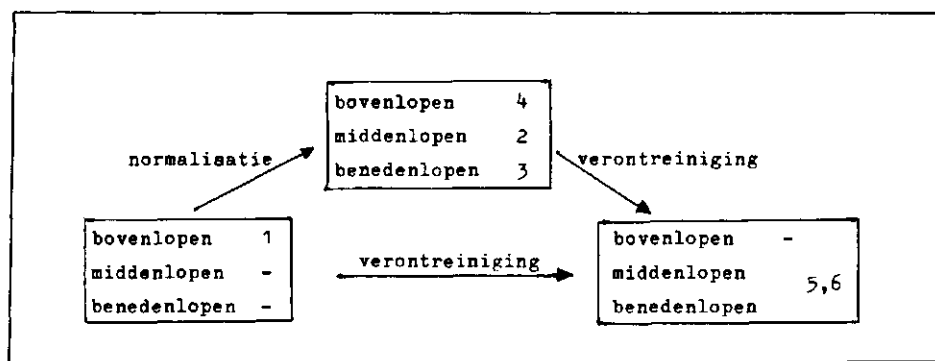
hoogste nitraatgehalten hebben. Het verschil tussen genormaliseerde of verontreinigde midden- en benedenlopen is niet in het nitraatgehalte terug te vinden. Hieruit blijkt dat op basis van nitraat moeilijk een typering of beoordeling van beken is te maken. De biologische verschillen in beken zijn gerelateerd aan verschillende abotische factoren tegelijk.



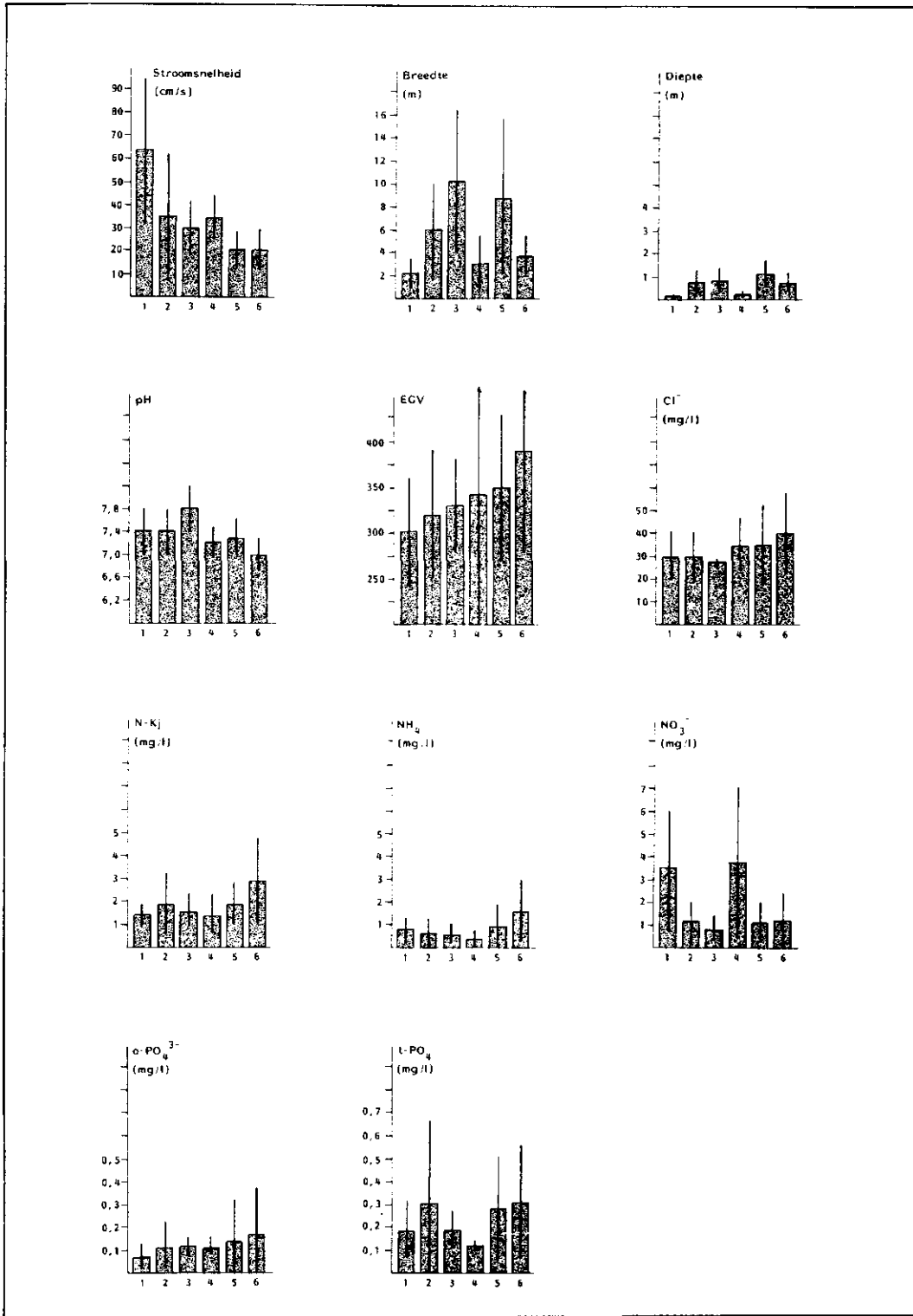
Figuur 8.4. Nitraatgehalte Hierdense beek in de periode 1960-1977.
max = maximum, av = gemiddelde, min = minimum. (Higler & Repko 1981).



Figuur 8.5. Distributiepatroon van vissen en macro-evertebraten in de Hierdense beek. I is het meest bovenstrooms gelegen monsterpunt. (Higler & Repko 1981)



Figuur 8.6. Beïnvloedingsstadia van Drentse beken op basis van de macro-faunasamenstelling. De nummers komen overeen met die van figuur 8.6. (Torenbeek e.a. 1987)



Figuur 8.7. Gemiddelde waarden van abiotische variabelen van zes clusters van Drentse beken. De clusternummers komen overeen met die van figuur 8.7. (Torenbeek e.a. 1987)

8.5 Samenvatting

In onbeïnvloede bovenlopen van beken vormt allochtoon materiaal de koolstofbron voor de fauna. Primaire produktie speelt pas in meer benedenstroomse delen van de beek een rol. Hier is het organisch materiaal afgebroken en zijn nutriënten beschikbaar gekomen. Stikstof komt in onbeïnvloede bovenlopen voor als ammonium (afbraakprodukt). Stroomafwaarts wordt dit omgezet in nitraat. Fluctuaties in de stikstofconcentratie treden op onder invloed van vooral fysische factoren, zoals stroomsnelheid en temperatuur. Van nature is het nitraatgehalte altijd laag (tot enkele tienden milligrammen stikstof per liter).

Verontreiniging van het grondwater kan een aanzienlijke nitraatverhoging in beken veroorzaken. In de meeste Nederlandse laaglandbeken is dat thans het geval. Effluentlozingen spelen plaatselijk een belangrijke rol.

Door de nutriëntenverhoging kan de primaire produktie in de (overigens onbeïnvloede) middenlopen toenemen. Door normalisatie kan dit ook in bovenlopen plaatsvinden. In samenhang daarmee treedt een soortverschuiving op van de macrofaunalevensgemeenschap. Belangrijk(er) voor de macrofauna is echter het directe effect van de normalisatie omdat dan een vernietiging van het specifieke beekmilieu plaatsvindt. Ook saprobiëring moet betrokken worden bij het eutrofiëringsprobleem.

9 KWELMILIEU'S

9.1 Inleiding

Kwelmilieu's zijn gebieden die afhankelijk zijn van opkwellend grondwater. Deze gebieden worden aangetroffen langs de randen van hogere gronden. In samenhang met de kwaliteit van het opkwellend grondwater (nutriënten-arm en mineralen-rijk) komen vaak typerende vegetatietypen voor. Dikwijls heeft in kwelgebieden veenvorming plaatsgevonden.

9.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Langs de meeste beekdalen treedt kwel op van ondiep of diep grondwater. Grootjans (1985a) heeft voor het beekdal van de Drentse Aa aangetoond dat vooral langs de bovenloop ondiep grondwater opkwelt dat arm is aan mineralen. Langs de middenloop kwelt vooral mineralenrijk diep grondwater op. In samenhang hiermee worden langs boven- en middenlopen verschillende vegetatietypen aangetroffen. Langs de benedenloop staat de vegetatie vooral onder invloed van overstromingswater van de beek (figuur 9.1).

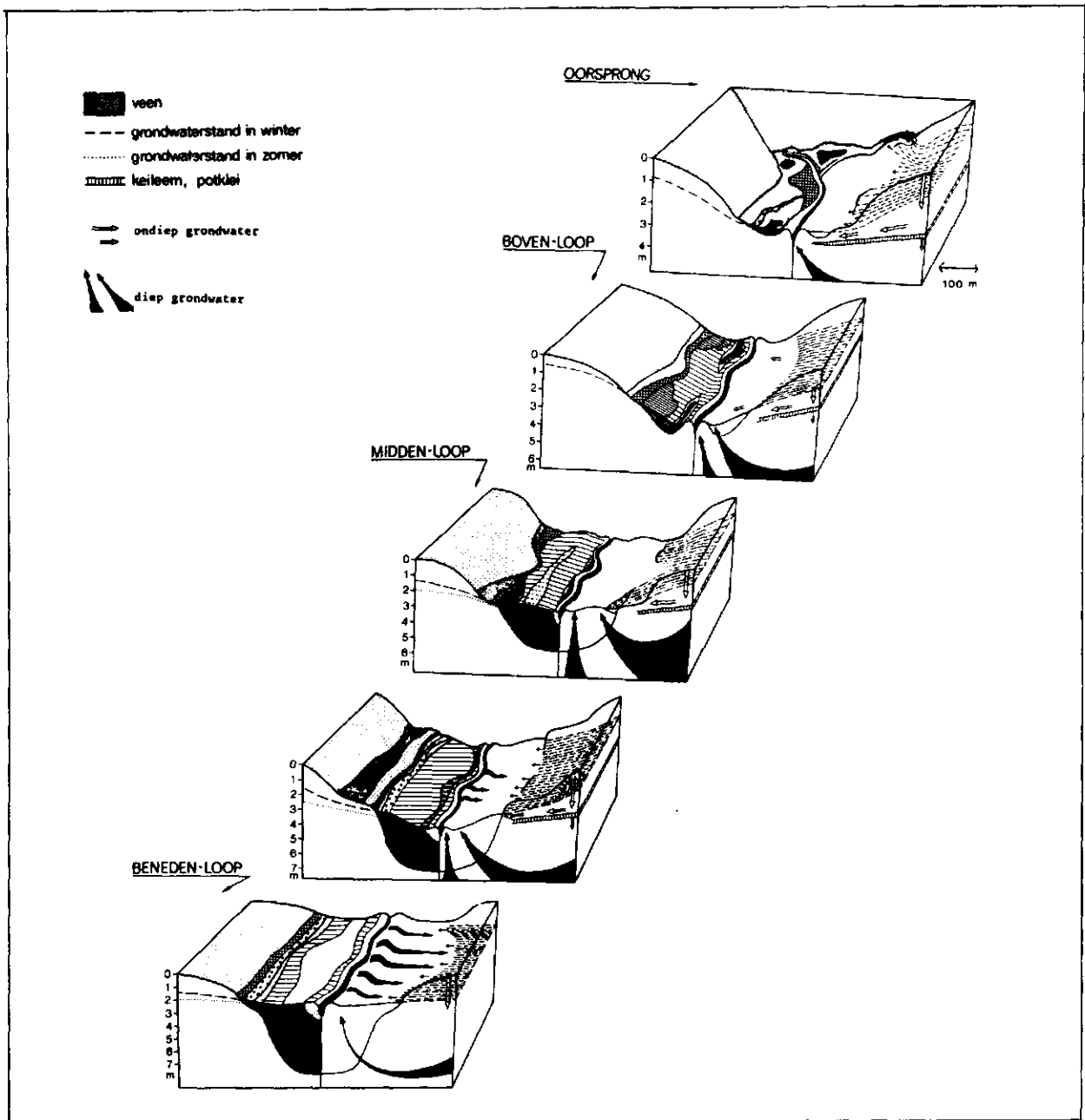
Het opkwellend diep en ondiep grondwater is van nature voedselarm. In de beekdalen heeft echter vaak veenvorming opgetreden, zodat in de loop der tijd veel organisch materiaal en nutriënten zijn opgehoopt. De nutriënten zijn echter slechts voor een klein percentage opneembaar voor planten.

Voor stikstofconcentraties wordt verwezen naar figuur 8.3 en de gegevens van van figuur 8.7 (hoofdstuk 8: beken). Uit deze gegevens blijkt dat de wateren die thans als meest onbeïnvloede bovenlopen worden gekarakteriseerd vaak een hoog nitraatgehalte hebben. Onbeïnvloede bovenlopen worden in Nederland nauwelijks meer aangetroffen.

9.3 Stikstofimmissie

Bemesting van graslanden in kwelgebieden vormt een belangrijke stikstofbron. Daarnaast kan waterinlaat een stikstofbron vormen. Waterinlaat vindt meestal in de benedenlopen plaats, waar het tot een verhoging van het stikstofgehalte leidt (Waterloopkundig Laboratorium 1987). Deze stikstofverhoging in het beekwater kan ook tot een stikstofbelasting van de aangrenzende graslanden aanleiding geven. Steeds meer gaat met over tot waterinlaat ook in bovenlopen (Werkgroep Watervoorziening Drenthe 1979).

Belangrijk in verband met stikstofverhoging is de ontwatering. Door de



Figuur 9.1. Verspreiding van vegetatietypen in het stroomdal van de Drentse Aa in oorsprong, boven-, midden- en benedenloop in relatie tot grondwaterstromingen. (Grootjans 1985b)

lagere grondwaterstand treedt een versnelde mineralisatie van organisch materiaal op, waardoor meer stikstof beschikbaar komt. In Dotterbloemvegetaties is een verhoging van de snelheid van de stikstofmineralisatie bepaald van 290 kgN/ha in een nat jaar tot 450 kgN/ha in een droog jaar (Grootjans 1985a).

Bemesting van infiltratiegebieden kan tot een verhoogde stikstofcon-

centratie in het diepe grondwater leiden (Werkgroep Nutriëntenbalans Drenthe 1986). Op langere termijn kunnen gebieden met kwel van diep grondwater hierdoor worden beïnvloed.

9.4 Effecten

Het effect van een verhoogde stikstofmineralisatie kan verschillende effecten hebben. Bij natte hooilanden worden de aanwezige soorten vervangen door grassen en ruigtkruiden, waaronder met name stikstof-indicatoren. De biomassa van de vegetatie stijgt. Bij blauwgraslanden daalt eveneens de abundantie van de kenmerkende soorten, maar er komen geen stikstofindicatoren voor in de plaats, wel een aantal andere soorten. De biomassa neemt af (Grootjans 1985a).

Hoewel de effecten heel verschillend blijken te zijn, vindt in beide gevallen een verarming op van de kenmerkende vegetatie. Zelfs als door de ontwatering geen verhoging van de stikstofmineralisatie plaatsvindt, kunnen negatieve effecten verwacht worden. De aanwezige vegetatie is afhankelijk van een uitgebalanceerde toestroom van verschillende grondwatertypen. Bij ontwatering wordt vaak het diepe, calcium-rijke grondwater weggevangen, waardoor zuur regenwater dieper de bodem kan binnendringen. Dit heeft uiteraard directe gevolgen voor de vegetatie.

Het zal geen betoog hoeven dat bemesting van de kwelmilieu's tot een sterke ontaarding en nivellering zal leiden.

9.5 Samenvatting

In onbeïnvloede beekdalen kunnen bijzondere hooiland-, moeras- en graslandvegetaties voorkomen. Verantwoordelijk hiervoor is de uitgebalanceerde toestroom van ondiep, mineralenarm en diep, mineralenrijk grondwater.

Bemesting van deze graslanden en verontreiniging van het grondwater met nitraat betekent een eutrofiëring van de van oorsprong weinig voedselrijke gronden. Door grondwateronttrekking (grondwaterstandverlaging) kan een versnelde mineralisatie van de strooisellaag optreden. Inlaat van gebiedsvreemd water, dat meestal een geheel andere chemische samenstelling heeft, wijzigt het kenmerkende chemische milieu van de van kwelwater afhankelijke vegetaties.

Alle genoemde gevallen van beïnvloeding resulteren in een ontaarding van het milieu en het verdwijnen van de kenmerkende kwelvegetaties.

10 STILSTAANDE, GOED GEBUFFERDE, ONDIEPE WATEREN

10.1 Inleiding

Stilstaande, goedgebufferde, ondiepe wateren komen over heel Nederland voor, maar het meest in het westen, midden en noorden van het land. Afhankelijk van allerlei abiotische factoren, zoals bodemsamenstelling, morfologie en hydrologie bestaat er een grote verscheidenheid aan subtypen binnen deze groep wateren. Toch wordt de groep als één geheel behandeld, omdat allerlei kenmerken en processen met betrekking tot nitraat in deze wateren overeenkomst met elkaar vertonen. Hoewel de soorten sterk verschillend kunnen zijn, speelt de primaire produktie een belangrijke rol bij de nutriëntenhuishouding. Belangrijk daarbij is, dat wegens stratificatie door de geringe diepte nutriënten na afsterven en afbraak van de primaire producenten opnieuw beschikbaar komen voor die primaire producenten. Dit is bij diepe wateren meestal niet het geval (hoofdstuk 11).

10.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Algemeen

Het organisch materiaal in stilstaande, ondiepe wateren is van autochtone oorsprong. De primaire produktie in het water zelf vormt de voedselbron voor de fauna. Naast dit systeem dat op de primaire produktie is geënt kan er ook een op detritus geënt systeem bestaan. Volgens Gulati (1975) speelt dit in het aquatisch milieu alleen een rol bij stromende wateren. In bosvijvers kan echter eveneens een op detritus gebaseerd systeem aanwezig zijn. Deze groep wordt hier verder buiten beschouwing gelaten.

De primaire producenten kunnen bestaan uit macrofyten, maar ook uit microfyten (zowel plankton als epifyten). Zowel macro- als microfyten vertonen een jaarcyclus: in het voorjaar treedt groei op en in het najaar sterven de planten af. Hierdoor ontstaat ook een jaarcyclus in de nutriëntenconcentraties: daling in het voorjaar en stijging in het najaar. De turnover van beide groepen is echter zeer verschillend: macrofyten hebben een generatieduur van vaak enkele maanden, microfyten soms van enkele dagen. Hoewel de concentratie aan nutriënten en microfyten enige tijd constant kan zijn vindt toch meestal een snelle turnover plaats (Lehman 1984).

Primaire produktie

Macrofyten kunnen al of niet in de bodem wortelen. Dit verschil heeft consequenties voor de opname van nutriënten. Best (1982) onderscheidt drie groepen macrofyten: soorten die diep in de bodem wortelen en de nutriënten voornamelijk uit de bodem halen, soorten die ondiep wortelen, maar de nutriënten daar niet uit halen maar uit de waterkolom en soorten die vrij in het water zweven en de nutriënten uiteraard eveneens uit de waterkolom halen.

Voor wortelende planten is de bodem de belangrijkste bron van nutriënten. Hierin is de concentratie veel hoger dan in het water. Van de totaal in het systeem aanwezige stikstof bevindt 94% zich in de bodem. Hoewel het grootste gedeelte daarvan niet direct voor planten opneembaar is, is de concentratie wel opneembare nutriënten in het bodemwater toch nog vele malen groter dan in de waterkolom (Brock 1985, Stemkens & Maekes 1978).

De produktie van nymphaeiden kan bijna drie maal zo groot zijn als de bovengrondse biomassa. Dit komt doordat oude bladeren afsterven en nieuwe aangroeien. De leeftijd van bladeren bedraagt enkele tientallen dagen (Brock 1985). De produktie van fytoplankton in een door nymphaeiden gedomineerd systeem is ca. 2.5 maal die van de nymphaeiden (Roijackers 1985).

De produktie van het fytoplankton wordt niet alleen bepaald door de nutriëntenconcentratie, maar ook door de morfometrie, de hydrologie (Berger 1987), de begrazing (Lehman 1984), vele andere chemische stoffen (Schmidt-van Dorp 1978) en licht (Zevenboom 1980). Belangrijk voor de grootte van de primaire produktie is de verhouding met andere voedingsstoffen, met name fosfaat. Verondersteld wordt dat fosfaat in zoet water meestal de beperkende factor is. Toch blijkt dat ook stikstof als beperkende factor regelmatig voorkomt (Schmidt-van Dorp 1978, Hoogheemraadschap van Rijnland 1984).

Uiteraard is de samenstelling van zowel de macrofyten- als de microfytengemeenschap afhankelijk van allerlei abiotische en ook biotische factoren. Een klassificatie van waterplantenvegetaties geven bijvoorbeeld Westhoff en Den Held (1975) en Den Held (1985).

Fauna

De fauna is wat voedsel betreft aangewezen op de primaire produktie. Lehman (1984) vermeldt dat zoöplankton selectief is in zijn voedselkeuze. De filtersnelheid is niet constant en hangt ondermeer af van de soort en

de hoeveelheid beschikbare voeding. Volgens Berger (1987) kan de filtercapaciteit van zoöplankton oplopen tot 4.7 maal de inhoud van een meer per dag. Sprules & Knoechel (1984) vinden dat de standing-crop van algen groter is dan die van zoöplankton. In laag-productieve meren komen voornamelijk grote zoöplanktonsoorten voor en kleine fytoplanktonsoorten.

Nutriënten

Bij de nutriëntenkringloop zijn van belang: de opname door primaire producenten, opname door consumenten, afbraak, vastlegging in het bodem-sediment en omzettingsprocessen in de bodem. Door de relatieve korte generatieduur van microfyten doorlopen de nutriënten verscheidene keren per jaar de cyclus van assimilatie en dissimilatie. Bij macrofyten ligt dat veel lager wegens de veel langere levensduur. Bij de afbraakprocessen van microfyten speelt volgens Lehman (1984) het afsterven, de autolyse en de afbraak door bacteriën een ondergeschikte rol. Veel belangrijker is het proces van begrazing door zoöplankton. Na opname wordt een gedeelte geassimileerd, de rest wordt uitgescheiden. Via deze uitscheiding komen de nutriënten weer vrij voor de primaire produktie. Welk gedeelte wordt uitgescheiden of geassimileerd hangt af van de soort, de hoeveelheid beschikbaar voedsel en de eetsnelheid. De uitscheiding van stikstofverbindingen is meestal in de vorm van ammoniak, dat na reageren tot ammonium direct opneembaar is voor algen. Omdat deze opname inderdaad vrijwel direct plaatsvindt kan de nutriëntenconcentratie toch laag zijn.

Bij waterplanten is de begrazing van veel minder belang. Volgens Brock (1987) wordt 10% van de produktie van nymphaeiden begraasd. Na afsterven wordt het grootste deel in de detrituslaag afgezet (Gopal 1983). Hier kan de decompositie plaatsvinden, maar ook immobilisatie. Niet-wortelende waterplanten veroorzaken dus een nutriëntenstroom van de waterlaag naar de bodem. Bij wortelende planten kan het omgekeerde plaatsvinden. Brock (1985) heeft voor nymphaeiden aangetoond dat, hoewel het grootste gedeelte van de uit de bodem opgenomen nutriënten na afsterven weer in de bodem terechtkomt, de planten netto als een nutriëntenpomp werken van bodem naar water.

In de bodem kan zowel nitrificatie als denitrificatie optreden. Nitrificatie treedt onder aerobe omstandigheden op, meestal in de bovenste laag van het sediment. Denitrificatie treedt onder anaerobe omstandigheden op, meestal in een iets diepe gelegen bodemlaag. Denitrificatie wordt geremd door hoge zuurstofconcentraties en gestimuleerd door een

hoog organisch-stofgehalte (Van Kessel 1976, Christensen & Sørensen 1986). Bij denitrificatie wordt een gedeelte van de stikstof tevens gebruikt voor celopbouw. Dit is echter slechts 3-6% en is bovendien een tijdelijk proces (Van Kessel 1976). Enkele waarden van de denitrificatiesnelheid zijn in tabel 10.1 gegeven. Als een waarde van 5 kgN/ha/d wordt aangenomen, betekent dit dat bij een 1 m diep water in twee dagen de stikstofconcentratie 1 mgN/l gedaald is. Anderzijds komen ook stikstofbindende bacterien in het water voor.

Tabel 10.1. Denitrificatiesnelheid in de onderwaterbodem.

Auteur, jaar	Denitrificatiesnelheid (kgN/ha/d)
Van Kessel 1976	5.4
Andersen & Hansen 1982	5
Van Belois e.a. 1984	2.4-12
Christensen & Sørensen 1986	6.1 (winter)
	60 (zomer)

Een aardige indicatie van de rol van bodemorganismen geeft Brinkhurst (1972). In 'sludge-worms' in een bepaald meer is 7 ton N constant in wormweefsel aanwezig. Per jaar circuleert 113 ton N, dit is 28 gN/m²/jr.

Enkele natuurlijke gehalten van stikstofverbindingen in ondiepe, stilstaande, neutrale wateren staan in tabel 10.2.

Tabel 10.2. Stikstofconcentratie in onbeïnvloede plassen*.

Bemonsterd water	NO ₃ (mgN/l)	NH ₄ (mgN/l)
gemiddelde	0.6	0.2
Rijnlands boezem + Alkmaardermeer	2.3 - 2.8	
Ketelmeer	2.8	0.8
Biesbosch	2.8	0.3 - 0.6

* 65 meren in heel Nederland, bemonsterd in 1960. Leentvaar 1963a

10.3 Stikstofimmissie

De belasting met stikstofverbindingen kan op verschillende manieren plaatsvinden:

Een belangrijke bron vormt de uitspoeling uit landbouwgronden. Naar de grootte van deze diffuse bron en de factoren die daarop van invloed zijn is veel onderzoek gedaan (bv. De Molenaar 1980, Kolenbrander 1971). De grootte is o.a. afhankelijk van de bodemsamenstelling, het landgebruik, de hoeveelheid, aard en tijdstip van bemesting en de grondwaterstand (tabel 10.3). De uitspoeling vindt meestal plaats als nitraat, omdat ammonium sterker gebonden wordt aan bodemdeeltjes.

Tabel 10.3. De jaarlijkse uitspoeling van stikstof in Nederland op bebouwd land bij een normale drainwaterproduktie (350 mm/jaar).

Landgebruik	Bemesting (kg N/ha)	Uitspoeling (kg N/ha)		
		Zandgrond	Zavel- en kleigrond	Totaal (gew. gem.)

BOUWLAND (opp. in milj. ha:)		(0.35)	(0.41)	(0.76)
Onbemest		60	25	41 (71%)
Kunstmest 90		20	5	12 (20%)
Org. mest 100		8	3	5 (9%)
Totaal		88	33	58 (100%)
GRASLAND (opp. in milj. ha:)		(0.75)	(0.38)	(1.13)
Onbemest		7	7	7 (55%)
Kunstmest 200		2	2	2 (15%)
org. mest 100		4	4	4 (30%)
Totaal		13	13	13 (100%)
CULTUURLAND (opp. in milj. ha:)		(1.10)	(0.79)	(1.89)
Onbemest		24	16	21 (65%)
Kunstmest 156		8	4	6 (20%)
Org. mest 100		5	3	5 (15%)
Totaal		37	23	32 (100%)

Bron: Kolenbrander 1971.

Directe lozingen van effluenten van zuiveringsinstallaties zijn belangrijke puntbronnen. Bij een goede zuivering wordt ammonium omgezet in natrium, wat in het effluent terecht komt.

De aanvoer van stikstof met de grote rivieren speelt een belangrijke rol bij alle wateren die in de uiterwaarden liggen, maar ook bij de wateren waarbij Rijnwater wordt ingelaten. Dit inlaten vindt op steeds grotere schaal plaats, vaak ook op hoger gelegen zandgronden.

Een 'natuurlijke' stikstofbron kunnen uitwerpselen van vogels vormen. Bij grote kolonies broedende vogels kunnen grote hoeveelheden stikstof in het water terecht komen (guanotrofiëring). Dit heeft bijvoorbeeld een rol gespeeld bij de Bakkerskooi (Leentvaar 1965) en speelt thans nog een rol in het Naardermeer (Denneman & de Vries 1985).

10.4 Effecten van beïnvloeding

Algemeen

Het belasten van oppervlaktewater met voedingsstoffen resulteert in een toename van de primaire produktie. Naast een toename van algen of hogere planten treden nog allerlei andere effecten op: verschuiving van de soortensamenstelling (zowel van micro- en macrofyte als van micro- en macrofauna), effecten op de diversiteit van de biocoenose, op de chemische variabelen (zoals zuurstofgehalte, pH en alkaliniteit), effect op kleur, geur en detritusvorming. Of deze effecten inderdaad optreden hangt behalve van de mate van de nutriëntenbelasting af van allerlei andere factoren, zoals de bodemsamenstelling, de verblijftijd, de diepte, het beheer, graas door zoöplankton.

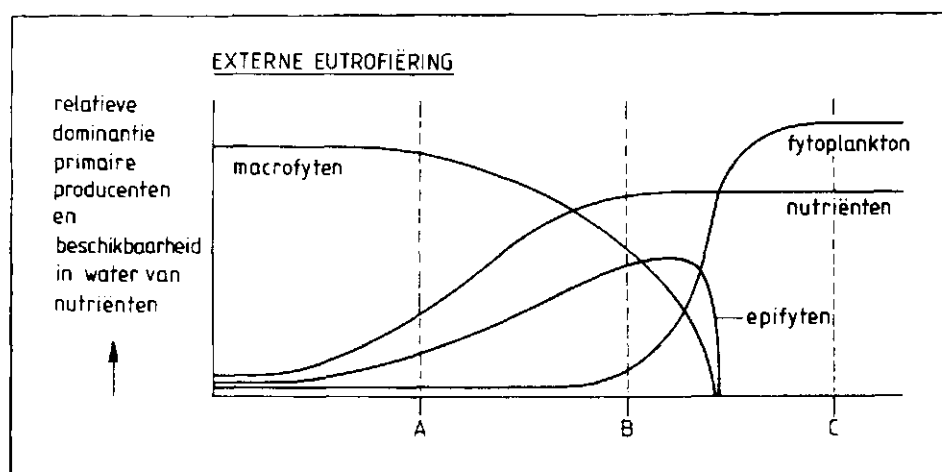
Primaire produktie

Door toename van het stikstofgehalte in het water stijgt de produktie van macrofyten (Hutchinson 1957, Best 1982). Als een andere factor dan stikstof beperkend wordt (bijvoorbeeld licht) kunnen de planten bij toenemende stikstofgehalten toch meer stikstof opnemen (luxury-uptake) (Hutchinson 1957, Gopal 1983).

Naast deze produktietoename treedt een verschuiving op in soortensamenstelling. Als de waterkolom voedselarm is, bepaalt de bodemsamenstelling in belangrijke mate de soortensamenstelling en de produktie. Bij toename van de voedselrijkdom van de bodem treedt een verandering in soortensamenstelling op naar soorten die de waterlaag zo optimaal mogelijk

opvullen. Hierdoor kan de produktie sterk toenemen (verticale strategie) (De Lyon & Roelofs 1986). Bij een voedselrijke waterkolom is de invloed van de bodemsamenstelling van minder invloed op de soortensamenstelling. Door het eutrofe karakter van de waterkolom neemt de abundantie van soorten die hun hoogste biomassa in de bovenste laag hebben sterk toe (verticale strategie). Uiteindelijk kan een drijvende, niet-wortelende laag ontstaan, bijvoorbeeld van kroos (De Lyon & Roelofs 1986). Voor oligotrofe, harde wateren noemt Best (1982) bij eutrofiëring een soortverschuiving van Characeae en Najas spp. naar Potamogeton spp., Zannichellia spp., Myriophyllum spicatum en Elodea canadensis.

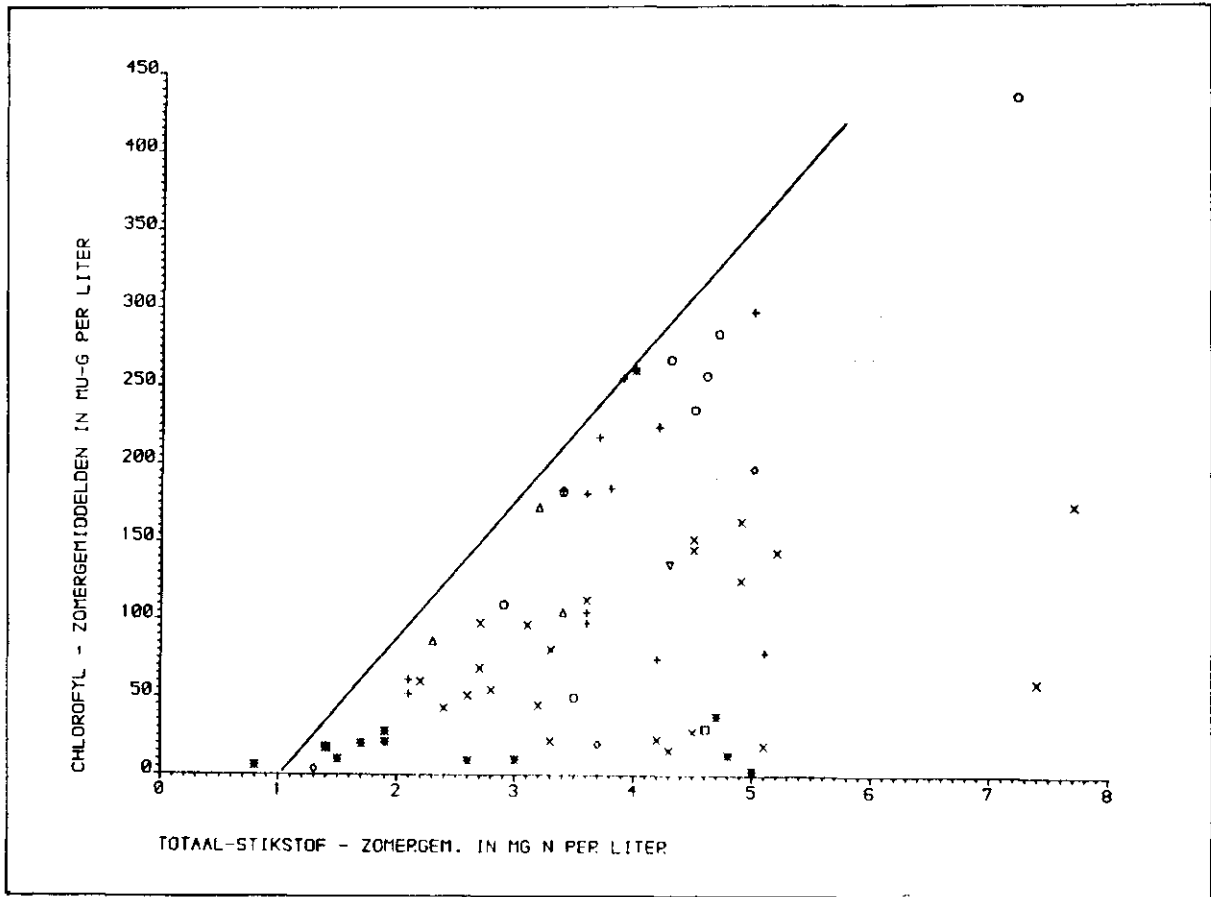
Bij toename van de nutriënten kan lichtconcurrentie met algen optreden, waardoor de macrofyten vervangen kunnen worden door microfyten (Best 1982, Van Vierssen e.a. 1985, figuur 10.1).



Figuur 10.1. De relatieve dominantie van een drietal primaire producenten en de beschikbaarheid van nutriënten in een door externe eutrofiëring belast aquatische ecosysteem gedurende een groeiseizoen. De verschillende snelheden van de veranderingen in de dominantieverhoudingen van de primair producenten zijn weergegeven door de lengte van het groeiseizoen verschillend aan te geven (A, B, C). (Van Vierssen e.a. 1985).

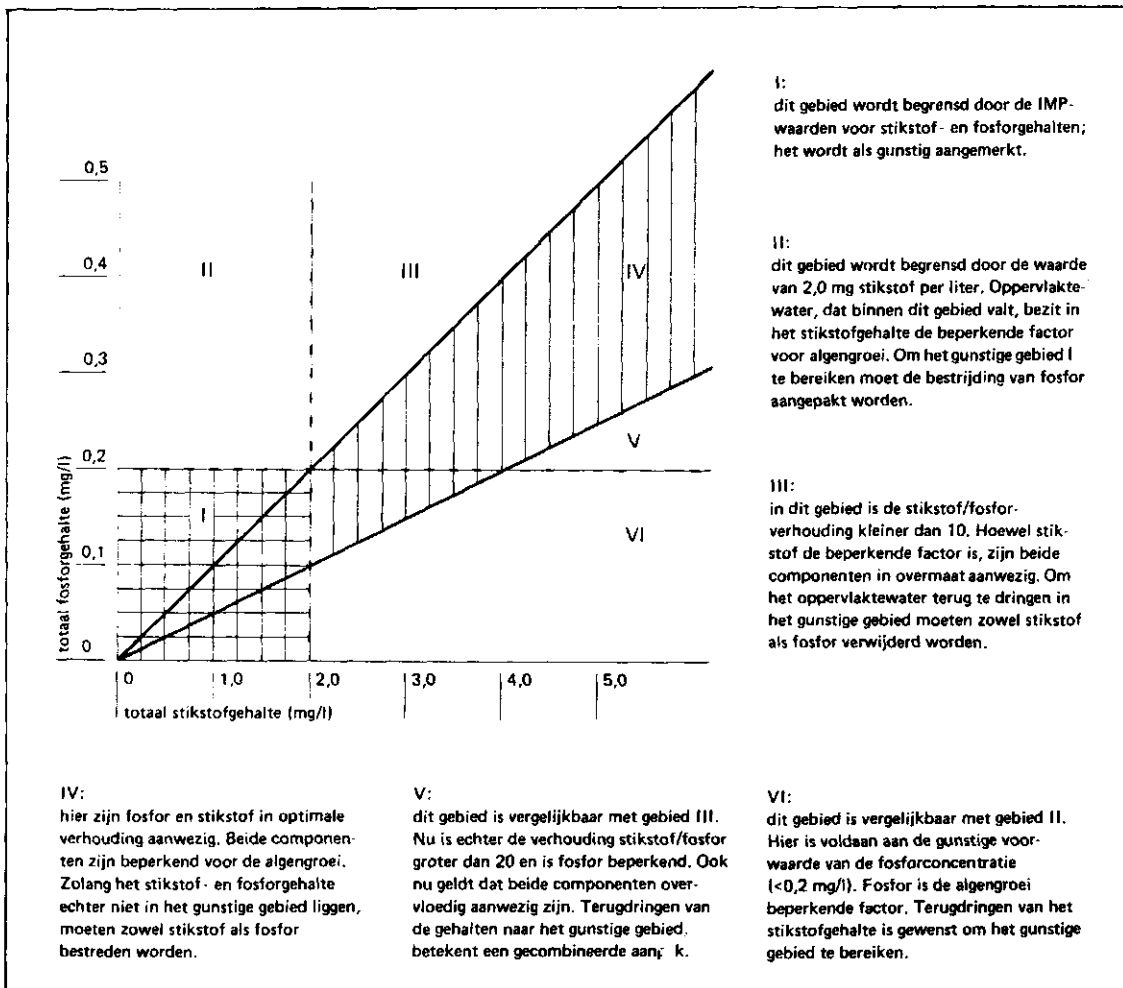
De toename van microfyten door nutriëntentoevoer ("algenbloei") wordt bekend verondersteld. Hier wordt alleen gewezen op de resultaten van de eutrofiëringssenquete door de CUWVO, waaruit een verband tussen nutriënten en chlorofylgehalte is afgeleid (Coördinatiecommissie Uitvoering Wet

Verontreiniging Oppervlaktewateren 1980) (figuur 10.2).



Figuur 10.2. Correlatie tussen chlorofyl en totaal-stikstofgehalte, gemiddelde voor het zomerhalfjaar. De getrokken lijn geeft ongeveer de maximale verhouding aan. (Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren 1980)

Een belangrijk aspect bij het probleem van algengroei door nutriëntentoevoer is de verhouding van de voedingsstoffen, met name van stikstof en fosfor. Afhankelijk van die verhouding is namelijk een van beide nutriënten de beperkende factor voor de primaire produktie. Door Schmidt-van Dorp (1978) is de verhouding van N:P waarboven fosfor en waarbeneden stikstof beperkend is, bepaald als 16:1. Door het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland (Anoniem 1981) wordt hiervoor een range van 10:1 tot 20:1 gebruikt, waarbij bovendien de grenzen 0.2 mgP/l en 2 mgN/l gehanteerd worden waarboven fosfor resp. stikstof nooit beperkend is, maar bijvoorbeeld licht (figuur 10.3).



Figuur 10.3. Verhouding van stikstof/fosfor in relatie tot algengroei (Anoniem 1981).

Ook Zevenboom (1980) hanteert naast stikstof- en fosforbeperking de lichtbeperking als verklarende variabele voor algengroei.

Zevenboom (1980) verklaart met de factoren stikstof, fosfaat en licht niet alleen de grootte van de biomassa of de primaire produktie, maar ook welke soort als dominante optreedt in de microfytenoecose. De invloed van licht bij het optreden van blauwwierbloei in ondiepe wateren wordt ook door Berger (1987) gebruikt. Het optreden van blauwwierbloei hangt volgens Berger af van de nutriëntenconcentratie, de verblijftijd, het diepteprofiel van het meer, het optreden van circulatie door wind en de aanvangsconcentratie aan blauwwieren in het vroege voorjaar. Zijn deze factoren gunstig (dat wil zeggen: hoge nutriëntenconcentratie, lange

verblijftijd, groot gedeelte van het oppervlak ondiep, maar met een klein dieper gedeelte, geen circulatie door wind en een hoge beginconcentratie van blauwwieren) en is de temperatuur hoog genoeg dan kan een permanente blauwwierbloei optreden. De zelfbeschadwing is daarbij een van de factoren die de permanentie van de bloei garanderen. Door de hoge dichtheid kan het licht niet ver indringen, waardoor de mogelijkheden voor de groei van groenwieren sterk afnemen. De schaduwminnende blauwwieren zijn in het voordeel ten opzichte van de groenwieren. Verder spelen de lage onderhoudsenergie van de blauwwieren, het drijfvermogen, de uitscheiding van toxinen en de slechte begraasbaarheid door de draadvorm een rol bij de instandhouding van de dominantie van deze groep (Berger 1987). De begraasbaarheid van blauwwieren is door Richter e.a. (1987) in enclosures in het Tjeukermeer onderzocht. Zoöplankton had geen effect op de blauwwierpopulatie. Alleen de driehoeksmossel Dreissena polymorpha kon de blauwwieren effectief begrazen. Hierdoor ontsoond echter een bloei van groenwieren.

Het optreden van blauwwierbloei wordt als zeer ongewenst beschouwd. De ongunstige eigenschappen van blauwwieren zijn:

- * produktie van geur- en smaakstoffen,
- * uitscheiding van toxinen,
- * de hoge dichtheid dat een sterke troebelheid veroorzaakt,
- * het drijfvermogen.

Problemen ontstaan bij de drinkwaterbereiding (ook in verband met het dichtslaan van filters en de afname van pompcapaciteiten), de recreatie (bv. onaantrekkelijkheid zwemmen) en de sportvisserij (daling van de vispopulaties, alleen de brasem neemt in aantal toe) (Berger e.a. 1986, Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren 1980, Provinciale Waterstaat van Friesland 1976).

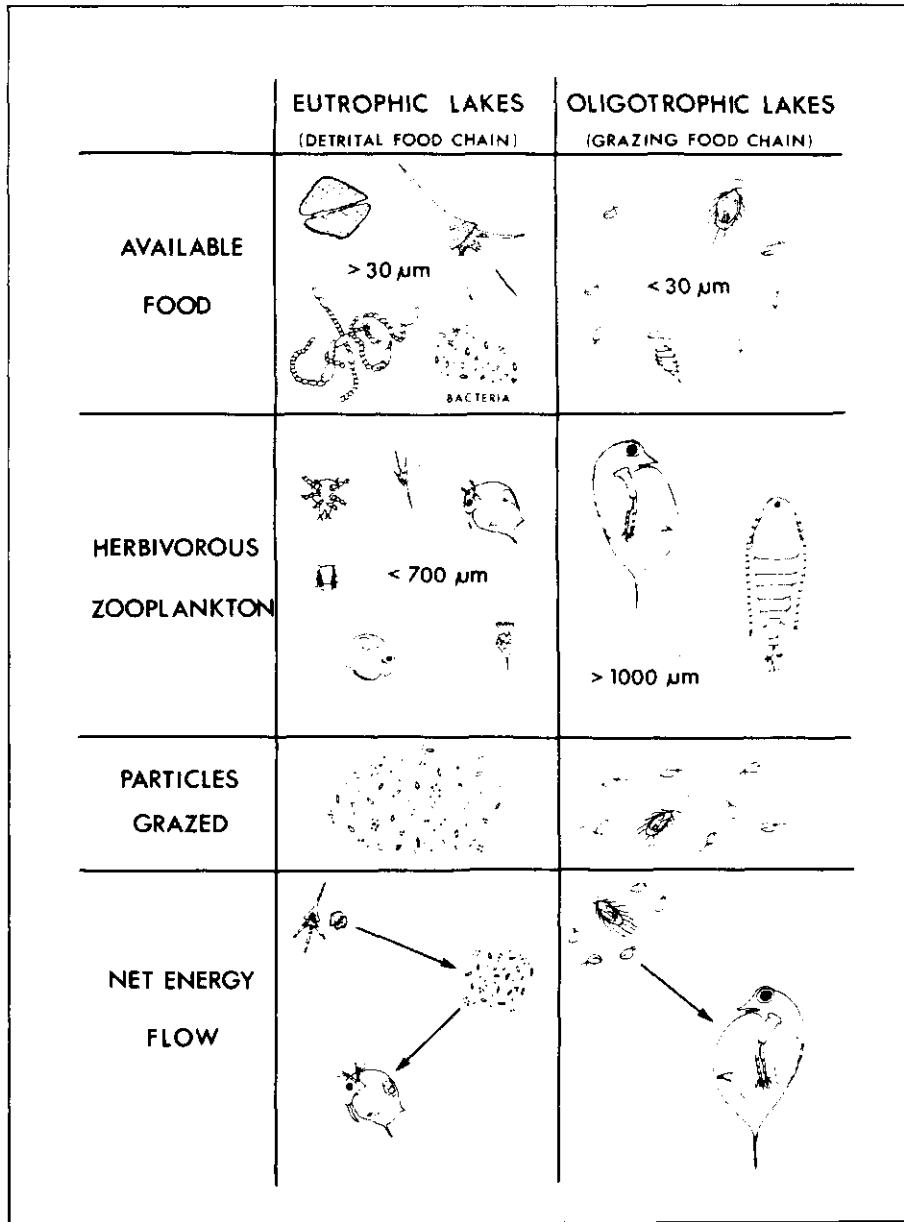
Vaak wordt zuurstofloosheid als een van de neveneffecten van eutrofiëring genoemd. Door de zuurstofconsumptie van de algen zou het gehalte 's nachts sterk dalen. Volgens Leentvaar (1979) is dit echter niet het geval. Het optreden van zuurstofloosheid is een kenmerk van saprobiëring. Bij saprobiëring wordt door de organische belasting een sterke aanslag op de zuurstof gedaan, overigens ook overdag. Bij eutrofiëring vindt overdag een zuurstofoververzadiging plaats, maar 's nachts geen (sterke) onderverzadiging. Eutrofiëring en saprobiëring treden echter vaak tegelijk op, zodat in de praktijk inderdaad overdag oververzadiging en 's nachts zuurstofloosheid kan optreden. Bovendien

treedt een indirecte saprobiëring op bij eutrofiëring, namelijk als de algen afsterven. Toch noemt Berger (1987) zuurstofloosheid wel een direkt gevolg van eutrofiëring: Bij sterke eutrofiëring (door Leenvaar (1979) hypertrofiëring genoemd) treedt een massale groei op van een gering aantal soorten. Dit zijn volgens Berger K-selectieve soorten die een lage groeisnelheid hebben en weinig onderhoudsenergie verbruiken. Ondanks dit lage onderhoudsenergieverbruik daalt de verhouding produktie/respiratie. Hierdoor ontstaat een labiele, sterk fluctuerende zuurstofhuishouding, waardoor de duur en het volume van zuurstofloosheid in het water toenemen.

Fauna

Uiteraard hebben veranderingen in de biomassa en de soortensamenstelling van micro- en macrofyten direct (bijvoorbeeld via voedselaanbod) en indirect (bijvoorbeeld via licht en zuurstofhuishouding) invloed op de fauna. In sloten heeft Verdonschot (in prep.) verschuiving in de soortensamenstelling aangetoond en gekwalificeerd voor verschillende typen sloten. De beïnvloeding die deze soortverschuiving veroorzaakt wordt aan eutrofiëring toegeschreven, die dan voornamelijk in het fosfaatgehalte tot uitdrukking komt. Het stikstofgehalte blijkt veel minder gerelateerd aan genoemde soortverschuivingen. Ook Claassen (1987) vindt dat het stikstofgehalte weinig varieert (weinig verklarend is) voor de verschillende typen oppervlaktewateren in Friesland, in tegenstelling tot het fosfaatgehalte.

De verandering in soortensamenstelling van het fytoplankton door eutrofiëring resulteert in een verandering in de soortensamenstelling van het zoöplankton. Zijn het in oligotrofe meren vooral grote (groter dan 1000 μm) herbivore zoöplankton soorten die kleine (kleiner dan 30 μm) algen eten, in geëutrofieerde meren zijn het juist kleine zoöplankton soorten die bacteriën eten. Deze bacteriën zorgen voor de afbraak van het fytoplankton, dat uit grote soorten bestaat (Sprules & Knoechel 1984, figuur 10.4). Ook Van Liere (1986) vindt dat de grotere zoöplanktonsoorten in de zomer in de eutrofe Maarsseveense plassen ontbreken.



Figuur 10.4. Schematische weergave energiestroom in eutrofe en oligotrofe Europese meren. (Sprules & Knoechel 1984).

Nutriënten

Bij eutrofiëring vindt een belasting van het oppervlaktewater plaats met nutriënten. Als hierdoor een verhoogde primaire produktie optreedt kunnen de nutriëntengehalten toch laag blijven. Alleen buiten het groeiseizoen zijn dan hoge gehalten waar te nemen zodat een sterke jaarfluctuatie optreedt. Bij hypertroof water vindt in tegenstelling tot eutroof water geen totale uitputting van de voedingsstoffen plaats (Leentvaar 1979). De

primaire produktie wordt dan door een andere factor, meestal licht gelimiteerd. Wel wordt een deel van de belasting door de primaire producenten onttrokken. Bij een vroeg in het voorjaar optredende algenbloei komen de nutriënten pas later in het jaar weer vrij. Door dit achterhouden komen voor latere micro- en macrofyten meer nutriënten beschikbaar.

De genoemde jaarcyclus van nutriënten is voor stikstofverbindingen gecompliceerder door allerlei omzettingprocessen in voornamelijk de onderwaterbodem. Hierdoor varieert de vorm waarin de stikstof voorkomt, maar ook het totale gehalte. Bij de afbraak van organische stoffen komt vooral ammonium vrij. Aan het eind van het groeiseizoen stijgt dan het gehalte daarvan. In de loop van de winter wordt de ammonium omgezet in nitraat (nitrificatie), zodat aan het begin van het groeiseizoen meestal voornamelijk nitraat als stikstofbron beschikbaar is. Bij toenemende eutrofiëring wordt niet meer alle ammonium in nitraat omgezet, omdat nitrificatie door de lage temperatuur te langzaam verloopt (Berger 1987). Een indicatie van jaarfluctuaties van stikstofverbindingen geeft tabel 10.4.

Tabel 10.4. Jaarvariatie nitraatconcentratie in beïnvloede wateren.

Auteur, jaar	Nitraatconcentratie (mgN/l)		Opmerkingen
	Minimum	Maximum	
Leentvaar 1965	spoor	5.0	Gat in Bakkerskooi
Zevenboom 1980	minder dan 0.4	0.7-1.4	Wolderwijd
Anoniem 1981	2	10	IJsselmeer
Eulen 1983	0.1-0.2	0.6-0.8	Veluwemeer/Drontermeer
Berger 1987	0.1	2	Veluwemeer

Denitrificatie is een belangrijk proces waarbij stikstof uit het aquatisch milieu verdwijnt. Omdat denitrificatie een anaeroob proces is en bij eutrofiëring vaak een toename plaatsvindt van de detrituslaag en een afname van de zuursof daarin, is denitrificatie juist in die gevallen belangrijk (Van Kessel 1976).

10.5 Samenvatting

In ondiepe wateren speelt de primaire produktie door micro- en/of macrofyten een belangrijke rol met betrekking tot de nutriëntenhuishouding. Belangrijk is dat nutriënten na afsterven van de primaire producenten vrij snel opnieuw voor hen beschikbaar komen. Denitrificatie speelt een belangrijke rol bij de stikstofeliminatie. De stikstofconcentratie vertoont een sterke seizoensfluctuatie. Van nature bestaan er bovendien verschillen in trofische niveau's tussen Nederlandse plassen. De nitraatconcentratie varieert van minder dan 1 mgN/l tot enkele milligrammen stikstof per liter.

Stikstofbronnen vormen: uitspoeling uit (bemeste) landbouwgronden, directe effluentlozingen en de grote rivieren. Bij grote kolonies broedende vogels speelt guanotrofie een rol.

Door eutrofiëring treedt een soortverschuiving op in micro- en macrofytensamenstelling. Ook kunnen macrofyten verdrongen worden door microfyten. Belangrijke factoren zijn de N/P-verhouding, de hydrologie, de morfologie en de transparantie. De indirecte gevolgen van toename van primaire producenten (vooral microfyten) zijn: verandering van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap, een slechtere zuurstofhuishouding en troebelheid. Bij de bloei van blauwwieren zijn bovendien exotoxinen, geur- en smaakstoffen en het drijven van de algenmat ongunstige effecten.

11 DIEPE WATEREN

11.1 Inleiding

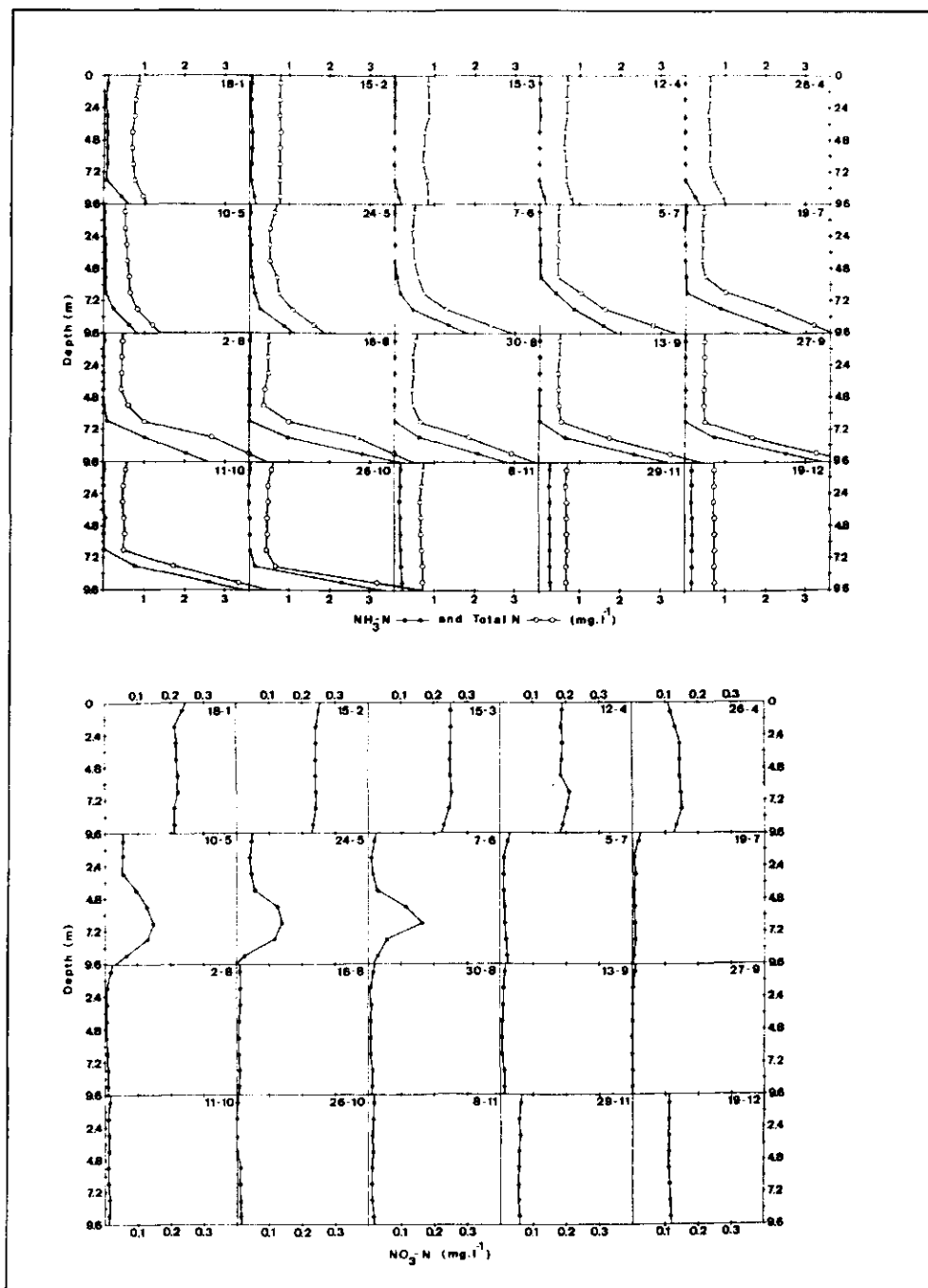
In dit hoofdstuk worden wateren behandeld waarvan de diepte zo groot is dat tenminste een gedeelte van het jaar stratificatie kan optreden. De spronglaag ligt vaak op ca. 10 meter, maar ook bij minder diepte kan stratificatie optreden. Door de stratificatie is de uitwisseling tussen de bovenlaag (epilimnion) en de benedenlaag (hypolimnion) in sterke mate verminderd, wat directe gevolgen heeft op de huishouding van onder andere zuurstof, nutriënten en organische stof. Om deze reden worden diepe wateren apart behandeld.

Diepe wateren komen in Nederland van nature weinig voor. Als half-natuurlijke diepe wateren kunnen sommige doorbraakkolken beschouwd worden. Verder bestaan de Nederlandse diepe wateren uit zand-, grind- of kleigaten en kunnen dus overal in het land worden aangetroffen. In het buitenland komen wel van nature diepe meren voor. De theorievorming over trofie en saprobie vindt in west-Europa zijn oorsprong in deze diepe wateren.

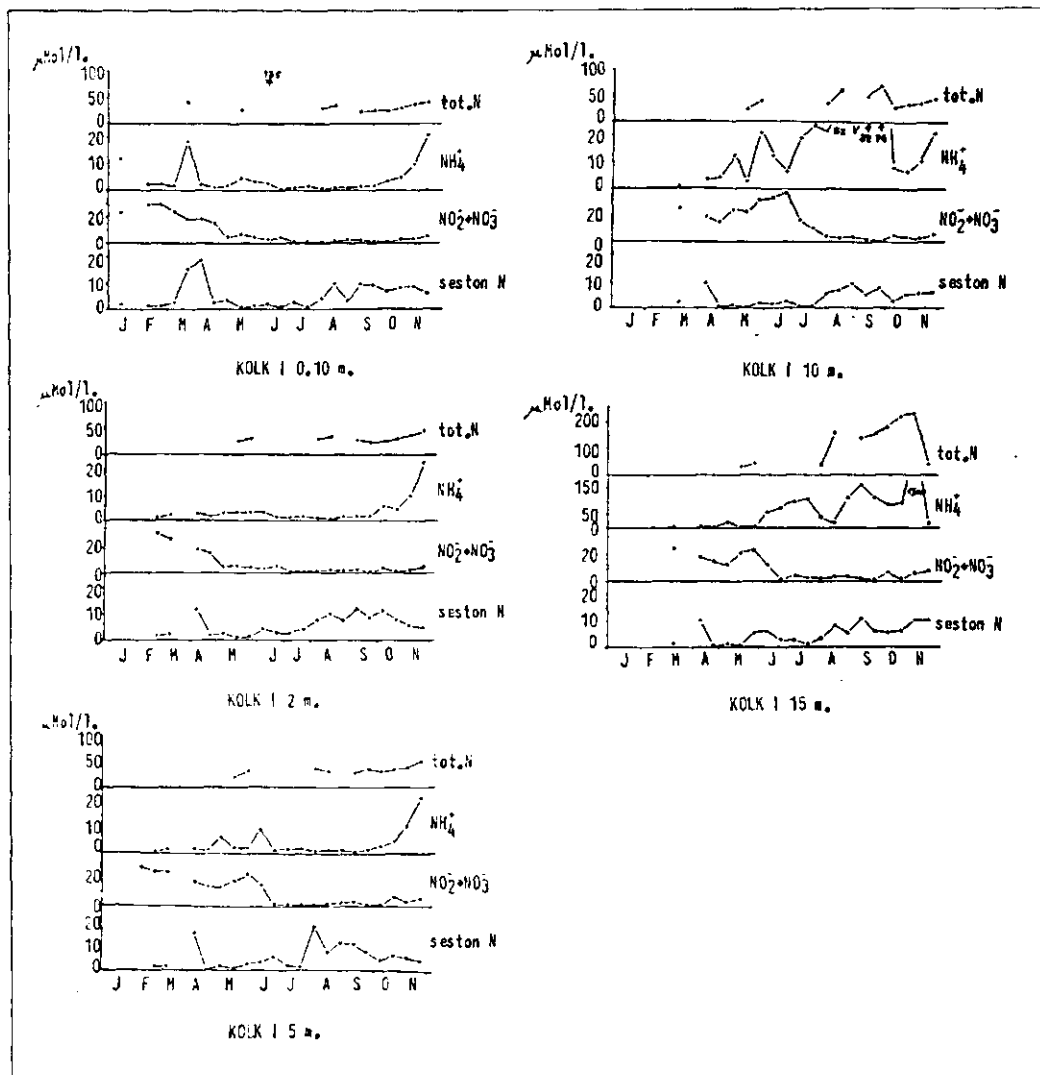
11.2 Systeembeschrijving ongestoorde situatie

Het optreden van stratificatie in de zomer heeft gevolgen voor de huishouding van een groot aantal stoffen, de primaire produktie, enz. De primaire producenten, die nutriënten in het groeiseizoen uit het epilimnion opnemen, zakken na afsterven naar het hypolimnion. Slechts een gedeelte wordt voortijdig afgebroken of opgenomen, zodat netto een nutriëntenflux naar beneden ontstaat. Dit impliceert, sterker dan bij ondiepe wateren het geval is, dat de nutriëntenvoorraad in het epilimnion tijdens het groeiseizoen uitgeput raakt. In het hypolimnion worden de organische stoffen (de afgestorven algen) afgebroken, waarbij zuurstof verbruikt wordt. Door de aanwezige stratificatie verloopt de aanvulling van zuurstof vanuit het epilimnion langzamer, zodat de zuurstofconcentratie in het hypolimnion daalt. Door deze lage zuurstofconcentratie verloopt de stikstofafbraak niet verder dan tot ammonium: nitrificatie treedt niet op. Denitrificatie van de nog eventueel aanwezige nitraat daarentegen treedt wel op. Het gevolg is dat het hypolimnion weinig of geen nitraat bevat, maar juist meer ammonium. Pas tijdens de herfst-circulatie wordt de ammonium uit het hypolimnion en de zuurstof uit het epilimnion over de hele waterkomom gemengd, zodat stikstof beschikbaar

komt en dankzij nitrificatie niet alleen als ammonium maar ook als nitraat (Vollenweider 1968). Als voorbeeld voor het verloop van het stikstofconcentratieprofiel in de tijd zijn de resultaten van Verdouw & Dekkers (1982) (figuur 11.1) en van Berg & Verstraelen (1978) (figuur 11.2) bijgevoegd.



Figuur 11.1. Concentratieprofiel van nitraat, ammonium en totaalstikstof in het plasje Vechten (oostelijk deel) gedurende 1977. (Verdouw & Dekkers 1982).



Figuur 11.2. Verloop van de stikstofconcentraties in het Haarsteegse Wiel, Kolk I op verschillende diepten. (Van de Berg & Verstraelen 1978).

De macrofauna vertoont ook een verticale zonatie die naast de stratificatie samenhangt met de beperkte productieve zone. Alleen in deze laag kan men herbivoren aantreffen. De lagen daaronder zijn aangewezen op het detritivore systeem.

11.3 Stikstofimmissie

Doorbraakkolken worden meestal direkt door water van de grote rivieren beïnvloed. Dit vormt een belangrijke stikstofbron. Meestal worden de omliggende gronden landbouwkundig gebruikt, zodat de landbouw een tweede belangrijke stikstofbron vormt. Voor winningsgaten zijn beide stikstof-

bronnen vaak ook van belang. Waarschijnlijk zijn alleen zandwingaten weinig beïnvloed en oligotroof.

11.4 Effecten van beïnvloeding

Toevoer van nutriënten zal tot een toename van de primaire-productie-snelheid leiden, waardoor afgestorven algen in vergrote mate naar het hypolimnion uitzakken. In eerste instantie zullen daar de effecten verwacht kunnen worden. De algendichtheid van het epilimnion zal niet zo sterk toenemen als in ondiepe wateren, zodat het chlorofylgehalte meestal beneden de 0.1 mg/l zal blijven (Berger 1987). Ook de nutriëntengehalten zullen in het groeiseizoen in het epilimnion laag blijven.

De toename van toevoer van organische stoffen naar het hypolimnion zal een grotere aanslag op de zuurstofvoorraad doen. De kans op zuurstofloosheid wordt groter waardoor de organische stof slechts gedeeltelijk wordt afgebroken. De faunasamenstelling zal verschuiven naar soorten die lage zuurstofgehalten kunnen verdragen. Volgens Jónasson (1969) is de fauna in een Deens meer bij de zuurstofarme bodem (20 meter diepte) veel soortenarmer dan op 2 meter diepte. Uiteraard hangt dit verschil niet alleen samen met verschil in zuurstof- en organische-stofgehalte, maar ook met diverse andere factoren, zoals het drukverschil, de lichtinval, verschil in predatiedruk, enz. Toch baseerde Thieneman reeds in 1909 zijn typologie van meren op basis van de bentische chironomidenfauna. De verschillen hierin hingen volgens hem samen met de aan- of afwezigheid van een zuurstofspronglaag. Het meertype dat gekenmerkt werd door een fauna die gedomineerd werd door Tanytarsus noemde hij later het oligotrofe type; die waar Chironomus dominant was het eutrofe.

11.5 Samenvatting

Bij het optreden van stratificatie in diepe wateren en het uitzakken van het afgestorven fytoplankton komen nutriënten na afbraak niet opnieuw beschikbaar voor de primaire produktie. De nutriëntenconcentratie in het hypolimnion stijgt, terwijl het zuurstofgehalte daalt. Door het lage zuurstofgehalte treedt denitrificatie wel op, maar de nitrificatie wordt geremd. Hierdoor hoopt ammonium zich op in het hypolimnion. Pas vanaf het verbreken van de stratificatie in de herfst treedt menging van nutriënten en zuurstof over de hele waterkolom op.

Stikstofbelasting leidt tot een verhoging van de primaire-productie-snelheid. Omdat de afgestorven algen naar het hypolimnion uitzakken

stijgt het chlorofylgehalte in het epilimnion niet veel. In het hypolimnion vindt een sterke ophoping van nutriënten plaats en wordt de kans op zuurstofloosheid groter. Bij lagere zuurstofgehalten zal de afbraak onvolledig verlopen, zodat organische stof zich ophoopt. Dit heeft directe gevolgen op de soortensamenstelling van de macrofaunagemeenschap.

12 STILSTAANDE, ZWAKGEBUFFERDE WATEREN

12.1 Inleiding

Wateren met een lage buffercapaciteit komen voor op arme gronden. In Nederland zijn dit voornamelijk de zandgronden en de duinen ten noorden van Bergen. Stilstaande wateren die hier van nature voorkomen zijn voornamelijk vennen (op de zandgronden) en duinmeren.

Een kenmerk van slechtgebufferde wateren is dat ze gevoelig zijn voor verzuring door bijvoorbeeld depositie van ammonium. Vaak heeft van nature al een verzuringsproces plaatsgevonden. Uitdrukkelijk horen de duinmeren ten zuiden van Bergen wegens hun hoge kalkgehalte niet tot deze groep. Door een sterke assimilatie in het vegetatie seizoen kan alle koolzuur vrijwel geheel verdwijnen, waardoor de pH tot boven de 10 kan oplopen (Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984). De duinwateren ten Noorden van Bergen zijn wel zuurgevoelig (Leuven & Schuurkes 1984).

Een tweede kenmerk is dat door de arme ondergrond de wateren van nature oligotroof zijn. Een geringe nutriëntentoevoer, bijvoorbeeld door depositie, kan grote effecten hebben.

12.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Door de voedselarmoe is de primaire produktie in vennen van nature erg laag. Afbraakprocessen verlopen door het zwakzure karakter van het water eveneens erg traag. Deze is bovendien onvolledig waardoor een sapropeellaag van gyttja gevormd kan worden, bestaande uit gedeeltelijk ontbonden organische stoffen. Hierdoor worden nutriënten uit de kringloop verwijderd, omdat deze door de onvolledige afbraak slechts voor een gedeelte vrijkomen (natuurlijke verarming, Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984). Bij de onvolledige afbraak kunnen verder humuszuren ontstaan die verantwoordelijk zijn voor een pH-daling (natuurlijke verzuring). Kenmerkende macrofyten voor vennen zijn bijvoorbeeld Lobelia dortmannia, Isoetes spp., Myriophyllum alterniflorum (Best 1982, Roelofs e.a. 1986, Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984).

Duinmeren bevatten van nature voedselarm en helder water. Ook hier is de primaire produktie laag. Ondanks de voedselarmoe komen in duinwateren vaak naast oligotrafente soorten zoals Littorellia sp. eutrafente micro- en macrofyten voor. Een algenbloei komt van nature echter zelden voor (Leentvaar 1963b, 1967, Leentvaar & Higler 1962, van Dijk 1984).

In tabel 12.1 staan enkele stikstofconcentraties van onbeïnvloede

vennen en duinwateren.

Tabel 12.1. Nitraatconcentraties in niet door infiltratie beïnvloede duinwateren.

	NO ₃ (mgN/l)	NO ₃ (mgN/l)
Bemonsterd water	1962/1963 *	1980/1981 **
Breede Water	0	-
Grote Vogelmeer	0	2.85
Zwanewater	0	0.07 - 0.37
Van Hunenplak	0	0.035

* Leentvaar 1963b, 1967

** van Dijk 1984

12.3 Stikstofimmissie

De belangrijkste stikstofbron vormt de depositie van zowel stikstofdioxide als ammonium. Immissie van ammonium heeft naast een eutrofiërend een verzurend effect. Stikstofdioxiden dragen eveneens bij tot verzuring. Een derde effect van de depositie is verharding (Higler 1984).

Vennen liggen vaak in natuurgebieden en worden daarom niet vaak verontreinigd door effluentlozingen. Wel kunnen landbouwgebieden in de omgeving van de vennen liggen, zodat uitspoeling van stikstofverbindingen kan plaatsvinden. Bij vennen die hydrologisch geïsoleerd liggen zal dit geen rol spelen.

Van Dam (1987) vermeldt dat zwavelverbindingen op venbodem oxideren door droogval. Ook organische stoffen kunnen door droogval vrij snel afbreken, waarbij nutriënten vrijkomen.

Bij duinmeren vormt depositie een belangrijke stikstofbron. Daarnaast kunnen duinmeren direct of indirect beïnvloed worden door infiltratie ten behoeve van de drinkwaterbereiding.

Een bron van stikstofimmissie vormt soms een grote kolonie broedende vogels. Door de uitwepselen kan een belangrijke nutriëntenbelasting plaatsvinden (guanotrofiëring).

12.4 Effecten

Verzuring

Depositie van ammonium kan door nitrificatie in water en bodem tot verzuring leiden (Van Aalst 1984). Bij verzuring spelen echter meer stoffen een rol. De totale verzurende depositie in Nederland (ca. 3900 eq.zuur/ha/jr) bestaat voor ca. 26% uit stikstofoxiden, 30% uit NH_x en 45% uit zwaveloxiden (Van Aalst & Diederens 1983). In gebieden met veel intensieve veehouderijen kan de bijdrage van NH_x aanmerkelijk hoger zijn. Bovendien is de depositiesnelheid van NH₃ op water veel groter dan van SO₂ of NO₂. De gebieden met de meeste intensieve veehouderijen, en daarmee met de hoogste ammoniakemissie, bevinden zich op de hogere zandgronden.

In niet-beïnvloede vennen is nitraat de belangrijkste stikstofbron, maar in verzuurde wateren is dit ammonium (tabel 12.2). Dit komt doordat bij sterke verzuring de nitrificatie niet meer verloopt. De ammonium veroorzaakt dus alleen in zwakzure wateren een verdere verzuring (Schuurkes e.a. 1986). In sterkzure wateren zijn kennelijk alleen de zwavel- en stikstofoxiden daarvoor verantwoordelijk.

Tabel 12.2. Stikstofconcentraties in verzuurde en niet-verzuurde wateren.

stof	concentratie (mg N/l) in waterkolom	
	niet-verzuurd	verzuurd
NH ₄	0.07	0.56-0.64
NO ₃	0.14	0.10

Bron: Roelofs e.a. 1986.

Door de verzuring verdwijnt de oorspronkelijke, kenmerkende macrofytengemeenschap. Soorten als Lobelia dortmanni, Littorella uniflora, Isoetes lacustris en I. echinospora worden vervangen door bijvoorbeeld Juncus bulbosus, Sphagnum spp. (Schuurkes & Roelofs 1984, Roelofs e.a. 1986). Het water is overigens helder: er groeien weinig ondergedoken planten of plankton.

Het is niet zeker dat bovengenoemde soortverschuivingen veroorzaakt

worden door de lage pH. Uit experimenteel onderzoek is gebleken dat Juncus bulbosus de kooldioxide voornamelijk uit de waterlaag haalt, in tegenstelling tot Littorella sp. die gespecialiseerd is in opname van kooldioxide uit de bodem. Door de verzuring is de buffercapaciteit van de bodem sterk gedaald. Ook het toegenomen ammoniumgehalte en het gedaalde nitraatgehalte zijn gunstig voor Juncus bulbosus (Roelofs 1983, 1984).

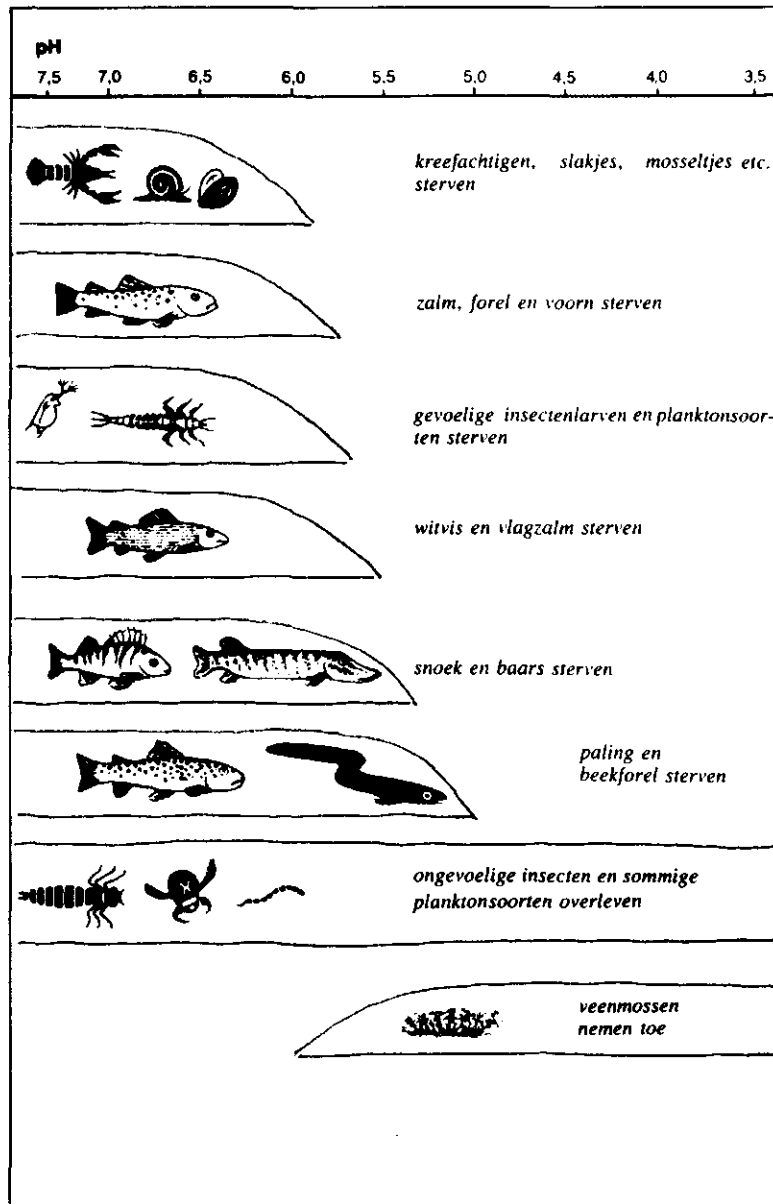
Ook voor de fauna geldt dat niet de lage zuurgraad zelf maar de directe gevolgen daarvan invloed hebben op de soortensamenstelling. De veranderde koolzuurhuishouding, de beschikbaarheid van calcium en toxische stoffen zoals zware metalen zijn bepalend voor het voorkomen van bepaalde dieren (Higler 1985). Over het algemeen neemt de diversiteit af en zijn het de kleinere vormen binnen bepaalde groepen die zich bij de lage pH-waarde kunnen handhaven. Het meest gevoelig voor verzuring zijn vissen, mollusken en crustaceeën. Deze groepen komen in van nature zwakzure wateren al niet meer voor wegens calciumgebrek (figuur 12.1). Veel insecten, zoals slijkvlieglarven, kevers en wantsen zijn redelijk goed bestand tegen verzuring, zodat de veranderingen bij verdergaande verzuring relatief gering zijn.

Eutrofiëring

In algemene zin wijken de processen en gevolgen van eutrofiëring weinig af van die in stilstaande, ondiepe, neutrale wateren. Door de immissie van ammonium kan een toename van de primaire produktie ontstaan. Ook kunnen soorten verdrongen worden door nitrofiële soorten (Asman 1987, Roelofs 1983, 1984). Kenmerkend voor vennen is de verschuiving van de al eerder genoemde macrofytensoorten van de Littorellia-gemeenschap naar een gemeenschap met Riccia fluitans, Myriophyllum alterniflorum, Ceratophyllum demersum, Typha latifolia en Glyceria maxima (Roelofs 1983, Best 1982). Bovendien kan het water troebel worden door algengroei. In duinwateren meldt Leentvaar (1967) een blauwwierbloei door guanotrofiëring in het Zwanewater. In het Oerd op Ameland is de Littorellia-gemeenschap, die in 1930 nog aanwezig was, vervangen door een gemeenschap met bladmossen, Potamogeton natans, Polygonum amphibium, Hydrocotyle vulgaris, Echinodorus ranunculoides, Characeae en groene draadwieren.

Verharding

Het meest gevoelig voor verharding door zure depositie zijn zwak alkaliene wateren op pleistocene gronden. Hieronder vallen ook de



Figuur 12.1. pH-gevoeligheid van enkele Waterorganismen. (Van Dam 1983)

duinwateren ten noorden van Bergen. In het buitenland is verharding door zure depositie ook aangetoond (Kilham 1982). De effecten van verharding zijn ondermeer: afname van de decompositie, toename van schimmels, soms een daling van de primaire produktie maar een stijging van de biomassa (Higler 1984). De soortensamenstelling verandert en het aantal soorten daalt.

12.5 Samenvatting

Zwakgebufferde wateren (vennen en duinwateren) komen voor op arme gronden en zijn meestal van nature oligotroof. Het stikstofgehalte varieert van 'een spoor' tot enkele tiende milligrammen stikstof per liter. Door het natuurlijke zure karakter is de afbraak van organische stof onvolledig, zodat nutriënten in de bodemsubstraat worden vastgehouden (natuurlijke verarming). In samenhang met dit bijzondere milieu worden zowel vennen als duinmeren gekenmerkt door een bijzondere flora en fauna.

Een belangrijke stikstofbron vormt de depositie. De depositie werkt niet alleen eutrofiërend, maar ook verzurend en (voor duinwateren) verhardend. Verder kunnen landbouwkundig intensief gebruikte gronden in de omgeving van vennen een stikstofbron vormen. Uitdroging van vennen kan een interne eutrofiëring veroorzaken. Bij duinwateren speelt de infiltratie voor de drinkwaterbereiding een belangrijke rol.

Zowel verzuring als eutrofiëring en verharding leidt tot een verschuiving in flora en fauna, waarbij de kenmerkende soorten worden verdrongen door nitrofiele, op verstoring duidende en/of algemene soorten.

13 ZOUTE WATEREN

13.1 Inleiding

Onder de Nederlandse zoute wateren vallen de Noordzee, de Waddenzee, de Eems-Dollard en de Oosterschelde en Westerschelde en enkele afgesloten zoute meren, zoals de Grevelingen, het Voornse meer, het Veerse meer en het Lauwersmeer. Daarnaast zijn er kleine zoute of brakke wateren, zoals kreken, sluffers en muien. Aan deze laatste groep zal verder geen aandacht worden besteed.

De afgesloten zoute wateren verschillen in een aantal opzichten van de niet afgesloten zoute wateren. In de niet afgesloten zoute wateren treedt een getijdewerking op, maar nog veel belangrijker is dat er meestal een grote doorstroming bestaat. Door deze openheid van het water vindt een uitwisseling plaats met aangrenzende wateren, bijvoorbeeld tussen de Noordzee en de Waddenzee. Van nature kan daarbij een netto transport van bepaalde stoffen van het ene water naar het andere optreden. Dergelijke processen zijn in afgesloten zoute wateren niet of veel minder belangrijk.

13.2 Beschrijving ongestoorde situatie

Oceanen zijn van nature voedselarm. De aanwezige stikstof bestaat voor 95% uit moleculaire stikstof. Van de overige 5% is ruim de helft als nitraat aanwezig en de rest als ammonium en organisch-gebonden stikstof (Martin & Goff 1972). Kustwateren zijn van nature produktiever dan diepe zeeën. Hiervoor zijn drie oorzaken te noemen (Kelly & Naguib 1984):

1. Natuurlijke afspoeling van het land, meestal rivieren. Hierdoor vindt een voordurende (natuurlijke) verrijking plaats met organische stoffen en nutriënten.
2. Transport van stoffen naar de kust door getijdewerking. Doordat het water met vloed sneller opkomt dan het met eb afneemt, vindt er bij vloed meer opwoeling en minder sedimentatie van bodemdeeltjes plaats dan bij eb. Hierdoor vindt netto een transport van stoffen, waaronder ook organische stoffen, plaats richting kustwater. Bij afbraak van deze stoffen komen nutriënten vrij.
3. Snelle recycling van nutriënten. Omdat in kustwateren wegens de beperkte diepte geen stratificatie optreedt, komen de nutriënten die bij de afbraak van organische stof vrijkomen direct beschikbaar voor

de primaire produktie. Hierdoor vindt een efficiënte recycling plaats.

Bij het optreden van stratificatie vindt bezinking plaats van afgestorven algen naar de onderste lagen. Omdat een deel van de afbraak pas daar plaatsvindt, betekent dit een afname van nutriënten in de eufotische zone. De intensiteit van dit proces hangt uiteraard direct samen met de grootte van de primaire produktie die een jaarfluctuatie vertoont. Ook het optreden van stratificatie vertoont een jaarcyclus die echter niet geheel parallel loopt met die van de primaire produktie. Van Bodungen (1986) onderscheidt vijf perioden die de gehele jaarcyclus beschrijven:

1. Het vroege voorjaar: de periode waarin nog geen stratificatie optreedt en de algengroei op gang komt. Aan het begin van deze periode zijn de nutriëntenconcentraties hoog, maar deze dalen snel. Hoewel de eufotische zone beperkt is tot de bovenste 10 meter, is het water over de gehele waterkolom oververzadigd met zuurstof. De algen groeien uitsluitend op de in het water aanwezige nutriënten, omdat er geen mineralisatie of nalevering vanuit de bodem plaatsvindt.
2. Het late voorjaar: de periode van sedimentatie van de voorjaarsbloei tot het opkomen van stratificatie. De autotrofe processen zijn in deze periode kleiner dan de heterotrofe. De aanwezige algen vertonen geen netto groei. Als nutriëntenbron worden de afbraakprodukten van de organische stof op de bodem gebruikt. De hoogste stikstof- en fosfaatgehalten worden daarom bij de bodem aangetroffen. In de eufotische zone nemen dinoflagellaten de nutriënten direct op zodat het gehalte daar laag blijft. Het zuurstofgehalte is wat lager en vertoont soms een tijdelijke verticale gradiënt.
3. De zomer: periode van stabiele, permanente stratificatie. In de bovenste laag (10 m) vindt snelle opname van de aanwezige nutriënten plaats (130 mg N/m²/d voor de Kieler bocht). Het zuurstofgehalte is iets beneden het verzadigingsgehalte. Autotrofe en heterotrofe processen houden elkaar in evenwicht. In de onderste laag vindt bezinking van organische stof plaats die op de bodem wordt afgebroken. Hierdoor daalt daar het zuurstofgehalte en stijgen de nutriëntengehalten. Omdat een gedeelte van de bodem binnen de eufotische zone kan liggen en omdat door weersinvloeden tijdelijk een menging kan optreden blijven er nutriënten beschikbaar voor het fytoplankton.
4. De herfst: periode van verbreken van de stratificatie en het afsterven

van het laatste fytoplankton. Door afkoeling van de bovenlaag en sterke westenwinden wordt de stratificatie verbroken. Nutriënten en zuurstof worden over de hele waterkolom gemengd, zodat de laatste dinoflagellaten kunnen opbloeien. Het water is echter al zo koud en de instraling zo gering dat niet meer van een sterke groei kan worden gesproken.

5. De winter: periode van sedimentatie van de herfstbloei tot het begin van de eerste groei in het voorjaar. In deze periode is de opname door algen gering (7 mg N/m²/d voor de Kieler bocht). In het begin vindt een hoge benthische activiteit plaats waarbij nitrificatie en denitrificatie optreden. Door verdere afkoeling van het water worden deze processen geremd.

13.3 Stikstofimmissie

De antropogene stikstofbronnen bestaan altijd uit toevoer van verontreinigd zoet water vanaf het land, waaronder vooral de rivieren vallen. Door de openheid en doorstroming van de grote zoute wateren worden de verontreinigende stoffen vaak over grote afstanden verspreid.

De grootste antropogene stikstofbron voor de Nederlandse zoute wateren is de Rijn. Daarnaast spelen de rivieren de Maas en de Schelde een belangrijke rol. Tenslotte zijn enkele kleinere bronnen te noemen, zoals effluënten van Den Haag, Den Helder en aardappermeelfabrieken in Groningen. Ten opzichte van de gesommeerde belasting van de rivieren is de bijdrage van deze laatste bronnen aan de totale belasting gering.

De concentratie van stikstofverbindingen in de Rijn en de Maas is de afgelopen decennia sterk toegenomen. In tabel 13.1 zijn enkele waarden van stikstofgehalten in Rijn- en Maaswater gegeven. Hieruit blijkt dat tot het begin van de jaren 70 een toename heeft plaatsgevonden van alle stikstofverbindingen. Vanaf die tijd is het ammonium- en Kjeldahl-stikstofgehalte gedaald, maar het nitraatgehalte is verder gestegen. Dit komt doordat in die periode veel afvalwaterzuiveringsinstallaties in bedrijf zijn genomen, waardoor organische stoffen en soms ook ammonium worden geoxideerd tot nitraat. In samenhang hiermee is het zuurstofgehalte gestegen en het zuurstofverbruik gedaald (Zijlstra 1980). Sinds het begin van de jaren 80 lijkt de situatie zich te hebben gestabiliseerd (Werkgroep waterkwaliteit z.j.-a, z.j.-b).

Tabel 13.1. Verandering van stikstofconcentraties in Rijn- en Maaswater in de periode 1972-1982 (-1985).

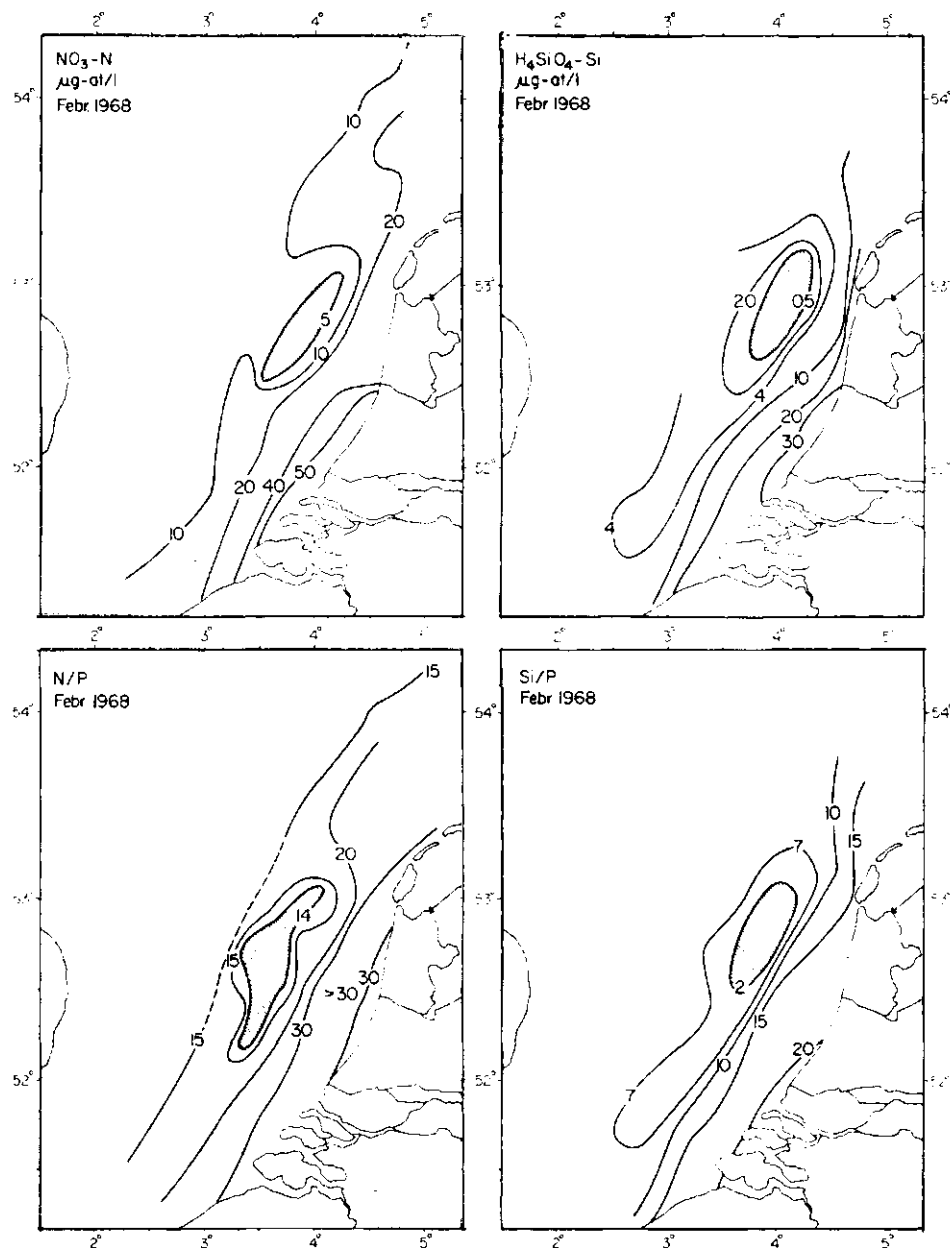
Stikstofverbinding	Rijnwater		Maaswater	
	1972	1982	1972	1982
NH ₄ (mg/l)	3.0	0.5	3.0	0.7
N-Kjedahl (mg/l)	(4)	1.2	3.4	1.0
NO ₂ (mg/l)	0.1	0.1	0.5	0.4
NO ₃ (mgN/l)	3.0	3.5 *	12	16

Bron: Werkgroep Waterkwaliteit z.j.-a, z.j.-b

* 1985: 4.3 mg/l

Het verontreinigde Maaswater en het grootste gedeelte van het Rijnwater komen in de Noordzee terecht en vormen daar de belangrijkste antropogene stikstofbron. In de Noordzee bestaat een stroming in noordwestelijke richting, dus vanuit de Straat van Dover langs de Nederlandse kust naar de Duitse Bocht en verder. Deze stroming voert ook nutriënten met zich mee en wel in een hoeveelheid die vergelijkbaar is met de gezamenlijke belasting door de grote rivieren. Een belangrijk verschil is echter dat het totale debiet van de rivieren slechts 1-2% is van het debiet van de stroming door de Straat van Dover (Van Bennekom e.a. 1975, Postma 1978, Fransz & Verhagen 1985).

Door de stroming wordt het verontreinigd water niet over de hele Noordzee gelijkmatig verspreid. Ongeveer de helft van het Rijnwater bevindt zich binnen een strook van 15 km langs de kust (Van Bennekom e.a. 1975), en tweederde binnen 20 km (Kuiper 1973). In de Noordzee zijn daarom diverse gradiënten waarneembaar: in de richting loodrecht op de kust, in de richting evenwijdig aan de kust (eerst een toename door toevoer van de rivieren, daarna een gelijdelijke afname door verdunning en biologische processen) en soms ook een verticale gradiënt door stratificatie. Als bovendien de jaarfluctuaties van nutriënten door o.a. biologische processen in rekening worden genomen, zal het duidelijk zijn dat onmogelijk van de nitraatconcentratie in de Noordzee gesproken kan worden. Figuur 13.1 geeft een indicatie van genoemde concentratiegradiënten.



Figuur 13.1. Concentratie van nitraat en cilicaat en de verhouding N/P en Si/P in het oppervlaktewater van de Noordzee, februari 1968. (Postma 1978).

Belangrijk is ook de gradiënt in de NIP-verhouding. Bij de monding van de Rijn en langs de Nederlandse kust is een overmaat stikstof aanwezig. De NIP-verhouding bedraagt in de winter 40-50. Verder van de kust (bij de Doggersbank) daalt deze verhouding tot onder de 10. In de zomer lopen deze waarden nog verder uiteen: van meer dan 100 langs de kust tot 2-3 bij de Doggersbank. Er vindt hierdoor een verschuiving plaats van fosfor naar stikstof als beperkende factor voor de groei van plankton. Vlak bij

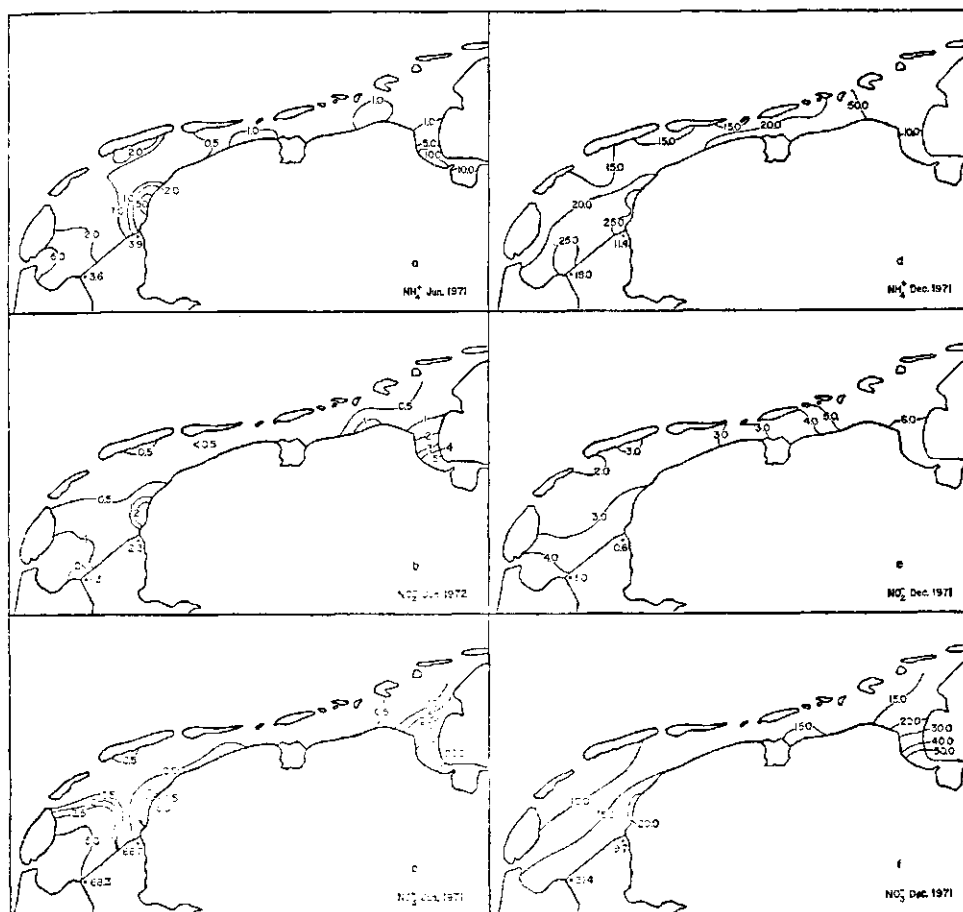
de monding van de Rijn en dicht langs de kust is echter licht de beperkende factor.

Voor de Waddenzee geldt dat naast de Noordzee de spuisluis in de afsluitdijk een belangrijke stikstofbron is. In wezen zijn beide bronnen afkomstig van (met name) de Rijn, maar doordat het water verschillende wegen heeft afgelegd is het belangrijk deze apart te noemen. Het water dat via de spuisluis in de afsluitdijk wordt gelosd heeft vanaf de Rijn en de IJssel het IJsselmeer doorstroomd. Omdat het water in het IJsselmeer langzaam stroomt en de bodem veel kleimineralen bevat, vindt een verwijdering plaats van allerlei stoffen. Niet alleen het fosfaatgehalte daalt (door binding aan het bodemsediment), maar ook het stikstofgehalte. Processen die hierbij een rol spelen zijn: opname door algen die sedimenteren, adsorptie van ammonium aan het sediment en stikstofverwijdering door denitrificatie. Hierdoor ontstaat een stikstofgradiënt in het IJsselmeer die in de loop der tijd steeds verder 'opschuift' omdat het IJsselwater steeds sterker vervuild is en de bodem steeds meer 'verzadigd' raakt (Postma 1985). Het is echter nog niet duidelijk hoe snel dit gaat en hoe ver het proces gevorderd is.

Naast het verontreinigde IJsselmeerwater is het met Rijnwater verontreinigde Noordzeewater een antropogene stikstofbron voor de Waddenzee. Van nature is de Waddenzee een gebied waarin nutriënten accumuleren (paragraaf 13.1). Dat geldt ook voor de Eems-Dollard. Naast de Noordzee vormen de rivieren en enkele industriële lozingen nutriëntenbronnen voor de Eems-Dollard, die hierdoor zwaar belast is. Omdat genoemde bronnen vanuit verschillende punten de Waddenzee en de Eems-Dollard binnenkomen en door het ingewikkelde stromingspatroon bij eb en vloed ontstaan gecompliceerde nutriëntengradiënten. Figuur 13.2 geeft hiervan een beeld.

De stikstofbronnen voor de ingesloten zoute wateren bestaan voornamelijk uit lossingen van polderwater. Van de Grevelingen is bekend dat de totale belasting 3-5 gN/m²/jaar bedraagt en naast polderwaterlossing wordt veroorzaakt door depositie (pers. med. De Vries). De Grevelingen is een oligotroof en nauwelijks belast oppervlaktewater. Toch kunnen door bepaalde beheersmaatregelen situaties zich voordoen die vergelijkbaar zijn met geëutrofiëerde zoute wateren en ook invloed hebben op de stikstofhuishouding (paragraaf 13.4).

In tabel 13.2 zijn de belastingen en stikstofconcentraties van een aantal zoute wateren samengevat. De chlorofylgehalten die in deze tabel gegeven zijn, zullen hieronder besproken worden.



Figuur 13.2. Concentratie van ammonium, nitriet en nitraat in de Wadden-
zee, juni en december 1971. (Helder 1983).

Tabel 13.2. Stikstofbelasting, winterconcentraties van stikstof en
chlorofylgehalten in enkele Nederlandse zoute wateren.

Water	Belasting (gN/m ² /jr)	winterconcentratie NO ₃ +NH ₄ (mgN/l)	chlorofylgehalte (mg/m ³)
Noordzee, centraal	15	0.1	1
Noordzee, kust	40	0.5	30
Waddenzee	50	1.2	50
Wester Schelde	235	4.6	30
Grevelingen	4	0.7	5
Veerse Meer	34	3.0	100

Bron: De Vries e.a. [1987]

13.4 Effecten

In tabel 13.2 zijn naast belastingen en stikstofconcentraties van een aantal zoute wateren ook de zomer-chlorofylgehalten gegeven. Uit deze gegevens blijkt dat in algemene zin het effect van nutriëntentoevoer een toename van de primaire produktie is. Het relatief lage chlorofylgehalte (in verhouding tot de belasting) in de Grevelingen wordt veroorzaakt door de hoge troebelheid. Licht is in dat geval de beperkende factor.

Stratificatie en een zeer lange verblijftijd maken het Veerse meer kwetsbaar voor eutrofiëring. Relatief lage belastingen en stikstofconcentraties kunnen aanleiding geven tot hoge chlorofylconcentraties (tabel 13.2).

Als licht niet de beperkende factor is, treedt bij eutrofiëring in het voorjaar eerst een bloei op van diatomeeën die beter bij de nog lage lichtintensiteit kunnen groeien dan andere soorten. Hierdoor daalt het gehalte aan anorganische fosfor-, stikstof- en siliciumverbindingen. Met name door siliciumgebrek sterft de diatomeeënbloei af. Bij de afbraak komen de nutriënten weer vrij, maar stikstof wordt spoedig opgenomen door het tot bloei komen van andere soorten. Hierdoor blijft het stikstofgehalte laag. In de sterkst belaste gebieden, waar een bloei optreedt van flagellaten (meestal Phaeocystus sp.) is een overmaat stikstof aanwezig, zodat fosfaat de beperkende factor wordt.

Het gevolg van de Phaeocystusbloei is dat 's nachts, vooral bij laag tij, zeer lage zuurstofconcentraties voor kunnen komen (30-40%) en dat bij afsterven van de bloei de kans op zuurstofloosheid bij de bodem ontstaat. De eiwitlaag om de Phaeocystuskolonies veroorzaakt bij afsterven vaak schuimvorming die op het strand grote overlast kan veroorzaken. Bloei van Phaeocystus sp. met als gevolg zuurstofloosheid bij de bodem en schuimvorming op het strand trad vroeger ook op, maar door de eutrofiëring is de frequentie, de duur en het areaal van de Phaeocystusbloei aanmerkelijk vergroot. Vooral de sedimentatiegebieden in de Noordzee zijn gevoelig. Dit zijn gebieden waar door stroomvertraging of het optreden van fronten een accumulatie door sedimentatie van organische bodemdeeltjes plaatsvindt. Hierdoor zijn deze gebieden van nature voedselrijker en gaven ook vroeger onder bepaalde weersomstandigheden aanleiding tot planktonbloei. Door de eutrofiëring is hierin een toename (in tijd, plaats en frequentie) opgetreden. In de periode 1930-1980 is de primaire produktie twee tot vier maal zo groot geworden. (Lancelot e.a. 1987, Fransz & Verhagen 1985, pers. med. Van Raaphorst)

De algenbloei treedt dus meestal op in sedimentatiegebieden. In andere, diepe wateren worden de nutriënten door sedimentatie van de afgestorven algen uit de eufotische zone verwijderd, waardoor geen echte bloei kan optreden. Eutrofiëring leidt dus niet overal automatisch tot een hogere primaire produktie. Ook andere dan de genoemde factoren kunnen een rol spelen bij het al of niet tot stand komen van een algenbloei. Kuiper (1973) meldt dat in het eutrofe gebied direct bij de Rijnmond de primaire produktie lager is dan die in minder eutrofe gebieden. Lichtbeperking door de grote troebelheid van het water bij de Rijnmond is hier de oorzaak van. Ook voor de Waddenzee en de Eems-Dollard geldt dat het doorzicht van het water een belangrijke limiterende factor is voor de primaire produktie. In de Eems-Dollard neemt vanaf de monding de transparantie toe maar de nutriëntenconcentraties nemen af. Hierdoor neemt vanaf de monding de primaire produktie eerst toe en daalt later weer.

De verhoging van nutriëntengehalten in de onderste lagen die bij gestratificeerde zoute wateren optreedt door eutrofiëring, is ook door andere beïnvloedingen in de oligotrofe Grevelingen aangetoond (Bakker & de Vries 1984, De Vries & Hopstaken 1984, pers. med. de Vries). Door het voortdurend toevoeren van zoet water en het afvoeren van het overtollig water is de Grevelingen sinds zijn indamming (1972) steeds zoeter geworden. Toen in 1978 voor korte duur en in 1979 voor lange duur de sluis naar de Noordzee werd opengezet, kon zout water binnendringen. Omdat dit water een hogere dichtheid heeft en dus via de bodem het meer binnendringt, ontstond een stratificatie. Hoewel de Grevelingen oligotroof is en licht belast, vindt wel een snelle turnover van de nutriënten plaats (voor stikstof: 10 maal per jaar). Het gevolg is dat de afbraakprodukten van de gesedimenterende algen niet meer beschikbaar komen voor de primaire produktie maar bij de bodem blijven. Hier ontstaat bovendien zuurstofloosheid. Het gevolg hiervan is het afsterven van een groot deel van de bentische fauna. Ook is belangrijk dat nitrificatie niet meer optreedt. Omdat hierdoor geen nitraat meer beschikbaar komt, stopt ook de denitrificatie en hoopt ammonium zich op. In de situatie voor de stratificatie werd de belasting (3-5 gN/m²/jaar) vrijwel geheel gecompenseerd door de denitrificatie. Het inlaten van zout water in het verzoetende Grevelingenmeer heeft eenmalig geleid tot een verhoogde ammonium-winterconcentratie.

13.5 Samenvatting

In zout water is meestal stikstof de beperkende factor voor de primaire produktie. Kustwateren zijn van nature produktiever dan oceanen door afspoeling van organische stof en nutriënten van het land, transport van stoffen naar de kust door de getijdebeweging of zeestromen en een snelle recycling van nutriënten. Bij het optreden van stratificatie worden nutriënten uit het epilimnion verwijderd, omdat afgestorven algen na bezinking in het hypolimnion afgebroken worden. Door de afbraak van organische stof, die vooral bij de bodem plaatsvindt, daalt het zuurstofgehalte in het hypolimnion.

De belangrijkste stikstofbron voor de Noordzee vormen de rivieren de Rijn, de Maas en de Schelde. Het verontreinigde rivierwater wordt door de zeestromen meegevoerd langs de Nederlandse kust in noord-westelijke richting. De belangrijkste stikstofbron voor de Waddenzee wordt hierdoor eveneens door de grote rivieren gevormd. In de Waddenzee speelt de lossing van de sluizen in de afsluitdijk (wat uiteindelijk ook Rijnwater is) en de Eems-Dollard ook een belangrijke rol.

Door de eutrofiëring wordt de kans op algenbloei (vooral van *Phaeocystis*) groter. In gebieden waar stratificatie optreedt en bezinking van relatief veel organische stof (bijvoorbeeld door fronten) kan zuurstofloosheid bij de bodem ontstaan. Dit heeft uiteraard directe gevolgen voor het zoobenthos.

In het verleden heeft salitineitsstratificatie in de Grevelingen plaatsgevonden. Het directe gevolg was zuurstofloosheid bij de bodem en een geremde nitrificatie. Hierdoor hoopte ammonium zich op.

In de Westerschelde treedt ondanks de hoge stikstofbelasting geen sterke toename op van algen. De troebelheid is hier de oorzaak van.

In het Veerse Meer wordt het hoge chlorofylgehalte niet veroorzaakt door de belasting (die immers niet hoog is), maar door de lange verblijftijd. Door stratificatie is het meer erg kwetsbaar voor eutrofiëring.

14 DISCUSSIE

14.1 Terrestrische systemen

Het handhaven van de kwaliteit van bodem en ecosysteem kan gebeuren door het aangeven van minimumgrenzen waarbij organismen en bodemecosysteemprocessen kunnen functioneren als vóór de menselijke ingreep het geval was. In de hier gehanteerde ecosysteembenadering zal de nadruk daarbij liggen op de ecosysteemprocessen en de essentiële organismen die daaraan deelnemen. Daarbij moet erop worden gewezen dat het de vraag is of voldoende gegevens bekend zijn om deze effect relaties te kunnen omzetten in een gedetailleerd normenstelsel. Een complicerende faktor in dit verband is de slechte meetbaarheid van $\text{NO}_3\text{-N}$ in bodems en interstitieel water, door de snel optredende omzettingsprocessen. Aangezien NH_4 ook snel genitrificeerd wordt tot $\text{NO}_3\text{-N}$ is een grove benadering niet te vermijden en zal deze bestaan uit het bespreken van gesignaleerde totaal-N belastingen per oppervlakte en/of tijdseenheid en niet uit toelaatbare nitraat-concentraties in verschillende ecosysteem kompartimenten.

14.1.1 Bossen: grenswaarden en ecosysteemprocessen

De jaarlijkse opname van naaldbos ($34\text{-}67 \text{ kg N ha}^{-1}$) en loofbos ($45\text{-}123 \text{ kg N ha}^{-1}$) (zie tabel 2.3 en 2.4) is relatief gering. Deze jaarlijkse opname blijkt voor naaldbos geheel en voor loofbos grotendeels equivalent aan de jaarlijkse hoeveelheid vrijkomend stikstof ($15\text{-}74 \text{ kg}$ respectievelijk $29\text{-}79 \text{ kg N ha}^{-1}$), dat voornamelijk uit het strooisel wordt gemobiliseerd. Hierbij is aangenomen dat alle strooisel binnen één jaar verteerd is, hetgeen niet onder alle omstandigheden het geval zal zijn. In loofbossen zou een verhoogde depositie dus ook eerder gecompenseerd kunnen worden door een hogere opname dan in naaldbossen, mits de depositie in beschikbare vorm plaatsvindt. De natuurlijke achtergronddepositie ligt voor naaldbos ook iets lager (ca. 3 kg N ha^{-1}) dan voor loofbos (ca. $1\text{-}9 \text{ kg N ha}^{-1}$), hetgeen ook zal samenhangen met de boomorfologie. De huidige gemiddelde depositie ligt echter vele malen hoger ($\times 47 \text{ kg}$), terwijl piekbelastingen in agrarische gebieden kunnen oplopen tot 74 kg N ha^{-1} (tabel 2.6).

Uitgaande van een sluitende N-kringloop in het ecosysteem, moet hier ook de jaarlijkse N-fixatie in de vorm van biomassa (hout/houtige delen, microbiële biomassa) bij betrokken worden. De jaarlijkse N-fixatie zou

mogelijk beschouwd als buffercapaciteit van het systeem voor extra input een indicatie kunnen geven, hoewel dit in een ongestoord systeem al gecompenseerd blijkt te worden uit (niet te kwantificeren) andere bronnen. Deze jaarlijkse fixatie ligt voor loofbos in de orde van grootte van 8-44 kg N ha⁻¹, voor naaldbos rond 9-25 kg ha⁻¹. Een verhoogde depositie zou bij een dergelijke ecosysteembenadering dus nooit groter dan maximaal de helft van de huidige depositie mogen zijn namelijk ca. 20-30 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Ook zou bij naaldbossen een lagere norm nodig zijn dan voor loofbossen, zoals blijkt uit bovenstaande gegevens. Opvallend in dit verband is dat de eerste verschijnselen van vitaliteitsverlies door zure depositie in het algemeen inderdaad bij naaldbossen gesignaleerd werden, hoewel een kwantitatief causaal verband niet aantoonbaar is. Schneider & Bresser (1987) vermelden dat de naald- en bladverkleuringen, die karakteristiek geacht worden voor gebreksverschijnselen door verstoring van de voedingsstoffenbalans, het meeste aangetroffen worden bij Corsicaanse- en Oostenrijkse den, Grove den, Douglas en Inlandse eik.

Naar aanleiding van de door Berendse et al. (1986) geconstateerde invloed van de afstand van een natuurterrein tot de emissie-bron (in dat geval een bio-industrie bedrijf) zou het tevens het overwegen waard zijn het uitrijden van mest te koppelen aan de afstand tot het te beschermen natuurterrein. Naast verdamping kan ook verwaaiing van versproeide mest voor een aanzienlijke input in het systeem zorgen. Tevens kan de norm variëren afhankelijk van het verloop van de grondwaterstromingen, omdat bovenstaande alleen de luchtdepositie betreft.

Gezien de van nature lage uitspoeling voor naaldbos op zand (0.5-1 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) en voor loofbos (1-4 kg N ha⁻¹) en de huidige hoge depositie, zou een grenswaarde ook afgeleid kunnen worden uit de maximale depositie waarbij nog géén verhoogde uitspoeling optreedt. Uit gegevens van Kolenbrander (1969) is nagegaan in welke orde van grootte de (te verwachten) uitspoeling per bodemtype zal komen te liggen, gebaseerd op de toepassing van kunstmest stikstof (tabel 14.1).

Tabel 14.1. Uitspoelingsrange (min.-max., in $\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) berekend voor bodemtypen met verschillende doorlaatbaarheid bij toepassing van een kunstmest N-gift ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$).

		zand	lichte klei	klei	zware klei
% deeltjes < 16 μ		0-10	10-20	20-30	30-40
N-gift ($\text{kg ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)	25	0.75- 1.5	0 -0.75	0	0
	50	3.0 - 6.5	1.0 -3.0	0 - 1.0	0
	75	8.3 -12.8	4.7 -8.3	0.8- 4.7	0-0.8
	100	15.6-25.4	10.9-15.6	2.7-10.9	0-2.7
	125	35.1-51.0	18.1-35.1	5.6-18.1	0-5.6

Volgens tabel 14.1 is verhoogde uitspoeling op zandgrond te verwachten bij een N-gift $> 50 \text{ kg ha}^{-1}$, terwijl dit op klei eveneens vanaf 50-75 kg N ha^{-1} zou optreden. Hierbij dient echter opgemerkt te worden dat deze gegevens betrekking hebben op een kunstmest N-gift en niet-beboste grond (intensief gras- en bouwland). De van nature lage uitspoeling en de gegevens van Titus & Malcolm (1987), die vonden dat binnen 2 jaar 45% van 150 kg N -bemesting in een bos uitspoelde, in aanmerking genomen lijkt dit echter een indicatie voor een grenswaarde niveau ten aanzien van uitspoeling te kunnen vormen. Ook berekeningen van Van Breemen geven voor de Nederlandse situatie aan dat in zure bosbodems tot circa 75% van de atmosferische depositie kan uitspoelen, afhankelijk van de vitaliteit van het betrokken bos (pers. meded. Woldendorp). In welke mate ammonium door nitrificatie omgezet wordt in NO_3^- en als zodanig uitspoelt en dus via grondwater een belasting voor aangrenzende natuurgebieden vormt blijft dan ook een punt ter overweging. De hoeveelheid nitraat die uitspoelt zal in belangrijke mate afhangen van het optreden van denitrificatie, hetgeen vooral onder anaerobe omstandigheden gebeurt. Als denitrificatie optreedt kunnen aanzienlijke hoeveelheden stikstof naar de atmosfeer ontwijken, waardoor in de situatie ter plaatse géén belasting van het grondwater optreedt. Natuurlijk kunnen de stikstofoxiden elders weer nitrificeren waardoor het probleem zich alleen geografisch verplaatst heeft. Denitrificatie treedt in het algemeen het sterkste op in bodemtypen met een lange verblijftijd van het neerslagoverschot in de bovengrond

(Steenvoorden, 1981) en neemt daardoor toe in de reeks zand-, klei-, veengrond. Bij een evengrote N-gift zal daardoor op droge zandgronden en lichte kleigrond meer nitraat uitspoelen dan op zware klei- of veengrond. Doordat ook veel andere factoren (zuurgraad, redoxpotentiaal, nitraatconcentratie) van invloed zijn op de denitrificatie is deze moeilijk te kwantificeren. Tevens bestaat er een aanzienlijke variatie in nitrificatiesnelheid, waarbij in Nederland waarden worden gemeld van 10-40% (Krajenbrink, 1983), maar ook van 20-85% (respectievelijk in de winter en de zomer, Rijtema, 1980). Het is daardoor niet mogelijk deze te kwantificeren in relatie tot de ecosysteem fluxen.

14.1.2 Grenswaarden en ecosysteemcomponenten

Kwantitatieve gegevens met betrekking tot de reductie van mycorrhiza's en zaailinggroei zijn niet beschikbaar. De effecten van N-belasting op de bodemfauna laten een sterk wisselende invloed zien (toename of afname), waarbij de vorm waarin het stikstof wordt toegediend een grote rol speelt. Gegevens specifiek voor drijfmest toediening zijn schaars maar zullen waarschijnlijk de bodemfauna negatief beïnvloeden (zie tabel 2.8 en 2.9). Vooral voor in de bodem levende organismen betekent toepassing van drijfmest een verhoging van het watergehalte van de bodem, terwijl géén toename van het gehalte organisch materiaal optreedt zoals bij vaste mest, hetgeen meestal gunstig is. In het algemeen zullen echter voor het bepalen van no effect levels gegevens nodig zijn in relatie tot andere parameters dan de aantalontwikkeling. Gegevens m.b.t. reproductie, groei, consumptie, biomassa en diversiteit, zoals bijvoorbeeld geëvalueerd voor de effecten van zware metalen door Denneman et al. (1986a), ontbreken geheel. Dat dergelijke parameters echter meer perspectief zullen bieden blijkt uit het onderzoek van Zajonc (1970). Deze signaleerde géén toe- of afname van de aantallen (biomassa) onder invloed van bemesting, maar wel een opmerkelijke verschuiving in soortensamenstelling van de populatie. Ook een toename van de bodemfauna hoeft niet altijd positief te zijn, bijvoorbeeld als dit gepaard gaat met een opmerkelijke afname van de diversiteit of van de consumptie of reproductie. Ook kunnen veranderingen in de bodemfauna optreden door interactie met andere ecosysteemcomponenten. Bemesting vormt een bron van nutriënten voor de microflora, die in het algemeen dan ook snel zal toenemen. Daarbij ontstaat beïnvloeding van de complexe relaties tussen de bodemmicroflora en de fauna (Burgess, 1967; Clark, 1969; Doeksen & Van der

Drift, 1963; Edwards et al., 1970). Toename van de micro-organismen leidt tot een toename van de microphytofagen in de bodemfauna; veel soorten slakken, nematoden, mijten, duizendpoten en springstaarten. Vervolgens zullen hierop de carnivore, macrophytofage en saprofage soorten uit die groepen eveneens met een toename reageren. Regenwormen blijken niet alleen te profiteren van een toename in strooiselhoeveelheid als gevolg van een toename in de macrofyten biomassa (Bilger, 1968; Guild, 1948) maar tevens van een grotere wortelproductie van hogere planten (Leuthold, 1961; Waters, 1955). Ook een grotere mate van beschaduwing door groei van de vegetatie onder invloed van bemesting geeft een toename van de aantallen regenwormen (Jacob, 1952). Beïnvloeding van de bodemfauna zal dus zeker optreden door nitraatdepositie, maar bij welke hoeveelheden hun functioneren (tijdens decompositie en in de voedselketen) in gevaar komt zou in een afzonderlijke studie naar meerdere parameters moeten worden nagegaan.

14.1.3 Heide: grenswaarden en ecosysteemprocessen

In tabel 3.2 zijn ten aanzien van de twee voornaamste problemen veroorzaakt door depositie, de in de literatuur aangetroffen belastingen weergegeven. Uit deze gegevens kan geconcludeerd worden dat de vergrassing bij Calluna optreedt in de range tussen 7 en 30 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, mits sprake is van een herhaalde N-gift. Aangezien dit in werkelijkheid meestal het geval zal zijn, zijn gegevens zoals van Heil & Diemont (1983) met betrekking tot een éénmalige N-gift minder relevant. De opgave van 30 kg N van Van der Voet & Udo de Haes lijkt daarbij aan de hoge kant gezien het optreden van een eerste effect bij een herhaalde gift van > 7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹ (Heil & Diemont, 1983). Ook bij de aantalsontwikkeling van het heidehaantje blijkt al permanente schade aan de heide op te treden bij een belasting van 28 kg N ha⁻¹ jr⁻¹. Aangezien dit volgens diverse auteurs een essentiële faktor is bij het openen van een gesloten vegetatiedek waarna vergrassing kan optreden, dient een eventuele N-norm ook hier op afgestemd te zijn. Gezien de huidige depositie (47 kg N ha⁻¹ jr⁻¹, waarvan ca. 20 kg NO₃-N) zou deze moeten worden teruggebracht tot maximaal 30-50% hiervan, waarbij onderzocht moet worden of er binnen deze range nog van enige invloed van verschrallingsbeheer sprake kan zijn. Bij de huidige depositie zou verschrallingsbeheer met name in regio's met veel bioindustrie, intensief gebruikt grasland of maisakkers, wel eens een kostbare en relatief effectloze activiteit kunnen blijken te zijn.

Roelofs et al. (1987) vermelden althans voor natte heide dat verschrallingsbeheer bij een N-gift van $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ sterk aan effectiviteit inboet.

Bij Erica blijkt bij een belasting van $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en regelmatig verschrallingsbeheer (afplaggen) géén vergrassing op te treden (Berendse & Aerts, 1984). Van der Voet & Udo de Haes (1987) verwachten ca. 50% vergrassing bij een belasting van 30 kg N ha^{-1} , maar houden géén rekening met het verschil tussen droge- en natte heide. Ook bij de natte heide zal de atmosferische depositie maximaal 40% van de huidige belasting mogen bedragen, wil men Erica op langere termijn als eindstadium in de successie behouden. Daarbij is dan nog géén rekening gehouden met de toegenomen nitraat-belasting van grondwaterstromen die Erica-terreinen eveneens kunnen beïnvloeden.

Vergelijken we de potentiële grenswaarden voor Calluna (ca. $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) en Erica (ca. $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$) zoals die blijken uit de gegevens in tabel 3.2, dan komen deze waarden in dezelfde orde als de jaarlijkse fixatie, zoals berekend is uit de gegevens van Matzner (tabel 3.1). Helaas ontbreken gegevens met betrekking tot de strooiselval bij Gimingham et al. (1979) en Martin & Holding (1980), zodat de jaarlijkse fixatie hier niet kan worden bepaald. De depositie van $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ voor Erica-vegetaties is relatief gering vergeleken met een jaarlijkse onder- en bovengrondse produktie van $40\text{-}53 \text{ kg N ha}^{-1}$, zoals Berendse et al. (in druk) aangeven. Ook zou op basis van deze gegevens verondersteld kunnen worden dat een eventuele grenswaarde voor Calluna lager zou dienen te liggen dan voor Erica-vegetaties. Wel blijkt eveneens uit tabel 3.1 dat de kwantificering van N-fluxen voor heide aanzienlijk meer manco's vertoont dan die voor bossen.

Vergelijking van de achtergronddepositie met de huidige depositie van $47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ toont hoe hoog deze huidige depositie is vergeleken met de 8 kg N ha^{-1} die Martin & Holding nog in 1978 vermelden. Tevens is het de vraag of het ecosysteem dat door Berendse et al. is onderzocht, nog moet worden gezien als ongestoord systeem. De depositie in dit systeem bedroeg ca. $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$, hetgeen hoog is vergeleken met de ongestoorde bossystemen (depositie maximaal 9 kg N ha^{-1}), die qua structuur meer chemische stoffen uit de lucht filteren.

De totale hoeveelheid jaarlijks vrijkomend N is bij gebrek aan gegevens ten aanzien van uitspoeling of strooiselval slechts bij benadering te bepalen. Op basis van de gegevens van Gimingham et al. (1979) en

Matzner (1980) kan deze voor Calluna op zandgrond geschat worden op ca. $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Dit komt overeen met het gemiddelde van 14 kg zoals vermeld wordt door Heil & Diemont op basis van gegevens van diverse auteurs. Voor Calluna op veengrond zal de jaarlijkse hoeveelheid vrijkomend N groter zijn (ca. $25\text{-}30 \text{ kg N ha}^{-1}$). Voor Erica vegetaties kan hiervoor géén indicatie gegeven worden. Gezien deze hoeveelheden vrijkomend stikstof in het systeem, betekent een grenswaarde van $14 \text{ à } 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ toch al een verdubbeling van de in het ongestoorde systeem aanwezige normale hoeveelheid. Hierbij wordt even géén rekening gehouden met mogelijk optredende netto N-fixatie, die niet voldoende gekwantificeerd kon worden. Diverse auteurs veronderstellen echter dat deze in het algemeen van verwaarloosbare grootte zal zijn (zie par. 3.2). Alleen op een veenbodem zou fixatie significant kunnen bijdragen aan de N-voorziening van het systeem.

14.1.4 Grenswaarden en ecosysteemcomponenten

In verband met de areaalreduktie voor de fauna zouden bufferzone's rond met name de kleinere heideterreinen ($< 200 \text{ ha}$) aanbevelingswaardig zijn. In deze bufferzone's zou sprake moeten zijn van een kleinere toegestane NH_3 - of grondwater belastingswaarde en bij voorkeur het geheel ontbreken van bemesting. In hoeverre de daardoor verminderde randdepositie inderdaad van belang is voor het systeem vergeleken bij de huidige hoge atmosferische depositie zou nader gekwantificeerd dienen te worden. Beïnvloeding waarbij de afstand tot de bron een rol speelt zoals Berendse waarnam voor bossen (zie tabel 2.6) is echter niet op voorhand uit te sluiten.

Het stellen van grenswaarden of no effect levels voor bodemfauna van heide, is op dit ogenblik niet mogelijk gezien de beschikbare gegevens. Alleen voor het voorkomen van de aantalsontwikkeling van het heidehaantje (Lochmaea suturalis) tot op plaagniveau, kan worden aangegeven dat al bij een depositie van $28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ permanente schade werd gesignaleerd (Blankwaardt, 1972; zie tabel 3.2).

Verschuivingen in de diversiteit van de flora zijn (behalve voor de interactie heide-gras) niet dusdanig te kwantificeren dat hieruit grenswaarden kunnen worden afgeleid. Verschuiving in diversiteit is een gradueel proces, sterk soortsafankelijk en moeilijk te begrenzen. Voor zowel de flora diversiteit als de bodemfauna geldt dat fundamentele kennis ontbreekt met betrekking tot het aandeel van nitraat als faktor in

het complex dat verschuivingen in de populaties veroorzaakt.

14.1.5 Graslanden en grenswaarden

Met name voor de vochtige graslanden geldt dat uitgaande van de hydrologie, in oorspronkelijke graslanden in de zomer een zekere "natuurlijke bemesting" zal hebben plaatsgevonden als gevolg van de mineralisatie van organische stof in de bodem. Deze mineralisatie treedt op doordat zomers een beperkte peildaling van het grondwater optreedt. Ellenberg (1977) veronderstelt dat deze bemesting in de orde van grootte van enkele kilo's N ha⁻¹ jr⁻¹ zal hebben gelegen.

Van Dam (1981) geeft een schatting voor de onttrekking van N door blauwgraslanden variërend van 39-53 kg ha⁻¹ jr⁻¹. In blauwgrasland zou ecologisch gezien de belasting hooguit overeen mogen komen met de jaarlijks door de vegetatie benodigde hoeveelheid nutriënten én de verwijderde hoeveelheid in de vorm van biomassa (na maaien). In het traditionele landbouwsysteem waarin de graslanden stand konden houden zal dit ook het geval geweest zijn. De vegetatie kon alleen daar bestaan, waar sprake is (was) van een laag bemestingsniveau. Het maaien en de afvoer van biomassa speelt daarbij een essentiële rol.

14.2 Aquatisch systemen

Uit de literatuurgegevens blijkt dat de besproken ecosysteemtypen van nature verschillen vertonen met betrekking tot de stikstofhuishouding. Ook de effecten van nitraatverrijking zijn verschillend. Per ecosysteemtype zijn de volgende gegevens van belang:

Laagveen gebieden

De laagveengebieden die na ontginning zijn ontstaan zijn van nature eutroof (tot enkele milligrammen nitraat per liter). Belangrijk is de uitwisseling met de bodem. Het functioneren van het ecosysteem in ongestoorde situatie is afhankelijk van kwelwater of van toestromend regenwater. Waterinlaat vormt een belangrijke bedreiging, niet alleen door de vaak hogere nutriëntenconcentraties, maar ook door de vaak geheel andere macro-ionensamenstelling van het ingelaten water. Naast stikstof speelt fosfaat vaak een belangrijke rol met betrekking tot eutrofiëring.

Stromende wateren; beken

In onbeïnvloede laaglandbeken is het nitraatgehalte laag (enkele tienden

milligrammen nitraat per liter). In bovenlopen komt stikstof meestal als ammonium voor, stroomafwaarts wordt dit omgezet in nitraat. Voor met name bovenlopen is normalisatie de belangrijkste bedrijging. In middenlopen en genormaliseerde beken is eutrofiëring van belang. Naast stikstof speelt fosfaat een rol in de eutrofiëring.

Kwelmilieu's

Kwelvegetaties zijn niet alleen afhankelijk van oligotroof water maar ook van de bijzondere chemische samenstelling van het kwelwater. Niet alleen bemesting, maar ook verontreiniging van het grondwater, grondwaterstandsverlaging en waterinlaat vormen belangrijke bedreigingen.

Stilstaande, goed gebufferde, ondiepe wateren

Binnen deze groep wateren bestaat een grote verscheidenheid aan natuurlijke voedselnivo's. Micro- en macrofyten en de bodem spelen een belangrijke rol in de stikstofhuishouding. In verband met eutrofiëring is niet alleen stikstof maar ook (vooral?) fosfaat van belang.

Diepe wateren

Bij het optreden van stratificatie zal niet snel een algenbloei door eutrofiëring optreden. Problemen bij nutriëntentoevoer ontstaan in het hypolimnion waar zuurstofloosheid, ophoping van organisch materiaal en een geremde nitrificatie kan optreden.

Zwakgebufferde wateren

Zwakgebufferde wateren zijn meestal van nature zwak zuur en oligotroof (tot enkele tienden milligram stikstof per liter). Naast eutrofiëring is verzuring een belangrijke bedreiging voor de bijzondere levensgemeenschap in deze wateren.

Zoute wateren

Kustwateren zijn van nature voedselrijker dan diepe zeeën en oceanen. Toch moeten alle zoute wateren als oligotroof worden aangemerkt. De wateren zijn meestal open van karakter, zodat een stikstofnorm gebaseerd moet zijn op de meest kwetsbare milieu's. Dit zijn milieu's waar stratificatie en sedimentatie optreedt.

Uit bovenstaande blijkt dat er veel complicerende factoren zijn om tot een gefundeerde nitraatnorm te komen. In de hoofdstukken waarin de aquatische ecosysteemttypen behandeld zijn worden nog meer complicaties genoemd. Deze worden hieronder in algemene termen samengevat, waarbij ook enkele nog niet besproken factoren genoemd zullen worden.

1. Nitraatconcentraties zijn onderhevig aan allerlei fluctuaties en afhankelijk van biotische en abiotische variabelen. Voorbeelden hiervan zijn: omzettingen (nitrificatie, denitrificatie), opname door micro- en macrofyten en afbraak van deze organismen. Deze processen zijn ondermeer afhankelijk van de temperatuur, de pH, de zuurstofconcentratie, de lichtinval. In beken wordt de stikstofconcentratie beïnvloed door de stroomsnelheid.
2. Bij de effecten van eutrofiëring is vaak sprake van een geleidelijke overgang. Bij de ondiepe wateren wordt bij toenemende eutrofiëring genoemd: een soortverschuiving binnen de macrofytengemeenschap, gevolgd door vervanging van macrofyten door microfyten en tenslotte een soortverschuiving binnen de microfytengemeenschap. De vraag is dan welk effect nog toelaatbaar is en welk effect niet.
3. Bij de reactie van een ecosysteem op een voedselverrijking heeft de snelheid waarmee dit plaatsvindt een belangrijke invloed. Vindt de voedselverrijking geleidelijk plaats, dan kan het ecosysteem zich daarop instellen, zodat een biologisch rijk geheel ontstaat (rijping). Schroevers noemt dit mesotroof. Vindt de trofiëring plotseling plaats, dan treedt afbraak van het systeem op (metatroof) (Schroevers 1966a, 1966b).
4. De effecten van nitraatverrijking hangen mede af van andere factoren, zoals andere stikstofverbindingen, fosfaat en de troebelheid.
5. De effecten van nitraatverrijking hangen mede af van andere beïnvloedingsvormen. Bijvoorbeeld: in genormaliseerde bovenlopen heeft nitraatverhoging een ander effect dan in natuurlijke bovenlopen.
6. Andere beïnvloedingsvormen die op zich niet eutrofiërend zijn, kunnen wel een eutrofiërend effect hebben: droogval van vennen en kwelmilieu's en waterinlaat in zure veenmilieu's resulteren in een versnelde afbraak van opgehoopt organisch materiaal (interne eutrofiëring).

Deze zes complicaties kunnen omgezet worden in zes aanbevelingen voor een

op te stellen nitraat- of stikstofnorm:

1. Per ecosysteemtype moet worden aangegeven welke gemeten stikstofconcentratie (als nitraat, anorganische stikstof of totaal-stikstof), in welk jaargetijde, op welke diepte en onder welke omstandigheden als toetsingsgrootheid gebruikt dient te worden.
2. Keuzes moeten worden gemaakt ten aanzien van nog toelaatbare en ontoelaatbare effecten.
3. De snelheid waarmee een ecosysteem verrijkt is of wordt, dient bij de norm betrokken te worden.
4. Ter realisering van gewenste toestanden dient niet alleen nitraat, maar ook een groot aantal andere stoffen en fysische factoren genormeerd te worden.
5. De normen moeten binnen de ecoysteemtypen worden opgesplitst naar beïnvloedingsvormen die hebben plaatsgevonden of zullen plaatsvinden.
6. Andere beïnvloedingsvormen dienen genormeerd te worden om tot realisering van gewenste toestanden te komen.

Hieraan kan nog worden toegevoegd dat bij doorstroming (bijvoorbeeld van een diepe plas naar een ondiepe of bij de met elkaar in verbinding staande zoute wateren) de norm gebaseerd moet zijn op het meest kwetsbare systeem.

15 CONCLUSIES

15.1 Terrestrische systemen

Bossen

- Op basis van de opname en de jaarlijkse fixatie van stikstof in gematigde bossen zou de jaarlijkse depositie maximaal de helft van de huidige depositie mogen zijn namelijk $20-30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$. Daarbij worden (wegens gebrek aan gegevens) andere N-bronnen dan atmosferische depositie geacht nihil te zijn, hetgeen in werkelijkheid niet het geval hoeft te zijn (door voorkomen van geëutrofiëerd grondwater bijvoorbeeld).
- Voor naaldbossen is, uitgaande van een integrale ecosysteembenadering, een lagere belastingswaarde toelaatbaar dan voor loofbos.
- Gebaseerd op de lage uitspoeling zoals die van nature in ongestoorde bossystemen gesignaleerd wordt, valt met name bij bossen op zandgrond bij belastingen boven ca. $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ verhoogde $\text{NO}_3\text{-N}$ uitspoeling naar het grondwater te verwachten. Ook op meer kleiige bodems is dit echter niet uit te sluiten.
- Er blijken onvoldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar om uitspraken te kunnen doen omtrent de verandering in grootte van biomassa van de bodemfauna onder invloed van een $\text{NO}_3\text{-N}$ belasting. Wel blijkt onder invloed van uiteenlopende N-komponenten verandering in samenstelling en diversiteit van de bodemfauna op te treden.
- Kwalitatieve aanwijzingen welke de invloed van een N-belasting op bosecosystemen weergeven kunnen een deel van de huidige vitaliteitsvermindering van bossen verklaren. Het betreft hier vooral interacties met de ecosysteemprocessen, die bijdragen aan het vitaliteitsverlies. Kwantitatieve scheidingen van het aandeel van $\text{NO}_3\text{-N}$ of N-totaal in het geheel van alle momenteel werkende stress factoren is echter nauwelijks mogelijk op basis van uitsluitend literatuuronderzoek.

Heide

- Voor het behoud van heide als dominante soort zou de huidige depositie

van uitsluitend $\text{NO}_3\text{-N}$ de maximale belasting betekenen, wanneer de bijdrage van andere N-komponenten nul was. Aangezien dit niet het geval is dient de huidige belasting tot maximaal 30 à 50% te worden teruggedrongen. Voor droge heide zou de maximale N-input ca. $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ en voor natte heide ca. $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ mogen bedragen, wil géén vergrassing optreden. Dit zou vergezelt moeten gaan van een effectief verschrallingsbeheer. Op basis van opname en jaarlijkse fixatie komen de grenswaarden in dezelfde orde van grootte te liggen.

- Het opstellen van een gedegen onderbouwde referentie ten aanzien van N-fluxen en hoeveelheden in het ecosysteem heide voor de Nederlandse situatie blijkt, gezien de huidige grootte van externe immissie bronnen, al nauwelijks meer mogelijk.

Grasland

- Er zijn onvoldoende kwantitatieve gegevens bekend voor het onderbouwen van grenswaarden voor $\text{NO}_3\text{-N}$ op basis van een gedetailleerde analyse van de N-fluxen en -hoeveelheden in schrale grasland ecosystemen.
- Effecten door verhoogde N-depositie komen tot uiting in een verminderde diversiteit en soortenrijkdom van de vegetatie, verschuivingen in de samenstelling van de bodem- en entomofauna van graslanden en het optreden van bodemverzuring afhankelijk van het grondwatertype.
- Effecten op de bodem- en entomofauna van arme graslanden treden vanaf ca. $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ op.

Duinen

- Nitraat depositie in duingebieden zal minder snel effecten op de vegetatie hebben dan in andere ecosystemen omdat N in het duin-ecosysteem veelal niet de primair beperkende faktor is (behalve in de wel primair N-beperkte duingraslanden).
- Door het hoge kalkgehalte in met name de kalkrijke duinen van Noord- en Zuid-Holland, zal verzuring niet zo snel evident worden als op andere zandgronden; een en ander is echter sterk afhankelijk van de plaatselijke bodemmorfolgie.

15.2 Aquatische systemen

- Van nature voedselarm (tot enkele tienden milligram stikstof per liter) zijn: beken, kwelmilieu's en zwakgebufferde wateren. Een verscheidenheid aan natuurlijke voedselrijkdom bestaat binnen de laagveenplassen, ondiepe, goed gebufferde wateren en diepe wateren. De concentraties kunnen oplopen tot enkele milligrammen stikstof per liter. Hoewel kustwateren van nature eutrofer zijn dan diepe zeeën en oceanen kunnen alle zoute wateren als oligotroof worden aangemerkt.
- Fluctuaties van nitraatconcentraties bestaan in de tijd (bijvoorbeeld seizoensfluctuaties), in verticale gradiënten (bijvoorbeeld bij stratificatie), in horizontale gradiënten (bijvoorbeeld in de Noordzee) en in afhankelijkheid van andere factoren (bijvoorbeeld omzettingen, stroomsnelheid in beken).
- Elk ecosysteemtype reageert anders op nitraatverrijking, omdat de uitgangssituatie verschillend is en de processen binnen het systeem verschillend zijn. Waarschijnlijk bestaat binnen de hier gegeven indeling nog een grote verscheidenheid aan (sub)ecosysteemtypen.
- Effecten van nitraatverrijking hangen af van: de snelheid van de verrijking, van andere factoren (waaronder andere nutriënten) en van beïnvloedingsvormen.
- Een gefundeerde stikstofnorm moet aangeven welke stikstofvorm, in welk jaargetijde, op welke diepte en onder welke omstandigheden als toetsingsgrootheid gebruikt moet worden. De norm moet opgesplitst worden naar (sub)ecosysteemtype en naar andere beïnvloedingsvormen. Ter realisering van een gewenste toestand dienen andere variabelen en beïnvloedingsvormen genormeerd te worden.

LITERATUUR

- Aalst, R.M. van 1984. Depositie van verzurende stoffen in Nederland. In: Adema, E.H. & J. van Ham (red.) 1984. Zure regen: oorzaken, effecten en beleid. Proc. symp. 17 en 18 nov. 1983, 's-Hertogenbosch. PUDOC, Wageningen: 66-70.
- Aalst, R.M. van 1982. Dry deposition of NO_x . In: Schneider, T. & L. Grant 1982. Air pollution by Nitrogen Oxides. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam.
- Aalst, R.M. van 1984. Verzuring door atmosferische depositie; atmosferische processen en depositie. Publ. reeks Milieubeheer 2. Min. VROM & Landbouw en Visserij.
- Aalst, R.M. van & H.M.A. Diederik 1983. Stikstofoxiden in de Nederlandse buitenlucht. Publicatiereeks Lucht no. 17: Verzuring. Min. VROM.
- Al-Mufti, M.M., C.L. Sydes, S.B. Furness, J.P. Grime & S.R. Band 1977. A quantitative analysis of shoot phenology and dominance in herbaceous vegetation. J. Ecol. 65: 759-791. In: Van der Voet, E. & H.A. Udo de Haes, 1987.
- Andersen, F.Ø. & J.I. Hansen 1982. Nitrogen cycling and microbial decomposition in sediments with *Phragmites australis* (Poaceae). Hydr. Bull. 16, 1: 11-19.
- Anderson, J.M. 1973. The breakdown and decomposition of Sweet Chestnut (*Castanea Sativa*) and Beech (*Fagus silvatica*) leaf litter in two deciduous Woodland Soils. Oecologia (Berl.) 12: 251-288.
- Anoniem 1981. Algenontwikkeling. Een onderzoek door het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland in het eigen beheersgebied. Edam.
- Asman, W.A.H. 1987. Atmospheric behaviour of ammonia and ammonium. Proefschrift LH, Wageningen.
- Bakker, T.W.M. 1981. Nederlandse Kustduinen: geohydrologie. Proefschrift Wageningen. In: Dijk, H.W.J. van 1984.
- Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff 1979. Duinen en duinvalleien. PUDOC, Wageningen.
- Bakker, C. & I. de Vries 1984. Phytoplankton- and nutrient dynamics in saline Lake Gravelingen (SW Netherlands) under different hydrodynamical conditions in 1978-1980. NIOZ 18, 3/4: 191-220.
- Belois, H. van, M. de Bode, R. Brinksmā, A. Paarlberg, J. Robberse, A. Sinke, A. Smitt & R. Torenbeek 1984. De verspreiding van

- N-verbindingen, in het bijzonder van ammoniak, uit drijfmest en de effecten hiervan op het ecosysteem. Doctoraalverslag LH, Wageningen. 121 p. + bijlagen.
- Bennekom, A.J. van, W.W.C. Gieskes & S.B. Tijssen 1975. Eutrophication of Dutch coastal waters. Proc. R. Soc. Land B. 189: 359-374.
- Berendse, F. & R. Aerts 1984. Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) Moench as affected by the availability of nutrients. Acta Oecol./Oecol. Plant., 5: 3-14.
- Berendse, F., B. Beltman, R. Bobbink, R. Kwant & M. Schmitz (in druk). Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. Acta Oecol./Oecol. Plant., Vol. 8(22) nr. 3.
- Berendse, F., C. Laurijsen & P. Okkerman 1986. The acidifying effect of ammonia volatilized from farm-manure on forest soils. 5th Europ. Ecol. Symp., Wageningen.
- Berg, W. van de & P. Verstraelen 1978. Het verloop van de biomassa, het chlorofyl-a gehalte en de nutriënten in het seston en in het water van het Haarsteegse Wiel en van Kolk F van de Oude Waal gedurende 1978. Doctoraalverslag KU, Nijmegen. 74 p.
- Berger, C. 1987. Habitat en ecologie van *Oscillatoria agardhii* Gomont. Een limnologische studie van ondiepe, hypertrofe meren (Drontermeer, Veluwemeer, Wolderwijd en Eemmeer, IJsselmeer, Lauwersmeer) van 1971-1981. Proefschrift, RU, Groningen. 233 p.
- Berger, C., J.E.G. Bouman & P.J. Ente 1986. De kans op blauwalgenbloei in de randmeren en de Markerwaard. Flevovericht no. 268, RIJP, Leleystad. 90 p.
- Best, E.P.H. 1982. Effects of water pollution on freshwater submerged macrophytes. In: C.K. Varshney (ed.) 1982. Water pollution and management reviews: 27-36.
- Bilger, W. 1968. Die beeinflussung des Regenwurmbesatzes in Waldböden durch Düngungsmassnahmen. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpfl. Zücht. 18: 72-75.
- Binkley, D., J. Alber, J. Pastor & K. Nadelhoffer 1986. Nitrogen availability in some Wisconsin forests; comparisons of resin bags and on-site incubations. Biol. Fertil. Soils 2: 77-82.
- Blankwaardt, F. 1972. Verslag van een bemestingsproef op de Westerheide van het Gooisch Natuurreservaat. RIN-rapport Leersum.
- Bloemendaal, F. & J. Roelofs 1986. Waterkwaliteit en waterplanten. KU, Nijmegen. 321 p.

- Bodungen, B. van 1986. Annual cycles of nutrients in a shallow inshore area, Kiel Bight - Variability and trends. *Ophelia* 26: 91-107.
- Bosse, I. 1967. Wiederbelebung biologisch verarmter Weinbergsböden dargestellt am Beispiel des Regenwurmbesatzes. In: Graff, O. & J.E. Satchell (Eds.). *Progress in Soil Biology*. Vieweg & Sohn GmbH, Braunschweig.
- Both, J.C. 1977. De vegetatie van enige blauwgraslandcomplexen. RIN-rapport Arnhem.
- Bott, T.L. 1983. Primary productivity in streams. In: J.R. Barnes & G.W. Minshall (eds) 1983. *Stream ecology. Application and testing of general ecological theory*: 29-53.
- Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Veldhorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder & H.F.R. Reijnders 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299: 548-550.
- Breemen, N. van, J.J.M. van Grinsven & E.R. Jordens 1983. H⁺ budgets and nitrogen transformation in Woodland Soils in The Netherlands influenced by high inputs of atmospheric ammonium sulfate. *V.D.I. Berichte* 500: 345-348.
- Breemen, N. van & E.R. Jordens 1983. Effects of atmospheric ammonium sulfate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in The Netherlands. In: Ulrich, B. & J. Pankrath (Eds.). *Effects of accumulation of air-pollutants in forest ecosystems*.
- Brink, N. 1964. Jordbrukets roll i naturvattnens eutrofiering. In: O. Skulberg (ed.) 1964. *Nordisk Kollokium om Eutrofieringsproblemer*. Skulberg: 197-207
- Brinkhurst, R.O. 1972. The role of sludge worms in eutrophication. *Ecological research series*, EPA, Washington. 68 p.
- Brock, Th.C.M. 1985. Ecological studies on nymphaeid water plants with emphasis on production and decomposition. *Theseis*, KU, Nijmegen. 204 p.
- Bund, C.F. van den & H. Siepel 1986. Grassland management and microarthropods. *Proc. of the 3th Europ. Congr. of Entomol.*, p. 520.
- Burges, A. 1967. The decomposition of organic matter in the soil. In: Burges, A. & F. Raw (Eds.). *Soil Biology*, Academic Press, London.
- Butcher, J.W., R. Snider & R.J. Snider 1971. Bioecology of edaphic Collembola and Acarina. *A. Rev. Ent.* 16: 249-288.
- Caspers, H. & L. Karbe 1966. Trophie und Saprobität als stoffwechsel-

- dynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobilitätsstufen. Arch. Hydrobiol. 61, 4: 453-470.
- Cate, L. ten & G. Schmidt 1986. Makrofaunagemeenschappen in bovenlopen. Een aanzet tot het ontwikkelen van een biologisch waterbeoordelings-systeem op grond van makrogemeenschappen gerelateerd aan een aantal fysische en chemische parameters in Twente. RIN, Leersum.
- Centraal Bureau voor de Statistiek. De vierde Bosstatistiek 1980-1983. Voorburg.
- Centraal Bureau voor de Statistiek 1986. Productie van dierlijke mest 1984. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Centraal Bureau voor de Statistiek & Staatsbosbeheer 1966. De Nederlandse bosstatistiek, deel 9, 1952-1963. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Centraal Bureau voor de Statistiek & Staatsbosbeheer 1985. De Nederlandse bosstatistiek, deel 1. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Chatarpaul, L., J.B. Robinson & N.K. Kaushik 1980. Effects of tubificid worms on denitrification and nitrification in stream sediment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 656-663.
- Christensen, P.B. & J. Sørensen 1986. Temporal variation of denitrification activity in plant-covered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. Appl. Environ. Microbiol. 51, 6: 1174-1179.
- Claassen, T.H.L. 1987. Typologie en normstelling. Een aquatisch-oecologisch onderzoek in Friesland. Theses, Meppel.
- Clarck, F.E. 1969. Ecological associations among soil micro-organisms. In: UNESCO, Natural resources research IX, Paris.
- Cole, D.W., S.P. Gessel & S.F. Dice 1967. In: Young, H.E. (Ed.). Symposium on Primary Production and Mineral Cycling in Natural Ecosystems. Univ. Maine Press, Orono.
- Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren 1980. Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorophyl, fosfaat en stikstof: resultaten van de tweede eutrofiëringsenquête november 1980. CUWVO, werkgroep VI, RIZA, Leleystad.
- Dam, D. van 1981. Een analyse van de diversiteit van de Rothamsted Park Grass plots. RIN-rapport 81/3, Arnhem.
- Dam, D. van 1983. Invloed van luchtverontreiniging op de Nederlandse flora en op verzuring van de bodem. RIN-rapport 83/11, Leersum.
- Dam, H. van 1983. Zure regen. Panda 19, 7/8: 105-111.
- Dam, H. van 1987. Verzuring van vennen: een tijdverschijnsel. Proefschrift, LU, Wageningen.

- Dengler, A. 1930. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Springer Verlag, Berlin.
- Denneman, W.D., H.E. van Capelleveen & N.M. van Straalen 1986a. Bijdrage aan de ecologische normstelling van bodembescherming. Advies Bodemkwaliteit, VTCB, Leidschendam, Bijlage 5.
- Denneman, W.D., J.H. Faber & H.J.P. Eijsackers 1986b. Zware metalen en hun effecten op natuurwaarden; een case-study over de Brabantse Kempen. RIN-rapport 86/10, Arnhem.
- Denneman, W.D. & P.J.H. de Vries 1985. Guanotrofie door aalscholvers in het Naardermeer. *De Levende Natuur* 86, 6: 219-222.
- Dickson, W. 1982. Survey of acidification of Scandinavian freshwater systems: water chemistry of (airborne) NO_x. In: T. Schneider & L. Grant (eds) 1982. *Air pollution by Nitrogen Oxides*. Elsevier, Amsterdam:
- Dijk, H.W.J. van 1984. Invloeden van oppervlakte-infiltratie ten behoeve van duinwaterwinning op kruidachtige oevervegetaties. Proefschrift LH, Wageningen.
- Dijk, H.W.J. van & A.J. van Strien 1984. Effecten van infiltratie van eutroof water op kruidachtige oevervegetaties. In: H.W.J. van Dijk, 1984.
- Doeksen, J. & J. van der Drift (Eds.) 1963. *Soil organisms*. North Holland Publ. & Co, Amsterdam.
- Doelman, P. & L. Haanstra 1983. De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora. VROM-rapport nr. BO-20, Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Dowding, P. 1974. Nutrient losses from litter on IBP tundra sites. In: Holding, A.J., O.W. Heal, S.F. Maclean & P.W. Flanagan (Eds.). *Soil organisms and decomposition in tundra*. Stockholm.
- Dumbroff, E.B. 1968. Some observations on the effects of nutrient supply on mycorrhizal development in pine. *Plant Soil* 28: 463-466.
- Duvigneaud, P. 1968. Recherches sur l'écosystème forêt. La Chênaie-Frênaie a Coudrier du Bois de Wève. Aperçu sur la biomasse, la productivité et le cycle des éléments biogènes. *Bull. Soc. Roy. Botan. Belg.* 101: 111-127.
- Duvigneaud, P., S. Denaeyer-de Smet, P. Ambroes & J. Timperman 1969. Recherches sur l'écosystème forêt. Essai de phytogéochimie forestière. *Rapp. Mem. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg.*
- Duvigneaud, P. & S. Denaeyer-de Smet 1970. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: Reichle, D. (Ed.). *Analysis of*

- temperate forest ecosystems. Ecological Studies I. Chapman and Hall, London.
- Duvigneaud, P. & A. Froment 1969. Recherches sur l'écosystème forêt. Bull. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg. 45(25): 1-48.
- Edwards, C.A. & J.R. Lofty 1972. The invertebrate fauna of the Park Grass Plots I. Soil Fauna. Rothamsted Report for 1974, part 2: 133-154.
- Edwards, C.A., D.E. Reichle & D.A. Crossley 1970. The role of soil invertebrates in turnover of organic matter and nutrients. In: Reichle, D.E. (Ed.). Ecological Studies, Analysis and Synthesis Vol. I. Springer Verlag, Berlin.
- Ehwald, E. 1957. Über die Nährstoffkreislauf des Waldes. Deut. Akad. Landw. Wiss. Sitz. 6: 1-57.
- Ellenberg, H. 1977. Stickstoff als Standortsfaktor, insbesondere für Mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecologia Plantarum 12: 1-22.
- Eulen, J.R. 1983. Eutrofiëringsonderzoek in het Wolderwijd-Nuldernew, aanbevelingen voor herstel. H2O 16, 8: 168-172.
- Fowells, H.A. & R.W. Krauss 1959. The inorganic nutrition and loblolly pine and virginia pine with special reference to nitrogen and phosphorous. Forest Sci. 5: 95-112.
- Franz, H. 1959. Das biologische Geschehen im Waldboden und seine Beeinflussung durch die Kalkdüngung. Allg. Forstztg. 70: 178-181.
- Fransz, H.G. & J.H.G. Verhagen 1985. Modelling research on the production cycle of phytoplankton in the southern bight of the North Sea in relation to riverborne nutrient loads. Netherland Journal of Sea Research 19, 3/4: 241-250.
- Gardeniers, J.J.P. 1981. The impact of regulation on the natural characteristics of Dutch lowland streams. Proceedings of Technical Meeting 37 (nov. 1980), Committee for Hydrological Research TNO; Water resources management on a regional scale. Proceedings and Informations no 27, The Hague: 99-107.
- Garret, S.D. 1970. Pathogenic root-infecting fungi. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Gerland, J.H.N. 1977. Bethal nitrification in rivers. In: H.L. Golterman (ed.) 1977. Interactions between sediments and fresh water. Proceedings of an international symposium, sept. 6-10, 1976, Amsterdam, the Netherlands. PUDOC, Wageningen: 354-356.
- Gimingham, C.H., S.B. Chapman & N.R. Webb 1979. European Heathlands. In: Specht, R.L. (Ed.). Ecosystems of the World. Elseviers Scientific

- Publishing Company, Amsterdam.
- Gopal, B. 1983. Contributions of macrophytes to Nitrogen dynamics in freshwaters. In: Proceedings International Symposium on aquatic Macrophytes, 18-22 sept. 1983, Nijmegen: 73-77.
- Grime, J.P. 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. *J. Envir. Man.* 1: 151-167.
- Groeman, J.F. 1972. Onderzoek naar de invloed van gierlozingen op de macrofauna van enige wateren bij Asten (Noord-Brabant). Doctoraalverslag, LH, Wageningen.
- Grootjans, A.P. 1985a. Changes of gronwater regime in wet meadows. Proefschrift, RU, Groningen.
- Grootjans, A.P. 1985b. De invloed van ingrepen in de waterhuishouding op de verspreiding van moeras- en hooilandplanten. Laboratorium voor Planteneecologie, Haren.
- Guild, W.J. 1948. Studies on the relationship between earthworms and soil fertility III. *Ann. Appl. Biol.* 35: 181-182.
- Gulati, R.D. 1975. Voedselketens en energiestromen. In: G.J. Verveide (red.) 1975. Produktiviteit in biologische systemen. PUDOC, Wageningen: 171-196.
- Gunhold, P. 1957. Der Einfluss der Gülle auf das Bodenleben. *Z. Acker und Pfl. Bau.* 102: 461-480.
- Gusenleitner, J. 1959. Versuche über den Einfluss von Düngemitteln auf die Bodentierwelt bei Grünland. *Festscher. Best. Landw. Chem. Bundes Vers. Anst. Linz* 60: 155-170.
- Hagvar, S. 1984. Six common mite species (Acari) in Norwegian coniferous forest soils; relations to vegetation types and soil characteristics. *Pedobiologia* 27: 355-364.
- Hagvar, S. & G. Abrahamsen 1984. Collembola in Norwegian coniferous forest soils. III Relations to soil chemistry. *Pedobiologia* 27: 331-339.
- Hammen, H. van der, T.H.L. Claassen & P.F.M. Verdonschot (red.) 1984. Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie. Eindverslag Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, subgroep Hydrobiologie, Haarlem.
- Hare, R.C. 1966. Physiology of resistance to fungal diseases in plants. *Bot. Rev.* 32: 95-137.
- Harley, J.L. 1972. Fungi in ecosystems. *J. Animal. Ecol.* 41: 1-16.
- Hasselrot, B. & P. Grennfelt 1985. Deposition of sulphate, nitrate and

- other air constituents in a wind exposed forest front. In: Troyanowsky, C. (Ed.). Air pollution and plants, VCH, Weinheim.
- Havill, D.C., J.A. Lee & R.G. Stewart 1974. Nitrate utilization by species from acidic and calcareous soils. *New Phytologist* 73: 1221-1231.
- Heil, G. 1984. Nutrients and the species composition of heathland. Proefschrift R.U. Utrecht.
- Heil, G.W. & A.M.H. Brunsting 1984. The role of nutrients in the interactions between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. In: Heil, G.W. 1984. Nutrients and the species composition of heathlands. Proefschrift R.U. Utrecht.
- Heil, G.W. & W.H. Diemont 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53: 113-120.
- Held, A.J. den 1985. Het vegetatie-onderzoek in de provincie Zuid-Holland. Deelrapport III: de vegetatietypologie van Zuid-Holland. Deel A: de watervegetaties. PPD Zuid-Holland.
- Helsper, H.P.G., D. Glenn-Lewin & M.J.A. Werger 1983. Early regenerations of *Calluna* heathland under various fertilization treatments. *Oecologia* 58: 208-214.
- Herbke, G. 1962. Untersuchungen über das Vorkommen von Tausendfüsslern in landwirtschaftlich genutzten Böden des Dauerdüngungsversuches auf Dikopshof. *Monogr. angew. Ent.* 18: 13-43.
- Hesterberg, G.A. & M.F. Jurgensen 1972. The relation of forest fertilization to disease incidence. *The Forestry Chronicle* 48: 92-96.
- Higler, L.W.G. 1977. Macrofauna-cenoses on *Stratiotes* plants in Dutch broads. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Higler, L.W.G. 1980. Hydrologische, fysische en chemische gegevens van de Hierdense Beek. RIN, Leersum.
- Higler, L.W.G. 1984. Verzuring door atmosferische depositie - oppervlaktewater en hydrobiologie. Effecten van verzuring op het oppervlaktewater en de daarin levende planten en dieren. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van Landbouw en Visserij, RIN, Leersum.
- Higler, L.W.G. 1985. Aquatische ecosystemen II. In: PAO-cursus Zure regen, oorzaken en gevolgen. Wageningen.
- Higler, L.W.G. & F.F. Repko 1981. The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macro-invertebrates. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 1077-1082.

- Higler, L.W.G., F.F. Repko & J.A. Sinkeldam 1981. Hydrobiologische waarnemingen in Sprengendal (Ootmarsum). RIN, Leersum.
- Hoelijmakers, T.J. 1982. Bepaling van fosfaat- en stikstofvruchten in oppervlaktewater. ICW-nota 1380, Wageningen.
- Hoogheemraadschap van Rijnland 1984. Rapport betreffende het onderzoek naar de effecten van fosfaatverwijdering op de awzi's Goude, Bodegraven en Nieuwveen. Rapport Technische Dienst, Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Horssen, H.J.M. van & P.F.T.J. Henkens 1983. Het effect van waterinlaat op de waterkwaliteit en voedingsstoffenhuishouding in het laagveengebied "de Weerribben". Doctoraalverslag, KU, Nijmegen.
- Huhta, V. 1984. Response of *Cognettia sphagnetorum* (Enchytraeidae) to manipulation of pH and nutrient status in coniferous forest soil. *Pedobiologia* 27: 245-260.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology, Volume I: Geography, physics and chemistry. John Wiley & sons, London.
- Hynes, H.B.N. 1969. The enrichment of streams. In: Eutrophication: causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium. National Academy of Sciences, Washington, D.C.: 188-196.
- Iversen, T.M. 1973. Decomposition of autumn-shed beech leaves in a springbrook and its significance for the fauna. *Arch. Hydrobiol.* 72, 3: 305-312.
- Iversen, T.M. 1975. Disappearance of autumn shed beech leaves placed in bags in small streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1687-1692.
- Iversen, T.M. 1973. Decomposition of autumn-shed beech leaves in a springbrook and its significance for the fauna. *Arch. Hydrobiol.* 72, 3: 305-312.
- Iversen, T.M. 1975. Disappearance of autumn shed beech leaves placed in bags in small streams. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1687-1692.
- Jacob, A. 1952. Die Wirkung der Düngung mit mineralischen Stickstoff auf die biologischen eigenschaften des Bodens. *Int. Soc. Soil Sci.* Dublin.
- Jacob, A. & K. Wiegand 1952. Umsetzungen des mineralischen Stickstoffs der Düngemittel im Boden. *Z. Pfl. Ernähr. Düng.* 59: 48-60.
- Janssen, Th.W. 1982. Intensieve veehouderij in relatie tot ruimte en milieu. Rapport SBB, Utrecht.
- Jónasson, P.M. 1969. Bottom fauna and eutrophication. In: Eutrophication, causes, consequences, correctives. Proceedings of a symposium. National Academy of Sciences, Washington, D.C.: 274-305.

- Joose, E.N.G., H.E. van Capelleveen, L.H. van Dalen & J. van Diggelen 1983. Effects of zinc, iron and manganese on soil arthropods associated with decomposition processes. Proc. Int. Conf. "Heavy Metals in the Environment".
- Kessel, J.F. van 1976. Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content in natural waters. Proefschrift, LH, Wageningen. PUDOC, Wageningen.
- Kelly, M. & M. Naguib 1984. Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of 'Lac de Tunis'. UNESCO reports in marine science, no. 29, Paris.
- Kilham, P. 1982. Acid precipitation: its role in the alkalization of a lake in Michigan. Limnol. & Oceanogr. 27: 856-867.
- Kolenbrander, G.J. 1969. Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. Neth. J. Agric. Sci. 17: 246-255.
- Kolenbrander, G.J. 1971. De eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking. Stikstof 69: 384-395.
- Kolenbrander, G.J. & T.A. van Dijk 1972. Eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw in het stroomgebied van de Hupselse Beek. IB, Haren.
- Koninklijke Meteorologisch Instituut/Rijksinstituut voor Volksgezondheid 1982. Chemical composition of precipitation over The Netherlands. Annual Report 1981, De Bilt.
- Kouwe, F.A. 1983. Fosfaattransport in een laaglandbeek: rol van de beekbodem, de invloed van de bemonsteringsfrequentie en berekeningsmethode. H2O 16, 4: 70-73.
- Krajenbrink, G.W.J. 1983. Bemesting en grondwaterkwaliteit. Bodembeschermingsreeks no. 12. VROM, Den Haag.
- Kruijne, A.A. 1964. The number of species in grassland. Jaarverslag 1964, IBS, Wageningen.
- Kuiper, J. 1973. De invloed van de Rijn op het fytoplankton van de Nederlandse kustwateren. NIOZ, Publicaties en verslagen no. 1973-9.
- Lancelot, C., G. Billen, A. Zournia, T. Weisse, F. Colijn, M.J.W. Veldhuis, A. Davies & P. Wassman 1987. Phaeocystis blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. Ambio 16, 1: 38-46.
- Leentvaar, P. 1963a. Resultaten van het hydrobiologisch onderzoek van oppervlaktewateren in 1960. Water 47, 16: 203-207.
- Leentvaar, P. 1963b. Dune waters in the Netherlands. I. Quackjeswater,

- Breedewater and Vogelmeer. *Acta Botanica Neerlandica* 12: 498-520.
- Leentvaar, P. 1965. Hydrobiologische waarnemingen in het plassen gebied van N.W.-Overijssel I. *Biologisch Jaarboek Dodonea* 33: 243-262.
- Leentvaar, P. 1967. Duinmeren II: Zwanewater, Muy, Oerd en van Hunenplak. *Biologisch jaarboek, jaargang 35*: 228-266.
- Leentvaar, P. 1979. Zeven criteria voor hypertrofie. *H2O* 12, 17: 368-372, 387.
- Leentvaar, P. & L.W.G. Higler 1962. Hydrobiologische waarnemingen op Ameland. *De Levende Natuur* 65: 257-262.
- Leeuwen, C.G. van 1954. Een verdwijnende levensgemeenschap: het blauwgrasland. *Natuur & Landschap* 7: 84-93.
- Lehman, J.T. 1984. Grazing, nutrient release and their impacts on the structure of phytoplankton communities. In: Meyers, D.G. & J.R. Strickler 1984. *Trophic interactions within aquatic ecosystems. AAAS selected symposia series no 85*: 49-72.
- Lenders, H.J.R. & H.A.T.M. van Wezel 1986. *Sprinkhanen en graslandbeheer. RIN Studentenverslag no. 830, Arnhem.*
- Leuthold, R. 1961. Vergleichende Untersuchungen der Tierwelt verschiedener Wiesenböden im oberbayerischen Raum, unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen. *Z. Angew. Ent.* 49: 1-49.
- Leuven, R.E.W. & J.A.A.R. Schuurkes 1984. Effecten van zure, stikstof- en zwavelhoudende neerslag op zwakgebufferde en voedselarme wateren. *Interimrapport projecten LB 130 en LB 131, KU, Nijmegen.*
- Liere, L. van 1986. Loosdrecht Lakes, origin, eutrophication, restoration and research programme. *Hydrobiol. Bull.* 20, 1/2: 9-15.
- Lips, H.J.M., B. Bulten & J. van Puffelen 1969. Kwaliteitsverandering bij infiltratie in de duinen. *Rapp. Werkgr. Infiltratie van Rivierwater in de duinen (WIRDU).*
- Londo, G. 1978. Een instructieve heemtuin of natuurlijke basis. In: *Vijftig jaar in Thijsse's Hof. Thieme, Zutphen.*
- Londo, G. 1984. Duinen. In: F.A. Bink, J. Meltzer, J.G. de Molenaar, T.A.W. van Rossum & G.J. Saaltink (Eds.). *Natuurbeheer in Nederland, Dl. 1. Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen.*
- Lyon, M.J.H. de & J.G.M. Roelofs 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1. *KU, Nijmegen.*
- Ma, W., Th. Edelman, I. van Beersum & Th. Jans 1983. Uptake of Cadmium, Zinc, Lead and Copper by earthworms near a Zinc-Smelting Complex; influence of soil, pH and organic matter. *Bull. Environ. Contam.*

- Toxicol. 30: 424-427.
- Mader, D.L. & B.W. Thompson 1969. Foliar and soil nutrients in relation to sugar maple decline. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 33: 794-800.
- Marquente-van der Werff, M., W.M.O. Ernst & J. Faber 1981. Complexing agents in soil organic matter as factors in heavy metal toxicity in plants. *Int. conference heavy metals in the environment*. Amsterdam 1981, pp. 222-225. CEP consultants, Edinburgh.
- Martin, D.M. & D.R. Goff 1972. The role of nitrogen in the aquatic environment. *Contributions from the department of limnology, Academy of natural sciences of Philadelphia nr 2*.
- Martin, N.J. & A.J. Holding 1978. Nutrient availability and other factors limiting microbial activity in blanket peat. In: O.W. Heal & D.F. Perkins (Eds.). *Production ecology of British moors and montane grasslands*. Springer Verlag, Berlin.
- Mason, C.F. & S.M. Macdonald 1987. Acidification and otter (*Lutra lutra*) distribution on a British river. *Mammalia* 51(1): 81-87.
- Matzner, E. 1980. *Untersuchungen zum Elementhaushalt eines Heide-Ökosystems (Calluna vulgaris) in Nordwest Deutschland*. Dissertatie Georg August Universität Göttingen.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat & Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer 1986. *De waterkwaliteit van Nederland. Indicatief meerjarenprogramma water 1985-1989*. Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage.
- Mohren, G.M.J., J. van den Burg & F.W. Burger 1986. Phosphorous deficiency induced by nitrogen input in Douglas fir in The Netherlands. *Plant and Soil* 95: 191-200.
- Molenaar, J.G. de 1980. *Bemesting, waterhuishouding, intensivering in de landbouw en het natuurlijk milieu*. RIN, rapport 80/6, Leersum.
- Moller Pillot, H.K.M. 1971. *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*. Thesis, KU, Nijmegen. 286 p.
- Morris, M.G. 1969. Populations of invertebrate animals of chalk grassland in Britain. *Biol. Conservation* 1(3): 225-232.
- Moursi, A.A. 1962. The lethal doses of CO₂, N₂, NH₃, and H₂S for soil arthropods. *Pedobiologia* 2: 9-14.
- Nadelhoffer, K.J., J.D. Aber & J.M. Melillo 1984. Seasonal patterns of ammonium and nitrate uptake in nine temperate forest ecosystems. *Plant and Soil* 80: 321-335.
- Newbold, J.D., J.W. Elwood, R.V. O'Neill & W. Van Winkle 1981. *Measuring*

- nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 860-863.
- Nihlgard, B. 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in South Sweden. *Oikos* 23: 69-81.
- Nihlgard, B. 1985. The ammonium hypothesis - An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14(1): 2-8.
- Olsson, H. 1978. Studies in South Swedish sand vegetation. Diss. Uppsala. *Acta Phytogeographica Suecica* 60. In: H.W.J. van Dijk 1984.
- Oosterloo, W. 1986. Een eutrofiëringsonderzoek in het stroomgebied van de Lunterse beek (Gelderse Vallei).
- Opdam, P. 1983. Verspreiding van broedvogels in het cultuurlandschap: de betekenis van oppervlakte en isolatie van topen. *WLO-mededelingen* 10(4): 179-189.
- Opdam, P. & V. Retel Helmrich 1982. De Vogelgemeenschappen van de Nederlandse heidevelden. RIN-rapport 82/4, Leersum.
- Ovington, J.D. & H.A.I. Madgwick 1959. The growth and composition of national stands of birch. I. Dry matter production. *Plant and Soil* 10: 271-281.
- Pearson, V. & D.J. Read 1973. The biology of mycorrhiza in Ericaceae I. *New Phytologist* 72: 371-379.
- Ploeg, S.W.F. van der, C.J.M. van Berkel, L.C. Braat, E. Nieuwhof, F. Tromp, H.A. Udo de Haes & P. Winkel 1985. Naar een reken- en informatiesysteem voor natuur en landschap. CML-mededelingen no. 21, Leiden.
- Postma, H. 1978. The nutrient contents of North Sea water: changes in recent years, particularly in the southern Bight. *Rapp. Proc. Verb. Renn. Cons. Int. Explor. Mer* 172: 350-357.
- Postma, H. 1985. Eutrophication of Dutch coastal waters. *Netherlands Journal of Zoology* 35, 1/2: 348-359.
- Provinciale Waterstaat van Friesland 1976. Nota biologische aspecten van de kwaliteit van het Friese oppervlaktewater in het bijzonder de eutrofiëring. PW Friesland, Leeuwarden.
- Rasch, R. 1965. Systematiek en indeling van het Nardo-Galion. *Kruipnieuws* 27: 12-17. In: De Molenaar 1980.
- Richter, A.F., G.J. Schrottenboer, J. Vijverberg & S. Visser 1987. Onderzoek in enclosures ten behoeve van actief biologisch waterbeheer. Eindverslag van een onderzoek in opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren / RIZA, uitgevoerd in de periode mei 1985 - december

1986. Limnologisch Instituut, verslag nr. 1987-2.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer 1984. Natuurbeheer in Nederland. Deel 1: levensgemeenschappen. PUDOC, Wageningen.
- Rijtema, P.E. 1980. Nitrogen emission from grassland farms: a model approach. ICW-Technical Bull. no. 119, Wageningen.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M. 1986. The effect of air-borne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experientia* 42: 372-277.
- Roelofs, J.G.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. II. Experimental studies. *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- Roelofs, J.G.M., A.W. Boxman & H.F.G. van Dijk 1987. Effecten van ammonium op bos en heidevegetaties. In: A.W. Boxman, J.F.M. Geelen 1987. Effecten van NH₃ op organismen. Kath. Universiteit, Nijmegen.
- Roelofs, J.G.M., L.G.M. Clasquin, J.M.C. Driessen & A.J. Kempers 1984. De gevolgen van zwavel- en stikstofhoudende neerslag op de vegetatie in heide en heidevenmilieus. In: E.H. Adema & J. van Ham 1984. Zure regen, oorzaken, effecten en beleid. Pudoc, Wageningen.
- Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, A.L.F.M. Houdijk & J. Jansen 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in The Netherlands. *Plant and Soil* 84: 45-56.
- Roelofs, J.G.M., J.A.A.R. Schuurkes, R.E.W. Leuven & G.H.P. Arts 1986. Experimenteel onderzoek naar de effecten van verzuring op waterplanten. In: Leuven, R.E.W., G.H.P. Arts & J.A.A.R. Schuurkes (red.) 1986. Waterverzuring in Nederland en België. Proceedings studiedag Waterverzuring, 19 december 1985. KU, Nijmegen: 139-147
- Roojackers, R.M.M. 1985. Phytoplankton studies in a Nymphaeid-dominated system with special reference to the effects of the presence of nymphaeids on the functioning and structure of the phytoplankton communities. Proefschrift, KU, Nijmegen.
- Ronde, G. 1960. Waldbodendüngung und Lebengemeinschaft. *Bodenfauna. Z. Angew. Ent.* 47: 57-57.
- Rowan, S.J. 1971. Soil fertilization, fumigation and temperature affect severity of black root rot of slash pine. *Phytopathology* 61: 184-187.
- Satchell, J.E. 1955. Some aspects of earthworm ecology. In: E. McKevan

- (Ed.). Soil Zoology. Butterworths, London.
- Sauerlandt, W., M. Marzusch-Trappmann & C. Tietjen 1961. Der Einfluss der Häufigkeit der organischen Düngung auf den Gehalt des Bodens an organisch gebundenen Kohlstoff unter besonderer Berücksichtigung der Heimdichte und der Enchytraeiden. Z. Pfl. Ernähr. Düng. Bodenk. 92: 134-147.
- Schmidt, G.H. 1986. Use of grasshoppers as test animals for the ecotoxicological evaluation of chemicals in the soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 16: 175-188.
- Schmidt-van Dorp, a.d. 1978. De eutrofiëring van ondiepe meren in Rijnland. Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst, Leiden.
- Schneider, T. & A.H.M. Bresser 1987. Dutch priority programme on acidification. RIVM, Bilthoven rapp.nr. 00-04.
- Schroevers, P.J. 1965a. Hydrobiologische waarnemingen in noord-west Overijssel. II: Het bezinkingsplankton van het Kippenest bij Wanneperveen. RIVON-mededeling 224 / Biologisch Jaarboek Dodonea 33: 268-342.
- Schroevers, P.J. 1965b. Netplankton uit het open water van de plassen Mastenbroekerkolk, Venematen en Dirkswijde in noord-west Overijssel (gem. Vollenhove - Wanneperveen), verzameld in juni 1965 tijdens de zomere excursie van de Hydrobiologische Vereniging. RIN, Zeist.
- Schuurkes, J.A.A.R. & J.G.M. Roelofs 1984. De invloed van waterverzuring en stikstofverrijking op waterplantengemeenschappen in zwak gebufferde wateren. In: Adema, E.H. & J. van Ham (red.) 1984. Zure regen: oorzaken, effecten en beleid. Proc. symp. 17 en 18 nov. 1983, 's-Hertogenbosch. PUDOC, Wageningen: 177-179.
- Schuurkes, J.A.A.R., R.E.W. Leuven, G.H.P. Arts & J.G.M. Roelofs 1986. Atmosferische depositie en waterverzuring: een experimentele benadering van de zure neerslag problematiek. In: Leuven, R.E.W., G.H.P.Arts & J.A.A.R. Schuurkes (red.) 1986. Waterverzuring in Nederland en België. Proceedings studiedag Waterverzuring, 19 dec. 1985. KU, Nijmegen: 129-137.
- Segal, S. & V. Westhoff 1959. Die vegetationskundliche Stellung von Carex buxbaumii in Europa, besonders in den Niederlanden. Acta Bot. Neerl. 8: 304-329.
- Siepel, H. & C.F. van de Bund 1986. The use of life history strategies of microarthropods in grassland management. Proc. of the 3rd Europ. Congr. of Entomol. 481-484.

- Singer, S.N. & S.K. So 1982. Grand river basis water management study. Technical report series, report 28.
- Smidt, J.T. de 1977. Interaction of *Calluna vulgaris* and the heather beetle (*Lochmaea suturalis*). In: R. Tüxen (Ed.) 1976. Vegetation und der Fauna. J. Cramer, Vaduz.
- Smits, W. 1984. Gezonde mycorrhiza, gezonde bossen. Ned. Bosb. Tijdschrift 56: 92-96.
- Sprules, W.G. & R. Knoechel 1984. Lake ecosystem dynamics based on functional representations of trophic components. In: Meyers, D.G. & J.R. Strickler, 1984. Trophic interactions within aquatic ecosystems. AAAS selected symposia series no. 85: 383-403.
- StAAF, H. & B. Berg 1981. Plant litter input to soil. In: F.E. Clark & T. Rosswall (Eds.). Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. 33: 147-162.
- Steenvoorden, J.H.A.M. 1981. De gevolgen van het landbouwkundig bodembebruik op de chemische samenstelling van het grond- en oppervlaktewater. ICW-nota nr. 1264, Wageningen.
- Stemkens, T. & H. Meekes 1978. Een onderzoek naar de rol van de bodem en de macrofyten in de nutriënten-cyclus en naar de biomassa van de macrofyten in de Oude Waas bij Nijmegen en het Haarsteegse Wiel bij Vlijmen. Doctoraalverslag, KU, Nijmegen.
- Swift, M.J., O.W. Heat & J.M. Anderson 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Sylvester, R.O. 1961. Nutrient concent of drainage water from forested, urban and agricultural areas. In: Algae & Metropol. Wastes. U. Publ. Health Serv: 80-87.
- Titus, B.D. & D.C. Malcolm 1987. The effect of fertilization on litter decomposition in clearfelled spruce stands.
- Tolkamp, H.H. 1983. Beken in Zuid-Limburg. Natura 80, 1: 102-108.
- Torenbeek, R., L.W.G. Higler & P.F.M. Verdonschot 1987. Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. RIN, Leersum.
- Ulrich, B. 1983. Effects of acid deposition. In: S. Beilke, A.J. Elshout (Eds.) 1983. Acid deposition. Reidel Publishing Company, Dordrecht.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- Verdouw, H. & E.M.J. Dekkers 1982. Nitrogen cycle of Lake Vechten: concentration patterns and internal mass-balance. Hydrobiologia 95:

- 191-197.
- Vermeer, J.G. & F. Berendse 1983. The relationship of nutrient availability, biomass production and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio* 53: 121-126.
- Vermeulen, A.J. 1977. Emissieonderzoek m.b.v. regenvangers; opzet, ervaringen, resultaten. Rapport Provinciale Waterstaat van Noord-Holland.
- Vierssen, W. van, M.J.M Hootsmans & J.E. Vermaat 1985. Waterplanten: bondgenoten bij het waterkwaliteitsbeheer? Een visie op de toekomst van het beheer van waterplantenvegetaties. *H2O* 18, 6: 122-126.
- Voet, E. van der & H.A. Udo de Haes 1987. Ammoniak in natuurgebieden. Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris.
- Vries, I. de, W. van Raaphorst & N. Dankers [1987]. Extra voedingsstoffen in zee: gevolgen, voordelen, nadelen. Proc. symp. Oecologische Kring, Vermesting: gevolgen voor ecosystemen en beleid, 25 sept. 1987, Amsterdam. *Landbouwk. tijdschrift en Vakblad voor Biologen*, in prep.
- Waajen, G.W.A.M. 1984. Eutrofiëring van schrale beekdalgraslanden. PPD-rapport no. 3, 's-Hertogenbosch.
- Waterloopkundig Laboratorium 1987. Waterkwaliteit - wateraanvoer Drenthe. Verslag onderzoek. WL, Delft.
- Waters, R.A.S. 1955. Numbers and weights of earthworms under a highly productive pasture. *N.Z. Jl. Sci. Tech. Sec. A.* 36: 516-526.
- Webster, J.R. 1975. Analysis of Potassium and Calcium dynamics in stream ecosystems on three southern Appalachian watersheds of contrasting vegetation. Doctoral dissertation, Univ. Georgia, Athin.
- Werkgroep Nutriëntenbalans Drenthe 1986. Uitspoeling van stikstof, fosfaat en kali voor verschillende bodemgebruiksvormen in Drenthe. PW van Drenthe, Assen.
- Werkgroep Voedingstoffenhuishouding van bossen: nota met aanbevelingen, 1986. Interne nota SBB, Utrecht.
- Werkgroep Waterkwaliteit z.j.-a. De samenstelling van het Maaswater in 1983 en 1984. RIWA, Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven, Amsterdam.
- Werkgroep Waterkwaliteit z.j.-b. De samenstelling van het Rijnwater in 1984 en 1985. RIWA, Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven,

- Amsterdam.
- Werkgroep Watervoorziening Drenthe 1979. Water naar Drenthe. Provinciaal Bestuur van Drenthe, Assen.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo 1971. Wilde planten dl. 2. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Elsevier, Amsterdam.
- Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen, E.E. van der Voo & J.S. Zonneveld 1973. Wilde planten dl. 3. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Elsevier, Amsterdam.
- Westhoff, V. & A.J. den Held 1975. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- Willis, A.J. 1963. Braunton Burrows; the effects on the vegetation of the addition of mineral nutrients to the dune soils. *Journal of Ecol.* 51: 353-374.
- Wind, K. 1980. Botanische samenstelling van grasland bij extensivering van het gebruik. Landbouw Universiteit, Wageningen, Meded. no. 52.
- Wit, N.H.S.M. de & W. Bleuten 1986. Inventarisatie van de vermessing van het ondiepe grondwater in de gehele provincie Utrecht. Vakgroep Fysische Geografie, RU Utrecht.
- Zajonc, I. 1970. Dynamique saisonnière des synusies de lombrics (Lumbricidae) vivant dans les prairies de la Slovaque méridionale; action des engrais azotés sur la composition de celles-ci. *Pedobiologia* 10: 286-304.
- Zevenboom, W. 1980. Growth and nutrient uptake kinetics of *Oscillatoria agardhii*. Thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Zijlstra, K.C. 1980. Een beknopt beeld van de verontreiniging van de Rijn. *H2O* 13: 93-96.

Bijlage I. Nitraatconcentraties in grondwater onder uiteenlopende bostypen in de provincie Utrecht in 1985.

Aspect vegetatie (met dominante soorten)	bodentype	nitraat-concentraties (mg NO ₃ per liter)		grondwaterstanden (dm - m.v.)	
		voorjaar	najaar '85	voorjaar	najaar '85
dennen-beukenbos	akkereerdgrond	14.45	22.57	17	20
dennen-eikenbos	akkereerdgrond	3.76	5.87	19	24
sparren-eikenbos	akkereerdgrond	6.52	18.86	17	20
larix-beukenbos	erkeerdgrond	7.85	11.66	18	24
eikenbos	erkeerdgrond	5.85	1.13	17	15
beukenbos	haarpodzol	48.95	6.97	41	35
dennenbos	haarpodzol	3.40	5.21	8	-
dennen-berkenbos	haarpodzol	3.45	2.97	16	17
aanplant van jonge dennen	holtpodzolgrond	4.86	11.88	14	15
jong dennenbos	kamppodzol	4.13	3.42	25	26
eikenbos	kamppodzol	13.60	20.31	10	11
dennenbos	duinvaaggrond	5.55	32.37	32	35
elzenbos met eiken	vlakvaaggrond	4.86	40.03	5	5
eiken-berkenbos met dennen	vlakvaaggrond/veldpodzol	15.14	1.69	3	3
griend	directvaaggrond	.87	.04	5	5
loofbos (beuk, eik, esdoorn)	bofeerdgrond	.64	-	17	-
populierenbos	leekeerdgrond	.84	1.58	4	4
eiken-elzenbos	ooivaaggrond	2.50	.04	15	15
meerjarige griend (met els)	ooivaaggrond	-	.90	-	37
loofbos (beuk, eik, esdoorn)	ooivaaggrond	59.64	79.71	17	18
elzenbroekbos	madeveengrond	.91	.03	3	3
elzen-wilgenbos	madeveengrond	3.71	6.12	3	3
elzenbroekbos	madeveengrond	4.39	3.82	4	6
elzenbroekbos	meerveengrond	1.32	2.05	4	4
elzenbroekbos	vlierveengrond	6.15	.90	2	2
elzen-berkenbos	vlierveengrond	8.28	3.58	2	2
elzengeriefhout	waardveengrond	.56	1.40	5	3

bron: Vakgroep Fysische Geografie, Rijksuniversiteit Utrecht, 1987, naar basisgegevens t.b.v.: Inventarisatie van de vermessing van het ondiepe grondwater in de gehele provincie Utrecht (Wit, N.H.S.M. de en W. Bleuten, 1986).

De volgende RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier. Toezending geschiedt franco.

- 85/1 P.Opdam & S.Woldhek, De invloed van roofvogels en uilen op hun prooidieren; een literatuuronderzoek. 33 p. f 6,50
- 85/2 G.M.Dirkse, Sphagnum sect. Subsecunda in Nederland. 28 p. f 5,40
- 85/4 F.Niewold, Hondsdolheid in het Nederlandse grensgebied. I. De periode tot 1980. 29 p. f 5,20
- 85/7 A.W.M.Mol, Hydrobiologische districten in Nederland. 50 p. f 7,30
- 85/8 L.H.H.van Vliet, Mogelijke gevolgen van anorganische en organische stoffen in baggerspeciedepots voor daar aanwezige of zich ontwikkelende bodem- en zoöfauna. 152 p. f 19,45
- 85/9 H.P.M.Hillegers, De stinzenflora van Zuid-Limburg. 53 p. f 7,60
- 85/10 H.Eijsackers, Onderzoek naar zware metalen en zure regen in Zweden. 41 p. f 6,40
- 85/11 M.Aerts, De effectiviteit van angstkreten bij verjaging van roeken *Corvus frugilegus* L. in de landbouw. 98 p. f 14,-
- 85/12 S.Broekhuizen & H.Vink, De dassen van Utrecht en het Gooi; een populatie in de schaduw van het uitsterven. 19 p. f 4,20
- 85/13 K.S.Dijkema e.a., Cumulatie van ecologische effecten in de Waddenzee. 105 p. f 14,75
- 85/15 A.J.de Bakker & H.F.van Dobben, Inventarisatie van epifytische lichenen in Midden-Nederland en de Meijepolder. 37 p. f 6,-
- 85/16 L.M.J. van den Bergh, Ganzenpleisterplaatsen in Nederland. 58 p. + bijlagen. f 14,50
- 85/17 W.Ma & W.H.Diemont, Het kweken van regenwormen in heidecompost en vermicompostering. 43 p. f 6,60
- 85/18 N.Dankers & K.Zegers, Maatregelen ter voorkoming van verdrinking van zeehonden en hun effecten op de visvangst in harderfuiken. 10 p. f 2,60
- 85/19 P.J.H.Reijnders, Verdrinking van zeehonden in fuiken. 10 p. f 2,60
- 85/20 H.M.Beijs & G.J.Baaijens, Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op de vegetatie in het Beerzedal. 20 p. f 4,50
- 85/21 A.W.M.Mol, De literatuur over Nederlandse aquatische macrofauna tot 1983. 176 p. f 22,-
- 85/22 W.J.Wolff, Het effect van natuur- en milieubescherpende maatregelen op de levensgemeenschappen van de Waddenzee. 18 p. f 3,40
- 85/23 M.A.Binsbergen & W.J.Wolff, Verslag van een oriënterend onderzoek naar de bodemfauna van de Haaksgronden nabij Texel. 28 p. f 5,-
- 85/24 J.B.M.Thissen & M.J.S.M.Reijnen, Effect van verkeer op broedvogels in populierenbossen en grienden. 90 p. f 13,25

- 86/2 N.Dankers e.a., De effecten van het stoppen van de stroming op een mosselbank. 24 p. f 5,50
- 86/4 A.W.M.Mol, Overzicht van de hydrobiologische literatuur in Noord-Brabant. 356 p. f 43,-
- 86/5 J.G.de Molenaar, Een literatuurstudie naar vogelsterfte door het opnemen van hagelkorrels. 16 p. f 4,-
- 86/6 H.M. Beijs, Onderzoek de effecten van militaire oefeningen op bodem, vegetatie en fauna. Rapport 16. Samenvattend rapport. 94 p. f 10,-
- 86/7 M.Nooren, Inventarisatie van de houtwallen in het Nationale Park De Hoge Veluwe. 49 p. f 8,-
- 86/8 M.Nooren, Over het verleden van de Hoge Veluwe. 89 p. f 13,50
- 86/9 K.Stoker, De verspreiding van rode bosmieren op de Hoge Veluwe. 110 p. f 15,60
- 86/10 W.Denneman e.a., Zware metalen en hun effecten op natuurwaarden; een

- case study over de Brabantse Kempen. 76 p. f 12,-
- 86/11 H.N.Leys, Oecologische en vegetatiekundige aspecten van de holwortel (*Corydalis bulbosa*). 132 p. f 19,-
- 86/12 J.A.Sinkeldam, Het plankton van de zandwinplas 'de Kuilen' in het Kuinderbos van 1981-1983. 77 p. f 12,-
- 86/13 M.Platteeuw, Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels. 50 p. f 7,50
- 86/14 N.Dankers, Onderzoek naar de rol van de mossel en de mosselcultuur in de Waddenzee. 36 p. f 6,-
- 86/16 G.Hanekamp & H.M.Beije, Natuurwetenschappelijke aspecten van het machinaal plaggen van heide. 36 p. f 6,-
- 86/17 G.Visser, Verstoringen en reacties van overtuigende vogels op de Noordvaarder (Terschelling) in samenhang met de omgeving. 221 p. f 27,50
- 86/18 C.J.Smit, Oriënterend onderzoek naar veranderingen in gedrag en aantallen van wadvogels onder invloed van schietoefeningen. 44 p. f 7,-
- 86/19 B.van Noorden, Dynamiek en dichtheid van bosvogels in geïsoleerde loofbosfragmenten. 58 p. f 8,50
- 86/20 A.L.J.Wijnhoven, Deltakering Kooiduinen Ameland; biologisch-ecologisch onderzoek. 49 p. f 8,-
- 87/1 W.O.van der Knaap & H.F.van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
- 87/3 F.J.J.Niewold, De korhoenders van onze heideterreinen: verleden, heden en toekomst. 32 p. f 5,-
- 87/4 H.Koop, Het RIN-bosecologisch informatiesysteem; achtergronden en methoden. 47 p. f 7,50
- 87/5 K.Kersting, Zuurstofhuishouding van twee poldersloten in de polder Demmerik. 63 p. f 11,-
- 87/6 G.F.Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 13,50
- 87/7 M.J.Nooren, Het verleden van de houtwallen in het nationale park de Hoge Veluwe. 23 p. f 5,-
- 87/8 G.Groot Bruinderink, D.Kloeg & J.Wolkers, Het beheer van de wilde zwijnen in het Meinweggebied (Limburg). 100 p. f 14,50
- 87/9 K.S.Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
- 87/10 P.Doelman, M.Fredrix & H.Schmiermann, Microbiologische afbraakprocessen als saneringsmethode van met bestrijdingsmiddelen verontreinigde gronden. 225 p. f 27,50
- 87/11 G.J.Baaijens, Effecten van ontwateringswerken in de ruilverkaveling Ruinerwold-Koekange. 64 p. f 9,-
- 87/14 N.Dankers, K.S.Dijkema, G.Londo, P.A.Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 13,50
- 87/15 F.Fahner & J.Wiertz, Handleiding bij het WAFLO-model. 100 p. f 14,50
- 87/16 J.Wiertz, Modelvorming in de projecten van WAFLO en SWNBL. 33 p. f 6,-
- 87/17 W.H.Diemont & J.T.de Smidt, Heathland management in The Netherlands. 110 p. f 15,50
- 87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 20 p. f 3,75
- 87/20 R.Torenbeek, P.F.M.Verdonshot & L.W.G.Higler, Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. 178 p. f 23,-
- 87/21 J.E.Winkelman & L.M.J.van den Bergh, Voorkomen van eenden, ganzen en zwanen nabij Urk (NOP) in januari-april 1987. 52 p. f 7,50
- 87/23 W.D.Denneman & R.Torenbeek, Nitraatimmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,-

