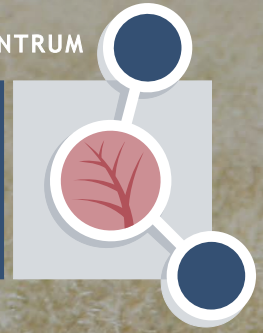


ONDERZOEKCENTRUM

Bware



Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse

Opdrachtgever: Greenpeace Nederland

Auteur: Roland Bobbink

Projectnummer: PR-20.135

Rapportnummer: RP-20.135.21.35

Datum: 16-03-2021

Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs en de opdrachtgever. Het is voor de opdrachtgever wel toegestaan de inhoud van deze rapportage met bronvermelding, te gebruiken voor andere publicaties.

Citeren als: Bobbink, R. (2021). Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapportnummer RP-20.135.21.35.

Opdrachtgever: Greenpeace Nederland

Ontwerp: Sjansen aan de Lek

Informatie:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Contactpersoon:

Roland Bobbink
Tel: 024-2122206
r.bobbink@b-ware.eu
www.b-ware.eu

© Onderzoekcentrum B-WARE, 2021



Radboud Universiteit Nijmegen



Inhoudsopgave

1	Inleiding	2
1.1	Context	4
1.2	Opzet van dit rapport	5
1.3	Leeswijzer	6
2	Overzicht van de effecten van N-depositie in de natuur	7
2.1	Directe toxiciteit	9
2.2	Vermesting (N-eutrofiëring)	9
2.3	Verzuring	12
2.4	Negatieve effecten van gereduceerd stikstof (ammonium & ammoniak)	14
2.5	Gevoeligheid voor microbiële infecties en insectenplagen	15
2.6	Gevolgen voor de fauna	16
2.7	Slotopmerkingen	16
3	Atmosferische stikstofdepositie in Nederland: een overzicht	17
3.1	Achtergrond	19
3.2	Het verloop van de stikstofdepositie in Nederland	21
3.3	De verdeling van de stikstofdepositie over Nederland	23
3.4	Slotopmerkingen	26
4	Huidige stikstofdepositie op stikstofgevoelige Natura 2000-habitattypen	27
4.1	Inleiding	29
4.2	Duinlandschap	30
4.3	Laagveenlandschap	33
4.4	Rivieren- en beekdallandschap	34
4.5	Droog en nat zandlandschap	35
4.6	Heuvellandschap	40
4.7	Slotopmerkingen	41
5	Kritische depositiewaarden voor stikstof en overschrijdingen in de natuur	42
5.1	Inleiding	44
5.2	Kritische depositiewaarden voor stikstof	44
5.3	Overschrijding van de kritische depositiewaarden	47
5.4	Status van zeer gevoelige habitattypen met ernstige overschrijding	48
5.5	Slotopmerkingen	59
6	Stikstofoverschrijding in 2030: een inschatting voor zeer gevoelige habitattypen	60
6.1	Inleiding	62
6.2	Overschrijding van de KDW in 2030	62
6.3	Voortdurende overschrijding van de KDW zorgt voor achteruitgang	65
6.4	Slotopmerkingen	67
7	Slotopmerkingen	68
7.1	Achtergrond	70
7.2	Huidige overschrijding van de KDW	70
7.3	Effecten van overschrijding van de KDW	70
7.4	Inschatting van de overschrijding in 2030	71
7.5	Haast is geboden	71
8	Literatuurverwijzingen	73

1 Inleiding



Valkruid (Arnica montana), een soort van heischrale graslanden (H6230) en soortenrijke heide (H4030) die door verzuring en stikstofvermesting zeer zeldzaam is geworden (foto: Hans Dekker).

1.1 Context

Menselijke activiteiten bedreigen op vele manieren het functioneren en de structuur van ecosystemen, en daarmee ook de daaraan gebonden variatie aan planten- en diersoorten, dat wil zeggen de "biodiversiteit". Eén van de belangrijkste antropogene bedreigingen in onze gematigde klimaatzone is de verhoogde luchtverontreiniging door emissie van stikstofverbindingen (o.a. Sala *et al.* 2000; Bobbink *et al.* 2010a). Ook in Nederland wordt al jarenlang onderkend dat te hoge stikstofdepositie met zijn complex van gevolgen een belangrijke belemmerende factor vormt om gevoelige natuurgebieden in een goede staat van instandhouding te houden of te brengen.

Stikstof (N) is één van de onmisbare elementen voor al het leven op aarde. Negatieve effecten ontstaan wanneer stikstof in reactieve vorm in het milieu terechtkomt. Eeuwenlang werd organische mest of ander organisch materiaal gebruikt om de productie in de landbouw te verhogen. In de loop van de twintigste eeuw werden steeds grotere hoeveelheden kunstmest gebruikt om de landbouwproductie te verhogen. Ook de veeteelt werd hierdoor steeds intensiever. De keerzijde van dit alles was dat er steeds meer reactief stikstof verdween uit het agrarisch systeem naar grond- of oppervlaktewater of via emissie naar de lucht. Verder nam door de toenemende industrialisatie het gebruik van fossiele brandstoffen zeer sterk toe, waardoor ook reactief stikstof (namelijk stikstof-oxiden) in het milieu terecht kwam. Dit alles heeft tot gevolg gehad dat Nederland in de jaren zeventig – tachtig van de vorige eeuw uitgroeide tot de "hotspot" van reactief stikstof in de wereld, met vele negatieve gevolgen voor de biodiversiteit.

De beschikbaarheid van plantenvoedingsstoffen (nutriënten) in grond, water en lucht is een factor die in belangrijke mate de soortensamenstelling van een vegetatie bepaalt. Stikstofverbindingen – of eigenlijk de lage beschikbaarheid daarvan – zijn in veel half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen beperkend voor de groei van planten. Veel planten uit deze half-natuurlijke en natuurlijke ecosystemen zijn aangepast aan nutriëntenarme omstandigheden, en kunnen alleen succesvol voortbestaan op bodems met lage stikstofniveaus. De effecten van een excessieve toevoer van stikstofverbindingen op ecosystemen zijn veelzijdig en gebeuren op verschillende

tijdschalen, maar de meest belangrijke zijn: a) directe toxiciteit van gassen en aerosolen, b) veranderingen in de bodem ten gevolge van bodemverzuring, c) geleidelijke ophoping van stikstofverbindingen, die leiden tot veranderingen in de concurrentieverhoudingen tussen soorten (vermesting), d) negatieve effecten van gereduceerd stikstof op planten, e) toegenomen gevoeligheid voor secundaire stressfactoren als plagen en vorst- of droogteschade, en f) doorwerking van stikstof in het voedselweb met alle gevolgen van dien voor de fauna.

1.1.1 Stikstofdepositie en Natura 2000: kader

Onder richtlijn 92/43 (EEG) van de Raad van 21 mei 1992 inzake de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna (hierna: de Habitatrichtlijn) heeft Nederland natuurgebieden van Europees belang als speciale beschermingszones aangemeld bij de Europese Commissie. Later zijn deze gebieden aangewezen als Natura 2000-gebieden. Vanaf aanmelding bij en plaatsing op de lijst van beschermde gebieden door de Europese Commissie geldt voor deze gebieden het 'verslechteringsverbod' van artikel 6, tweede lid, van de Habitatrichtlijn¹. Dit betekent dat kwaliteit, structuur en oppervlak van de beschermde habitattypen en staat van de populaties van beschermde soorten in de Natura 2000-gebieden niet achteruit mogen gaan. Nederland dient bij dreigende achteruitgang van onder de Habitatrichtlijn beschermde habitats en soorten passende maatregelen te nemen om die achteruitgang te beëindigen. Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) concludeerde in 2011 dat de staat van instandhouding van soorten en habitattypen in Natura 2000-gebieden nog altijd verslechtert, waardoor herstelmaatregelen nodig en urgent zijn². In het Programma Aanpak Stikstof (PAS) uit 2015 werd als doel voor het eerste tijdvak van het PAS (2015-2021) onder andere opgenomen: "Het voorkomen van achteruitgang (behoud) en om het op termijn waar nodig realiseren van herstel, om op landelijk niveau een gunstige staat van instandhouding voor deze habitattypen en soorten te bereiken."³ Zeer recent concludeerde het PBL⁴ dat er onder meer nog steeds sprake is van een doorgaande toename in de verzuring van de bodem in alle gevoelige ecosystemen, die veroorzaakt wordt door de verzurende werking van stikstofdepositie en soms van verdroging en successie. Volgens het PBL is het bereikte resultaat van beleid nog onvoldoende om de verzuring te stoppen en goede condities voor een duurzame instandhouding

1 Dit is bepaald in artikel 4, vijfde lid, van de Habitatrichtlijn

2 PBL, Natura 2000 in Nederland, 2011, zie onder andere p. 9, Samenvatting

3 Programma Aanpak Stikstof, 2015-2021, p. 47

4 PBL, Nederlands Natuurbeleid in Internationale Context, Voortgang realisatie natuur- en biodiversiteitsbeleid, p. 69

van ecosystemen en soorten te handhaven. Met andere woorden: door de voortgaande negatieve effecten van stikstofdepositie gaat voor deze depositie gevoelige natuur nog steeds achteruit en waar dat niet het geval is dreigt achteruitgang.

1.2 Opzet van dit rapport

Nederland kent vele natuurgebieden met vegetatie die gevoelig tot zeer gevoelig is voor de negatieve effecten van verhoogde stikstofdepositie. Het gaat dan grotendeels om habitattypen die onder de Habitatrictlijn beschermd zijn en waarvoor beschermde Natura 2000-gebieden moeten worden aangewezen. De onder de Habitatrictlijn als beschermd aangemerkte habitattypen, die Europees bezien beschermingswaardig zijn, zijn veelal onderdeel van speciale beschermingszones die als Natura 2000-gebied zijn aangewezen. Nederland is op grond van artikel 6, eerste lid, van de Habitatrictlijn verplicht om deze habitattypen in stand te houden en daar waar nodig de kwaliteit te verbeteren en/of het oppervlakte er van uit te breiden. Artikel 6, tweede lid, van de Habitatrictlijn bevat voor de beschermde habitats in Natura 2000-gebieden een verslechteringsverbod. De huidige staat van instandhouding van veel habitats is niet gunstig. Nederland rapporteerde daarover op grond van de Vogel- en Habitatrictlijn aan de Europese Commissie in 2019: meer dan 80% van de habitattypen in Nederland verkeert in een matige of slechte toestand wat structuur en functie betreft (Janssen *et al.* 2020; Tabel 1.1). Deze matige of slechte toestand kan door (een combinatie van) verschillende stressfactoren worden veroorzaakt, met een duidelijke rol in de verslechtering door verhoogde stikstofdepositie, aangezien veel natuur in Nederland daar gevoelig voor is en de stikstofdepositie al decennialang te hoog is.

Doel van dit rapport is om:

- Een bondig overzicht te geven op welke wijze teveel stikstof de biodiversiteit negatief kan beïnvloeden;
- Te schetsen hoe het verloop van de stikstofdepositie in de periode 1920 tot heden is geweest;
- De huidige overschrijding van de kritische depositiewaarden in een aantal (zeer) gevoelige habitattypen concreet in beeld te brengen;
- Te analyseren hoe de ecologische status van een aantal kenmerkende habitattypen aangetast wordt door stikstofdepositie;
- Te achterhalen welke overschrijding van de kritische depositiewaarden bij gepland overheidsbeleid nog aanwezig is in 2030 en of dit verdere aantasting en daarmee verdere achteruitgang voorkomt.

Dit rapport is in opdracht van Greenpeace Nederland opgesteld. Als wetenschappelijke referent voor het conceptrapport is opgetreden: prof dr. Jan Roelofs (emeritus hoogleraar Radboud Universiteit Nijmegen).

Tabel 1.1. Overzicht van de Natura 2000-staat van instandhouding wat structuur en functie betreft van (zeer) stikstofgevoelige habitattypen in Nederland in de drie monitoringsperioden.

Bron: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/report/>.
g=gunstig (favourable), m=matig (unfavourable, inadequate) en s=slecht (unfavourable, bad).

nummer	habitattype	2001-2006	2007-2012	2013-2018
2130	Grijze duinen	s	s	m
2140	Duinheide met kraaiheide	m	m	g
2150	Duinheide met struikheide	g	m	m
2180	Duinbossen	m	m	m
2190	Vochtige duinvaleien	m	m	m
2310	Stuifzandheide met struikheide	s	s	s
2320	Binnenlandse kraaiheidebegroeiingen	m	m	m
2330	Zandverstuivingen	s	s	s
3110	Zeer zwak gebufferde vennen	s	s	s
3130	Zwak gebufferde vennen	m	s	s
4010	Vochtige heiden	m	m	m
4030	Droge heiden	s	s	s
6120	Stroomdalgraslanden	s	m	s
6210	Kalkgraslanden	m	s	s
6230	Heischrale graslanden	s	s	s
6410	Blauwgraslanden	s	s	m
7110	Actieve hoogvenen	s	s	s
7120	Herstellende hoogvenen	m	s	s
7140	Overgangs- en trilvenen	s	s	s
9120	Beuken-eikenbossen met hulst	m	m	m
9160	Eiken-haagbeukenbossen	s	s	s
9190	Oude eikenbossen	m	m	s

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een inleidend overzicht gegeven van de complexe ecologische effecten van verhoogde stikstofdepositie op ecosystemen en de gevolgen voor de biodiversiteit. Het historische verloop van de stikstofdepositie in Nederland komt aan de orde in hoofdstuk 3, met speciale aandacht voor de laatste 10-15 jaar. Vervolgens wordt in hoofdstuk 4 een overzicht gegeven van de huidige stikstofdepositie en de overschrijding van de kritische depositiewaarde (KDW) per oppervlak van 30 (zeer) gevoelige habitat(sub)typen in Natura 2000-gebieden in Nederland. Hierbij wordt duidelijk welk deel van het oppervlak van deze stikstofgevoelige habitat-typen te veel – en hoeveel te veel – stikstof ontvangt. In hoofdstuk 5 wordt het begrip KDW en de aantoonbare betekenis van overschrijding van de KDW behandeld. Daarna wordt de ernst van de situatie in tien zeer gevoelige habitattypen besproken, waarvoor op basis van wetenschappelijk onderzoek aannemelijk kan worden gemaakt dat de (zeer) slechte toestand in belangrijke mate door stikstofdepositie wordt veroorzaakt. Hierbij wordt per type kort ingegaan op de (on)herstelbaarheid van het type. Een inschatting van de stikstofoverschrijding in 2030 van dezelfde 30 habitat(sub)typen als in hoofdstuk 4, gebaseerd op een optimistisch en pessimistisch scenario, wordt gepresenteerd in hoofdstuk 6. Tevens wordt duidelijk gemaakt dat aanhoudend te hoge, maar wel gelijkblijvende stikstofdepositie de status van natuurgebieden eveneens verslechtert. In hoofdstuk 7 wordt een overzicht met slotopmerkingen gepresenteerd, waarna tenslotte de gebruikte literatuur wordt gegeven.

2 Overzicht van de effecten van N-depositie in de natuur



Collage van effecten van stikstofovermaat (van linksboven met de klok mee): massale overheersing van knolrus in H3110 (foto Esther Lucassen), afname vitaliteit zomereik in H9190 (foto Roland Bobbink), valkruid bij te veel ammonium (H6230) (foto Maaïke de Graaf) & sterke vergrassing kalkgrasland na stikstofgift (H6210) (foto Roland Bobbink).

De depositie van stikstofverbindingen is in Nederland al meer dan vijf decennia sterk verhoogd. De ecologische gevolgen van deze langdurige verhoging zijn veelzijdig, met vele interacties, en kunnen optreden op zeer verschillende tijdschalen. De belangrijkste effectketens die onderscheiden kunnen worden, zijn:

1. directe toxiciteit van gassen;
2. vermesting (N-eutrofiëring);
3. verzuring;
4. negatieve effecten van ammonium en ammoniak;
5. verhoogde gevoeligheid voor infecties en plagen;
6. doorwerking naar de fauna.

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de manier waarop een overmaat aan reactief stikstof de biodiversiteit in Nederland de laatste decennia op sluipende wijze heeft aangetast, en nog steeds ernstig bedreigt. Hierbij wordt samenvattend ingegaan op de ecologische processen die aan deze veranderingen ten grondslag liggen. Voor meer details en een overzicht van referenties, zie Bobbink *et al.* 2014; Bobbink & Weijters 2018 en Bobbink 2019.

2.1 Directe toxiciteit

Bij hoge concentraties luchtverontreiniging kunnen gassen (en aërosolen) directe toxische effecten hebben op planten. Gassen kunnen via de huidmondjes of via de cuticula in de bladeren komen. Dit kan leiden tot ontregeling van de bladfysiologie. Ook kunnen gassen de beschermende waslaag van bladeren of naalden aantasten. De concentraties van stikstofdioxide of ammoniak zijn echter in Nederland tegenwoordig zodanig dat dit effect nauwelijks meer voorkomt, en dit mechanisme zal daarom hier niet verder behandeld worden. Een uitzondering is de directe schade die een aantal korstmossen ondervindt van ammoniak, waardoor de soortenrijkdom van deze groep in stuifzand, heide, bos en zelfs kalkgrasland al sinds de jaren zestig of zeventig van de vorige eeuw drastisch is verminderd. De directe effecten van ammoniak op gevoelige korstmossen beginnen al op te treden boven een jaargemiddelde ammoniakconcentratie van $1 \mu\text{g m}^{-3}$ lucht (Sutton *et al.* 2009), deze waarde is in bijna alle Nederlandse Natura 2000-gebieden hoger.

2.2 Vermesting (N-eutrofiëring)

Een toename van de stikstofdepositie in een voorheen onbelaste situatie leidt tot een toename van de stikstofbeschikbaarheid in de bodem en zo tot een verhoogde opname door de vegetatie. Op termijn leidt deze toename

in beschikbaarheid van stikstof voor planten tot verschuivingen in de concurrentie tussen plantensoorten. Door stikstof sneller groeiende plantensoorten overschaduwen en verdringen geleidelijk de minder concurrentiekrachtige soorten en worden uiteindelijk veelal zeer dominant. Vaak zijn dit grassen, maar ook bramen en gewone vlier zijn hier voorbeelden van. Deze dominantie gaat vooral ten koste van kenmerkende soorten van de beschermde habitats in Natura 2000-gebieden (Figuur 2.1). Hierdoor wordt de vegetatiestructuur ook steeds homogener ("homogenisatie"). Dit alles betekent dat extra stikstof vooral in voedselarme tot matig voedselrijke ecosystemen een sterke afname in soortenrijkdom te weeg brengt, met negatieve gevolgen voor de kwaliteit van habitats en meer in het algemeen voor de biodiversiteit.

2.2.1 Verstoorde stikstofkringloop en nitraatuitspoeling

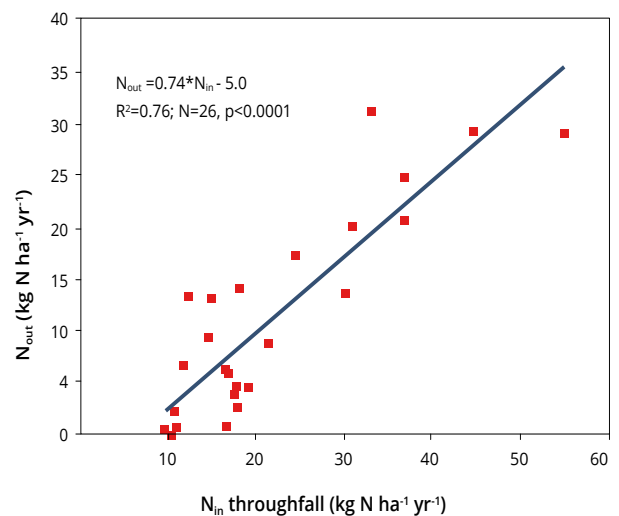
De snelheid van de stikstofkringloop in ecosystemen neemt door vermesting (N-eutrofiëring) ook geleidelijk toe. De onder invloed van stikstof verhoogde plantengroei leidt immers tot meer dood plantenmateriaal en het vergaan daarvan. Bij het afbreken van dood organisch materiaal komt dan ook weer stikstof in anorganische vorm (ammonium of nitraat) in de bodem terecht, vandaar de naam stikstofkringloop. Anders gesteld: de biomassa-productie is onder invloed van stikstofdepositie hoger, met meer strooiselvorming, en vaak hogere stikstofconcentraties. Dit versnelt in eerste instantie de afbraak van organisch materiaal en de stikstofmineralisatie (dat is het weer vrijkomen van anorganisch stikstof uit organisch materiaal). Tegelijkertijd neemt vaak de immobilisatie (vastlegging) van ammonium en nitraat in micro-organismen af, waardoor de stikstofovermaat sneller beschikbaar komt voor de planten. De veranderde vegetatiesamenstelling kan op zich ook weer tot extra stimulering van deze kringloop leiden, bijvoorbeeld doordat het strooisel van de dominant geworden planten gemakkelijker afbreekt dan het strooisel van de voorheen aanwezige planten die onder stikstofarme condities gedijen.

Bij een voortdurend hoge stikstofdepositie zal op een gegeven moment de plantengroei niet meer beperkt worden door stikstof maar door een ander element dat voor plantengroei ook nodig is (meestal fosfor, kalium of magnesium, drie andere belangrijke plantenvoedingsstoffen of te wel nutriënten). Dan treedt door afwezigheid van een ander element weliswaar geen extra groei meer op, maar wordt door de planten nog wel een deel van de stikstoflast opgenomen. Dit laatste leidt tot nog hogere stikstofconcentraties in de vegetatie, met gevolgen voor



Figuur 2.1. Beeld van de veranderingen in vegetatiesamenstelling na experimentele toediening van stikstofverbindingen. Rechtsboven Zuid-Limburgse kalkgraslandvegetatie na vier jaar beregening met stikstof, en linksboven van de vegetatie behandeld met schoon regenwater (foto's: Roland Bobbink). Na 6 jaar toediening van stikstof in boreaal bos in midden Zweden zijn blauwe bosbes en begeleidende mossen (linksonder) verdrongen door bochtige smele (rechtsonder) (foto's Annika Nordin).

de hoeveelheid stikstof in het strooisel en voor de stikstof-mineralisatie in de bodem. Hierdoor daalt de C/N-ratio (de verhouding tussen koolstof (C) en stikstof) van de toplaag van de bodem geleidelijk. Door de aanhoudende accumulatie van stikstof, de toegenomen snelheid van de stikstofkringloop en de verzadiging van het ecosysteem met stikstof wordt het risico op uitspoelen van anorganisch stikstof – met name nitraat – naar het (ondiepe) grondwater steeds groter (Figuur 2.2). Een dergelijk systeem noemt men stikstofverzadigd: dit is vooral het geval in bossen en droge duinen. De stikstof-overmaat in de planten en de daarmee samenhangende nutriëntenonbalans (zie ook par. 2.3) kan grote gevolgen hebben voor herbivore dieren en daarmee voor de doorwerking in het voedselweb. Ook planteneters krijgen immers in een dergelijk door stikstof overbelast systeem verhoudingsgewijs steeds meer stikstof en steeds minder andere voedingsstoffen binnen.



Figuur 2.2. Uitspoeling van N-verbindingen (vooral nitraat) naar het grondwater op de y-as onder Europese bossen bij toenemende stikstofdepositie op de x-as (naar UNECE 2005).

2.2.2 Wortels

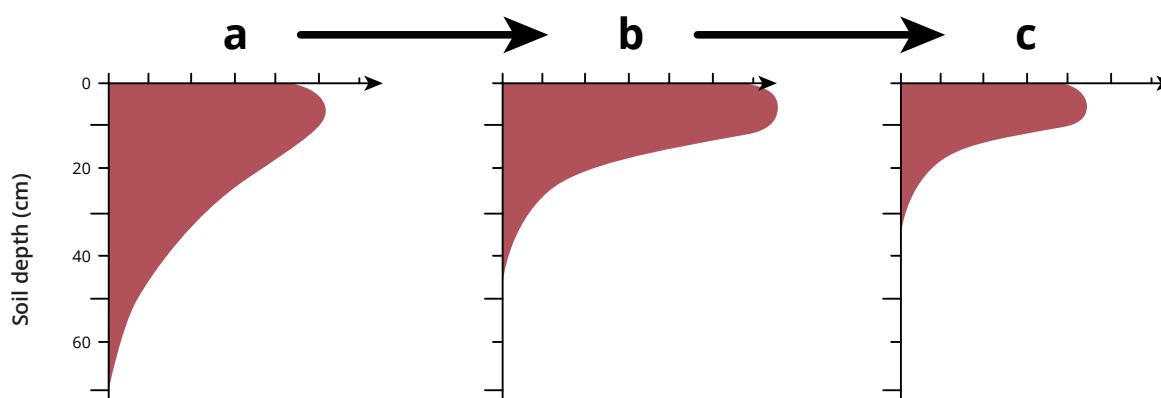
Verhoogde beschikbaarheid van nutriënten zoals stikstof leidt binnen een plant tot een afname van de relatieve investering van biomassa in wortels, en dus tot een toename van de spruit/wortel-verhouding (Lambers *et al.* 2008). Dit betekent dat het verdampend oppervlakte (de spruit) bij een bepaalde waarde minder wortels heeft, waardoor er minder water uit de bodem wordt verkregen. Voor naaldboomsoorten is gevonden dat de biomassa van de fijne-wortel fractie en de wortellengte verlaagd was bij verhoogde of hoge N-toevoer en dat er ook minder wortels werden aangetroffen in de diepere lagen van de bodem, vooral als er ook sprake was van bodemverzuring (Figuur 2.3). Dit verhoogde in sterke mate de gevoeligheid voor droogteperiodes.

Bij loofboomsoorten is zeer weinig onderzoek gedaan naar de gevolgen van stikstofdepositie op het wortelstelsel, en de wel aanwezige informatie is anekdotisch. Wel werd in potproeven met jonge beukjes en bij jonge beuken in veldadditieproeven met stikstof een significant hogere spruit/wortel-verhouding gevonden bij verhoogde stikstofbeschikbaarheid (Braun *et al.* 1999; Flückiger & Braun 1999). De toegenomen spruit-wortel verhouding door stikstofdepositie kan, naast de verhoogde gevoeligheid voor droogte, ook de overleving van volwassen beuken op een andere manier beïnvloeden: een kleinere investering in het wortelstelsel met een geringere worteldiepte maakt deze boomsoort meer gevoelig voor omwaaien bij extreme storm. Zo bleek dat in Zwitserland na een grote storm (Lothar in 1999) significant meer beuken waren omgewaaid op plekken waar de basenverzadiging laag was (<40%) en de N-depositie hoog. Verder was het percentage omgewaaide beuken positief gecorreleerd met het N-gehalte van de bladeren (Braun *et al.* 2003).

Dit is een aanwijzing dat ook volwassen loofbomen een relatief lager en minder diepgaand wortelstelsel hebben door verhoogde N-depositie en de daarbij optredende bodemverzuring. Aan zomereik zijn tot nu toe geen wortelmetingen uitgevoerd in stikstofgradiënten of stikstoftoedieningsexperimenten in het veld. Wel is in 2014 in het Nederlandse zandgebied gevonden dat de biomassa van de fijne wortels (< 2 mm) in de bovenste 25 cm van de bodem in bestanden met hoge eikensterfte licht hoger is dan in de bestanden met lage eikensterfte, maar juist significant lager was in de diepe bodemlaag (25-50 cm) (Oosterbaan *et al.* 2014). Dit betekent dat het voor zowel de beuk als de zomereik aannemelijk is dat de opnamecapaciteit voor nutriënten en water kleiner is bij hoge stikstofdepositie, en dat de kans op droogtestress door de geringere worteldiepte in aangetaste situaties verhoogd zal zijn. Met andere woorden: er zijn sterke aanwijzingen dat verhoogde stikstofdepositie ertoe leidt dat beuk en zomereik minder goed bestand zijn tegen storm en droogte doordat hun wortelstelsel minder diep gaat en uit minder wortels met een forse omvang bestaat.

2.2.3 Ectomycorrhizabezetting van boomwortels

Vrijwel alle boomsoorten van West-Europese bossen leven in "symbiose" met ectomycorrhiza-schimmels. De boomwortels zijn bezet met een netwerk van hyfen van deze schimmels, die vooral op relatief nutriëntenarme gronden van groot belang zijn voor de opname van fosfaat en andere nutriënten en voor het buitenhouden van aluminium. De effecten van verhoogde stikstofdepositie en bodemverzuring (aluminium) (par. 2.3) op het aantal vruchtlichamen van ectomycorrhiza-paddenstoelen en de afname van het aantal specialistische soorten daarbij in Noord-West Europese bossen – met name naaldbossen – is genoegzaam bekend (o.a. Arnolds 1991; Ozinga *et al.*



Figuur 2.3. Schematische weergave van de verdeling van de fijne wortelfractie met de diepte bij een naaldboom met toenemende stikstofdepositie (van a naar c) (naar Matzner & Murrach 1995).

2013; Lilleskov *et al.* 2019). Echter, de invloed van hoge stikstofdepositie op het ondergrondse deel van dit proces, namelijk de bezetting van worteltoppen van de boom door ectomycorrhiza is bij loofboomsoorten als eik en beuk nauwelijks onderzocht, hoewel men er algemeen van uitgaat dat de ectomycorrhizabezetting bij bodemverzuring – en hoog ammonium – achteruit gaat, met allerlei negatieve gevolgen voor de functionaliteit van de “symbiose”. Onder invloed van de achteruitgang van deze schimmels zijn boomwortels minder goed in staat om fosfaat en water op te nemen, en om aluminium dat bijdraagt aan verzuring buiten te houden.

2.3 Verzuring

2.3.1 Buffering en verzuring

Bodemverzuring is een langetermijnproces, dat (ernstig) versneld wordt door atmosferische depositie. Als voorbeeld van wat er kan gebeuren tijdens bodemverzuring, wordt aan een kalkrijke bodem heel langzaam zuur toegevoegd. Het blijkt dan dat de pH in het bodemwater tussen 7 en 8 blijft. Het bodemwater wordt in eerste instantie dus niet zuurder. Dat de pH van de bodem niet daalt, ondanks de toevoeging van zuur, komt doordat er zuurbuffering in de bodem optreedt, in dit geval het oplossen van kalk (calciumcarbonaat of CaCO_3). De grond raakt bij dit proces wel een pH-bufferende stof (kalk) kwijt waarvan de voorraad eindig is. Als die stof bijna helemaal op is, zal de pH opeens snel dalen. Kalkrijke bodems onder Natura 2000-gebieden vangen zo de verzuring op totdat het bufferende kalk in de bodem bijna op is.

Buffermechanismen in de bodem

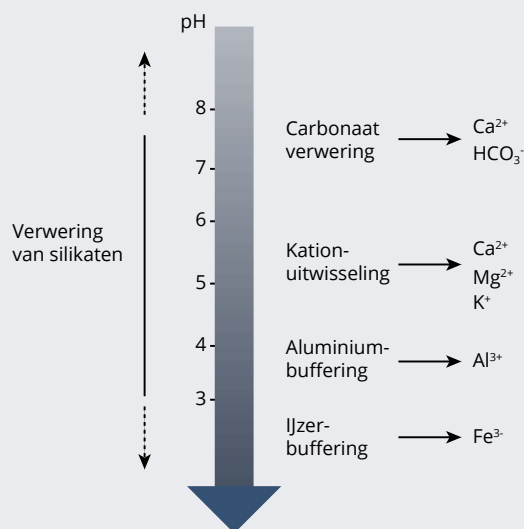
(naar Bobbink *et al.* 2017)

Er bestaat een aantal mechanismen waarmee in bodems de toevoer van verzurende stoffen gebufferd kunnen worden (Figuur Box). Hoe deze buffering plaatsvindt, is afhankelijk van het uitgangsmateriaal (het type bodem) en de al of niet aanwezige toestroom van grondwater. In een van origine kalkrijke, droge bodem vindt de buffering plaats door het oplossen van kalk, waardoor calcium en bicarbonaat in oplossing komen en kunnen uitspoelen. Zodra het kalkgehalte heel laag is geworden, daalt de pH snel. Zodra de bodem geen kalk meer bevat (of, voor kalkarme bodems, nooit bezat) zijn de volgende buffermechanismen bepalend voor het verloop van verzuring. Allereerst is dat buffering door kationenuitwisseling met het bodemadsorptiecomplex. Dit complex bestaat uit kleimineralen en/of organische bestanddelen die aan de buitenkant negatief geladen

zijn, waardoor basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ & Na^+) aan dit complex geadsorbeerd zijn. Wanneer er extra zuur (H^+) in de bodem komt, dan kunnen de H^+ -ionen de kationen van het complex verdringen waardoor ze vervolgens in de bodemoplossing terechtkomen. Omdat de H^+ -ionen dan zelf aan het complex geadsorbeerd zijn en niet meer in oplossing, verandert de pH niet (=buffering). Kationenuitwisseling is een snelopend bufferproces, maar de capaciteit is relatief beperkt. De term ‘basenverzaaging’ wordt daarbij gebruikt om aan te geven hoeveel procent van het bodemadsorptiecomplex bezet is met basische kationen.

Een reactie die op de achtergrond verloopt is buffering door de verwerking van silicaatmineralen. Primaire silicaatmineralen worden afgebroken waarbij zich bij een pH groter dan 4,5 kleimineralen vormen. Door de lage verwerkingssnelheid draagt dit mechanisme normaliter maar in geringe mate bij aan de actuele buffering in de bodem, maar het is essentieel voor het (weer) “opladen” van het adsorptiecomplex met basische kationen en dus voor het herstel van buffercapaciteit via kationenuitwisseling. Onder een pH van 4,5 vindt dit proces van vorming van secundaire kleimineralen (met Al) niet meer plaats maar wordt vrij Al^{3+} gevormd. Net als H^+ kan ook Al^{3+} gebonden worden aan het bodemcomplex, maar dit proces kan de toename in Al^{3+} in de bodemoplossing niet verhinderen. Bij zeer lage pH-waarden (<3,0) gaan ijzerverbindingen een dominerende rol spelen bij de bodembuffering en kan er (zeer) veel Fe^{3+} in oplossing komen.

Buffering van zuur in de bodem



Figuur Box. Overzicht van buffermechanismen die kunnen optreden bij bodemverzuring.

Het moge duidelijk zijn dat de buffering in de bodem afhangt van het uitgangsmateriaal. Op plaatsen zonder grondwaterinvloed hangt de pH af van de verweerbaarheid van de minerale fractie van de bodem. Op kalkloze (dek)zandgronden is de pH laag (< 5,0) en vindt buffering plaats door met name kationenuitwisseling of aluminiumbuffering. Op lemige bodems kunnen wat hogere pH-waarden (5,0 -6,5) optreden. Zulke bodems komen voor in gebieden waar löss, keileem of lemig dekzand aan het maaiveld of dicht daaronder ligt. Hier vindt buffering plaats door kationenuitwisseling. Zulke situaties zijn ook te vinden op de overgangen naar lager gelegen gebieden, waar dekzanden bij incidentele overstromingen worden bedekt met beekleem of klei. Op kalkrijke bodem (krijt, zeeklei, kalkrijke rivierklei, kalkrijke löss en kalkrijk duinzand) kunnen neutrale of basische pH-waarden bereikt worden. Hier treedt buffering op door carbonaatverwerking.

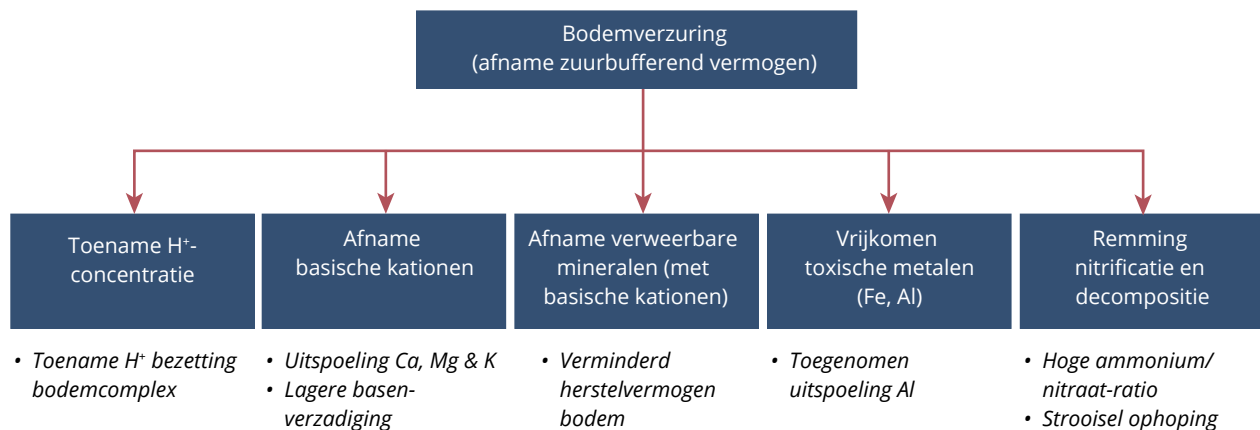
2.3.2 Ecologische gevolgen van verzuring

Versnelde bodemverzuring door stikstofdepositie kan een ecosysteem en de biodiversiteit ernstig aantasten: de pH kan (aanzienlijk) dalen, tekorten aan basische kationen kunnen ontstaan, verweerbare silicaatmineralen met basische kationen raken uitgeput en toxische metalen, vooral Al^{3+} , komen vrij. Tevens kan door daling van de pH (< 4,5) de nitrificatie steeds meer geremd raken, waardoor ammonium de dominante vorm van stikstof in de bodem wordt. Tenslotte kan ook de afbraaksnelheid van organisch materiaal (decompositie) sterk verminderen waardoor strooiselophoping in verzuurde ecosystemen zeer algemeen is (Figuur 2.4). Omdat veel organismen de combinatie van lage beschikbaarheid van basische

kationen en hoge concentraties van zowel vrij aluminium als beschikbaar ammonium niet verdragen, leidt versnelde bodemverzuring bijna altijd tot een verlies aan planten- en diersoorten.

2.3.3 Voedingstoestand van bomen

Een toename van de stikstofdepositie kan de voedingsstoestand van bomen beïnvloeden door verhoogde N-concentraties in het bladerdek. Daarnaast kan de door stikstof mede veroorzaakte verzuring tot afname van de (relatieve) opname van andere nutriënten leiden, zoals basische kationen (Mg, K & Ca) of fosfor (P). Dit betekent dat de verhouding tussen de concentraties van N enerzijds en Mg, K, Ca en P anderzijds in bladeren bij verhoogde stikstofdepositie (sterk) verhoogd kunnen worden. Dit wordt ook wel "nutriëntenonbalans" genoemd. Deze effecten zijn voor verschillende bostypen zowel in correlatieve veldstudies als in veldexperimenten met het toevoegen van stikstof veelvuldig waargenomen (Bobbink & Hettelingh, 2011). De verlaging van de concentratie aan basische kationen of fosfor in het bladerdek kan door verschillende factoren (of hun combinatie) veroorzaakt zijn: a) verminderde opname door de wortels t.g.v. aluminiumtoxiciteit bij verhoogde bodemverzuring; b) competitie tussen ammonium en andere kationen bij de wortelopname; c) een kleiner wortelvolume of ectomycorrhiza-bezetting van de wortels of d) een verlaagde beschikbaarheid van nutriënten (Ca, K, Mg) door verhoogde uitspoeling of door N-geïnduceerde groei-verhoging, waardoor een ander nutriënt (P) uitgeput wordt. Dit alles betekent dat een combinatie van bodemverzuring en N-eutrofiëring in veel gevallen de voedingsstoestand van bomen – en andere planten – ernstig kan beïnvloeden. En daarmee ook de voedselkwaliteit voor de herbivore fauna (Vogels *et al.* 2020a).



Figuur 2.4 Schematische weergave van de gevolgen van bodemverzuring (Bobbink *et al.* 2017)

2.3.4 Gereduceerd stikstof verzuurt meer

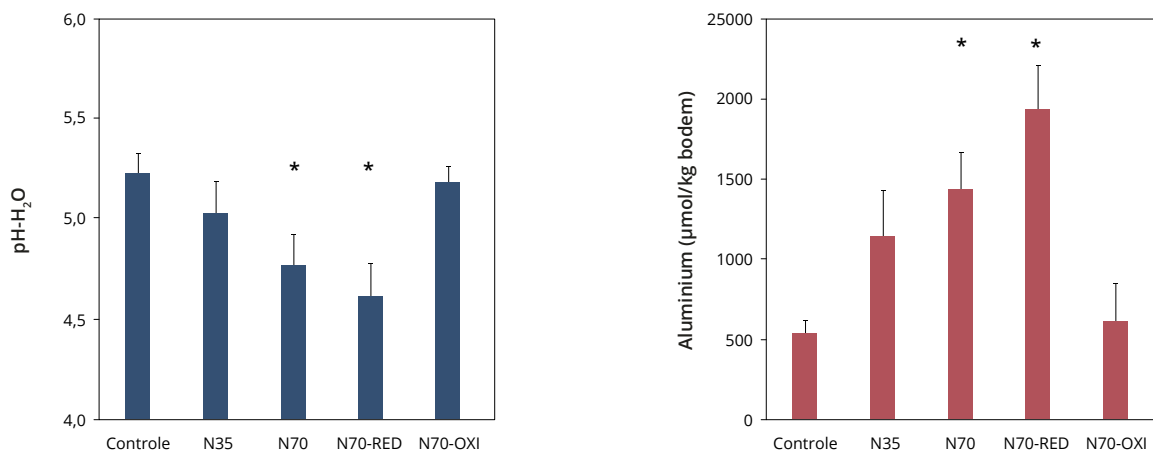
In bodem (of water) met een pH boven de 4,5 wordt ammonium snel door micro-organismen omgezet in nitraat, dit proces heet nitrificatie. Tijdens dit proces komen twee protonen (H^+) vrij per stikstofmolecuul, zodat deze omzetting meer bijdraagt aan verzuring van de wortelzone dan geoxideerd stikstof (nitraat).

De nitrificatiesnelheid wordt sterk beïnvloed door de pH en zuurstofgehalte van bodem, naast de beschikbaarheid van ammonium. Zo wordt de nitrificatiesnelheid bij dalende pH-waarden van 5 naar 4 steeds lager en staat dit proces vrijwel stil onder zure omstandigheden ($pH < 4,2$). Echter, voor een deel van de Nederlandse bossen is aangetoond dat zelfs tot zeer lage pH-waarden (3 – 3,5) nog een aanzienlijke nitrificatie kan optreden (Roelofs *et al.* 1985). In veel Nederlandse natuurgebieden is gereduceerd stikstof al decennialang de hoofdcomponent van de totale stikstofdepositie. Dit betekent dat dit een extra bedreiging vormt voor gevoelige ecosystemen door versnelde verzuring. Om dit te onderzoeken werden in een heischraal grasland in Noorwegen met een zeer lage achtergronddepositie van stikstof verschillende vormen van stikstof langjarig toegediend om te zien of de snelheid van bodemverzuring inderdaad door de vorm van stikstof beïnvloed wordt. De verhoogde toevoer van stikstof zorgde in het zevende groeiseizoen voor een significante daling van de bodem-pH en van de concentratie uitwisselbare kationen, en juist voor een stijging van de beschikbare concentratie aluminium (Bobbink & Weijters 2018). Deze significante daling werd alleen gevonden als er ook gereduceerd stikstof was toegediend, en niet bij toediening van alleen geoxideerd stikstof (Figuur 2.5).

Kortom, de toevoer van gereduceerd stikstof versnelt de bodemverzuring flink in situaties waar nitrificatie optreedt. De gevolgen van bodemverzuring staan beschreven in sectie 2.3.

2.4 Negatieve effecten van gereduceerd stikstof (ammonium & ammoniak)

Nitraat en ammonium zijn de anorganische stikstofvormen die door planten worden gebruikt. Een brede range van verhoudingen tussen nitraat en ammonium komt voor in de natuur: nitraat is de dominante stikstofvorm in goed tot matig gebufferde situaties ($pH > 5,0$), terwijl ammonium van nature sterk dominant is onder zure omstandigheden ($pH < 4,5$). In goed tot matig gebufferde situaties is de vegetatie aangewezen op nitraatvoeding en wordt door de hoge nitrificatiesnelheid – nitrificatie is de omzetting van ammonium naar nitraat door bacteriën – nauwelijks blootgesteld aan ammonium, zelfs niet wanneer gereduceerd stikstof een groot aandeel heeft in de N-depositie. Dit proces veroorzaakt overigens wel versnelde verzuring van de bodem aangezien per stikstofmolecuul 2 zuredeeltjes (H^+) vrijkomen. Uiteraard geldt dit niet voor mossen en korstmossen die hun anorganisch stikstof niet opnemen uit de bodem, maar direct uit de lucht of het regenwater. In van oorsprong al zure systemen, zoals hoogvenen, heiden en sommige bossen ($pH \leq 4,5$) was ammonium altijd al de dominante stikstofbron, waar de kenmerkende soorten goed mee konden omgaan. Dit alles heeft als gevolg dat de effecten van veel ammonium in de hierboven genoemde systemen niet of nauwelijks anders is dan die van veel geoxideerd



Figuur 2.5. De $pH-H_2O$ en de concentratie beschikbaar aluminium ($\mu mol/kg$ droge bodem) van de toplaag van de bodem in het zevende groeiseizoen met beregening met ammoniumnitraat (35 of 70 kg N/ha/jaar N35 & N70), ammonium (70 kg N/ha/jaar; N70-Red), nitraat (70 kg N/ha/jaar; N70-Oxi) of met schoon regenwater (controle) in een droog heischraal grasland bij Bergen in Noorwegen. Alle waarden: $x \pm$ standaard fout. * = significant verschillend van de controle

stikstof (nitraat) (o.a. vermessing en nutriëntenonbalans). Indien echter in deze systemen door verzuring de pH erg laag is geworden (pH < 4,5), dan wordt de nitrificatie geremd en gaat ammonium wel overheersen en de ontwikkeling van gevoelige plantensoorten negatief beïnvloeden. De meest ernstige gevolgen van verhoogde ammoniumbeschikbaarheid zijn gevonden in de situatie van voorheen zwak tot matig gebufferde bodems met een pH van 4,5–6,5, zoals oorspronkelijk aanwezig in vennen, heischrale graslanden, soortenrijke heide en bossen op wat leemhoudende bodem. Wanneer plantensoorten van deze groeiplaatsen waar oorspronkelijk vrijwel geen ammonium of flink minder ammonium dan nitraat als stikstofbron aanwezig was, worden blootgesteld aan verhoogde ammoniumconcentraties, dan wordt hun fysiologie en groei (sterk) negatief beïnvloed (Figuur 2.6) (Stevens *et al.* 2011; Bobbink & Weijters 2018). Kortom, het gaat om die situaties waar de vegetatie is (of was) aangepast aan nitraat als dominante stikstofvorm voor groei, maar de zeer zwak tot zwak gebufferde bodem wel relatief gevoelig was voor bodemverzuring op lange termijn,

waarbij door geremde nitrificatie ammoniumaccumulatie optreedt bij hoge depositie van gereduceerd stikstof. Overigens worden deze plantensoorten van zwak tot matig gebufferde bodems – nu bijna allemaal op de Rode lijst – ook nog eens bedreigd door de overige gevolgen van versnelde bodemverzuring door atmosferische depositie. Het gaat dan om de verhoogde aluminiumconcentraties en de verlaagde hoeveelheden basische kationen (par. 2.3). Verder worden veel mossen en korstmossen van bijvoorbeeld stuifzanden aangetast, met name die soorten die niet aangepast zijn aan hoge opnames en assimilatie van gereduceerd stikstof (vooral ammoniak).

2.5 Gevoeligheid voor microbiële infecties en insectenplagen

Door verhoogde stikstofdepositie kan de gevoeligheid van de vegetatie voor aantasting door pathogene organismen sterk beïnvloed worden. Stikstofhoudende luchtverontreiniging kan de vitaliteit van planten en bomen verminderen, waardoor deze gevoeliger worden



Figuur 2.6. Beeld van het effect van hoge ammoniumconcentratie of verhoogde ammonium:nitraat ratio op de groei van valkruid (*Arnica montana*) (twee bovenste foto's; foto's Maaïke de Graaf), rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) (foto links onder; foto Maurice Paulissen) en blauwe knoop (*Succisa pratensis*) (foto rechts onder; foto Edu Dorland). Voor de uitkomsten van deze experimenten, zie de Graaf *et al.* 1998, Paulissen *et al.* 2004 en van den Berg *et al.* 2005.

voor aantasting door schimmels, bacteriën, virussen of insecten. De aantasting door planteneterende insecten kan flink toenemen door de vaak veel hogere stikstofgehalten in het plantenmateriaal. Voorbeelden hiervan zijn de (massale) aantasting van struikhei door het heidehaantje (of heidekever), waarvan is aangetoond dat de mate van aantasting en de frequentie ervan door stikstofdepositie werd verhoogd. Ook de verhoogde vraat van eiken door wintervlinderrupsen in het voorjaar is hier een voorbeeld van. Mogelijk is het frequenter optreden van andere insectenplagen, zoals de eikenprocessierups, naast klimaatfactoren, mede te wijten aan de sterk verhoogde stikstofgehalten in veel bomen en overige planten. De causaliteit tussen verhoogde stikstofdepositie en toegenomen ernst van infecties en plagen is echter nog maar voor weinig soorten en systemen vastgesteld.

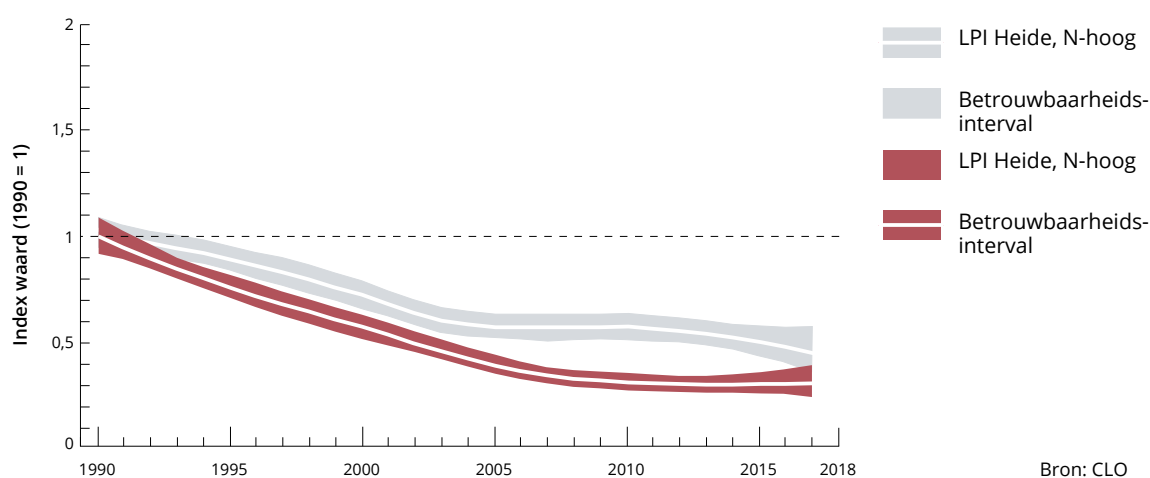
2.6 Gevolgen voor de fauna

De doorwerking van stikstofovermaat in het voedselweb is complex en leefgebied specifiek, maar kan tot grote aantasting van de faunadiversiteit leiden, bijvoorbeeld in het heidelandschap (Figuur 2.7). Zoals eerder beschreven gaan onder invloed van stikstofdepositie vaak snelgroeiende plantensoorten (veelal grassen) overheersen en verdwijnen veel kruiden – met hun bloemen – uit het systeem (vermesting). Dit leidt tot verlies van een gevarieerd voedselaanbod voor de fauna, maar ook tot vermindering van habitatkwaliteit met minder open plekken en een koeler microklimaat. Een aantal kenmerkende

ongewervelde dieren, zoals vlinders, is hier zeer gevoelig voor (Wallis de Vries 2013). Ook de voedselkwaliteit van de vegetatie voor planteneterende dieren kan ernstig aangetast worden door de effecten van stikstofdepositie: (veel) hogere stikstofgehalten en juist minder overige nutriënten zoals basische kationen, P of sporenelementen. Deze veranderde voedselkwaliteit kan de ontwikkeling van herbivore ongewervelde dieren sterk negatief beïnvloeden, en doorwerken naar carnivore insecten en spinnen (Vogels *et al.* 2020). Dit kan tenslotte ook de populaties van veel grote dieren zoals reptielen en vogels in leefgebieden met een hoge stikstoflast doen instorten. Voor een recent overzicht van de effecten van stikstofdepositie op de fauna, zie Bobbink *et al.* 2014, Nijssen *et al.* 2014 & 2017.

2.7 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk is een overzicht gegeven van de complexe effecten van decennialange stikstofovermaat op bodem, planten en op de fauna. Doorslaggevend voor de afname van de biodiversiteit door stikstofdepositie zijn vooral de cumulatieve gevolgen van vermesting al of niet in combinatie met versterkte verzuring en ammoniumtoxiciteit. Dit betekent dat in natuur op voorheen (matig) voedselarme bodem en/of op verzuringsgevoelige gronden de effecten op de biodiversiteit het meest ernstig zijn. De verarming van de diversiteit en kwaliteit van de Nederlandse natuur, vooral in het Pleistoceen zandgebied, het hoogveenlandschap en de droge duinen is in belangrijke mate aan de langdurige stikstofovermaat toe te schrijven.



Bron: CLO

Figuur 2.7. Verloop van de LPI Heide in Nederland bij hoge of zeer hoge stikstofdepositie (WWF 2020). De LPI (Living Plant Index) voor heide is gebaseerd op de aantallen van tien soorten dagvlinders, vier soorten reptielen en elf broedvogels die kenmerkend zijn voor heide.

3 Atmosferische stikstofdepositie in Nederland: een overzicht



In het meetnet ammoniak in natuurgebieden worden sinds 2005 luchtconcentraties van ammoniak gemeten met passieve monsternemers. Eerst in 22 natuurgebieden, sinds 2018 in 86 gebieden (www.rivm.nl/stikstof/meten/meetnet-ammoniak-in-natuurgebieden).

3.1 Achtergrond

Het element stikstof (N) komt in allerlei vormen voor op aarde, als stikstofgas (N₂), ammoniak (NH₃), ammonium (NH₄⁺), stikstofoxiden (NO & NO₂), nitraat (NO₃⁻) en als lachgas (N₂O). En daarnaast natuurlijk als organisch gebonden stikstof, bijvoorbeeld in de bodem en in planten. Stikstof is immers de bouwsteen van aminozuren en daarmee ook van eiwitten, terwijl het ook in DNA en chlorofyl zit. Kortom, stikstof is essentieel voor het leven op aarde.

De atmosfeer bestaat voor bijna 80% uit stikstofgas, maar deze vorm van stikstof is niet beschikbaar voor plant en dier. Het molecuul stikstofgas bestaat namelijk uit twee stikstofatomen met een drievoudige binding. Door deze sterke binding reageert stikstofgas bij heersende temperaturen nauwelijks met andere stoffen, het is vrijwel inert. Alleen bij hoge temperaturen, zoals bij bliksem, kan stikstofgas geoxideerd worden tot stikstofoxiden, die in water nitraat kunnen vormen. Bij vulkaanuitbarstingen kan ook ammoniak vrijkomen en op deze wijze komen beschikbare vormen van stikstof in de kringloop. Het belangrijkste proces waarbij stikstofgas wordt vastgelegd heet biologische stikstoffixatie, waarbij bacteriën en cyanobacteriën (voorheen blauwalgen) het stikstofgas omzetten tot ammonium. Een bekend voorbeeld hiervan zijn de wortelknolletjes van bijvoorbeeld vlinderbloemigen met stikstofbindende bacteriën, maar ook vrij levende bacteriën in de bodem kunnen deze reactie uitvoeren. Stikstoffixatie is verreweg het belangrijkste proces waarbij stikstofgas op natuurlijke wijze beschikbaar komt voor het leven op aarde⁵.

3.1.1 Stikstofkringloop

Zoals eerder uiteengezet, planten kunnen zowel ammonium als nitraat⁶ gebruiken voor hun stikstofhuishouding en groei. Het zijn twee essentiële nutriënten (ook wel plantenvoedingsstoffen) voor planten waarmee ze alle noodzakelijke aminozuren en overige organische stikstofverbindingen kunnen vormen, in tegenstelling tot dieren. Herbivore⁷ dieren, groot of klein, kunnen

een aantal aminozuren niet zelf maken en hebben daarvoor plantaardig materiaal nodig om in hun behoefte te voorzien. Zowel planten als dieren sterven eens, waardoor organische stikstofverbindingen in de bodem of water terecht komen. Ook via ontlasting en urine komen stikstofverbindingen vrij uit organismen. De afbraak van dood organisch materiaal⁸ in ecosystemen is het werk van een reeks veelal gespecialiseerde micro-organismen (bacteriën en schimmels), waarbij de versnippering van het materiaal vooral door veel bodemdierpjes (micro- en mesofauna) plaatsheeft. Hierbij komt stikstof eerst als ammonium weer beschikbaar voor micro-organismen en plantenwortels, dit ammonium kan ook door nitrificerende bacteriën – dit proces heet nitrificatie – worden omgezet tot nitraat. Onder zuurstofloze omstandigheden kan (een deel van het) nitraat weer naar de lucht ontsnappen als stikstofgas door denitrificatie. Dit alles te samen geeft een eerste, versimpeld beeld van de stikstofkringloop in natuurlijke ecosystemen⁹.

Antropogeen verhoogde stikstoftoevoer

In de loop van de twintigste eeuw is de uitstoot (emissie) van luchtverontreiniging in Europa sterk toegenomen. Tot eind jaren zeventig van de vorige eeuw was zwaveldioxide (SO₂) de hoofdcomponent van die luchtverontreiniging, maar daarna zijn emissies van stikstofverbindingen relatief en absoluut steeds belangrijker geworden in de totale luchtvervuiling^{10 11}. Het gaat bij deze stikstofemissies om uitstoot van de volgende stoffen. Stikstofoxiden (stikstofoxide (NO), maar vooral stikstofoxide, NO₂; samen NO_x) ontstaan bij de verbranding van fossiele brandstoffen in de industrie, elektriciteitscentrales, verwarmingsinstallaties en verkeer. De grootste bron van stikstofoxiden in Nederland is op dit moment het (vracht)verkeer. Ammoniakgas (NH₃) komt hoofdzakelijk vrij door vervluchtiging uit mest en urine in de stal of opslag, als de mest uitgereden wordt over het land en bij beweiding. Andere bronnen van stikstofemissies zijn de industrie, waar ammoniak vrijkomt bij een aantal productieprocessen, het doorslaan van de NO_x-installaties¹², het autoverkeer en de opslag van afvalwater.

5 Onder zuurstofloze omstandigheden kan nitraat door bacteriën overigens weer worden omgezet tot stikstofgas, dit heet denitrificatie

6 Zogenaamd anorganisch stikstof

7 Dit zijn planteneterende dieren, in tegenstelling tot carnivoren (vleeseterende organismen)

8 Ook wel decompositie geheten

9 Bron: <https://www.biomaatschappij.nl/artikel/stikken-in-de-stikstof>.

10 Door effectieve emissiebeperking is de jaargemiddelde zwaveldioxideconcentratie gedaald van 10 µg SO₂ m³ in 1990 tot 0,8 µg SO₂ m³ in 2018 (RIVM/aug19 (www.clo.nl/nl044111)). Een waar succes voor de milieubeweging!

11 Zo was begin jaren tachtig van de vorige eeuw S-verbindingen bijna 50% van de verzurende depositie, in 2001 28% en op dit moment (2018) nog maar iets meer dan 10% (de Vries 2008; RIVM 2020).

12 Dit zijn installaties waarmee NO_x uit rookgas worden verwijderd.

Omzetting in de atmosfeer

Ammoniak en stikstofoxiden komen na uitstoot in de atmosfeer terecht. Daar ondergaan deze stoffen chemische reacties onder invloed van het zonlicht en/of de aanwezigheid van andere stoffen. De atmosferische omzettingen kunnen onder andere leiden tot de vorming van ammonium, nitraat of salpeterzuur (HNO_3 ; gasfase). Ammonium en nitraat zijn de overheersende stikstofhoudende ionen in het water van wolken of mist en in neerslag. Ammoniak reageert snel met zuren, waarbij ammoniumzouten ontstaan. Hierbij worden kleine vaste deeltjes (zogenaamde aerosolen ook wel fijnstof) gevormd zoals ammoniumnitraat (NH_4NO_3) en, vooral vroeger, ammoniumsulfaat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). De omzetting in aerosolen is onder meer van belang voor de afstand waarover de desbetreffende stoffen getransporteerd worden. Doordat de emissies van zwaveloxiden de afgelopen dertig jaar gedaald zijn, is de omzetting van ammoniak naar ammonium in de lucht afgenomen en blijft er dus meer ammoniak in de lucht aanwezig (van Pul *et al.* 2018). Kortom, in de atmosfeer komen stikstofverbindingen zowel als gas, ion en aerosol voor.

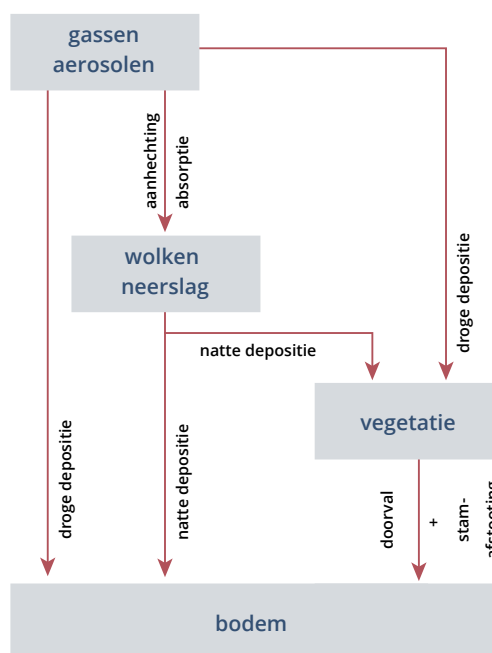
Transport en depositie

Eenmaal in de lucht wordt het geëmitteerde gas meegevoerd door de wind, waardoor het snel wordt verspreid. Dit is vergelijkbaar met een rookpluim van een kampvuur: de pluim wordt door de wind meegevoerd en tegelijkertijd verdund. Na enkele honderden meters is de rook niet meer te zien, terwijl deze nog wel te ruiken is. In de lucht treedt snel verdunning van de concentraties aan stoffen op en vinden allerlei chemische omzettingen plaats (zie boven). De verschillende gassen en aerosolen kunnen zo onder invloed van de luchtstromingen grote afstanden in de atmosfeer afleggen. Hoe ver de verschillende componenten komen wordt bepaald door een complex van factoren, waarbij vooral de emissiehoogte, de atmosferische omstandigheden (snelheid van luchtstromingen, turbulentie e.d.), de snelheid van chemische omzettingen, de depositiesnelheid van de desbetreffende verbinding en de aard en ruwheid van het aardoppervlak met zijn vegetatie van belang zijn. Zo 'vangen' sommige vegetaties meer stikstof dan andere. Uiteindelijk zullen al deze stoffen op de grond terechtkomen. Dit proces wordt depositie genoemd en kan op verschillende manieren verlopen (Figuur 3.1).

De directe afzetting of absorptie van gassen of aerosolen uit de atmosfeer aan het aardoppervlak (bodem, water of vegetatie) wordt droge depositie genoemd. Een maat voor

de snelheid van dit proces is de droge depositiesnelheid (V_d): hoe hoger deze is, des te sneller wordt het gas of het deeltje uit de atmosfeer verwijderd. Zo is de transportafstand van ammoniak relatief kort door de hoge V_d van dit gas, terwijl die van het ammoniumaerosol door zijn lagere V_d veel langer is. Een groot deel van de stikstofoxiden in de lucht wordt nu door het verkeer op laag niveau uitgestoten. Echter, door de lage depositiesnelheid van stikstofdioxide en de lage omzettingssnelheden naar de gassen HNO_3 en HNO_2 , die beide een hoge depositiesnelheid hebben, wordt stikstofdioxide veelal over grote afstanden getransporteerd ondanks de lage emissiehoogte¹³.

Naast de directe afzetting van gassen en deeltjes op het oppervlak, de zojuist beschreven droge depositie, spelen nog twee andere processen een rol bij de verwijdering van stikstof uit de atmosfeer. Dit zijn het oplossen in wolken of regenwater en daaropvolgende neerslag (natte depositie; Figuur 3.1) en het afzetten van wolken- of mistdruppeltjes direct op de vegetatie of bodem (wolken- of mistdepositie, ook wel occulte depositie genoemd). In Nederland draagt wolken- of mistdepositie in verhouding weinig (< 1-2%) bij aan de totale depositie van stikstofverbindingen uit de atmosfeer. De overige natte depositie levert ongeveer 1/3 van de totale stikstofdepositie in Nederland. De rest is droge depositie (De Haan *et al.* 2008; van Pul *et al.* 2018).



Figuur 3.1. Schematische weergave van de depositie van luchtverontreinigende stoffen (Erismans 1992).

13 Over het (droge) depositieproces, zie onder andere Asman *et al.* (1998), Fowler (2002) en TNO (2019).

De depositie van ammoniak is in de nabijheid van de bron hoog in vergelijking met die op grotere afstand tot de bron. Uitgaande van een puntbron van ammoniak op 3 m hoogte (bijvoorbeeld een stal) komt de vrijgekomen ammoniak voor ongeveer 20% binnen een afstand van een kilometer tot de bron neer. Het gaat binnen die afstand bijna uitsluitend om droge depositie van ammoniak. Op 20 km van de bron is ongeveer 30% van de uitgestoten ammoniak neergeslagen. Na een transport over een afstand van 100 km van de uitgestoten ammoniak is ongeveer 60% van de vrijgekomen ammoniak gedeponeerd. Er is echter ook sprake van transport over (zeer) lange afstand bij ammoniak: na 250 km is nog ongeveer 25% van het oorspronkelijke ammoniak in een of andere vorm in de atmosfeer aanwezig. Voor stikstofdioxide uit een lage bron is het beeld wat anders dan bij uitstoot van ammoniak: op 20 km van deze bron is zo'n 10% van de stikstofdioxide gedeponeerd, op 100 km is dit rond de 20% en op 250 km is 40% van de uitgestoten stikstofdioxide neergeslagen, vergeleken met 75% bij ammoniak (o.a. Kros *et al.* 2008; Hordijk 2020).

Droge depositie en vegetatie

Ook de aard van de begroeiing speelt een rol bij de droge depositie uit de lucht. In het algemeen heeft een 'ruwere' vegetatie meer filterende werking. Het ruwere oppervlak zorgt voor meer turbulentie in de lucht net boven de vegetatie. De gassen of aerosolen leggen door de turbulentie als het ware een meer slingerende weg af in plaats van een rechte weg zoals dat boven een glad oppervlak gebeurt. Hierdoor bevinden de deeltjes zich langer boven het grensvlak van de vegetatie en de lucht, en daarmee wordt de kans op afzetting of absorptie, droge depositie dus, groter. In het algemeen geldt dat hoe hoger een vegetatie is, des te meer droge depositie plaatsvindt. De aerodynamische ruwheid en daarmee de filterende werking en droge depositiesnelheid nemen toe in de volgende volgorde: open water/kale bodem < laag grasland < hoog grasland < heide < struweel < bos. Kortom, bos heeft een grotere aerodynamische ruwheid dan lage vegetatie, waardoor de droge depositie van stikstof daar hoger is dan wanneer hetzelfde terrein door grasland of heide zou worden bedekt. Of anders gezegd: bij gelijke concentraties aan ammoniak en stikstofoxide komt op deze wijze toch extra veel stikstof in bos terecht.

De droge depositie binnen één begroeiingstype, zoals bossen, is evenwel lang niet altijd hetzelfde. De droge depositie wordt namelijk niet alleen bepaald door de hoogte van de vegetatie, maar wordt ook beïnvloed door andere kenmerken van het bos die de aerodynamische

ruwheid beïnvloeden zoals de structuur van de kruinen (homogeen of niet), boomdichtheid, boomsoort, verschillen in bladkenmerken en het totale bladoppervlakte (Van Ek & Draaijers 1991; Draaijers 1993; Wuyts *et al.* 2008b). Verder is aangetoond dat de droge depositie ook in lage vegetaties zoals grasland of heide niet verwaarloosbaar is. Met toenemende Leaf Area Index (LAI), dat wil zeggen het totaal bladoppervlak per eenheid bodemoppervlak, neemt in grasland de droge depositie van zwavel- en stikstofverbindingen sterk toe (Heil *et al.* 1988; Bobbink *et al.* 1990). In feite geldt dus dat hoe meer bladoppervlakte een lage vegetatie heeft, des te meer luchtturbulentie en filtering er optreedt, waardoor de droge depositie groter is. Een deel van de uit de lucht gedeponeerde stikstofverbindingen wordt door de planten via de bladeren direct bovengronds opgenomen, met name in voedselarme tot matig voedselrijke situaties (Bobbink *et al.* 1992).

Bosrandeffect

Ook door overgangen in het landschap, zoals tussen grasland naar bos, wordt het droge depositieproces van luchtverontreinigende stoffen sterk beïnvloed volgens studies van Ivens (1990) en Draaijers (1993). De droge stikstofdepositie was in die studies in een ca. 10-20 m brede bosrand aanzienlijk hoger (gemiddeld 1,5 x) dan in het centrum van het bos en nam dan exponentieel af tot de reguliere depositiewaarden in dat centrum. De droge depositie is meetbaar verhoogd in een randzone die ongeveer 5x zo breed is al de hoogte van de bomen in de bosrand. Deze verhoogde depositie van stikstofverbindingen is het meest prominent in bosranden die op de overheersende windrichting waren gericht (Draaijers 1993). Recent is vergelijkbaar onderzoek in Vlaanderen uitgevoerd. Daar is gevonden dat de stikstofdepositie in bosrandzones duidelijk hoger zijn (mediane waarden: 1,5x voor ammoniak en 1,6x voor stikstofoxiden) (De Schrijver *et al.* 2007; Wuyts *et al.* 2008a). De zone waarin verhoogde waarden zijn geconstateerd was 15 tot ruim 100 meter breed (mediane waarde: 50 m), waarbij de invang het grootst was aan het begin van de bosrand. Omdat bossen in Nederland en Vlaanderen veelal erg versnipperd en klein zijn, kan een flink deel van de bossen als bosrand met verhoogde depositie worden beschouwd (Draaijers 1993).

3.2 Het verloop van de stikstofdepositie in Nederland

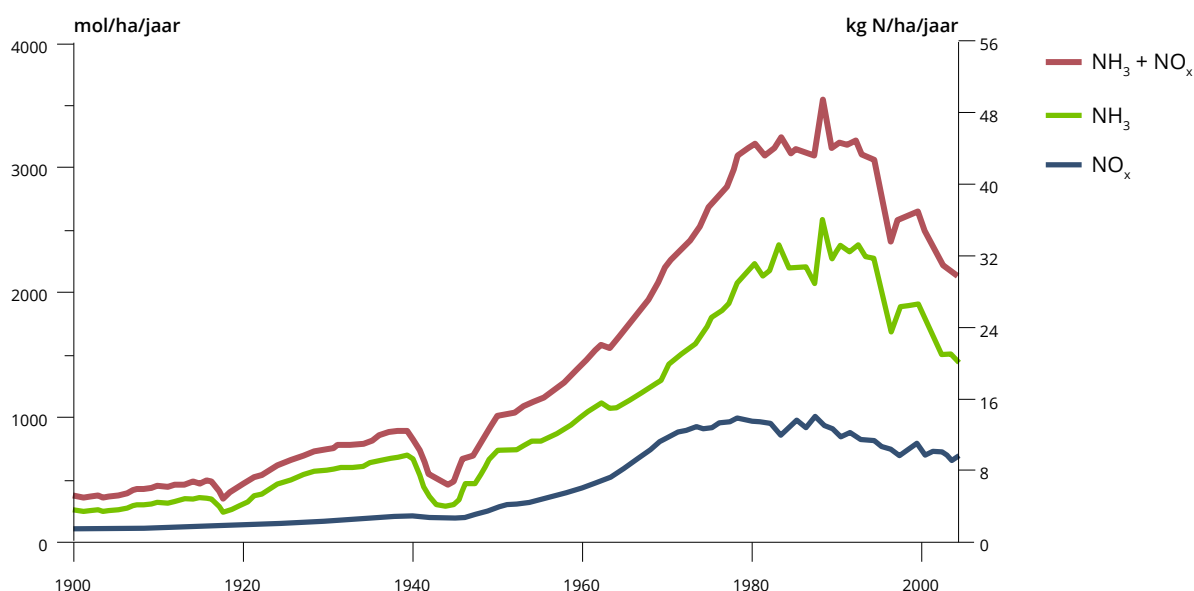
Aan het begin van de vorige eeuw (1900-1920) was de totale stikstofdepositie nog erg laag, de schattingen liggen zo rond de 4-5 kg N/ha/jaar. Overigens komt in veraf gelegen, vrijwel onbewoonde delen van de aarde ook nu

nog achtergronddepositie van stikstof voor die minder dan 1 kg N/ha/jaar bedraagt (Dentener *et al.* 2006). Tussen de beide wereldoorlogen is deze waarde licht gestegen, maar na 1950 tot aan het eind van de jaren tachtig van de vorige eeuw is de totale stikstofdepositie in Nederland door de groei van de intensieve veehouderij en het gebruik van fossiele brandstoffen sterk gestegen (Figuur 3.2). Vanaf 1993 - 2004 is door allerlei overheidsmaatregelen een daling (ca. 40 %) ingezet in de depositie van gereduceerd N (ammoniak en ammonium), terwijl vanaf 2005 tot heden de waarden min of meer constant zijn gebleven of weer wat stijgen (zie volgende paragraaf). De depositie van geoxideerd stikstof (stikstofoxiden) is na 1945 eveneens gestegen, maar vlakt eerder af dan de depositie van gereduceerd stikstof¹⁴. Na 1980-1985 is een zeer geleidelijke afname waargenomen, die tot 2004 zeker doorgaat (zie later). In deze figuur wordt eveneens duidelijk dat gereduceerd N al decennia de overheersende vorm van de totale Nederlandse stikstofdepositie is (De Haan *et al.* 2008).

Periode 1990-2018

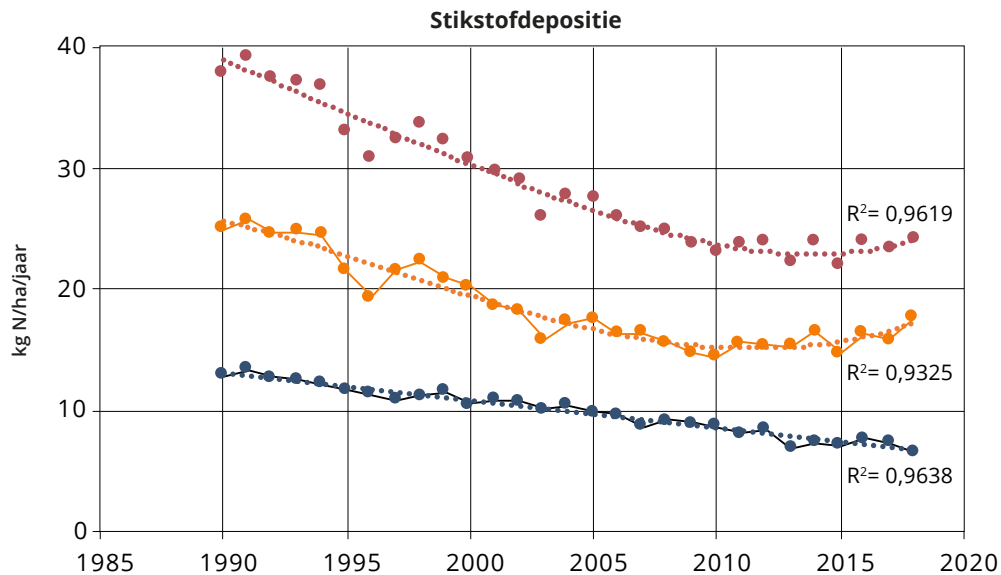
Bovenstaande figuur is voor de jaren voor 1980 helemaal gebaseerd op schattingen en extrapolatie van historische emissiebronnen aangezien er voor 1980 geen stikstofdepositie is gemeten en in de jaren tachtig van de vorige eeuw alleen nog maar op te beperkte schaal om een gedegegen figuur van de gemiddelde stikstofdepositie

over Nederland te verkrijgen. Gelukkig zijn er na 1990 voldoende gegevens bekend om een betrouwbaar beeld van de stikstofdepositie over Nederland te krijgen, eerst per vlakje van 5x5 km en later per vlakje van 1x1 km of nog gedetailleerder. In Figuur 3.3. is het verloop van de totale stikstofdepositie en die voor geoxideerd en gereduceerd stikstof van 1990 tot en met 2018 apart weergegeven, waarbij ook de best passende trendlijnen zijn weergegeven. Duidelijk is te zien dat de depositie van geoxideerd stikstof lineair daalt over de gehele periode, van rond de 13 kg N/ha/jaar naar ca. 6,5 kg N/ha/jaar. Ook in de periode 2003 tot 2019 blijft deze daling voortgaan. Voor de depositie van gereduceerd stikstof is het verloop in de tijd anders: na 1993 daalt deze depositie relatief sterk, maar na 2003 stabiliseert de depositie van gereduceerd stikstof en neemt in laatste jaren weer enigszins toe. Dit alles betekent dat sinds 2003 tot 2019 de totale stikstofdepositie geen afnemende trend vertoont en zo rond de 24-26 kg N/ha/jaar fluctueert en heel recent wat toeneemt. En dat in de laatste zes jaar voor 2019 het aandeel van gereduceerd stikstof in de totale depositie van stikstof significant is gestegen van ca. 65% tot boven de 70%, terwijl in het begin van dit millennium waarden net boven de 60% werden vastgesteld. De toename van het aandeel gereduceerd N tot boven de 70% is zeker niet gunstig voor de doorwerking ervan in veel gevoelige habitattypen (zie par. 2.4).



Figuur 3.2. De jaargemiddelde depositie van gereduceerd en geoxideerd stikstof en de totale stikstofdepositie op Nederland in de periode 1900-2004 herleid uit historische emissiebronnen (naar Noordijk 2007 uit De Haan *et al.* 2008).

¹⁴ De depositie van gereduceerd stikstof is de som van de depositie van ammoniak en ammonium. Die van geoxideerd stikstof is de depositie van stikstofoxiden, salpeterzuur en nitraat



Figuur 3.3. Verloop van de gemiddelde depositie in Nederland van totaal stikstof (grijs), en die van geoxideerd stikstof (blauw) en gereduceerd stikstof (oranje) in kg N/ha/jaar (1990-2018). Figuur gemaakt met data van RIVM 2019 - www.clo.nl/nl018918. De trendlijnen (best-fitted) zijn zeer significant, lineair voor geoxideerd N en voor totaal stikstof & gereduceerd N een polynoom.

Het verloop van de depositie van geoxideerd en gereduceerd stikstof (Figuur 3.3) komt goed overeen met dat van de gemeten concentraties in de verschillende meetnetten. Zo daalde de stikstofdioxideconcentratie in de lucht min of meer lineair van 1990 tot 2019, en met een zelfde percentage als de geoxideerd stikstofdepositie, namelijk 50%¹⁵. Ook de sinds 2005 uitgebreide ammoniakmetingen in de natuur (MAN) samen met de data van het LML maken duidelijk dat de gemiddelde ammoniakconcentratie in de lucht van 2005 tot 2016 gelijk bleef en daarna weer een stijging liet zien¹⁶, een beeld dat zeer goed overeenkomt met de depositie van gereduceerd stikstof over deze periode. Dit alles maakt maar weer eens duidelijk dat de gemeten luchtconcentraties een gedegen indicator zijn voor de depositie van geoxideerd of gereduceerd stikstof, zoals ook algemeen erkend is (o.a. Wichink Kruit *et al.* 2017).

3.3 De verdeling van de stikstofdepositie over Nederland

Door de ruimtelijke verspreiding van de bronnen en de verschillende transport- en omzettingsprocessen in de atmosfeer, zijn de luchtconcentraties van ammoniak en stikstofoxiden (en daarmee ook de depositie van deze stikstofverbindingen) zeker niet overal gelijk in Nederland. Zelfs in een klein land als Nederland zijn de verschillen groot: zo zijn de concentraties van stikstofoxiden flink

hoger in de stedelijke gebieden (o.a. in het westen en zuiden van ons land) en langs de snelwegen. De concentraties van ammoniak zijn duidelijk hoger in het landelijk gebied, met name in de hogere zandgronden (Figuur 3.4).

De verdeling van de totale stikstofdepositie wordt sterk bepaald door het onderliggende patroon van de eerder genoemde stikstofcomponenten in de lucht. De bijdrage van gereduceerd stikstof (ammoniak) is het grootst, waardoor deze het patroon het meest bepaalt. De hoge stikstofdeposities worden vooral aangetroffen in het zandlandschap van Nederland, waarbij de hoogste waarden in oostelijk Noord-Brabant, Noord Limburg (het Peelgebied), Gelderland (Gelderse vallei, Achterhoek) en delen van Overijssel worden gevonden (Figuur 3.5).

In dit rapport wordt met name aandacht besteed aan de hoeveelheid stikstofdepositie en de gevolgen daarvan in habitattypen in Natura 2000-gebieden (Hoofdstuk 4 en 5). Het is daarom heel belangrijk dat er sinds 2005 een Meetnet Ammoniak in de Natuurgebieden (verder MAN)¹⁷ is opgestart met maandgemiddelde metingen van de ammoniakconcentratie met passieve monsternemers ("passive samplers") in 27 Natura 2000-gebieden. In 2011 is het aantal gebieden waarin gemeten wordt, sterk uitgebreid naar boven de 60, en in 2018-'19 bedraagt het aantal 86. Via kalibratie met hoog-precisie metingen van ammoniak en uitgebreide validatie is (en wordt) een

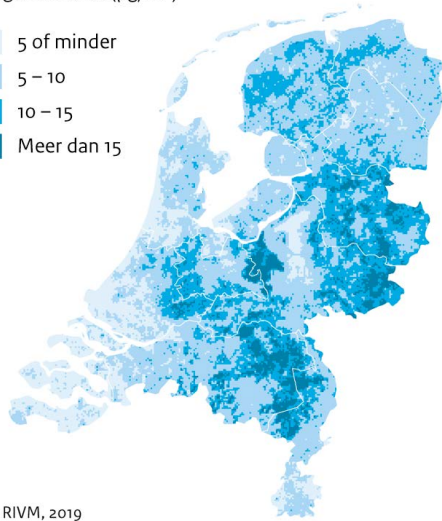
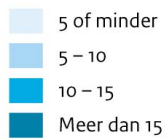
15 RIVM/okt19 - www.clo.nl/nl049301.

16 RIVM/nov19 - www.clo.nl/nl046509.

17 www.man.rivm.nl

Ammoniakconcentratie 2018

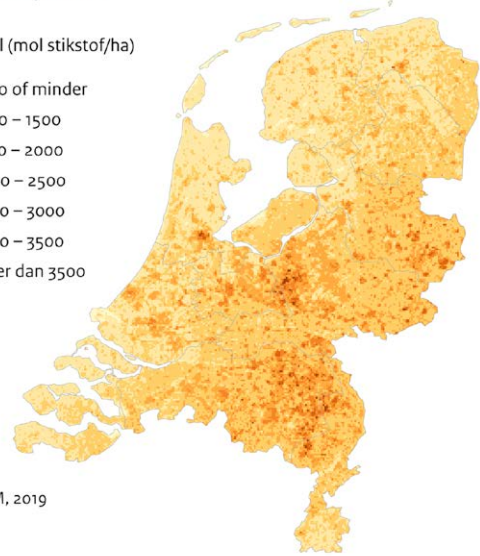
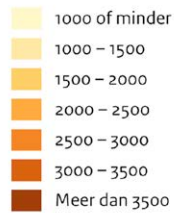
Jaargemiddelde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Bron: RIVM, 2019

Stikstofdepositie 2018

Jaartotaal (mol stikstof/ha)

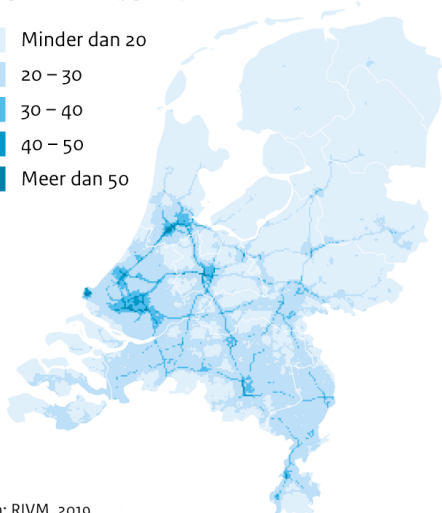
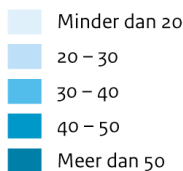


Bron: RIVM, 2019

Figuur 3.5. Verdeling van de stikstofdepositie over Nederland in 2018.

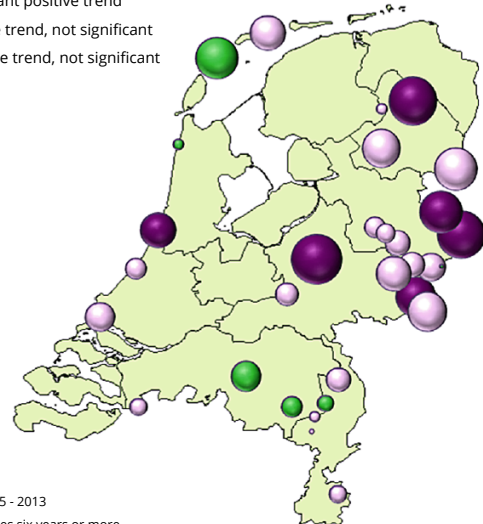
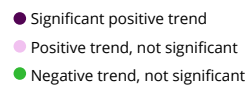
Stikstofoxidenconcentratie 2018

Jaargemiddelde ($\mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$)



Bron: RIVM, 2019

Figuur 3.4. Patroon van de ammoniak- en stikstofoxidenconcentratie in Nederland in Nederland (RIVM 2019).



Data 2005 - 2013
Time series six years or more

Figuur 3.6. Trends in jaargemiddelde ammoniakconcentraties in het MAN 2005-2013. De grootte van de bol geeft de mate van de trend aan, de kleur of deze positief of negatief was. Een positieve trend betekent een toename van de ammoniakconcentratie, een negatieve trend juist een afname van de concentratie. Bron: Lolkema et al. 2015.

betrouwbare monitoring verkregen van de ammoniakconcentraties in Natura-2000 gebieden, waarbij in elk gebied op meerdere locaties de concentraties worden gemeten. Door de steeds langere looptijd kunnen ook trends in de jaargemiddelde ammoniakconcentraties worden vastgesteld. Voor de eerste 9 jaar van het meetnet (2005 – 2013) zijn deze trends voor alle gebieden met metingen vanaf 2008 of eerder per Natura 2000-gebied

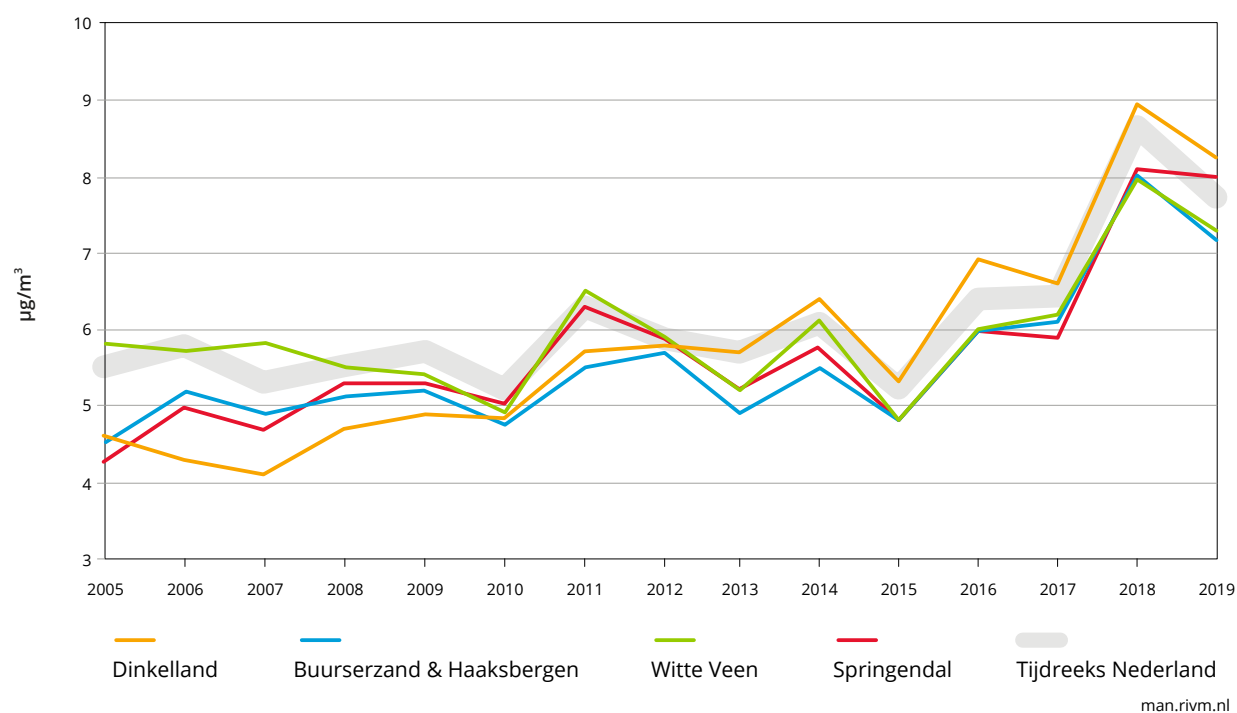
geanalyseerd en weergegeven in Figuur 3.6 (Lolkema et al. 2015). Duidelijk is geworden dat er voor deze periode (2005-2013) slechts in enkele gebieden een afnemende trend is gevonden in de ammoniakconcentratie, maar deze was in geen gebied significant. Voor oostelijk Noord-Brabant en Noord-Limburg was het beeld relatief gunstig, maar in meer dan 80% van de gebieden met metingen is in deze meetperiode een stijgende trend in de ammoni-

akconcentraties te zien, en ook is deze stijging regelmatig significant. Dit laatste is vooral het geval in Gelderland, Overijssel en Drenthe. In de duingebieden is het beeld wat wisselend, maar daar zijn geen significante trends gevonden.

Het MAN loopt nu inmiddels 16 jaar, met gegevens beschikbaar tot en met 2019 (maximale meetperiode 15 jaar). Tot nu toe is er echter (nog) geen trendanalyse beschikbaar over de hele periode, inclusief de ca. 30 extra gebieden die nu ook al weer 8-9 jaar gevolgd worden. Gelukkig staat voor elk gebied waar gemeten wordt, een figuur – en data – op de MAN-website, zodat per gebied een eventuele trend te zien is over de periode na 2013. Aangezien de ammoniakconcentratie sterk correleert met de droge depositie van gereduceerd stikstof – de hoofdcomponent van de totale stikstofdepositie – is een visuele inspectie uitgevoerd van alle figuren om een beeld te krijgen van eventuele recente veranderingen in de ammoniakconcentraties voor Natura 2000-gebieden. Globaal is te zien dat:

- De tijdreeks voor Nederlandse Natura-2000 gebieden van 2005 tot en met 2017 licht stijgend (lineair) is;
- In vrijwel alle gebieden de ammoniakconcentratie in 2018 en 2019 duidelijk is gestegen, dit kan voor een (groot) deel verklaard worden door het erg warme weer in deze jaren (Hoogerbrugge *et al.* 2019 & 2020);

- De stijging in 2018 en '19 het grootst is in veel Natura-2000 gebieden in Friesland, Drenthe, Overijssel, Noord-Brabant (deels) en in laagveengebieden in Noord en Zuid-Holland (vaak met meer dan 2 $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$). Op de Veluwe is ook sprake van een stijging in 2018 en '19, maar minder dan in andere gebieden. In de Natura 2000-duingebieden is deze stijging in lichte vorm ook te zien, bijvoorbeeld in de Hollandse duinen, en op Texel en Schiermonnikoog, maar niet op Terschelling en Vlieland. Opmerkelijk genoeg is er vrijwel geen stijging in 2018 en 2019 in de vier gebieden in Zuid-Limburg waar is gemeten, plus in Natura 2000-gebied de Meinweg;
- De concentraties duidelijk het laagst zijn (meestal 2-2,5 $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$) in de kustduinen, alhoewel licht stijgend over de gehele periode; op Texel en Schiermonnikoog daarentegen zijn de waarden dan weer wat hoger;
- Er vier binnenlandse Natura 2000-gebieden zijn met voor Nederland duidelijk lage ammoniakconcentraties (ca. 3 $\mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$): Meinweg, Brunsummerheide, Brabantse wal en Fochteloërveen & Esmeer, hoewel in de laatste twee de toename in 2018 en '19 wel groot is;
- Er sinds 2012 veel meer wordt gemeten in Friesland: de concentraties zijn daar opmerkelijk hoog;
- Over de hele meetperiode bezien de stijgingen opvallend groot zijn in Drenthe en Overijssel, regelmatig is daar de ammoniakconcentratie in 15 jaar bijna verdubbeld (Figuur 3.7).



Figuur 3.7. Verloop van de jaargemiddelde ammoniakconcentratie in vier Natura 2000-gebieden in Overijssel (plus tijdreeks voor Nederland) bron: www.man.rivm.nl

3.4 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk is een beeld geschetst van het verloop van de atmosferische stikstofdepositie en de verdeling daarvan over Nederland, waarbij ook aandacht is besteed aan het verschil in depositie tussen gereduceerd stikstof en geoxideerd stikstof. De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- Tussen 1900 en 1920 was de stikstofdepositie erg laag in Nederland;
- In de vorige eeuw was de stijging van de stikstofdepositie het grootst tussen 1950 en 1980;
- Tussen 1980 en 1992 waren de stikstofdeposities het hoogst (de piek), toen een unicum in de wereld;
- Sinds begin jaren negentig van de vorige eeuw daalde de depositie van gereduceerd N sneller dan die van geoxideerd stikstof, maar na 2003 is die van geoxideerd verder gedaald, maar van gereduceerd stikstof is de daling gestagneerd en daarna weer wat gestegen. Dit alles houdt in dat de totale stikstofdepositie sinds 2003 niet meer is gedaald;
- Het aandeel gereduceerd stikstof is nu ca. 70% van de totale stikstofdepositie;
- Dit alles betekent dat de stikstofdepositie in Nederland al 4 tot 5 decennia sterk verhoogd is;
- De stikstofdepositie is niet overal gelijk verdeeld, zelfs in een klein land als Nederland zijn de verschillen groot;
- De stikstofdepositie is met name hoog in het zand- en hoogveenlandschap, en relatief laag in de duinen;
- In de Natura-2000 gebieden is in de laatste 15 jaar GEEN daling van (gereduceerde) stikstofdepositie vastgesteld, in veel gevallen is in deze periode een stijging vastgesteld;
- Gemiddeld warmere jaren – die steeds frequenter worden – doen de stikstofdepositie toenemen.

4 Huidige stikstofdepositie op stikstofgevoelige Natura 2000-habitattypen



Er komen in Nederland 52 Natura 2000-habitattypen voor, hierbij een beeld van zes daarvan.

4.1 Inleiding

Dertien procent van het landoppervlakte van Nederland is aangewezen als Natura 2000-gebied, Europees gezien een laag percentage. Het gaat om voor Nederland en Europese Unie gezien belangrijke natuur. In deze Natura 2000-gebieden komen 52 onder de Habitatrichtlijn beschermde habitattypen voor, waarvan ruim meer dan de helft gevoelig is voor de effecten van stikstofdepositie. Die habitattypen hebben een KDW die lager is dan 34 kg N/ha/jaar (2400 mol N/ha/jaar). Van die groep voor stikstof gevoelige habitattypen is een deel aan te merken als zeer gevoelig, met een KDW lager dan 20 kg N/ha/jaar (1400 mol N/ha/jaar) (van Dobben *et al.* 2012). Een concreet overzicht van hoeveel stikstof in Nederland per habitatype deponert en hoe groot de overschrijding van de KDW verdeeld over het gehele oppervlakte van een habitatype is, ontbreekt. Hierdoor is er geen zicht op de hoeveelheid stikstofdepositie waar bijvoorbeeld het oppervlakte grijze duinen of oude eikenbossen in Nederland aan blootstaat. Om de vraag te kunnen beantwoorden in hoeverre stikstofdepositie de toestand van het totale in Nederland aanwezige habitat bedreigt, is inzicht nodig in de depositie per habitatype.

In dit hoofdstuk zijn 22 zeer gevoelige of gevoelige habitattypen – waarvan zes met hun subtypen – geselecteerd op basis van hun matige tot slechte staat van instandhouding (onderdeel structuur en functie) (Janssen *et al.* 2020). Voor deze habitattypen is de verdeling van de stikstofdepositie over hun areaal bepaald. Doel van deze exercitie is om een concreet beeld te krijgen van de huidige stikstofdepositie per (zeer) gevoelig habitatype, zodat duidelijk wordt welk habitatype en welk deel daarvan wel of niet onder hoge stikstofdruk staat.

4.1.1 Methodiek

Om de hoeveelheid stikstofdepositie over het areaal van deze 22 habitattypen vast te stellen, is de verfijnde depositiekaart¹⁸ van AERIUS gebruikt. De stikstofdepositie is vastgesteld in kg N per ha per jaar per relevant hexagon (1 ha) in de relevante Natura 2000-gebieden. Daarbij is uitgegaan van de berekende stikstofdepositie in 2018 bij gemiddelde meteorologische omstandigheden¹⁹.

De gegevens over het oppervlak van habitattypen per hexagon is gehaald uit het open data AERIUS-bestand²⁰. Op basis van het hexagon-identificatienummer is de stikstofdepositie gekoppeld aan de stikstofgevoelige habitattypen per hexagon, waarbij rekening is gehouden met het oppervlakte van het habitatype in dat hexagon. Dit is vervolgens, per geselecteerd habitatype, uitgevoerd voor alle Natura 2000-gebieden. Op deze wijze is een verdeling van de stikstofdepositie (kg N/ha/jaar) over het oppervlak van de geselecteerde habitattypen voor heel Nederland verkregen. Deze berekeningen zijn uitgevoerd door dr. Erwin Adema (BIJ12), een specialist op dit gebied. Om de verschillende habitattypen met elkaar te vergelijken is per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse - dus van 2,5 tot 5 N kg/ha/jaar en zo verder - het percentage van het totale oppervlak van het betreffende habitatype voor de betreffende klasse berekend en dit is in de figuren in dit hoofdstuk weergegeven. Zo wordt inzichtelijk aan hoeveel stikstof elk van de habitattypen wordt blootgesteld. In de opgestelde figuur is steeds de KDW van de habitat(sub)typen vermeld, zodat direct zichtbaar is welk deel van het oppervlak van een habitatype aan een te hoge stikstofdepositie is blootgesteld. Uit de figuren blijkt dus ook hoe groot het oppervlak is, waar de KDW is overschreden. Deze gegevens worden in de volgende paragrafen achtereenvolgens per landschap besproken, van het duinlandschap tot het Zuid-Limburgse heuvel-landschap. De habitattypen worden in de tekst kort geïntroduceerd, maar voor een algemene en meer complete beschrijving van de habitattypen in Nederland, zie Janssen & Schaminée (2003). Het hoofdstuk wordt tenslotte afgesloten met een concluderend overzicht van de overschrijdingen in de besproken habitattypen.

¹⁸ C20, versie oktober 2020; beschikbaar op Nationaal Georegister

¹⁹ gekalibreerd op basis van 5 jaarlijkse metingen

²⁰ 'Koppeltabel tussen het hexagonengrid en de relevante stikstofgevoelige habitattypen, beschikbaar in het Nationaal Georegister

4.2 Duinlandschap

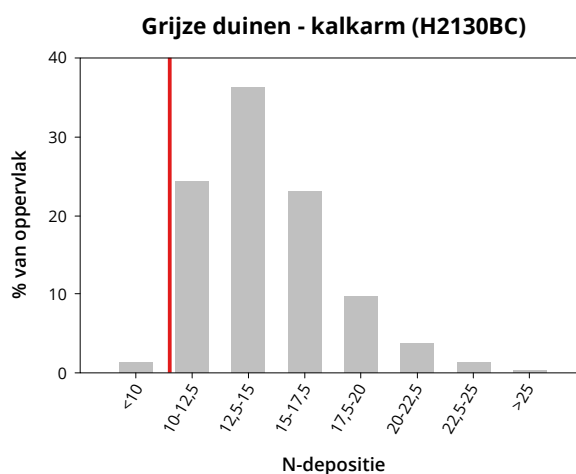
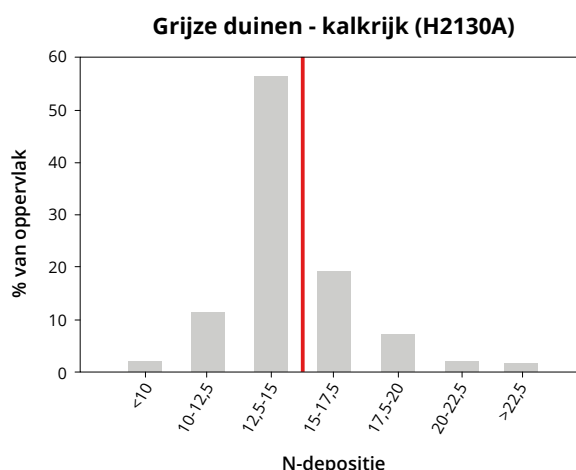


In het Nederlandse duinlandschap komen verschillende habitattypen voor, zoals grijze duinen, vochtige duinvalleien, duinheiden en duinbossen. Vaak is het Nederlandse oppervlak van deze habitattypen opmerkelijk groot in Europees verband gezien en vormen zij een belangrijk deel van de kenmerkende biodiversiteit van Nederland.

Veel van de Natura 2000-habitattypen van het duinlandschap zijn (zeer) gevoelig voor de negatieve gevolgen van stikstofdepositie. Om deze reden wordt een groot deel van de habitattypen van het duinlandschap besproken.

4.2.1 Grijze duinen (H2130*)

De volledige naam van dit habitatype is: vastgelegde kustduinen met kruidvegetaties, maar de verkorte naam is "grijze duinen". Het betreft min of meer gesloten duingraslanden met grassen, kruiden, mossen en korstmossen. Ze komen over het gehele Nederlandse kustgebied voor, van Schiermonnikoog tot aan het Zwin en de grens van België. Binnen Europa heeft Nederland een grote verantwoordelijkheid voor dit prioritaire type vanwege het grote oppervlakte en de hoge soorten-diversiteit. In Nederland worden 3 subtypen onderscheiden, een kalkrijke (A), een kalkarme (B) en een heischrale variant (C). Kalkrijke grijze duinen (A) komen alleen voor ten zuiden van Bergen. Heischrale grijze duinen (C) beslaan een relatief klein oppervlakte (146 ha). Aangezien subtype C en subtype B bovendien dezelfde KDW hebben zijn deze subtypen in de analyse samengevoegd tot één groep. In totaal is er een oppervlakte van bijna 12.000 ha grijze duinen in het Nederlandse kustlandschap. In figuur 4.1 is de verdeling van de stikstofdepositie over het oppervlakte van de grijze duinen voor subtype A weergegeven en gezamenlijk voor subtypen B en C. Hierin is te zien dat voor de kalkarme grijze duinen (inclusief



Figuur 4.1. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitatype Grijze duinen (H2130A & H2130BC) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer. 2,5 kg N/ha/jaar komt overeen met 178 mol N/ha/jaar.

heischrale variant), subtypen B en C, slechts op 1,3% van het oppervlak de depositie onder de KDW ligt. Bijna het gehele oppervlak (98,7%) van grijze duinen subtypen B en C kent dus een overschrijding van de KDW. Voor bijna 40% van het oppervlak betreft het bovendien een overschrijding van de KDW met meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar). Voor de kalkrijke grijze duinen, subtype A, is de situatie beter: op bijna 70% van het oppervlakte wordt de KDW niet overschreden, en van het oppervlak van kalkrijke grijze duinen ontvangt slechts 4% meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW (Figuur 4.1).

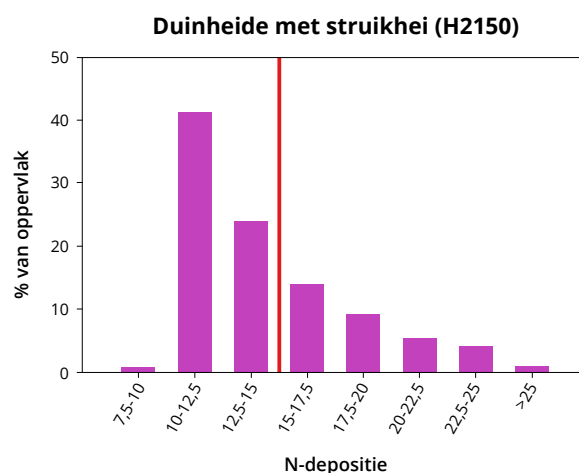
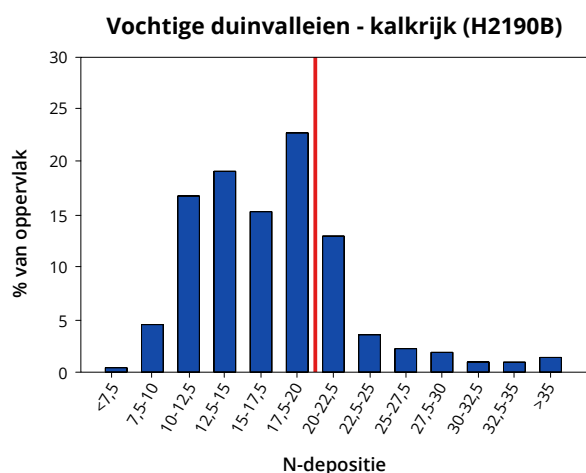
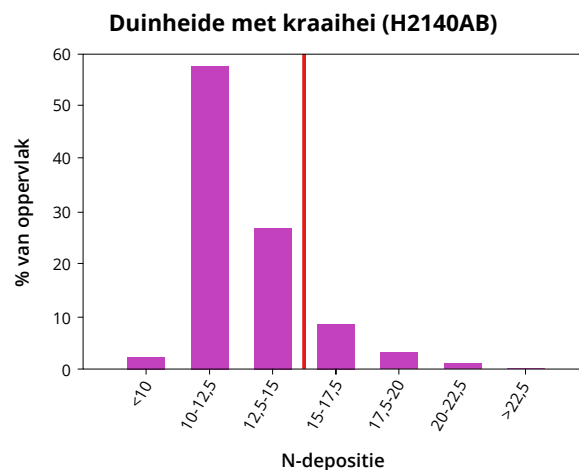
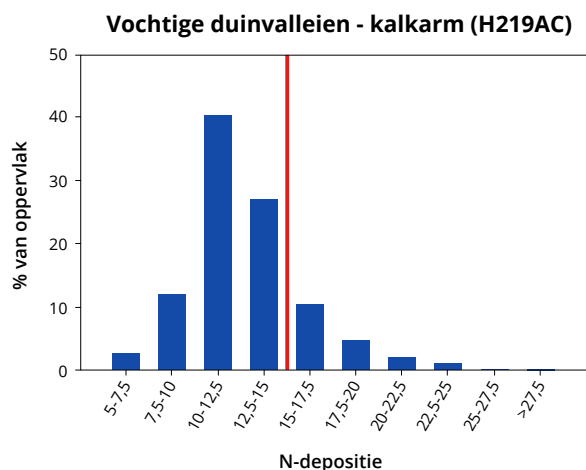
4.2.2 Vochtige duinvalleien (H2190)

Vochtige duinvalleien (H2190) ontstaan op locaties waar jonge duinruggen een strandvlakte afsluiten (primaire duinvalleien) of daar waar uitstuiwing van oudere plekken in het duin tot op het grondwater plaatsvindt. Onder dit habitatype vallen relatief jonge successiestadia. Latere stadia met heide, struweel of bos vallen niet onder dit habitatype. Vochtige duinvalleien H2190, inclusief open water, zijn zeer gevarieerd met verschillen in hydrologie en kalkrijkdom. Binnen de Europese Unie is in Nederland sprake van een zeer goed ontwikkeld habitat. In Nederland komen twee subtypen voor. Vochtige duinen kalkrijk (B) heeft een oppervlakte van 1106 ha. De subtypen vochtige duinen kalkarm (A en C) bestrijken gezamenlijk een oppervlakte van 534 ha. Op circa 80% van het oppervlakte van

vochtige duinen kalkarm (A en C) is de stikstofdepositie lager dan de KDW; op minder dan 20% van het oppervlakte van deze subtypen wordt de KDW overschreden. Op 11% van het oppervlakte van subtype B (kalkrijk) en 4% van subtypen A en C (kalkarm) is de stikstofdepositie 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger dan de KDW (Figuur 4.2).

4.2.3 Duinheiden (H2140AB en H2150)

In de Nederlandse duinen komen twee typen duinheiden voor: duinheide met kraaihei (H2140AB, 1462 ha) en duinheide met struikhei (H2150, 160 ha). Duinheide met kraaihei komt zowel op vochtige als droge standplaatsen voor, en de hoofdverspreiding van dit type ligt in Noord-Europa. In Nederland wordt het vooral aangetroffen in de meer noordelijke kuststreek. Duinheide met struikhei



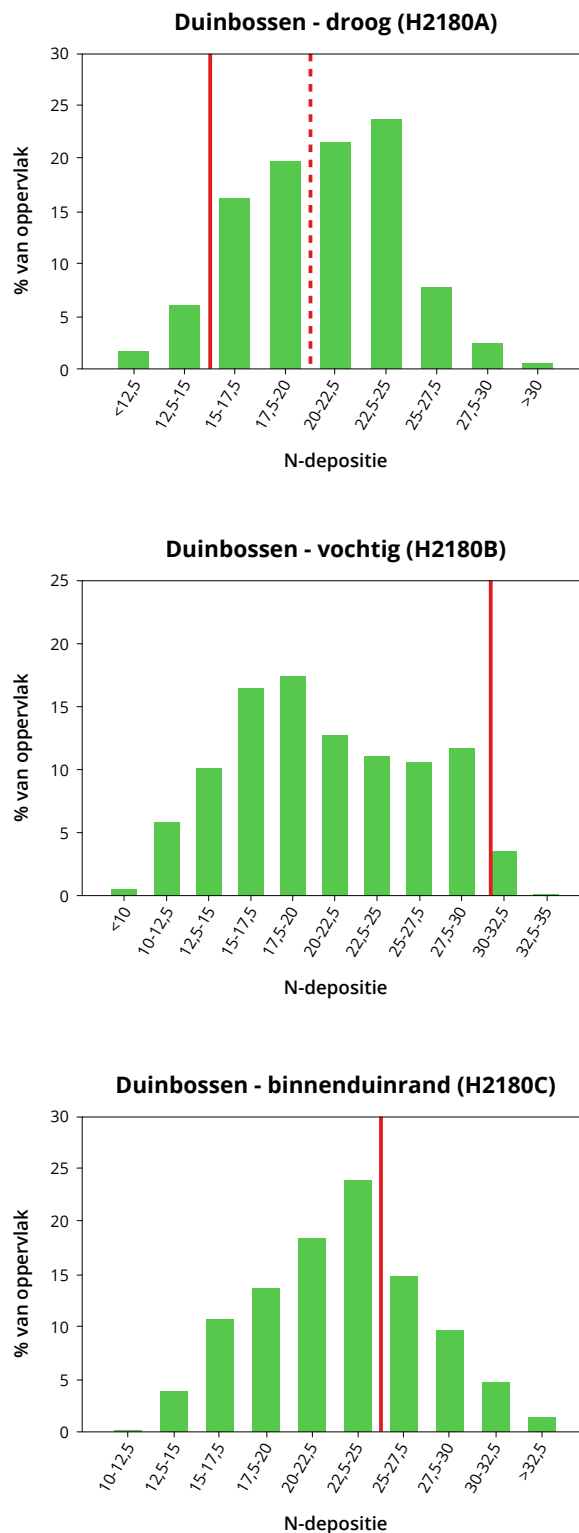
Figuur 4.2. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitatype vochtige duinvalleien (H2190AC & H2190B) als % van het totaal oppervlakte. De rode lijn geeft de KDW weer. Voor H2190AC is de KDW 14 of 15 kg N/ha/jaar. 2,5 kg N/ha/jaar komt overeen met 178 mol N/ha/jaar.

Figuur 4.3. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor de habitatypen duinheide met kraaihei (H2140) en duinheide met struikhei (H2150) als percentage van het totaal oppervlakte. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

komt in onze duinen vooral fragmentair voor, de hoofdverspreiding van dit type ligt in het Verenigd Koninkrijk en Frankrijk. Voor de duinheide met kraaihei heeft 87% van het oppervlak een stikstofdepositie die lager is dan de KDW, voor 13% van het oppervlak is sprake van overschrijding van de KDW. Van ernstige overschrijding is sprake op 1,2% van het oppervlak waar de overschrijding meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) bedraagt. Voor duinheide met struikhei is het percentage zonder overschrijding 66%, voor 34% van het oppervlak is sprake van overschrijding, terwijl 10,7% van het oppervlak meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) te veel ontvangt (Figuur 4.3).

4.2.4 Duinbossen (H2180)

In de Nederlandse kuststreek komt het habitat duinen met bos voor. Dit habitattype (H2180) omvat "oude" duinbossen met loofbomen met een goed ontwikkelde structuur en soortensamenstelling. Het habitattype is schaars in de rest van Europa en komt in vergelijking daarmee relatief veel voor in Nederland. Verschillende varianten komen voor, waaronder droge duinbossen subtype A (vooral met berk en zomereik), met een oppervlakte van 4580 ha, vochtige bossen in valleien, subtype B, met een oppervlakte van 849 ha en binnenduinrand-bossen, subtype C, met een oppervlakte van 1891 ha. De subtypen van dit habitat worden hier apart weergegeven, vanwege de grote verschillen in KDW per subtype. Door de relatief hoge KDW is er voor het vochtige subtype B bijna geen sprake van overschrijding van de KDW, terwijl voor de binnenduinrandbossen, subtype C, op bijna 30% van het oppervlak sprake is van overschrijding van de KDW. Wat de droge duinbossen van subtype A betreft, ligt de situatie heel anders: hiervan heeft maar 7,7% van het oppervlak een stikstofdepositie lager dan de KDW (van 15 kg N/ha/jaar). Op meer dan 92% van het oppervlakte van dit habitattype is sprake van overschrijding van de KDW. Op meer dan 56% van het oppervlak overschrijdt de stikstofdepositie de KDW met meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) (Figuur 4.4).

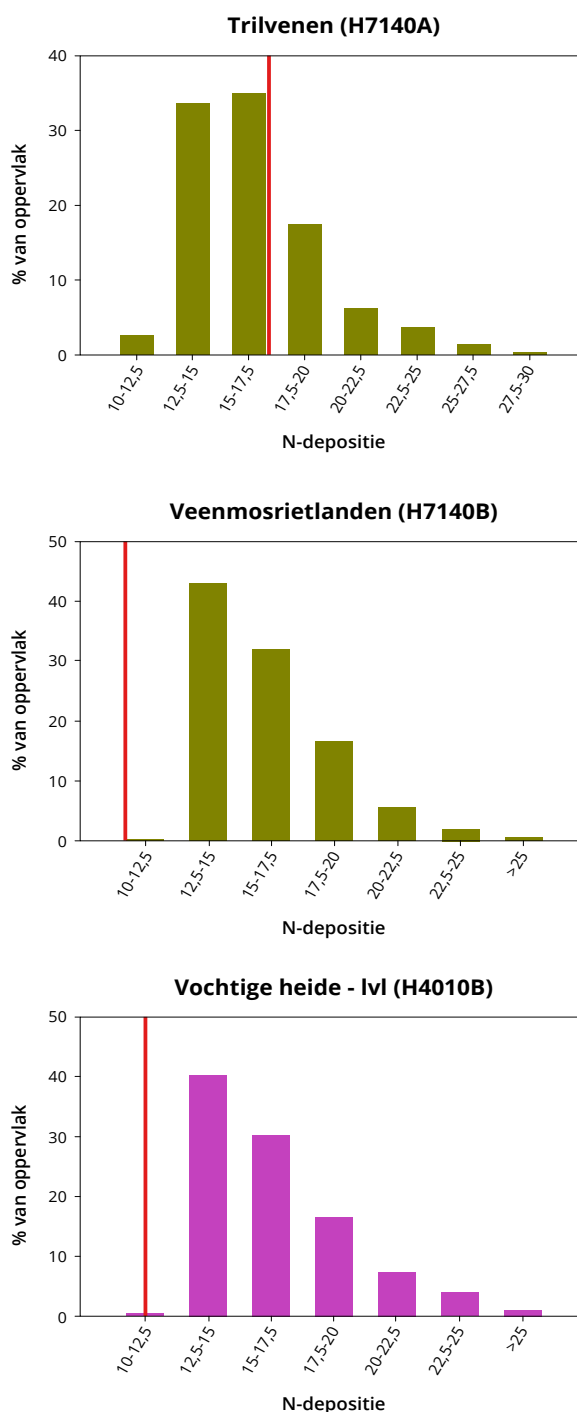


Figuur 4.4. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitattype duinbossen (H2180), met 3 subtypen als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer. De gestreepte rode lijn geeft de KDW voor de niet eikenberkenbossen van dit type weer.

4.3 Laagveenlandschap



In het laagveenlandschap gaat het om veenmosrietlanden (H7140B, 1525 ha), trilvenen (H7140A, 154 ha) en vochtige heide (H4010B, 182 ha). De twee eerst genoemde typen vallen onder habitattype overgangs- en trilveen, terwijl vochtige heide van het laagveen (ook wel moerasheide genoemd) een subtype is van vochtige heide. Vroeger kwamen blauwgraslanden (H6410) ook veelvuldig voor in het laagveengebied, maar dit type is daar nu uiterst schaars en wordt daarom behandeld bij het beekdallandschap waar het nog meer voorkomt. Trilvenen (H7140A) zijn soortenrijke begroeiingen die bestaan uit een drijvende kragge (plantenmat). Ze worden gekenmerkt door veel zegge-achtigen, kruiden en een dikke moslaag met veel zogenaamde “brown” mossen. De habitatrictlijn Annex II soort groenknolorchis kan worden aangetroffen in dit subtype. Trilvenen ontstaan tijdens de verlanding van open water in het laagveenlandschap en zijn nu relatief zeldzaam in het laagveenlandschap. Veenmosrietlanden (H7140B) komen meer verspreid voor dan trilvenen en worden door wat zuurdere omstandigheden gekenmerkt dan trilvenen. De rietlaag is ijl en er is een dikke moslaag aanwezig met naast veenmossen ook slaap- en levermossen. Ook kruiden zijn aanwezig in de vegetatie (o.a. veenmosorchis). Voor dit habitattype draagt Nederland in Europees verband extra verantwoordelijkheid. De vochtige heide van het laagveen (H4010B; moerasheide) is het eindstadium van de verlanding, de vegetatie wordt gedomineerd door gewone dopheide, met een dichte moslaag, met ook veenmossen. Dit type komt beperkt voor in het laagveenlandschap van Nederland. In het laagveenlandschap komen minder habitattypen voor die (zeer) gevoelig zijn voor stikstofdepositie dan in de duinen of in het zandlandschap. Wat veenmosrietlanden (H7140B) en vochtige heide van laagveen (H4010B) betreft is er minder dan 1% van het areaal zonder overschrijding van de KDW (of te wel voor meer dan 99% is er sprake van een overschrijdingssituatie). Voor trilvenen (H7140A) is voor



Figuur 4.5. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitattype trilveen (H7140A), veenmosrietland (H7140B) en vochtige heide (H4010B) als percentage van het totaal oppervlakt. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

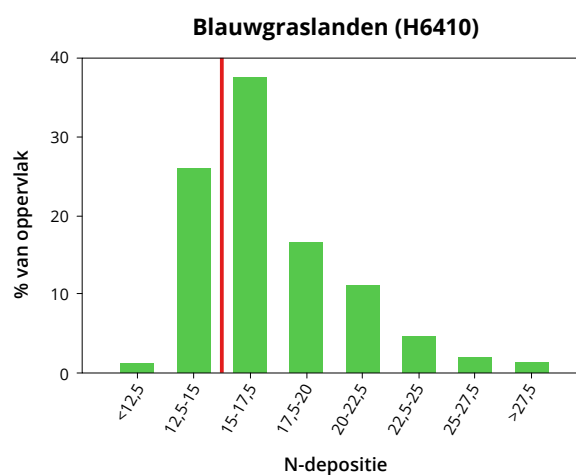
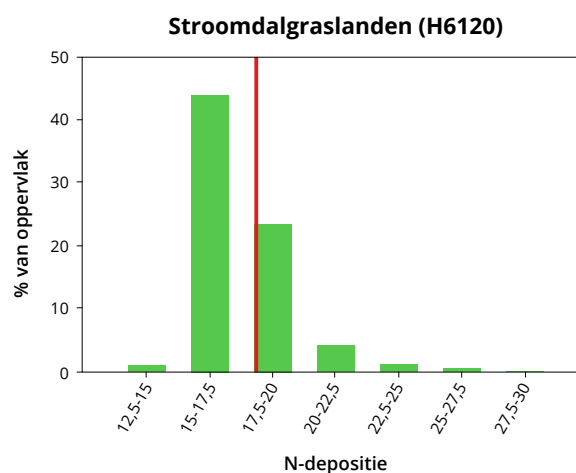
circa 29% van het oppervlakte sprake van overschrijding van de KDW; bijna 71% van het oppervlakte staat bloot aan stikstofniveaus onder de KDW. Voor de twee eerstgenoemde habitat(sub)typen is voor 55-60% van het oppervlakt de stikstofdepositie 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger dan de KDW, voor trilvenen is dit 5% (Figuur 4.5).

4.4 Rivieren- en beekdallandschap



Ook in dit landschap met de grote rivieren, kleine rivieren en beekdalen is het aantal habitattypen dat (zeer) gevoelig is voor stikstofdepositie relatief gering. Stroomdalgraslanden (formeel: kalkminnend grasland op dorre zandbodem H6120*) zijn bloemrijke graslanden op zandige oeverwallen langs rivieren en soms op zandige dijken. Het totale oppervlakte van dit habitat in Nederland bedraagt nog maar 74 ha. Het is een prioritair habitattypen, waarvan nog slechts een klein oppervlak rest in Nederland. Ook buiten Nederland komt het type heel weinig voor, waardoor er een grote verantwoordelijkheid op Nederland rust voor dit habitat. Blauwgraslanden (H6410) zijn soortenrijke graslanden op neutrale tot zwak zure voedselarme bodem met wisselende grondwaterstanden (hoog in de winter, lager in de zomer). Spaanse ruiter is een van de typische soorten van deze graslanden. In Nederland gaat het om een oppervlak van 196 ha. Dit habitat is hard achteruit gegaan in de vorige eeuw. Nu komen blauwgraslanden nog voor in de beekdalen van het zandlandschap (met kwel), soms op klei-op-veen gebieden met overstroming en op legakkers in het laagveengebied.

Van 45% van het areaal stroomdalgrasland H6120* wordt de KDW niet overschreden, voor 55% van het areaal is sprake van overschrijding. Voor 1-2% van het oppervlak is sprake van een zeer ernstige overschrijding van de stikstofdepositie van 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger dan de KDW. Voor de blauwgraslanden H6410 is slechts 27% van het oppervlak blootgesteld aan niveaus lager dan de KDW, 73% van het areaal kent overschrijding van de KDW, terwijl 27% van het areaal aan zelfs meer dan 5 kg N/ha/jaar wordt blootgesteld (Figuur 4.6).



Figuur 4.6. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitattypen stroomdalgraslanden (H6120) en blauwgraslanden (H6410) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

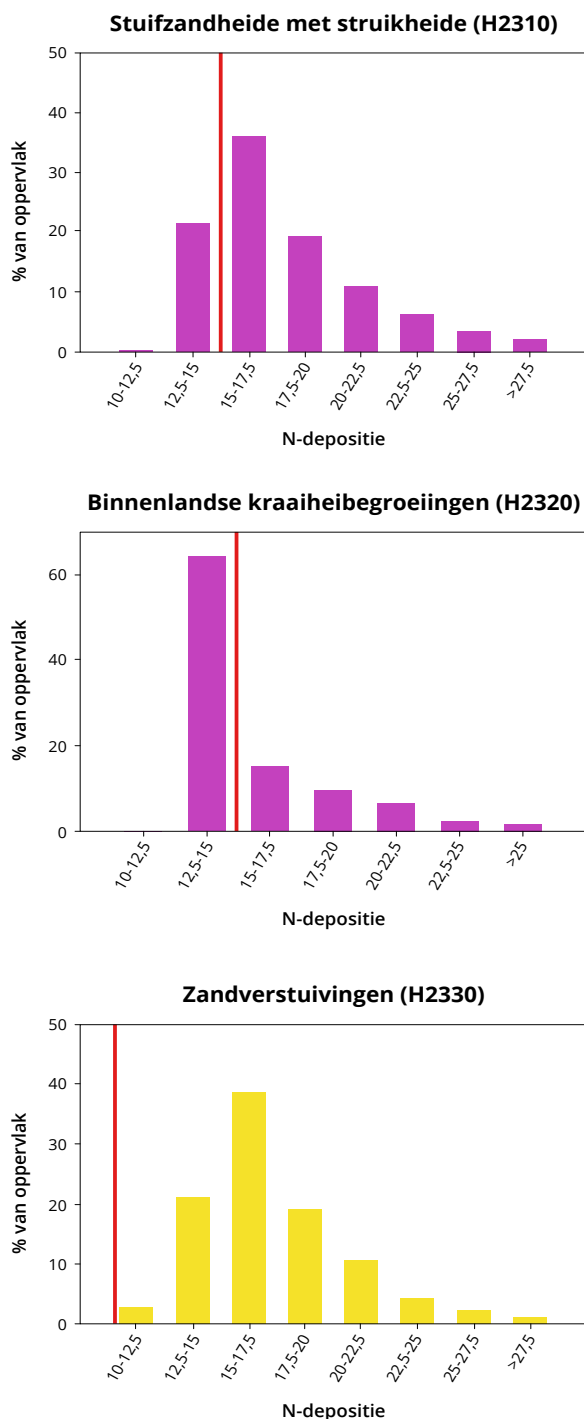
4.5 Droog en nat zandlandschap

4.5.1 Ontkalkte landduinen



Een deel van het Nederlandse zandlandschap bestaat uit stuifzand, hierop komen drie zeer stikstofgevoelige habitattypen voor: stuifzandheide met struikheide (H2310) met een oppervlak van 2430 ha in Nederland, binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320) met een oppervlak van 297 ha en de habitat “zandverstuivingen” (H2330) met een areaal van 2774 ha. Habitattype H2310 betreft droge heide op stuifzandduinen. De bodems zijn zeer arm aan nutriënten en weinig organisch. De formele naam van dit type is: “psammofiele heide met struikheide en genista”. Het is een relatief open heide, vroeger met veel korstmossen. In de noordelijk helft van het zandlandschap wordt dit type, vooral op noordhellingen, vervangen door begroeiingen met kraaiheide (H2320). Het habitattype zandverstuivingen (H2330, volledige naam: open grasland met buntgras en struisgrassoorten op landduinen) bestaat uit open begroeiingen op binnenlandse stuifduinen. De bodemopbouw is gering en het vochtvasthoudend vermogen is zeer laag. Ook bevat de bodem heel weinig nutriënten. De vegetatie bestaat uit weinig hogere planten zoals buntgras en zandstruisgras en vallen op door het hoge aantal korstmossoorten met hoge bedekking. Nederland bevat meerdere van de grootste stuifzandgebieden van West-Europa.

Van de drie genoemde habitattypen is stuifzand (H2330) het meest gevoelig voor stikstofdepositie. Er is in Nederland, waaronder de Veluwe, geen oppervlak van dit habitat waar de KDW niet wordt overschreden. Ook het percentage van areaal met meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW is hoog (76%). Van het oppervlak stuifzandheide met struikheide (H2310) is op 20% de stikstofdepositie lager dan de KDW, op 80% van het oppervlak wordt de KDW overschreden. Op bijna 23% van het totale oppervlak van H2310 is sprake van ernstige overschrijding met deposities hoger dan 5 kg N/ha/jaar



Figuur 4.7. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor stuifzandheide met struikheide (H2310), binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320) en zandverstuivingen (H2330) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

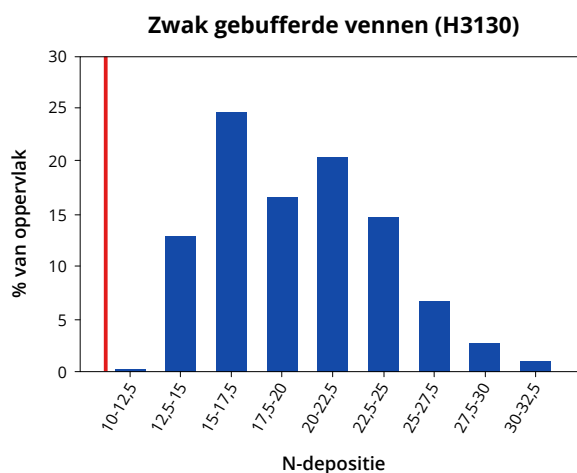
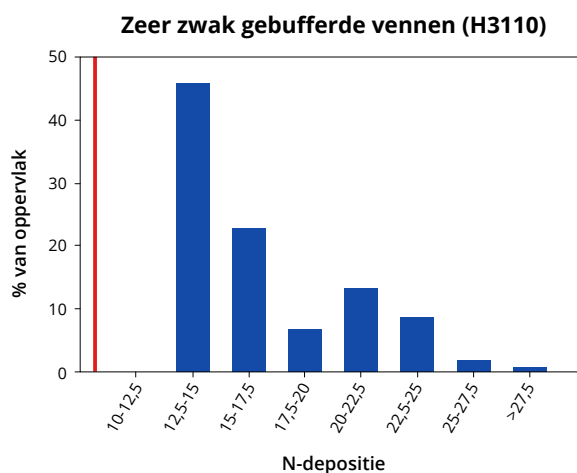
(357 mol N/ha/jaar) (Figuur 4.7). Voor de kraaiheibegroeiingen (H2320) is sprake van overschrijding op 36% van het oppervlak. Het percentage van het oppervlak met deposities hoger dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW is 10% (Figuur 4.7)

4.5.2 Vennen



Een aantal stilstaande wateren van het zandlandschap zijn zeer stikstofgevoelig, met een KDW onder de 10 kg N/ha/jaar. Het betreft zeer zwak gebufferde vennen (H3110), met een oppervlak in Nederland van 70 ha, en zwak gebufferde vennen (H3130) met een oppervlak van 310 ha. Zeer zwak gebufferde vennen H3110 (volledige naam: mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (*Littorelletalia uniflorae*) zijn zeer zwak gebufferde wateren waarin waterplanten met een isoëtide (= gelijkend op *Isoetes*) groeivorm een belangrijke rol spelen. Oeverkruid en waterlobelia zijn kenmerkende soorten. Zeer zwak gebufferde vennen komen in Europa voor in de boreaal-atlantische zone en Nederland bevindt zich aan de oostrand van het verspreidingsgebied. De habitat zwak gebufferde vennen (H3130) is nauw verwant aan zeer zwak gebufferde vennen (H3110). De volledige naam van zwak gebufferde vennen is: oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren behorend tot de *Littorelletalia uniflorae* en/of *Isoeto-Nanojuncetea*. Het zijn wateren met wat meer buffering van de waterlaag en met meer soortenrijkdom aan kenmerkende waterplanten dan het habitattype zeer zwak gebufferde vennen. De habitattypen Annex II soort drijvende waterweegbree kan veel voorkomen in deze vennen. Door de ruime verspreiding en de grote soortenrijkdom is dit type een grote internationale verantwoordelijkheid voor Nederland.

Door de ligging in het zandgebied en de zeer lage KDW zijn er van beide habitattypen geen locaties aanwezig waar de KDW niet wordt overschreden, en voor beide habitats geldt dat op meer dan 99% van het oppervlak sprake is van een overschrijding van de KDW met meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) (Figuur 4.8).

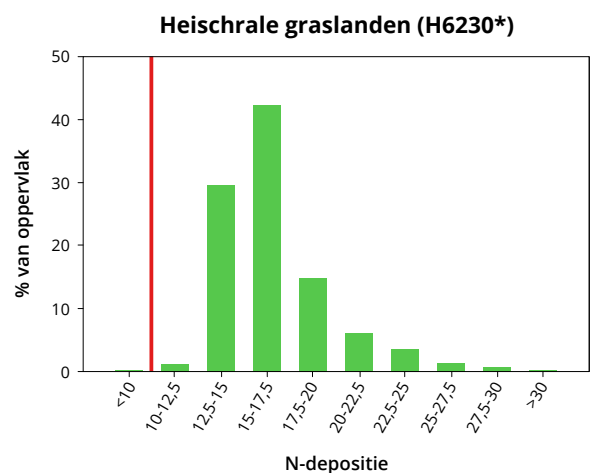
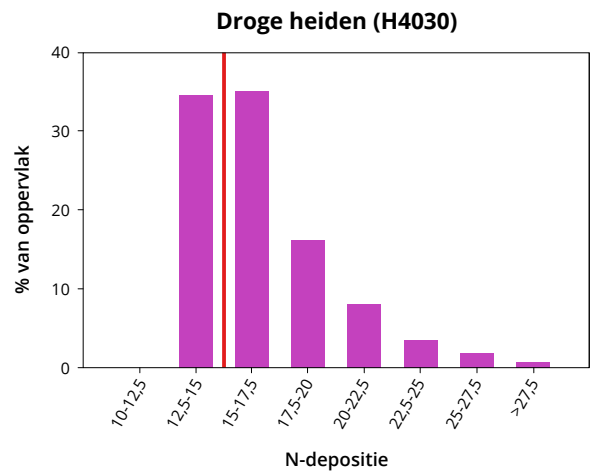
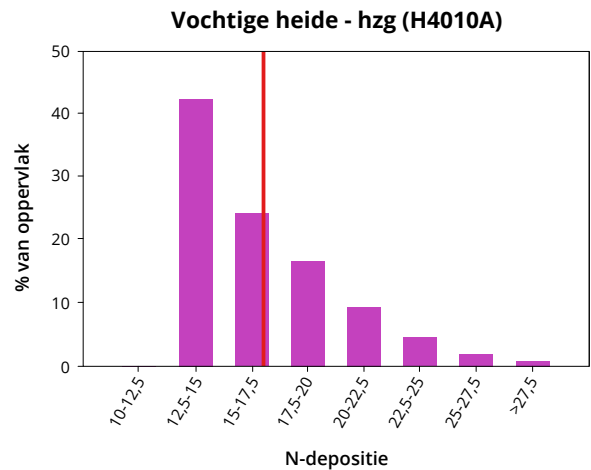


Figuur 4.8. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor zeer zwak gebufferde vennen (H3110) en zwak gebufferde vennen (H3130) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

4.5.3 Heiden en heischrale graslanden



Vochtige heide van de hogere zandgronden (H4010A) met een areaal van 1430 ha en droge heide (H4030) met een oppervlakte van 14287 ha, zijn de meest voorkomende heide habitattypen in het zandgebied. Vochtige heide (H4010A) (formeel: Noord-Atlantische vochtige heide met gewone dophei) komt voor op zandgronden die in de winter plas-dras zijn, maar zomers een lagere grondwaterstand kennen. Gewone dophei is de dominante dwergstruik, met wat meer kruiden dan in droge heide en veel mossen en levermossen. De KDW is iets hoger (17 kg N/ha/jaar) in dit type dan in droge heide (H4030) (15 kg N/ha/jaar). Nederland heeft een grote internationale verplichting voor de vochtige heide die relatief in grote oppervlakten voorkomt. Droge heide is een dwergstruikvegetatie op voedselarme zandgronden die veel voorkomt (kwam) in de (sub)atlantische regio van Europa. De laaglandvorm van dit habitatype wordt gedomineerd door struikhei. Daarnaast worden kruiden, korstmossen en mossen in dit relatief soortenarme type aangetroffen. Door het grote oppervlak van dit habitatype H4030 en de centrale ligging in de Atlantische regio is dit Europees gezien een belangrijk te beschermen habitat. In het heidelandschap komen, naast droge en vochtige dwergstruikbegroeiingen, ook heischrale graslanden voor (H6230*) met een oppervlakte van 564 ha. Het gaat om een prioritair habitatype. In Nederland betreft het de laaglandvorm van deze graslanden. Het zijn soortenrijke graslanden op licht gebufferde zandgronden, soms met wat meer leem in de bodem. Veel plantensoorten uit dit type staan nu op de Rode lijst, en het type is zeer gevoelig voor stikstofdepositie. Op 67% van het oppervlak van vochtige heide (H4010A) wordt de KDW niet overschreden: de stikstofdepositie is daar dus lager dan 17 kg N/ha/jaar. Op 33% van het areaal is sprake van een overschrijdingssituatie. Ruim 7% van het oppervlakte van vochtige heide kent op dit moment een stikstofdepositie die 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger is dan de KDW. Voor droge heide (H4030) is op 65% van het oppervlak (ruim 9000 ha) sprake van een



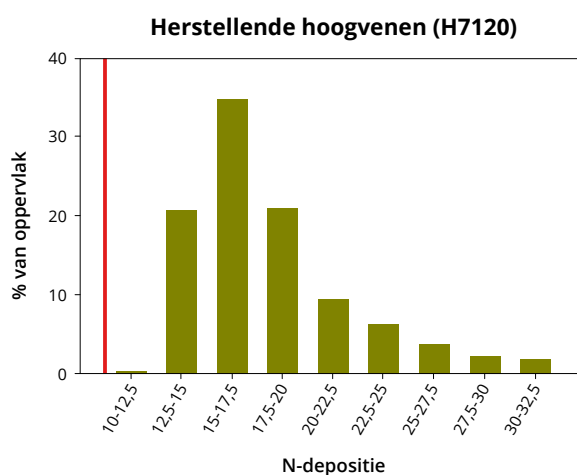
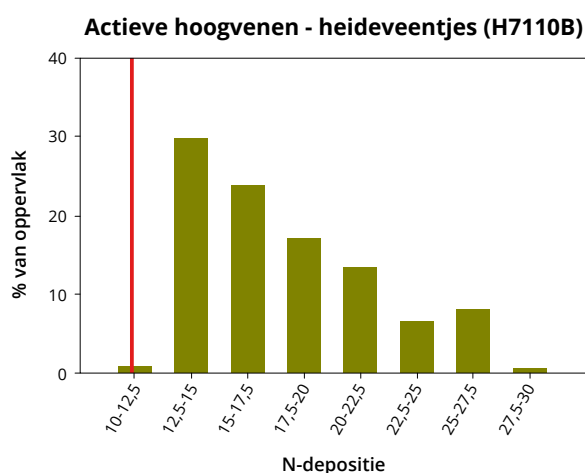
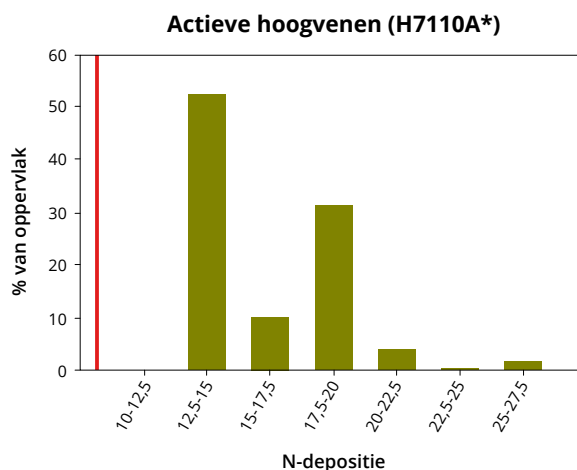
Figuur 4.9. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor vochtige heide (hogere zandgronden) (H4010A), droge heide (H4030) en heischrale graslanden (H6230*) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

hogere stikstofdepositie dan de KDW (Figuur 4.9). Veertien procent (14%) van het oppervlak van droge heide kent op dit moment een stikstofdepositie die 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger is dan de KDW. Dit lijkt niet veel, maar het betekent dat rond de 2000 ha droge heide deze zware overbelasting ontvangt. Heischrale graslanden (H6230*) zijn zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie en dus is de KDW laag. Er is minder dan 1% van het oppervlak van deze graslanden met een stikstofbelasting die lager is dan de KDW en dus op 99% van het oppervlak is sprake van overschrijding. Verder ontvangt bijna 70% van het oppervlak van deze graslanden meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW aan stikstofdepositie (Figuur 4.9).

4.5.4 Hoogveen



Habitattype "Actieve hoogvenen" komt in twee subtypen voor in Nederland: als actief hoogveen (H7110A*) met een areaal van 8 ha en als heideveentjes (H7110B*) met een areaal van 57 ha. Actief hoogveen is een prioritair habitat met een zeer lage KDW. Het overgrote deel van het hoogveen in Nederland behoort tot zogenaamde "herstellende hoogvenen" (H7120), met een oppervlakte van 7079 ha. Het is aanwezig in gedegradeerde, voormalige hoogveengebieden. Het habitattype actief hoogveen H7110A* betreft voedselarme, zure veensystemen, waarvan de vegetatie wordt gedomineerd door veenmossen. Het systeem wordt uitsluitend gevoed door regenwater. "Actief" betekent dat er nog een deel van het veensysteem onaangetaast is en er vindt nog veenvorming plaats. Vaak is een patroon van slenken en bulten aanwezig. In de grote, voormalige hoogveengebieden is nog maar heel weinig actief hoogveen over - of is met heel veel moeite hersteld -, in de heideveentjes H7110B* in bijvoorbeeld Drenthe wordt iets meer actief hoogveen aangetroffen. Herstellende hoogvenen (officieel: aangetast hoogveen waar natuurlijke regeneratie nog mogelijk is) is nu verreweg het meest voorkomende type in Nederland. Na jarenlange verdroging en ontginning

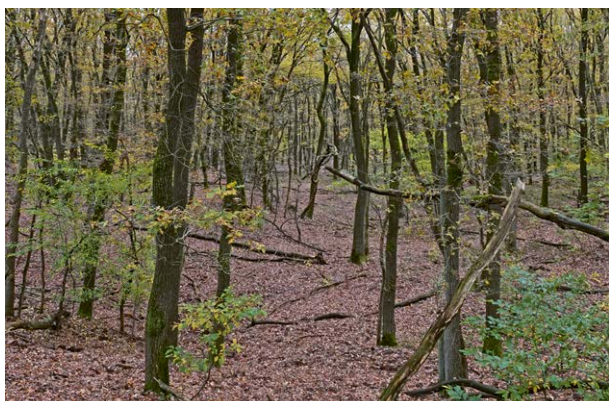


Figuur 4.10. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor actieve hoogvenen (twee subtypen: H7110A en B) en herstellende hoogvenen (H7120) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer. Voor herstellende hoogvenen is hier de KDW voor actief hoogveen (als doel) gegeven.

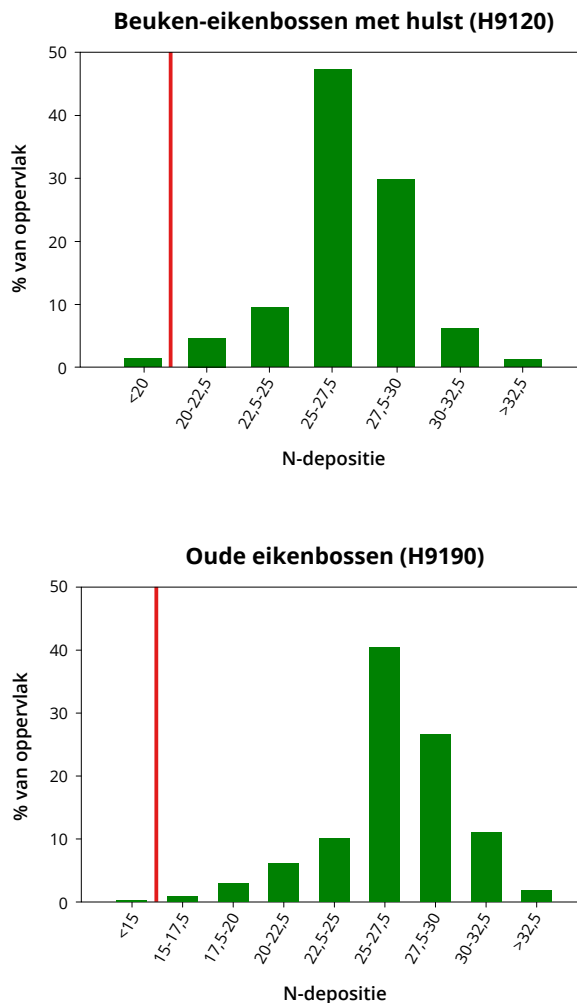
wordt nu met grote inspanning geprobeerd het hoogveenstelsel weer op gang te krijgen.

Actief hoogveen (H7110A*) heeft een zeer lage KDW. Nergens is sprake van stikstofniveaus lager dan de KDW. Op het gehele oppervlak wordt de KDW overschreden. Voor 100% van het oppervlak van H7110A geldt dat het meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW aan depositie ontvangt (Figuur 4.10). Voor heideveentjes (H7110B*) wordt slechts op 1% van het oppervlak de KDW niet overschreden. In de heideveentjes is sprake van ernstige overschrijding met meer dan 5kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) op bijna 70% van het areaal. Voor de herstellende hoogvenen (H7120) is overal sprake van overschrijding van de KDW; de mate van overschrijding is daarbij wel afhankelijk van welke doelvegetatie men beoogt (in de figuur actief hoogveen). Waarschijnlijk kan dit systeem in de herstelfase wat meer stikstofdepositie verdragen dan als het in optima forma zou voorkomen. Dit doet niet af aan de overschrijdingssituatie op het gehele areaal.

4.5.5 Bossen



In het droog zandlandschap komen veel naald- en loofbossen voor, waarvan maar een deel tot een habitattype kan worden gerekend. De meest voorkomende boshabitattypen van het zandlandschap zijn beuken-eikenbossen met hulst (H9120), het gaat in Nederland om een areaal van 7476 ha en oude eikenbossen (H9190) met een oppervlak van 2011 ha. De volledige naam van het beuken-eikenbos met hulst is: zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van hulst of soms taxus. Het mooiste voorbeeld van dit habitattype in ons land zijn de Eiken-Hulstbossen, waarin hulst tot grote bomen kan uitgroeien. In deze bossen komt beuk maar beperkt voor, en is zomereik belangrijker. Dit bostype wordt aangetroffen op zeer oude bosbodems met keileem of beekzand in de ondergrond, en is vrijwel beperkt tot Drenthe. Tot dit type behoren ook de (oude) beukenbossen met een hoog



Figuur 4.11. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor beuken-eikenbossen met hulst (H9120) en oude eikenbossen (H9190) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

aandeel van hulst in de struiklaag. Deze vorm van het habitattype komt meer verspreid voor in het zandlandschap, onder meer op de Veluwe. De KDW van dit habitattype is 20 kg N/ha/jaar en ligt daarmee op de grens van zeer gevoelig naar gevoelig. Oude eikenbossen (H9190) (volledige naam: Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met zomereik) zijn oude bossen op (zeer) voedselarme zandgronden in de Noordwest-Europese laagvlakte. De overheersende bomen zijn zomereik en ruwe berk, de ondergroei bestaat vooral uit dwergstruiken (blauwe bosbes), grassen en mossen. Op iets lemiger delen komen ook wat meer kruidsoorten voor in de ondergroei. De meeste van deze bossen zijn te vinden op de Veluwe en in Drenthe. Dit bostype is zeer gevoelig voor effecten van stikstofdepositie (KDW 15 kg N/ha/jaar). Dit habitattype is beperkt tot de

eerder genoemde laagvlakte en daarom heeft Nederland er een bijzondere verantwoordelijkheid voor.

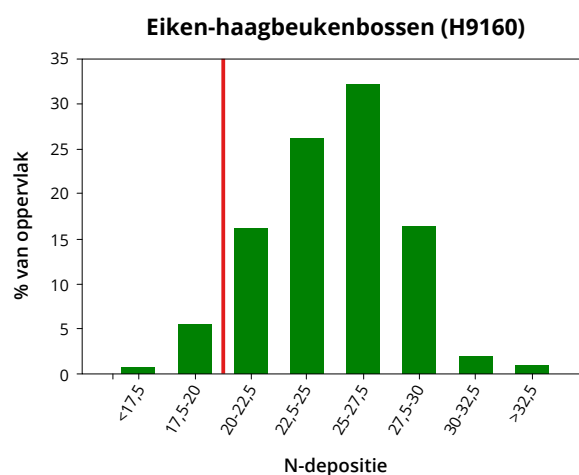
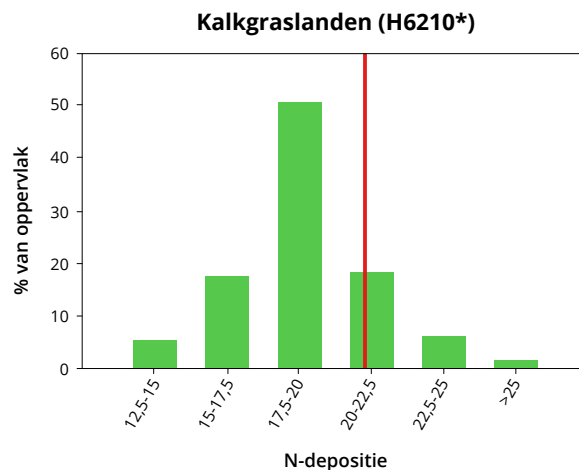
De verdeling van de stikstofdepositie over het oppervlak van beide boshabitats uit het zandgebied is gegeven in Figuur 4.11. Duidelijk is dat voor beide habitattypen het oppervlak waar geen overschrijding van de KDW wordt aangetroffen zeer gering is (minder dan 1,4 % of 0%). Verder ontvangt een groot deel van het oppervlak van deze bossen meer dan 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) boven de KDW, namelijk 85% van het oppervlak van Beuken-eikenbossen (H9120), en zelfs 96% van het areaal aan Oude eikenbossen (H9190). Kortom, de situatie is voor beide habitats zeer ernstig.

4.6 Heuvellandschap



De twee belangrijkste stikstofgevoelige habitattypen van het Heuvellandschap zijn Kalkgraslanden (H6210*) met een areaal van 95 ha en Eiken-haagbeukenbossen (H9160) met een areaal van 848 ha in Nederland. Beide habitats worden aangetroffen op hellingen waar kalkgesteente in de ondergrond aanwezig is. Kalkgraslanden behoren tot de soortenrijkste half-natuurlijke graslanden van Europa. De bodem is zeer goed gebufferd en arm aan nutriënten door eeuwenlange begrazing met schapen. Tot het genoemde boshabitat behoort het Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland, met een areaal van 776 ha (H9160B). Het is een soortenrijk loofbos op hellingen met veel struiken en een rijke voorjaarsflora. In vroegere tijden werd dit bos vooral beheerd als middenbos. Buiten het heuvelland komt een subtype (H9160A) voor in het zandlandschap met een oppervlak van 72 ha.

De KDW van kalkgraslanden (H6120*) is 21 kg N/ha/jaar, en deze waarde wordt op 26% van het areaal in 2018 overschreden. Slechts enkele procenten van het oppervlak kent een stikstofdepositie die 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) of meer hoger is dan de KDW. In de Eiken-haagbeukenbossen (H9160) is de situatie aanzienlijk



Figuur 4.12. Verdeling van de stikstofdepositie per 2,5 kg N/ha/jaar-klasse voor het habitatype kalkgraslanden (H6210) en eiken-haagbeukenbossen (H9160) als percentage van het totaal oppervlak. De rode lijn geeft de KDW van het type weer.

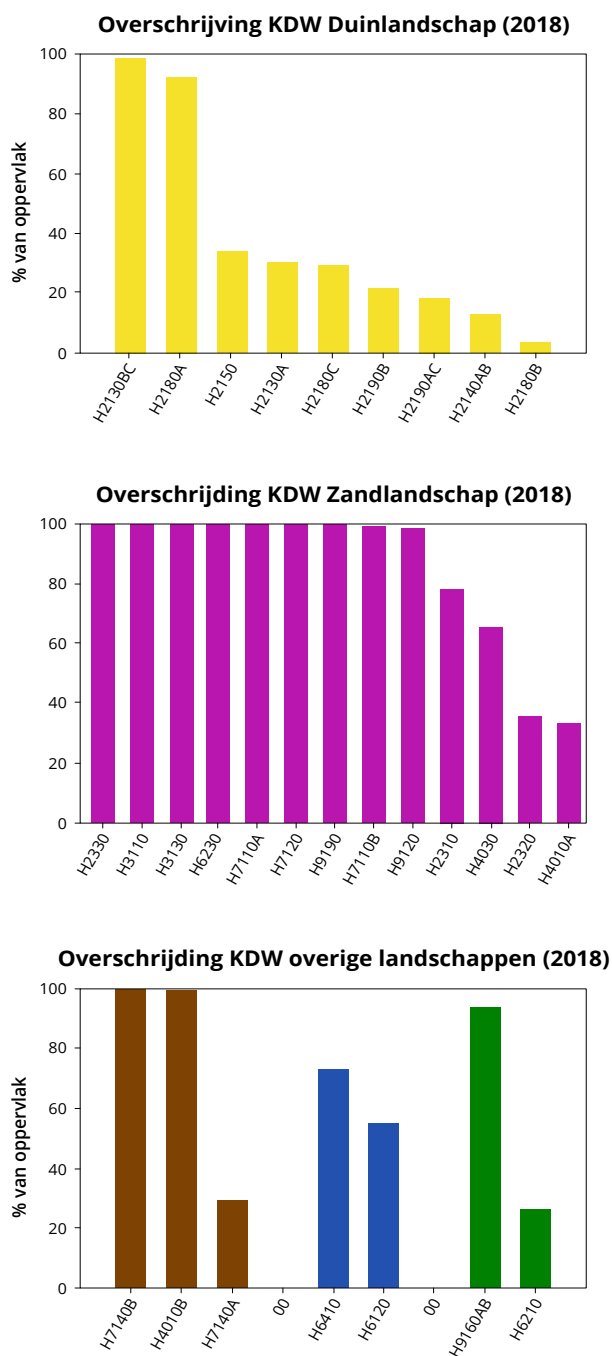
anders: slechts 6% van het oppervlak kent een stikstofdepositie die lager is dan de KDW, op 94% van het oppervlak wordt de KDW overschreden, terwijl bijna 50% van het areaal een stikstoftoevoer heeft die ten minste 5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) hoger is dan de KDW (Figuur 4.12). Bossen die direct naast kalkgraslanden liggen, vangen door hun grotere ruwheid meer droge depositie in dan grasland.

4.7 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk is de atmosferische stikstofdepositie in 2018 op het oppervlak van 22 habitattypen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden berekend en per klasse van 2,5 kg N/ha/jaar (357 mol N/ha/jaar) weergegeven. Dit is uitgevoerd voor 22 zeer gevoelige en gevoelige habitattypen en per landschap beschreven. Door vergelijking van de KDW van het betreffende habitatype en de stikstofdepositie waaraan het wordt blootgesteld per klasse is duidelijk gemaakt voor welk deel (%) van het oppervlak de KDW wordt overschreden en met hoeveel stikstofdepositie. Deze gegevens zijn samengevat in Figuur 4.13, waar het oppervlak van het areaal dat overschreden is, is weergegeven per landschap. Hierin is te zien dat de problematiek het grootst is in het droog en nat zandlandschap: voor acht habitattypen is op bijna het gehele oppervlak sprake van overschrijding van de KDW, voor twee habitattypen is daarvan sprake voor 60-80% van het oppervlak, terwijl slechts voor twee habitattypen in het droog en nat zandlandschap sprake is van een minder groot, maar nog aanzienlijk deel, van het oppervlak (30-40%) waar de KDW is overschreden. Ook in het uitgestrekte Nederlandse duinlandschap zijn veel (zeer) stikstofgevoelige habitattypen aanwezig, maar daar is de situatie minder erg voor zeven habitattypen met minder dan 35% van hun oppervlak met overschrijding van de KDW. De oorzaak van dit verschil ligt in het feit dat de stikstofdepositie in het duinlandschap relatief laag is vergeleken met stikstofniveaus in de overige delen van Nederland. Voor twee habitattypen van het duinlandschap, de prioritaire Grijze duinen (H2130BC*) en Droge bossen (H2180A) is het oppervlak met overschrijding overigens wel veel hoger (>90%).

In de drie overige landschappen is het aantal (zeer) gevoelige habitattypen aanzienlijk lager. Toch betekent dit niet dat de overschrijding van KDW'n daar geen rol speelt (Figuur 4.13). Zo wordt op bijna 100% van het oppervlak van twee van de drie habitattypen van het laagveenlandschap (veenmosrietlanden H7140B & veenheide H4010B) de KDW overschreden en ook betreft de overschrijding van de KDW voor Eiken-haagbeukenbossen (H9160B) in het heuvelland meer dan 90% van het oppervlak. Het deel van beschermde habitats in het rivieren- en beekdallandschap waar sprake is van overschrijding van de KDW'n is daarentegen relatief wat minder, maar nog steeds fors (50-70%).

Op grond van het voorgaande staat aan de hand van de meest recente depositiecijfers (2018) vast dat zeer grote oppervlakten beschermde en voor stikstof gevoelige habitat nog steeds onder te hoge belasting van stikstof-



Figuur 4.13. Overzicht van de overschrijding van de KDW (2018) als %-oppervlak van de verschillende habitattypen per landschap. De overige landschappen zijn: laagveenlandschap (bruin), rivieren- en beekdallandschap (blauw) en het heuvellandschap (groen).

depositie staan. In het volgende hoofdstuk (H5) zal voor een tiental van deze voor Nederland belangrijke habitattypen worden beschreven op welke wijze stikstofdepositie het betreffende habitatype kan beïnvloeden en welke wetenschappelijke evidentie er bestaat dat negatieve ecologische effecten optreden voor die habitats bij verhoogde stikstofdepositie.

5 Kritische depositiewaarden voor stikstof en overschrijdingen in de natuur



Voor het vaststellen van de effecten van stikstofverbindingen op natuur – en het inschatten van de KDW – zijn langjarige experimenten in het veld essentieel. Hier een beeld van een experiment in hoogveen (Whim-bog, Schotland) waar de effecten van verschillende vormen van stikstofadditie zijn bestudeerd. Foto: Roland Bobbink

5.1 Inleiding

In West-Europa is de depositie van stikstofverbindingen uit de lucht één van de belangrijkste bedreigingen voor de biodiversiteit in natuurgebieden. De internationale gemeenschap probeert deze belasting met N-verbindingen zo efficiënt mogelijk terug te dringen. Dat gebeurt in het kader van de 'Convention on Long-range Transboundary Air Pollution -CLTAP-' van de United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). In de laatste vier decennia is in dit verband het begrip 'kritische depositiewaarde' (KDW, in het Engels: Critical load) ontwikkeld. De officiële definitie van kritische depositiewaarde is: *'a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge'* (Nillson & Grennfelt 1988). Oftewel voor stikstofbelasting: de hoeveelheid atmosferische stikstofdepositie die een ecosysteem over langere tijd verdragen kan zonder dat er significante schade optreedt aan de structuur of het functioneren van het systeem, volgens de huidige stand van kennis (Bobbink *et al.* 2010b). Kritische depositiewaarden weerspiegelen de gevoeligheid van ecosystemen (of habitattypen): hoe lager de KDW, des te gevoeliger is het systeem voor de negatieve gevolgen van stikstofverbindingen uit de lucht. In eerste instantie is het begrip KDW ontwikkeld en toegepast voor de verzurende werking van atmosferische depositie, met name van zwavelverbindingen (SO₂). Dit heeft geleid tot het lokaliseren van (zeer) gevoelige gebieden in Europa (o.a. Scandinavië, delen van Duitsland, Nederland en Engeland) en het vaststellen van plaatsen waar de toevoer van verzurende verbindingen het meest de KDW overschrijdt. Op die locaties is de noodzaak voor reductie het grootst. Het beperken van deze overschrijdingen (in het Engels: "exceedances") is één van de succesvolle uitgangspunten van het Europese luchtbeleid sinds 1994 vastgesteld te Genève (Verenigde Naties Economische Commissie voor Europa; UNECE) en Brussel (de Vries *et al.* 2015). Momenteel worden KDW'n ook gebruikt ter ondersteuning van het Europese natuur- en biodiversiteitsbeleid.

5.2 Kritische depositiewaarden voor stikstof

Er zijn in het algemeen gesteld twee manieren om KDW'n op te stellen: via de empirische methode en via ecologische modellering. Aangezien in Nederland beide methodes gecombineerd zijn, worden ze hier achtereenvolgens eerst geïntroduceerd.

5.2.1 Empirische KDW

Empirische KDW'n zijn gebaseerd op significante uitkomsten van experimenten in het veld²¹ of soms in mini-ecosystemen in intacte natuurgebieden waarin de toevoer van stikstofverbindingen is verhoogd. Een enkele keer is deze stikstoftoevoer ook experimenteel verlaagd. Hierbij is het essentieel dat in het experiment minimaal een behandeling is opgenomen waarin alleen de toevoer van N varieert, dus zonder gift van andere nutriënten, of een andere behandeling. Een belangrijke voorwaarde is verder dat het experiment niet te kort (minimaal meer dan twee jaar, liefst 5-10 jaar) heeft geduurd en dat de behandelingen met stikstof (≤ 100 kg N/ha/jaar) niet te extreem zijn vergeleken met waargenomen stikstofdeposities in Europa. Tevens dient de lokale achtergrondbelasting met stikstof in de evaluatie van de experimenten betrokken te zijn. Zoals eerder beschreven gaat het bij de uitkomsten vooral om significante veranderingen²² in de structuur of het functioneren van natuurgebieden.

Het opstellen van empirische KDW volgt een vastgestelde procedure binnen de UNECE (Figuur 5.1). Eerst worden door een team van wetenschappers uit verschillende landen de gegevens verzameld en een concept achtergronddocument opgesteld, waarin de uitkomsten van experimenten met stikstofverbindingen uit de onderzoeksperiode zijn verwerkt en geïntegreerd met (eventuele) eerdere gegevens. Na een interne review-ronde wordt dit concept beoordeeld en van commentaar voorzien door een groep van internationale referenten en vervolgens wordt het aangepast tot een definitief achtergronddocument. Dit document wordt daarna gebruikt als basis voor discussie en evaluatie op een meerdaagse UNECE expertbijeenkomst. Aan de meest recente expertbijeenkomst in 2010 hebben meer dan 50 deskundigen uit 15 landen deelgenomen, waarna tenslotte op de slotbijeenkomst de (herziene) KDW'n zijn vastgesteld.

21 Dit soort causaal-analytisch onderzoek wordt internationaal beschouwd als de beste methode om eventuele negatieve effecten van stikstofdepositie te achterhalen.

22 Een overzicht van welke indicaties voor overschrijding zijn waargenomen voor de verschillende ecosysteemgroepen is te vinden in Lokke *et al.* (1999).



Figuur 5.1. Overzicht van de procedure zoals gebruikt door de UNECE om empirische KDW'n (in Engelse afkorting CLempN) op te stellen.

Deze waarden worden vervolgens door de UNECE in Genève officieel vastgelegd voor gebruik in de reductie van stikstofverontreiniging. Op dit moment loopt er weer een revisieronde, met een expertbijeenkomst eind 2021 en daarna een behandeling in de UNECE.

De KDW'n zijn sinds begin jaren negentig van de vorige eeuw tot de laatste update en revisie opgesteld met een bandbreedte (range)²³. Deze bandbreedte berust op:

- de gebruikte stikstoftrappen in de betreffende experimenten, bijvoorbeeld 0 – 15 – 30 N/ha/jaar;
- de onzekerheid in depositiegegevens in het veld;
- bestaande ruimtelijke variatie in het betreffende ecosysteem.

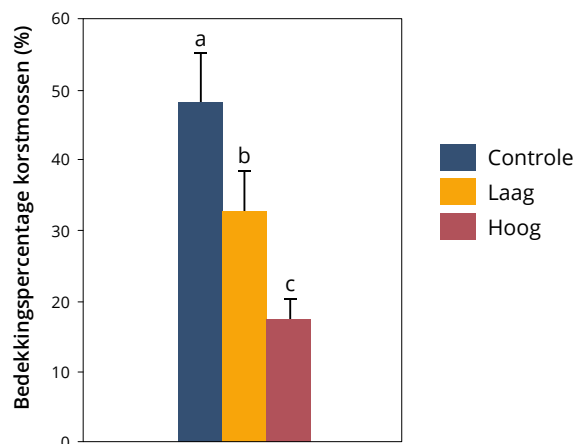
Verder is een indicatie voor de betrouwbaarheid van de KDW gegeven:

- betrouwbaar: verschillende studies in meerdere landen laten vergelijkbare significante resultaten zien;
- vrij betrouwbaar: de uitkomsten van enkele N-additie experimenten zijn vergelijkbaar;
- expert judgement: experimentele gegevens over toediening van stikstof ontbreken, maar de waarden zijn gebaseerd op ecologische kennis van deze en vergelijkbare vegetaties.

5.2.2 Voorbeelden van empirie

De vorige UNECE procedure heeft plaatsgevonden in de periode 2009 – 2011. De resultaten van deze ronde zijn beschreven in Bobbink & Hettelingh 2011. Ter illustratie worden hier twee voorbeelden gegeven. De gegevens uit een veldexperiment in droge heide zijn weergegeven in Figuur 5.2. Na 7 jaar behandeling met 7,7 of 15,4 kg N/ha/jaar in een droge heidevegetatie in Zuid-Engeland (achtergronddepositie ca. 10 kg N/ha/jaar) is gevonden dat de bedekking met korstmossen (en ook de korstmossoortenrijkdom) significant is verminderd door beide behandelingen. Deze significante afname is zeker niet veroorzaakt door directe toxische effecten (er vond wekelijks beregening plaats), maar is veroorzaakt door de toegenomen beschaduwing door de verhoogde groei van de vegetatie (Barker 2001). Dit is één van de resultaten die ertoe heeft geleid dat de KDW voor droge laaglandheide (H4030) is vastgesteld op 10-20 kg N/ha/jaar.

Een ander voorbeeld is een experiment met stikstof-toediening in een Zweeds boreaal naaldbos, in een situatie met een hele lage achtergronddepositie van 2 kg N/ha/jaar (Nordin *et al.* 2005). Hier werden onder andere de effecten op de samenstelling van de ondergroei (vaatplanten & mossen) gedurende vijf jaar bij twee niveaus van stikstoftoediening (12,5 kg N/ha/jaar en 50 kg N/ha/jaar) gevolgd in proefvelden van 1.000 m² en met

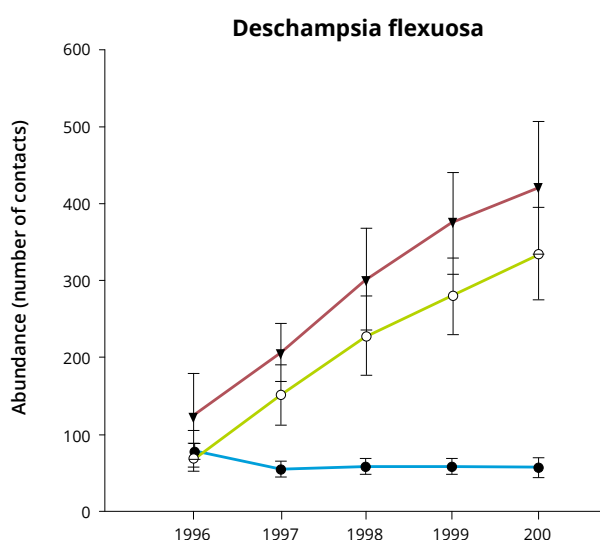


Figuur 5.2. Bedekkingspercentage (%) met korstmossen na 7 jaar N-additie in een droge heide (H4030) in Zuid-Engeland met lage (7,7 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) of hoge (15,4 kg N ha⁻¹ jr⁻¹) stikstoftoediening (Barker 2001). Verschillende letters boven de kolommen geven significante verschillen aan.

²³ De achtergronddocumenten van de empirische KDW'n zijn per revisieronde beschreven in Bobbink *et al.* (1992b) en (2003).

zes herhalingen (replica's) per behandeling. Er werden binnen vijf jaar significante veranderingen waargenomen, zo nam het gras bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) significant toe bij beide experimentele stikstofniveaus (Figuur 5.3), terwijl tegelijkertijd blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) en veel mossen achteruit gingen. Gecombineerd met andere experimenten is daarom een empirische KDW vastgesteld van 5-10 kg N/ha/jaar voor dit type bossen.

Het zou in het kader van dit rapport veel te ver voeren, om alle experimentele evidentie die is gebruikt om tot empirische KDW'n te komen hier te beschrijven, maar alle evidentie is in te zien in het uitgebreide rapport uit 2011 (Bobbink & Hettelingh 2011). Binnen de internationale gemeenschap wordt nu onderkend dat empirische KDW'n voor natuurlijke ecosystemen van groot belang zijn voor het identificeren van risico's op ecologische effecten in gevoelige gebieden, zodat daar in de toekomst met gericht beleid schade voorkomen kan worden (indien nog met lage stikstofdepositie) of verdere schade kan worden voorkomen of, waar mogelijk, kan worden teruggedraaid wanneer de KDW al is overschreden. Uit de vele empirische onderzoeken is namelijk duidelijk geworden dat overschrijdingen van empirische KDW'n ook echt in de praktijk aantoonbaar leiden tot een ernstige verlaging van de diversiteit, waarbij ook duidelijk is geworden dat



Figuur 5.3. Abundantie van het gras bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) bij twee niveaus van stikstofvoeding (groen: 12,5 kg N/ha/jaar & rood 50 kg N/ha/jaar) in een boreaal naaldbos in Midden Zweden (Nordin *et al.* 2005). De blauwe lijn is de onbehandelde controle.

hoe langer de overschrijding heeft plaatsgevonden, des te sterker de effecten zijn (zie par. 5). Er zijn nog wel enkele hiaten in kennis aanwezig over de effecten en de omvang van effecten van atmosferische N-depositie, met name op KDW-variatie op lokale schaal en in situaties waar al langdurig de stikstofdepositie verhoogd is (≥ 40 jaar) (Hornung *et al.* 1995; Bobbink *et al.* 2015).

5.2.3 Modelmatige KDW: de Nederlandse aanpak

Empirische KDW'n zijn op dit moment nog niet beschikbaar voor alle habitattypen in de Nederlandse of Vlaamse Natura 2000-gebieden, aangezien zeker niet in alle habitattypen experimenteel onderzoek naar verhoogde stikstoflast is uitgevoerd. Daarom zijn via ecologische modelberekeningen KDW'n voor alle habitattypen die in Nederland voorkomen bepaald, waarbij de empirische KDW'n zo veel mogelijk als ijklat zijn gebruikt (van Dobben *et al.* 2012).

Ecologische modellering van de KDW is gebaseerd op enerzijds een bodemmodel en anderzijds op grenswaarden van elk vegetatietype voor de beschikbaarheid van stikstof en de zuurgraad²⁴. Deze grenswaarden zijn meestal in het veld vastgesteld door het combineren van vegetatiegegevens met op dezelfde plaats uitgevoerde bodemmetingen. Het bodemmodel bevat kwantitatieve beschrijvingen van zo veel mogelijk relevante bodemprocessen, zoals verwerking van mineralen, kationenuitwisseling, nitrificatie, immobilisatie door microbieel leven en mineralisatie enz. Het model kan daarmee de verwachte stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad (pH) berekenen bij elk depositieniveau. Door de hoeveelheid stikstofdepositie in het model geleidelijk te laten toenemen, kan de KDW worden vastgesteld als de waarde waarbij de grenswaarde voor stikstofbeschikbaarheid of zuurgraad voor een habitatype juist wordt bereikt. Voordeel van de modelmatige benadering is dat het tot unieke waarden leidt, terwijl de empirische methodiek KDW'n met een bandbreedte oplevert. Verder is de modelbenadering toepasbaar voor bijna elk habitat(sub)type, mits er voldoende gegevens voor grenswaarden per type zijn opgesteld. In het algemeen blijkt er een redelijk goede overeenstemming te zijn tussen de KDW'n die met beide methoden zijn afgeleid. Voor normstelling is echter een KDW per habitatype nodig. Voordeel van de in Nederland uitgevoerde ecologische modellering is dat het tot unieke waarden leidt en toepasbaar is voor elk habitat(sub)type. Daarbij is voor Nederland besloten de voordelen van beide methoden te

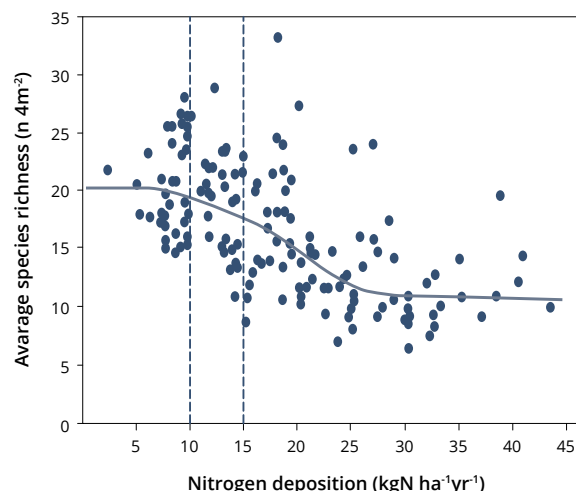
²⁴ Voor een recente beschrijving van de Nederlandse modelmatige aanpak bij het opstellen van de KDW, zie van Dobben (2020). De modelmatige onderbouwing is ook internationaal gepubliceerd in van Dobben *et al.* (2006).

combineren. Hierbij is uitgegaan van de empirische bandbreedtes en is gekeken of de gemodelleerde KDW binnen de empirische bandbreedte ligt. Als dat het geval is, is de gesimuleerde waarde als KDW genomen. Echter, als de gesimuleerde waarde buiten de empirische bandbreedte ligt, is de uiterste waarde van de empirische range genomen, zowel aan de bovenkant als aan de onderkant van de bandbreedte (bijvoorbeeld: empirische bandbreedte is 10-15, simulatie is 18, KDW wordt dan 15 kg N/ha/jaar). Dit is gedaan voor alle habitat(sub)typen uit de Habitatrichtlijn die in Nederland aanwezig zijn (van Dobben *et al.* 2012). Na vertaling in het Engels is dit rapport ook internationaal gereviewd, en als adequaat beoordeeld.

5.3 Overschrijding van de kritische depositiewaarden

De vraag is nu of er voldoende wetenschappelijke evidentie is dat er bij overschrijdingen van de KDW negatieve effecten optreden in natuurlijke ecosystemen. Recent is er steeds meer correlatief onderzoek beschikbaar gekomen tussen de toestand van habitattypen en de (heersende) N-depositie. Voor een goede interpretatie van deze zogenaamde "N-gradiënt"-studies²⁵ is het van groot belang dat ook andere mogelijke oorzaken van het gevonden verband in de analyse zijn betrokken (Braun *et al.* 2017). Aangezien empirische KDW'n tot nu toe vrijwel volledig zijn gebaseerd op veldexperimenten met toediening van stikstofverbindingen, kunnen de uitkomsten van de gradiëntstudies dienen als onafhankelijke "verificatie" van de opgestelde KDW'n.

De eerste en uitgebreide gradiëntstudie over een grote bandbreedte van stikstofdepositie is uitgevoerd in soortenrijke heischrale graslanden (H6230*) over negen landen in Atlantisch Europa (Stevens *et al.* 2010; Dorland *et al.* 2011). Gebleken is dat de soortenrijkdom het meest gerelateerd kon worden met de totale stikstofdepositie, en dat deze relatie negatief is: met toenemende stikstofdepositie wordt de soortenrijkdom kleiner (Figuur 5.4). Deze relatie tussen soortenrijkdom en stikstofdepositie kon door een sigmoïde (S-vormig) negatief verband (zeer significant) worden beschreven. Bij lage depositie is de soortenrijkdom maximaal en deze daalt wanneer de stikstofdepositie hoger wordt dan de KDW. Bij hoge stikstofdepositiewaarden (> 29 kg N/ha/jaar) daalt het aantal soorten nauwelijks verder. Een klein aantal soorten zal kunnen profiteren van of resistent zijn tegen de veranderde milieucondities bij hoge stikstofbeschikbaarheid (vermesting en verzuring; zie Hoofdstuk 2) en de



Figuur 5.4. Soortenrijkdom (vaatplanten en mossen samen) van heischrale graslanden (H6230*) over een gradiënt van stikstofdepositie in Atlantisch Europa (9 landen). Elk gevuld symbool is de gemiddelde soortenrijkdom van 5 proefvlakken van 2x2 m per onderzocht gebied. De doorgetrokken lijn is de curve die significant het verband tussen deze punten en de stikstofdepositie weergeeft. De gestreepte, verticale lijnen zijn de onder- en bovengrens van de empirische KDW (10-15 kg N/ha/jaar) voor heischrale graslanden (figuur uit Bobbink *et al.* 2015 naar data van Stevens *et al.* 2010 en Dorland *et al.* 2011). De gemodelleerde KDW voor dit type is 12 kg N/ha/jaar.

andere, vooral kenmerkende kruidachtige soorten zullen zijn verdwenen. Wat rest is dan een sterk gedegradeerde vegetatie die waarschijnlijk niet meer als Natura 2000-habitattype gekwalificeerd kan worden. In deze studie bedroeg het gemiddelde aantal hogere planten en mossen bij lage depositiewaarden 20,7 (per proefvlak van 4 m²). Bij een N-depositiewaarde van 11,8 kg N/ha/jaar kan in dit habitatype (H6230) voor het eerst een significante afname van het aantal soorten waargenomen worden (hier gedefinieerd als een 5%-afname van het aantal soorten ten opzichte van het maximum aan soortenrijkdom in dit habitatype). Deze waarde komt zeer goed overeen met de empirische KDW-range en de gemodelleerde KDW voor soortenrijke heischrale graslanden (H6230*) (Dorland *et al.* 2011).

Zeer recent is via een analyse van gepubliceerde data een overzicht samengesteld van dosis-effect verbanden tussen atmosferische N-depositie en de soortenrijkdom van de vegetatie (Bobbink 2021). De gegevens zijn gebaseerd op peer-reviewed onderzoek waarbij de relatie tussen gradiënten in N-depositieonderzoek en soortenrijkdom zijn gekwantificeerd en waarbij de gegevens beschikbaar

²⁵ N-gradiënt-studies zijn studies waarbij in een bepaald gebied (Zwitserland bijvoorbeeld) men een ecosysteemtype (bijv. kalkgrasland) bestudeerd in situaties die (zeer) lage tot hoge stikstofdepositie ontvangen.

zijn gesteld door de auteurs van de betreffende publicatie²⁶. Het betrof vooral onderzoek uit het Verenigd Koninkrijk en Zwitserland, landen waar ook in de laatste twee decennia veel onderzoek wordt uitgevoerd naar de ecologische effecten van stikstof, in tegenstelling tot Nederland. Het aantal beschikbare studies²⁷ was helaas niet al te groot, maar wel goed verspreid over de hoofdgroepen van het Natura 2000-systeem van habitattypen: er bleken analyses mogelijk voor vijf hoofdgroepen (kustduinen, heiden, graslanden, venen en bossen). Onder de onderzochte habitattypen bevonden zich ook vier prioritaire typen die in Nederland aanwezig zijn. Uit deze analyse (Bobbink 2021) kwamen de volgende conclusies naar voren:

- Voor alle van de onderzochte habitattypen is een significant negatief verband gevonden tussen de soortenrijkdom en de stikstofdepositie. Het gevonden verband tussen stikstofdepositie en soortenrijkdom varieerde tussen habitattypen maar in het algemeen werd voor (delen van de) soortenrijkdom en stikstofdepositie een geleidelijke afname boven een bepaalde waarde gevonden, en niet een alles of niets patroon. Overigens werd in geen van de onderzochte typen de soortenrijkdom bevorderd door een toenemende stikstofdepositie; wel kwamen eutrofe plantensoorten regelmatig meer voor bij een hoge stikstofdepositie, waardoor het negatieve effect van N-depositie op de totale soortenrijkdom en op de karakteristieke soorten van de beschermde habitats in dat onderzoek kan zijn gemaskeerd en dus onderschat;
- Naast de totale soortenrijkdom werd vooral het voorkomen van oligotrofe, kenmerkende plantensoorten (m.n. kruiden), korstmossen en soms mossen beperkt op locaties met hogere stikstofdepositie;
- In twee van de bestudeerde systemen (hoogveen en *Racomitrium*-heiden) waren ook locaties aanwezig met zeer lage stikstofdepositie (2 – 5 kg N/ha/jaar). Beide studies laten zien dat al bij een zeer geringe toename van stikstofdepositie (boven de 5 kg N/ha/jaar) een significante vermindering in soortenrijkdom van de vegetatie wordt gevonden. Het betrof met name een verlies van korstmos- en mossoorten. Dit onderstreep het belang om ook regio's met zeer lage stikstofdeposities te bestuderen;
- Opvallend is verder dat habitattypen die, naast

de vermestende werking van N, ook gevoelig zijn voor bodemverzuring, meer negatieve effecten van N-depositie op de soortenrijkdom ondervinden, en dus nog gevoeliger zijn voor N-depositie. Een voorbeeld van een dergelijk habitatype is het heischraal grasland (H6230*), in tegenstelling tot bijvoorbeeld het kalkgrasland (H6210*), dat gevoelig is voor N-depositie, maar vrijwel niet gevoelig is voor bodemverzuring.

De uitkomsten van de stikstofgradiëntstudies zijn tot op dit moment niet gebruikt om de empirische KDW'n van Europa op te stellen (Bobbink & Hettelingh 2011), noch zijn ze gebruikt bij de interpretatie van de uitkomsten van de gemodelleerde waarden voor Nederland (van Dobben *et al.* 2012). Dit betekent dat met deze nieuwe analyse van de verbanden een evaluatie van de tot nu toe vastgestelde bandbreedte (waarde) van de KDW kan worden uitgevoerd. Uit de nieuwe gradiëntstudies is duidelijk geworden dat via de stikstofgradiënt-methode ingeschatte (bandbreedte) van de KDW zeer goed in de orde van grootte ligt van de bestaande (empirische) KDW'n. Wel komt meestal de ingeschatte waarde het meest in de buurt van de onderkant van de nu geldende bandbreedte van de empirische KDW. Dit alles betekent dat de uitgevoerde verificatie, voor zo ver mogelijk, laat zien dat de nu geldende KDW'n zeker niet aan de hoge kant zijn. En dat negatieve effecten van stikstofdepositie op de soortenrijkdom bij overschrijding aantoonbaar optreden in de praktijk.

5.4 Status van zeer gevoelige habitattypen met ernstige overschrijding

Zoals beschreven in hoofdstuk 4 is een groot deel van het oppervlak van de stikstofgevoelige habitattypen in 2018 nog steeds overschreden met stikstofdepositie. Voor een tental van deze habitattypen wordt in deze sectie een beeld geschetst van de huidige ecologische toestand in relatie tot de stikstofdepositie, om te laten zien of deze overschrijdingen in de Natura 2000-gebieden negatief effect hebben²⁸. Bij het selecteren van de besproken habitattypen is rekening gehouden met de verwachting dat voor deze habitattypen het oppervlak waarop sprake is van overschrijding van de KDW ook in 2030 met het beoogd beleid nog groot is, zowel op grond van het optimistische als pessimistische scenario (zie hoofdstuk 6).

26 Voor een overzicht van de gebruikte publicaties en datasets: zie Bobbink 2021.

27 Het betrof studies in grijze duinen (H2130*), droge heiden (H4030), kalkgraslanden (H6210*), actief hoogveen (H7110*) en heischrale graslanden (H6230*) en in enkele niet Nederland voorkomende habitattypen, namelijk montane graslanden (H6250), subalpiene/subarctische *Racomitrium*-heiden (H4060) en Atlantische eikenbossen (H91A0).

28 In dit kader is het niet mogelijk alle gebruikte literatuur te vermelden. Deze is wel te vinden in Bobbink & Lamers (1999) en vooral in Bobbink & Hettelingh (2011). Indien nodig, is nieuwere literatuur apart vermeld.

5.4.1 Duinen

In het duinlandschap is het oppervlak beschermde habitat met overschrijding van de KDW in 2018 verreweg het grootst (> 90%) in twee habitatsubtypen, in kalkarme grijze duinen (H2130BC*) en droge duin(eiken)bossen (H2180A).

Kalkarme grijze duinen (H2130BC*)

Effecten stikstofdepositie

Grijze duinen zijn veelvuldig onderzocht met betrekking tot de gevoeligheid voor stikstofbelasting uit de atmosfeer. Zowel kalkarme als kalkrijke vegetaties binnen het habitat grijze duinen zijn zeer gevoelig voor stikstofbemesting. Empirisch onderzoek heeft aangetoond dat een stikstofbelasting boven de KDW leidt tot het verdwijnen van korstmossen en zeldzame kruiden en het woekeren van snelgroeiende grassen en zegges (Figuur 5.5). Een toename van grassen in grijze duinen vegetatie is ook aangetoond in correlatieve veldstudies in verschillende landen. Naast effecten op de vegetatie zijn er ook sterke veranderingen in (chemische) bodemeigenschappen aangetoond. Deze veranderingen betreffen zowel aspecten die in verband konden worden gebracht met de geleidelijke ophoping van stikstof in het systeem (verlaging van C/N ratio, ophoping van organische stof & snellere successie) als aspecten die te maken hebben met versnelde bodemverzuring, zoals pH-daling en verhoging van Al/Ca-ratio. Kortom, voor grijze duinen geldt dat de toename van de vergrassing als gevolg van de stikstofdepositie in combinatie met versnelde bodemverzuring een significant negatief gevolg heeft op de plantendiversiteit. Ook negatieve doorwerkingen naar de fauna zijn daarvan bekend.

Status

Deze achteruitgang van kenmerkende soorten uit de grijze duinen is ook goed te zien bij vergelijking van hun voorkomen in de Nederlandse duinen tot 1990 en, 20 jaar later, in 2010 (www.floron.nl/plantenverspreidingsatlas). Zo nam het aantal atlasblokken voor drie kenmerkende korstmossoorten (gewoon kraakloof, gebogen rendiermos of rode heidelucifer) in deze periode in de duinen met 60-70% af. Ook veel kenmerkende planten uit de grijze duinen (o.a. glad biggenkruid, liggend walstro, rozenkransje, smal fakkelgras, stekelbrem en tandjesgras) namen in deze periode duidelijk af in atlasblokfrequentie (40-55%), en soms is zelfs een afname van 70-90 % te zien (gestreepte klaver, kleine tijm). Het is verder opmerkelijk dat de afname in atlasblokfrequentie tussen 1990 en



Figuur 5.5. Beeld van de vergrassing van grijze duinen in Denemarken (foto Eva Remke)

2010 bijna altijd groter is dan in de periode (1970-1990) er voor. Dit alles wijst op voortschrijdende, mogelijk versterkte achteruitgang van de typische soortendiversiteit van de grijze duinen in Nederland, die goed in verband te brengen is met de langetermijneffecten van te hoge N-depositie (vergrassing en bodemverzuring)²⁹.

Er blijken in de grijze duinen ook duidelijk gevolgen van te hoge N-depositie op de eens zo rijke fauna te zijn gevonden. Zo voert de Vlinderstichting sinds begin negentiger jaren van de vorige eeuw op gestandaardiseerde wijze een landelijke monitoring van dagvlinders uit verspreid over de Nederlandse natuurgebieden. Daarbij is voor de grijze duinen aangetoond dat kenmerkende duinvlindersoorten, zoals duinparelmoervlinder (*Argynnis niobe*), nog steeds achteruit gaan, terwijl de meer algemene, N-indifferente soorten nauwelijks minder frequent worden. Ook is gevonden dat de dalende trend voor kenmerkende duinvlinders hoger is in gebieden met relatief hoge N-depositie (21,0 kg N/ha/jaar = 1500 mol N/ha/jaar) dan in die met lage depositie (12,6 kg N/ha/jaar = 900 mol N/ha/jaar) (Wallis de Vries & Van Swaay 2013; Wallis de Vries 2014). Kortom, de druk op de biodiversiteit in dit prioritaire habitatype duurt nog steeds voort door verhoogde stikstoflast en er zal bij voortdurende te hoge stikstofbelasting sprake zijn van verdergaande achteruitgang.

*Herstelbaarheid*³⁰

Herstelmaatregelen gericht op het verwijderen van de opgehoopte stikstof, zoals maaien en afvoeren, intensievere begrazing of plaggen kunnen wel de vergrassing terugdraaien, maar zijn niet effectief gebleken voor het herstel

²⁹ Voor de extra referenties bij dit gedeelte, zie Bobbink *et al.* 2014b.

³⁰ Voor de tekst over de herstelbaarheid van aangetaste habitatypes, is gebruikt gemaakt van de beschikbare teksten van de herstelstrategieën (<https://www.natura2000.nl/meer-informatie/herstelstrategieen>) en de ervaringen van de auteur op dit gebied.

van de kenmerkende plantensoortenrijkdom. Recent is onderzoek uitgevoerd naar kleinschalig reactiveren van de dynamiek ("verstuuving") voor het herstel van aangetaste grijze duinen waarbij ook de buffering van de bodem werd herstelt via aanvoer van kalkrijk zand, zodat de verdwenen planten weer terug kunnen keren. De resultaten zijn redelijk positief maar nog wat prematuur om definitief te kunnen stellen dat het herstel echt definitief gaat lukken, met name in de kalkarme grijze duinen van de Wadden en de meer naar het binnenland gelegen graslanden (Aggenbach *et al.* 2018). Verder is ook gebleken dat te hoge herstelactiviteiten de slakkenfauna (met de habitatrictlijnsoort nauwe korfslak) van de grijze duinen bewezen negatief kan beïnvloeden (Boesveld *et al.* 2021). Kortom, verhoogde stikstofdepositie tast de grijze duinen aan, en herstel is moeizaam, maar deels mogelijk.

Droge duin(eiken)bossen (H2180A)

Effecten stikstofdepositie

Dit subtype van duinbossen komt over een relatief groot oppervlak van de duinen voor. De KDW van dit habitatype is 15 kg N/ha/jaar (van Dobben *et al.* 2012), dus zeer gevoelig voor verhoogde stikstoftoevoer. Er is geen onderzoek verricht naar de experimentele toediening van stikstof op duinbossen, noch naar correlatieve verbanden tussen deze bossen en stikstofdepositie. Er is daarom voor de effecten van additionele stikstofinput via de atmosfeer bij het vaststellen van deze KDW gekeken naar vergelijkbare loofbossen in de empirische methode (*expert judgment*). Voor droge Eiken-Berkenbossen of Beuken-Eiken bossen is hierbij een brandbreedte gevonden van 10-15 kg N/ha/jaar. Gecombineerd met de modeluitkomsten is zo een KDW voor deze duinbossen verkregen van 15 kg N/ha/jaar. Meerdere malen is aangetoond dat een toename van stikstof in niet-duin bossen als gevolg van atmosferische input resulteert in een toename van stikstofminnende soorten in de ondergroei, zoals brede stekelvaren (*Dryopteris dilatata*), bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), gewone braam (*Rubus fruticosus*) en grote brandnetel (*Urtica dioica*). Ook voor de duinbossen worden toenames van gewone braam in de ondergroei gemeld. Daarnaast is het waarschijnlijk dat ook versnelde bodemverzuring een rol speelt. Dat er ook met bodemverzuring gerelateerde veranderingen optreden in duinbodems is niet vreemd, omdat de belangrijkste zuurbufferende reacties in kalkrijke of kalkloze duinbodems respectievelijk het oplossen van calciumcarbonaat (kalk) of van Al-hydroxiden is. Dit is zo omdat de verwerking van silicaten, hier voornamelijk K- en Na-veldspaten, zeer langzaam verloopt en de rol van kationenuitwisseling ook beperkt is vanwege de lage capaciteit (= lage CEC) ervan (o.a. de Vries 1994). Zo heeft

een simulatiestudie met een uitgebreid bodem-vegetatie model voor de duinen laten zien dat zolang het kalkgehalte in de bodem hoger is dan 0,3% er geen verandering in de bodem-pH optrad bij een toevoer van 3000 mol zuur (70% in N-vorm). Echter, zodra deze grens overschreden is, daalt de bodem-pH in de bovenlaag (voorheen 2% kalk) relatief zeer snel (in 2-4 decennia) van 7 naar 3, of te wel ver in de aluminiumbufferrange, met alle gevolgen van dien (hoge Al/Ca-ratio etc) (de Vries *et al.* 1994). Uit deze simulatiestudie bleek ook dat in een al kalkloze startsituatie (pH 4,5) de bodem-pH over grote delen van het bodemprofiel extra daalde naar 3 – 3,5. Overigens bleek dat bij natuurlijke zuurdepositieniveaus dit niet het geval was en de bodem-pH niet onder de 4 kwam. Kortom, het risico op antropogeen versnelde bodemverzuring bij decennia hoge zuurlast door stikstof is groot voor duinbossen (met voor duinen de hoogste depositiewaarden), zeker bij niet al te hoge uitgangpercentages van kalk en vormt daarmee een bedreiging voor de soortenrijkdom van de ondergroei.

Status

Er worden wel tekenen van vermessing (toename bramen) en afname van planten uit de ondergroei waargenomen die mogelijk in verband kunnen worden gebracht met te snel verlopen bodemverzuring en te veel stikstof in deze droge duin(eiken)bossen. Echter er is geen onderzoek uitgevoerd om dit alles te staven.

Herstelbaarheid

Er is geen herstelstrategie beschikbaar voor dit bostype.

5.4.2 Laagveenlandschap

Overgangs- en trilvenen (H7140)

Het Nederlandse laagveengebied vormt, binnen het habitatype overgangs- en trilvenen (H7140), een zwaartepunt in het NW-Europese laagland voor de habitatsubtypen trilvenen (H7140A) en veenmosrietlanden (H7140B) (Europees belang van de Nederlandse habitat is groot). Van deze laagveengebieden zijn de meeste aangewezen als Natura 2000-gebied. In 2016 en 2017 is een uitgebreide veldstudie uitgevoerd naar soortenrijkdom van de vegetatie en de milieucondities binnen deze twee habitatsubtypen (van Diggelen *et al.* 2018). Zo konden er binnen het habitatype 'Overgangs- en trilvenen' zes verschillende vegetatiegroepen onderscheiden worden met een duidelijke overgang van basenrijke trilvenen naar basenarme veenmosrietlanden. Grofweg is er een scheiding te maken tussen jonge successiestadia (slaapmosgedomineerde systemen) waarbinnen het habitatsubtype trilveen valt, en oudere successiestadia (veenmosgedomineerde systemen) waar het habitatsubtype veenmosrietland onder valt. Het

oppervlak veenmosrietlanden is veel groter dan dat van trilveen, en het oppervlak met overschrijding in 2018 (100%) ook, zodat hier verder alleen wordt ingegaan op het eerste habitatsubtype.

Effecten stikstofdepositie

De KDW-range voor overgangsvennen (inclusief veenmosrietlanden) is gebaseerd op een klein aantal veldexperimenten die zijn uitgevoerd in enkele verschillende landen en deze is 10-15 kg N/ha/jaar, terwijl de modelmatige evaluatie uitkwam op 10 kg N/ha/jaar. Veenmosrietlanden zijn zowel gevoelig voor de vermestende effecten van stikstofdepositie (de vegetatie is door stikstof gelimiteerd, in tegenstelling tot trilveen) als voor de verzurende werking. Door stikstofverrijking kan het veenmos harder groeien en wordt de successie versneld. Tevens komen er dan meer ruigtekruiden in de vegetatie tot ontwikkeling. In veenmosrietlanden, die een lagere buffercapaciteit dan trilveen hebben, heeft een hoge stikstofdepositie ook direct invloed op de pH door afname van de basenverzadiging, wat leidt tot lagere pH bij hogere depositie. Per 1,4 kg N/ha/jaar vindt er een gemiddelde afname van 6% van de kationenbufferrange in veenmosrietlanden plaats, zoals recent voor Nederland aangetoond met een stikstofgradiëntonderzoek (range 15-25 kg N/ha/jaar) over alle laagveengebieden. Daarnaast neemt bij hogere stikstofdepositie de gemiddelde veenmosbedekking toe, wat vervolgens weer een versterkend effect heeft op de verzuring van het systeem (van Diggelen *et al.* 2018).

Status

Door dit alles is de staat van instandhouding (svi, structuur en functie) van veenmosrietlanden al slecht sinds 2006 (Tabel 1.1), en is tot nu toe zeker geen verbetering waarneembaar. Ook binnen het NEM-PQ netwerk³¹ is een significant negatieve trend in soortensamenstelling vastgesteld (Janssen *et al.* 2020). Door de vermesting en verzuring staat de kenmerkende soortencombinatie onder ernstige druk, en hoe meer stikstofdepositie er is des te groter is deze druk.

Herstelbaarheid

Herstelbeheer van veenmosrietlanden dat gericht is op aanpak van de hydrologie en buffering van de bodem zal in potentie de instandhouding van deze venen moeten stimuleren. Hiervoor is de aanvoer en infiltratie van calcium (Ca) en bicarbonaat (HCO₃) via grond- of opper-

vaktewater noodzakelijk. Er mogen daarbij echter geen verhoogde fosfaat- of sulfaatconcentraties in dit water aanwezig zijn. De resultaten van het herstel zijn vaak nogal wisselend, maar kunnen goed uitpakken. Voor de vermestende werking van de stikstofdepositie van veenmosrietlanden is daarbij ook aanvullend beheer nodig, met name via zomermaaien. Ook afplaggen van de verzuurde bovenlaag wordt met redelijk succes toegepast, maar aanhoudend te hoge stikstofdepositie kan dit succes weer snel teniet doen.

5.4.3 Zandlandschap

In dit landschap van Nederland zijn de overschrijdingen en het oppervlak met te veel stikstof voor een groot deel van de habitattypen zeer problematisch (hoofdstuk 4). Het zou te ver voeren om al deze typen hier in detail te bespreken, daarom wordt een selectie besproken. Versnelde bodemverzuring door atmosferische stikstofdepositie is op de hogere zandgronden van Nederland een hot item, voor aanvullende informatie hier omtrent zie Bobbink *et al.* (2017), de Vries *et al.* (2017) en Bergsma *et al.* (2018).

Vennen (H3110 en H3130)

Effecten stikstofdepositie

“Vennen” (H3110 & H3130) komen veel voor in het West-Europese laagland in gebieden met kalk(CaCO₃) arme of vrijwel kalkloze zandbodems. Deze wateren zijn zeer zwak tot zwak gebufferd en de calcium- en (bi) carbonaatconcentraties in de waterlaag zijn zeer laag; deze wateren zijn meestal ondiep, met wisselende waterstanden en worden merendeels gevoed door regenwater. In Nederland worden deze wateren vooral aangetroffen in het midden, zuiden en oosten van ons land, en in de duinen ten noorden van Bergen. Kenmerkend voor deze wateren, waaronder vennen, wielen, plassen, en poelen, zijn waterplantenvegetaties met veel soorten met een isoëtide groeivorm³². Deze zachte wateren zijn in West-Europa tegenwoordig vrijwel alleen nog aan te treffen in natuurgebieden en zijn zeer zeldzaam geworden. De effecten van atmosferische stikstofdepositie op deze zeer zwak en zwak gebufferde wateren (verder vennen) zijn in Nederland intensief bestudeerd via veldwaarnemingen en experimenten in de laatste twee decennia van de vorige eeuw³³ (o.a. Schuurkes *et al.* 1987; Lucassen *et al.* 1999). Vergelijking van deze vennen in de tachtiger jaren met die uit de jaren vijftig brachten een sterke achteruitgang van de waterplanten aan het licht, met een

31 Dit is een netwerk van permanente proefvlakken wat binnen het Nationale Ecologische Meetnet wordt gevolgd.

32 Veel van deze waterplanten hebben een rozet met priemvormige bladeren, sterk lijkend op de groeivorm van Isoetes.

33 Voor een uitgebreid overzicht met literatuurverwijzingen over het onderzoek in deze periode, zie Bobbink & Lamers (1999).

verzuurde waterlaag en hogere ammoniumconcentraties. De vegetatie werd sterk gedomineerd door knolrus (*Juncus bulbosus*) (Figuur 5.6) en waterveenmos. Ook bleek er een correlatief verband te zijn tussen de afname van goed ontwikkelde waterplantenvegetaties van zwak gebufferde wateren en de toename van de ammoniakemissies in Nederland. Dit alles suggereerde dat atmosferische depositie van N van belang is bij de waargenomen achteruitgang. Het empirisch verband werd bevestigd door onderzoek in ven-mini-ecosystemen, waar de waterkwaliteit en de groei van de soorten gedurende meerdere jaren werd onderzocht bij berekening met zwavel- of stikstof. Verzurende depositie zonder stikstof (alleen zwavelzuur) resulteerde in een geringe afname van de pH en buffercapaciteit; een massale ontwikkeling van knolrus bleef achterwege en de isoëtide waterplantenvegetatie bleef aanwezig. De afname van de buffercapaciteit en de pH in het water bleek veel sterker wanneer ammonium werd toegevoegd met de dezelfde drastische verschuivingen in soortensamenstelling van de waterplanten gevonden als in het veld. De achteruitgang van de kenmerkende waterplanten kan worden verklaard door de verlaagde buffercapaciteit (in deze wateren bicarbonaat) door de nitrificatie van ammonium³⁴ in de waterlaag. De pH van het water daalt tenslotte tot beneden 4,5 (4,4-3,8), waarna ammonium gaat accumuleren doordat de nitrificatie sterk geremd wordt. De door verzuring toegenomen CO₂-concentraties in het water en de hogere ammoniumconcentraties stimuleren sterk de groei en ontwikkeling van knolrus en ondergedoken mossen³⁵. De ammoniumconcentraties in de waterlaag nemen tenslotte sterk toe: door de ophoping van ammonium in het systeem ontstaan voor gevoelige plantensoorten toxische ammoniumconcentraties en te hoge NH₄⁺/NO₃⁻-ratio's in het water, waardoor de groei van karakteristieke waterplanten nog eens extra vermindert wordt. Het moge duidelijk zijn dat vennen bewezen zeer gevoelig zijn voor de verhoogde stikstofdepositie (vooral in gereduceerde vorm), die leidt tot zowel verzuring als eutrofiëring. De KDW is dus ook erg laag.

Status

Door de hoge gevoeligheid van deze vennen was de achteruitgang van de biodiversiteit al in de jaren tachtig van de vorige eeuw prominent aanwezig: de kenmerkende waterplanten en de bijbehorende fauna was sterk achteruit gegaan, op enkele restanten na. Door hun zeer geringe buffercapaciteit was de situatie toen in zeer zwak



Figuur 5.6. Massale ontwikkeling van knolrus in de waterlaag bij verzuring door gereduceerd stikstof (foto: Esther Lucassen).

gebufferde vennen (H3110) nog slechter dan in de zwak gebufferde vennen (H3130). Door zeer veel herstelmaatregelen op ecosysteemniveau in de periode 1990-2010 (zie volgende paragraaf) en door de afname van de totaal zuurdepositie (met name van zwavelverbindingen en deels stikstof) is de situatie nu duidelijk minder slecht, met meer vennen met een redelijk ontwikkelde flora en fauna. Echter, er zijn zeker ook aanwijzingen dat niet alles koek en ei is in de al eerder herstelde vennen door de nog steeds te hoge stikstofdepositie boven de KDW (Brouwer *et al.* 2009 & 2016; van Dam *et al.* 2017).

Herstelbaarheid

Door de vroege ontrafeling van de oorzaak van de achteruitgang van deze vennen, is al sinds de start van effectgerichte maatregelen (EGM, eind 1989) en later in allerlei fases van OBN³⁶ veel aandacht besteed aan het herstel ervan. En niet voor niets: er is duidelijk herstel opgetreden van waterplantenvegetaties en algen, waarbij de afname van de verzurende depositie (met name van zwavel maar deel ook van stikstof) zeker ook belangrijk was. Dit 'opschonen' van vennen, vaak met bufferherstel maatregelen, heeft veel bijgedragen aan deze successen, maar plant- en diersoorten van latere successiestadia profiteren hier vaak niet van. Voor kenmerkende diersoorten zitten er twee kanten aan venherstel. Hun dichtheden zijn er verdrievoudigd, maar het aantal kenmerkende diersoorten is door de herstelmaatregelen niet toegenomen naar het niveau van voor de aantasting. De vroegere biodiversiteit is dus zeker niet volledig hersteld, mede doordat er in de waterbodems van de vennen nog veel nutriënten (stikstof!) aanwezig zijn. In de bodem van veel vennen is

34 Hierbij komen 2 zuurdeeltjes (H⁺) vrij per stikstofatoom.

35 Dit zijn mossen die onder water leven.

36 EGM staat voor Effect Gerichte Maatregelen en OBN was de afkorting voor het Overlevingsplan Bos en Natuur, wat sinds 2006 is veranderd in Ontwikkeling+Beheer Natuurkwaliteit.

nog een zwavelvoorraad aanwezig, die bij droogvallen van de venbodems problemen kan opleveren. De daling van de stikstofdepositie is de laatste 15 jaar echter niet doorgezet en ligt nog fors boven de KDW, waardoor ook in (niet volledig) herstelde vennen weer opnieuw negatieve effecten van stikstofdepositie gaan optreden, bovenop het al bestaande verlies van biodiversiteit, en het onzeker is of herstel opnieuw mogelijk is.

Hoogveen (H7110 & H7120)

Effecten stikstofdepositie

De Nederlandse hoogvenen behoren tot de Atlantische, gewelfde hoogvenen ("raised bogs"), waarvan er nog maar restanten over zijn. Dit type hoogvenen (H7170A) wordt gekenmerkt door een patroon van bulten en slenken. Behalve in deze hoogveenrestanten, komen hoogveenvegetaties ook voor in heidevennen (H7110B). In het Nederlandse type hoogvenen spelen grassen in ongestoorde situatie een ondergeschikte rol. De naam hoogveen duidt op de ligging van de toplaag van het veen; deze bevindt zich boven het mineraalrijke grond- of oppervlaktewater. Ongestoorde hoogvenen zijn voor hun stikstofaanvoer voor een groot deel afhankelijk van atmosferische depositie. Om deze reden worden hoogvenen ombrotroof ('door regen gevoed') genoemd. Naast depositie kan de binding van stikstof uit de lucht (stikstof-fixatie), door cyanobacteriën in veenmossen, een bijdrage leveren in de stikstofhuishouding. Er is verspreid over Europa zowel correlatief als experimenteel onderzoek uitgevoerd naar de effecten van stikstofovermaat. Daarbij kwam het volgende beeld naar voren. Bij geleidelijke verhoging van de stikstoftoevoer nemen de veenmossen de extra stikstof snel en efficiënt op en gaan sneller groeien, waarbij hun stikstofgehalte in eerste instantie constant laag blijft. In experimenten is daarbij ook gevonden dat het ene veenmos meer profiteert van de extra stikstof dan de anderen, met als gevolg dat de successie naar de karakteristieke hoogveen-bulten stagneert. Bij steeds meer stikstoftoevoer raakt de veenmoslaag verzadigd en komt er ook geleidelijk meer stikstof beschikbaar in het veenwater voor de vaatplanten, die oorspronkelijk maar een gering deel van de vegetatie uitmaken. In eerste instantie nemen dan veenpluis en lavendelheide toe, maar daarna gaan grassen (vooral pijpenstrootje) sterk de vegetatie overheersen en begint ook berk op te slaan in de vegetatie (Figuur 5.7). Recente studies in een stikstofgradiënt hebben duidelijk bevestigd dat actief hoogveen zeer gevoelig voor stikstof (KDW 7 kg N/ha/jaar) is en dat de eerste veranderingen in soortendiversiteit inderdaad al optreden bij deze zeer lage stikstofdepositie (Jokerud 2012; Field *et al.* 2014).



Figuur 5.7. Vegetatieveranderingen in het grootste actieve hoogveen (Draved Mose) in Denemarken van 1955 via 1961 naar 1987. In deze periode nam de stikstofdepositie van 7 kg N/ha/jaar in 1955 toe tot tenminste 15 kg N/ha/jaar in de tachtiger jaren. In 1955 waren de hoogveenbulten duidelijk aanwezig en was het hele hoogveen zonder bomen. In 1961 nam vooral veenpluis toe, maar was het veen nog zonder bomen. In 1987, 27 jaar later was het bulten-slenk patroon bijna verdwenen en werd de vegetatie overheerst door pijpenstrootje, met ook berkenopslag. In deze periode is er geen verandering in de hydrologie van het hoogveen opgetreden. Foto's welwillend beschikbaar gesteld door prof. D. Aaby (1987) en dr. M. Risager (1955 – H. Krogg & 1961 – B. Hansen).

Status

Op dit moment is er ca. 65 ha actief hoogveen, het merendeel in heideveentjes en slechts weinig in de uitgestrekte hoogveenrestanten. Meer dan 99% van het oppervlak bestaat (nog) uit herstellend hoogveen (H7120), waar de kenmerkende flora en fauna van actief hoogveen nog maar zeer beperkt aanwezig is en vooral enkele algemene veenmossen, pijpenstrootje en berken de dienst uitmaken. De stikstofdruk is helaas zeer groot in bijna alle hoogveengebieden.

Herstelbaarheid

Het merendeel van actief en herstellend hoogveen is aanwezig in de restanten van eens zeer uitgestrekte gewelfde hoogveencomplexen. In deze restanten is de vegetatie op vele plaatsen verdroogd geweest en men is met grote inzet bezig om de hydrologie – constante hoge grondwaterstanden met zeer kleine schommelingen en met goede kwaliteit – van deze gedegradeerde situaties te herstellen. Voor herstel van echt volledige koepelhoogvenen – voor zo ver al mogelijk – moet men zeker denken over perioden van meerdere eeuwen, maar het herstel van de hydrologie (beperking wegzijging via dammen etc) heeft toch al een verbetering van het nog zeer kleine oppervlak met actief hoogveen opgeleverd. Dus kleinschalig herstel van de milieuoedities is onder bepaalde omstandigheden mogelijk gebleken, maar wat daarbij ook is opgemerkt dat er, ook onder constant natte situatie zoals op drijvend hoogveen, toch nog steeds invasies van berk en pijpenstrootje optreden, die het herstel van de biodiversiteit weer te niet (kunnen) doen. Dit betekent dat ook voor instandhouding na (nog komend herstel) de stikstofdepositie flink omlaag moet om het geheel duurzaam te bewaren, zonder extra maatregelen als verwijderen van berken en de aanpak van pijpenstrootje. Blijft herstel van hydrologie nog lang uit dan kunnen de te hoge stikstofniveaus kwaliteit en oppervlak van het habitat onherstelbaar beschadigen.

Stuifzand (H2330)

Effecten stikstofdepositie

Een groot deel van de stuifzanden in de West-Europese zandgordel is aanwezig in Nederland en Nederland heeft daarmee een grote verantwoordelijkheid om stuifzanden met hun flora en fauna in stand te houden (Koster 2007). Stuifzand (H2330) wordt gekenmerkt door open zand en pioniervegetatie met een groot aandeel mossen en korstmossen. Het habitattypen is aanwezig op droge, relatief zure en voedselarme zandgronden. Door allerlei redenen



Figuur 5.8. Beeld van een stuifzandduin die helemaal overgroeit is met grijs kronkelsteeltje (ook wel tankmos genoemd). (foto: Roland Bobbink).

(te intensief gebruik, extreme droogte) is in het verleden zand³⁷ bloot komen te liggen en is vervolgens gaan stuiven. Op open zand vindt vervolgens een opeenvolging³⁸ van vegetatiestadia plaats, van algen met buntgras naar buntgrasvegetatie met veel korstmossen en mossen, ook wel korstmossteppe genoemd. Daarna kan zich stuifzandheide en later open dennenbos of jeneverbesstruweel ontwikkelen. Uit onderzoek is gebleken dat stuifzand zeer gevoelig is voor de effecten van stikstofdepositie (Sparrius 2011). Er is gebleken dat meer stikstofdepositie het dichtgroeien versnelt. In provincies met vroeger weinig luchtvervuiling, zoals Friesland en Drenthe, bleken zandverstuivingen over de laatste vijftig jaar voor 2005 stabiel dan op de Veluwe, met toen al hogere depositiewaarden. Verder neemt door stikstofverrijking de kwaliteit van de begroeiing van stuifzand af en verdwijnt de oorspronkelijke korstmossenbegroeiing met bedreigde soorten als IJslands mos, hamerblaadje en gebogen rendiermos. In plaats hiervan komen dikke tapijten van het grijs kronkelsteeltje, een uitheemse mossoort die rond 1960 naar Nederland is gekomen, en grassen (Figuur 5.8). Verhoogde beschikbaarheid van ammonium en hogere Al/Ca-ratio's door verzuring spelen bij dit alles een belangrijke rol. Door dit alles, maar ook door veranderde voedselkwaliteit (veel stikstof, weinig fosfor) van de vegetatie verdwijnen er ook kenmerkende ongewervelde dieren uit het stuifzandlandschap.

Status en herstelbaarheid

De kwaliteit wat structuur en functie betreft van stuifzanden (H2330) is al sinds 2001 als slecht beoordeeld voor Natura 2000 (Tabel 1.1). Onlangs is gedetailleerd onderzoek uitgevoerd naar de toestand van stuifzand op

³⁷ Er is discussie over wanneer stuifzand is ontstaan, veelal tussen de vroege Middeleeuwen en de 19de eeuw.

³⁸ Beter bekend als successie in de ecologie.

de Veluwe, het topgebied voor het habitatype met 80% van al het oppervlak van het type in Nederland (Sparrus & Riksen 2019). Daarbij is gebleken dat ondanks allerlei maatregelen (kappen bos, maken van open zand door plaggen of eggen) de toestand van het habitat in de periode 2007-2018 toch is verslechterd. De bedekking van grijs kronkelsteeltje nam in alle onderzochte terreinen toe, terwijl korstmossen over het algemeen afnamen. Op een enkele locatie hebben korstmossen zich wat uitgebreid vanuit restpopulaties in stuifzandheide. Deze uitbreiding was het sterkst op plekken waar jong naaldbos werd gekapt als herstelmaatregel, maar waar niet, of alleen kleinschalig, werd geplagd. In dit onderzoek is geconcludeerd dat de achteruitgang van kwaliteit van het habitatype stuifzand van kenmerkende korstmosvegetatie naar door grijs kronkelsteeltje gedomineerde vegetatie niet – of zeer onvoldoende – door bestaande herstelmaatregelen kan worden gestopt. Mogelijk is toepassing van steenmeel (gemalen silicaatgesteente) voor bodemherstel (lagere Al-Ca-ratio, minder ammonium) een optie, het eerste experiment is 4 jaar geleden gestart, en de korte termijnresultaten gaan de goede kant op, maar dit is nog lang geen pasklare oplossing, zeker niet overal of voor grote oppervlakten (Vogels *et al.* 2020b).

Concluderend moet gesteld worden dat alleen door een grote afname van stikstofdepositie (met name van gereduceerd stikstof) het doel, verbetering van de kwaliteit van stuifzand, bereikt zal kunnen worden en de achteruitgang kan worden gestopt. Het is van belang hierbij te beseffen dat een groot aantal op bodem levende korstmossoorten zeer gevoelig is voor verhoogde ammoniakconcentratie in de lucht: de UNECE kritische jaargemiddelde concentratie³⁹ is dan ook zeer laag voor deze groep (1 µg NH₃/m³) (Cape *et al.* 2009; Sutton *et al.* 2009). Er zijn geen experimenten bekend waarbij de toevoer aan ammoniak naar een ecosysteem experimenteel is verlaagd. Echter, er kan wel lering getrokken worden over spontaan herstel van korstmossen vanuit een veldsituatie waar een grote puntbron van ammoniak in een gebied met zeer lage achtergronddepositie, een kippenstal direct naast een Natura 2000-gebied in Noord-Ierland (Moninea bog), is verwijderd. De achtergrond qua ammoniak in dit deel van Noord-Ierland is normaal gezien (zeer) laag (0,5-1,5 µg NH₃/m³), maar in het reservaat was over een zone van 400-500 meter de jaargemiddelde ammoniakconcentratie verhoogd tot 10-40 µg NH₃/m³, met drastische gevolgen

voor de aanwezige korstmossen (en ook voor veenmos, maar dat terzijde). In 2010 is de kippenstal verplaatst naar een andere regio, dit zorgde voor een daling tot 1,5 µg NH₃/m³. Uit dit praktijkvoorbeeld wordt duidelijk dat na 2-4 jaar er weer korstmossen beginnen te herstellen, en dat dit spontane herstel zich geleidelijk voortzet⁴⁰ (Sutton *et al.* 2020). Dus, reductie helpt wel degelijk voor het herstel van korstmossen, maar doorbreekt de overheersing van grijs kronkelsteeltje niet: daar voor is nog herstelbeheer noodzakelijk.

Heischrale graslanden (H6230*)

Effecten stikstofdepositie

Heischraal grasland (H6230*) is een van oorsprong soortenrijk ecosysteem op de hogere zandgronden, in de duinen en in het Zuid-Limburgse heuvelland. Grassen bepalen het aspect van de begroeiing, maar kruiden en dwergstruiken kunnen eveneens talrijk zijn. Het komt voor op bodems met een zuurgraad tussen pH 4,5 en ca. 6. Dit zijn bodems die zuur bufferen via kationuitwisseling (zie ook sectie 2.4). Het is al lang bekend dat heischrale graslanden zeer gevoelig zijn voor atmosferische depositie (van Dam *et al.* 1986), hun KDW is vastgesteld op 10-12 kg N/ha/jaar en deze graslanden zijn zowel gevoelig voor verzuring als voor vermesting met stikstof. Hierbij is heel belangrijk dat goed ontwikkelde heischrale graslanden in het bufferingstraject van kationenuitwisseling zitten, d.w.z. er zitten nog voldoende kationen aan het bodemadsorptiecomplex. Door toevoer van verzurende stoffen – de laatste twee decennia met name door stikstofverbindingen – wordt er nog steeds een overmaat aan basische kationen uitgewisseld tegen protonen en deze kationen spoelen dan uit (Figuur 2.5). De “natuurlijke” aanvulling van het complex in droge situaties (via verwerking van silicaatmineralen & toevoer basische kationen uit de lucht) is te laag om dit proces bij te houden. Heel geleidelijk wordt basenverzadiging van het bodemadsorptiecomplex dan zo laag (< 20-25%) dat de bodem in de aluminiumbufferingsrange komt en zijn er te weinig kationen en te veel aluminium. Daarnaast hoopt ammonium op in de bodem door geremde nitrificatie of te hoge depositie van ammoniak, waardoor ammonium de grasgroei kan stimuleren maar ook toxisch kan worden voor kenmerkende plantensoorten (par. 2.4). Dit is funest voor veel karakteristieke soorten van heischrale graslanden, zoals bijvoorbeeld valkruid (*Arnica montana*) en rozenkranse (*Antennaria dioica*) (de Graaf *et al.* 1998).

39 In het Engels wordt dit “critical level” genoemd. Voor details zie Sutton *et al.* 2009.

40 Dit is een situatie (een zeer grote puntbron in een schoon gebied) die in Nederland niet aanwezig is. Wel heeft een modellering uitgewezen dat het wegnemen van alle emissies uit stallen, de overschrijdingen in natuurgebieden in hoge mate verminderen (Post *et al.* 2020).

Status

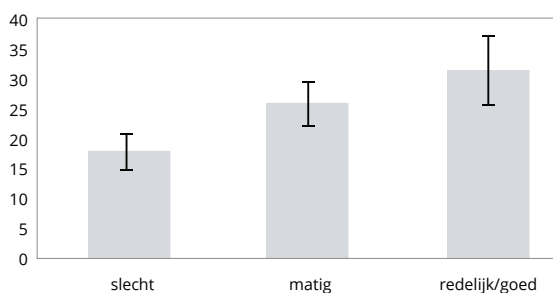
In 2016-'17 is een landelijk onderzoek naar heischrale graslanden (uitgezonderd Zuid-Limburg) uitgevoerd (van der Zee *et al.* 2017). Daarbij is gebleken dat de afname van de biodiversiteit van flora en fauna het grootst is in droge heischrale graslanden. Dit verschijnsel is sterk gerelateerd aan het steeds minder voorkomen van locaties met zowel voldoende bodembuffering (Figuur 5.9) als lage stikstofbeschikbaarheid (met name van ammonium).

Door verslechtering van de habitatkwaliteit hebben heischrale graslanden op zeer veel plekken hun plantensoortenrijkdom, en ook een groot deel van de fauna, verloren. Ook is geconstateerd dat nog maar een klein deel van het type H6230 in de Natura 2000-gebieden tot redelijk of goed ontwikkeld heischraal grasland kan worden gerekend. Slechte tot matige vegetatiekwaliteit van droge heischrale graslanden is in hoge mate gekoppeld aan ver voortgeschreden bodemverzuring met te veel ammonium. De situatie is dermate ernstig, dat uit juist genoemd onderzoek het Actieplan herstel heischrale graslanden is voort gekomen om dit prioritair habitat-type van de ondergang te redden.

Herstelbaarheid

Definitief herstel van verzuurde en te stikstofrijke heischrale graslanden is (zeer) lastig, alleen in het vochtige type kan herstel van de hydrologie (gebufferd grondwater in de wortelzone in het voorjaar) goed uitpakken. Echter in de meeste heischrale graslanden is geen grondwaterinvloed en is herstel problematisch: als overlevingsbeheer van restpopulaties is kleinschalig afschrappen van de organische laag gevolgd door bekalking rondom de "moederplanten" bewezen effectief voor langdurig be-

Basenverzadiging in droge heischrale graslanden



Figuur 5.9. Basenverzadiging (%) in droog heischraal grasland van slechte tot (redelijk) goede kwaliteit inclusief standaardfout (van der Zee *et al.* 2017). In schone gebieden in het buitenland is de basenverzadiging van tussen de 40-70%.

houd van deze populaties van zeldzame heischrale soorten, zoals bijvoorbeeld valkruid (van der Zee *et al.* 2017). Er bestaat echter nog geen herstelmaatregel die meer grootschalig zowel de stikstofovermaat als de bodemverzuring aanpakt: de eerste proeven met steenmeel lopen nu 3-4 jaar maar herstel van de buffering treedt nog nauwelijks op (Bobbink *et al.* 2020). De biodiversiteit is mogelijk onherstelbaar aangetast, zeker omdat er nauwelijks meer restpopulaties zijn. Verder dient vermeld te worden dat na herstel van deze graslanden de stikstofdepositie echt laag moet zijn, anders treedt aantasting snel weer op, terwijl herstel van verloren biodiversiteit hoe dan ook onzeker is.

Oude eikenbossen (H9190*)

Effecten stikstofdepositie

Een groot deel (90%) van het totale oppervlak van oude eikenbossen op voedselarme zandgronden (H9190) in Nederland wordt aangetroffen in het grootste Natura 2000-gebied van Nederland, de Veluwe. Ook daar worden deze eikenbossen ernstig bedreigd. De vitaliteit van dit habitattypen op de Veluwe is de afgelopen jaren zichtbaar afgenomen en op veel plaatsen wordt afsterven van zomereiken – soms massaal – gesignaleerd (Figuur 5.10). De afname van de vitaliteit heeft niet alleen betrekking op de bomen maar ook op de bijbehorende vegetatie



Figuur 5.10. Beeld van afgestorven zomereiken, een verschijnsel dat na 2013-'14 steeds meer wordt waargenomen. Foto: Roland Bobbink.

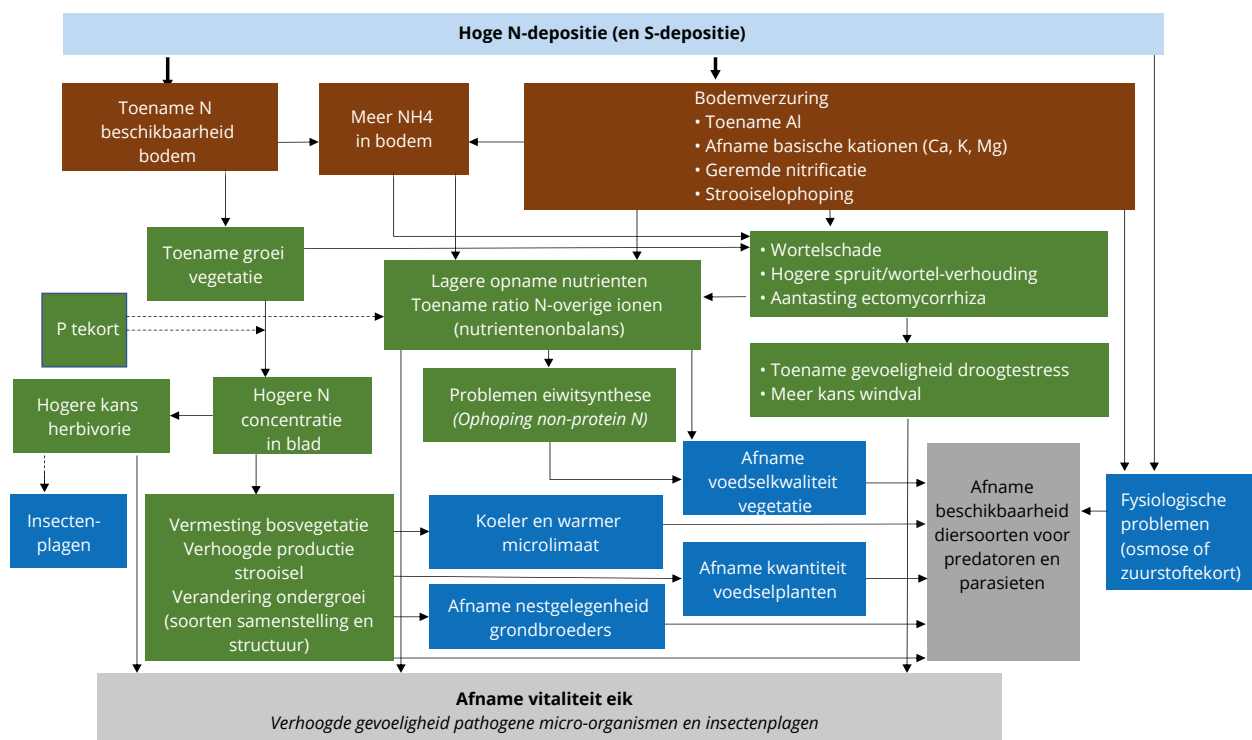
en fauna. De langdurige overschrijding van de kritische depositiewaarden van stikstof is aantoonbaar een dominante factor bij deze aantasting van droge loofbossen. Het verzurende en vermestende effect van overmatige en al meer dan vier decennialange stikstofdepositie op dit habitat is door diverse onderzoeken steeds scherper in beeld gekomen. De effecten van verhoogde stikstofdepositie op droge loofbossen zijn zeer complex met vele interacties, treden soms pas na lange tijd op en kunnen soms sterk door andere stressfactoren beïnvloed worden (Figuur 5.11). Voor een uitgebreid literatuuroverzicht naar de effecten van chronische stikstofdepositie, zie het recent verschenen rapport hier over (Bobbink *et al.* 2019)⁴¹.

Kort samengevat kan gesteld worden dat de natuurlijke verzuring, die een beetje kan worden gecompenseerd door natuurlijke bodemdynamiek en inwaaien van basische kationen, in de afgelopen 5 decennia door menselijk handelen zodanig is versterkt dat de mineraalarme oude eikenbossen niet meer vanzelf zullen herstellen. De verzuring heeft geleid tot a) uitspoeling van belangrijke voedingsstoffen, b) vertering van de nog aanwezige mineralen in de bovengrond, c) een significante reductie van ectomycorrhiza's, d) een grote daling van

de diversiteit aan kruiden, en 5) vrijkomen van giftig aluminium met toxische effecten op het wortelsysteem van planten. De vermestende effecten van de extra hoeveelheden stikstof hebben geleid tot 1) extra groei van vooral de snellere groeiers (initieel vergrassing in de bossen en verdringen van kruiden), 2) een grotere hoeveelheid organische stof (dikkere strooisellaag) met een verstoorde stikstofhuishouding van de bodem en het bodemleven, en 3) een versterkte vastlegging van overige plantenvoedingstoffen in deze organische stof (voor zover niet uitgespoeld). Deze chronisch stikstofverrijking met tegelijk bodemverzuring als vermesting heeft geleid tot ernstige nutriëntenonbalans in de bodem en ook in de bomen (zie status). Deze nutriëntenonbalans werkt ook door op de hogere trofische niveaus in het voedselweb en heeft zo een negatieve uitwerking op een deel van de bosfauna (Vogels *et al.* 2020b).

Status

Vanaf de jaren tachtig van de vorige eeuw tot net in dit millennium werd de bosvitaliteit in relatie tot luchtverontreiniging systematisch gemonitord. Ook nam Nederland deel aan de internationale monitoring van bossen in het kader van ICP-Forests, dit is grotendeels gestopt in 2003-4,



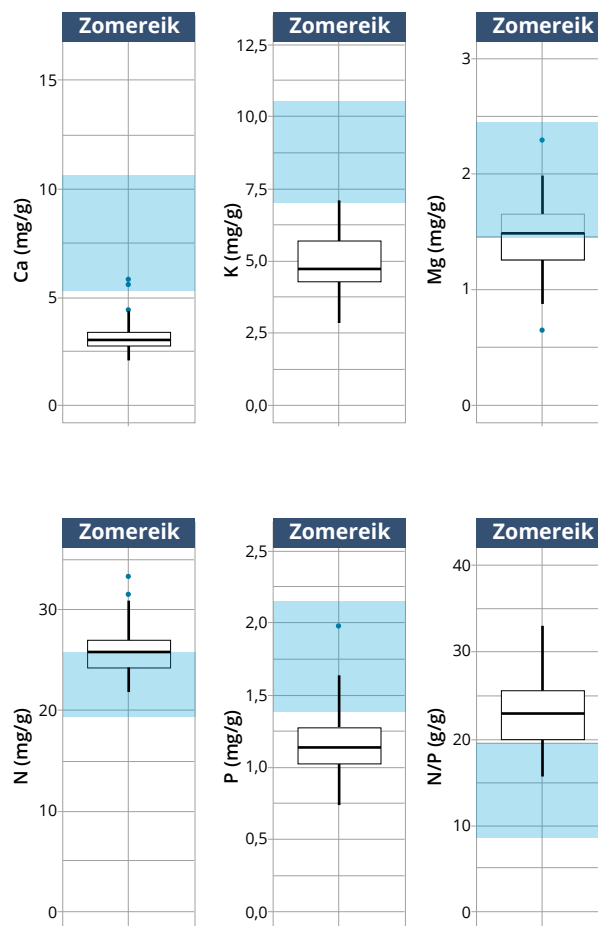
Figuur 5.11. Samenvattend overzicht van de gevolgen van stikstofdepositie in droge loofbossen. Deze figuur uit Bobbink *et al.* (2019) is een synthese, aan de hand van de schema's uit Bobbink & Hettelingh (2011), de Vries *et al.* (2019) en Nijssen *et al.* (2017).

41 Voor een totaal beeld, zie hoofdstuk 2 in de Vries *et al.* (2019) en hoofdstuk 9 in Bobbink & Hettelingh (2011).

met nog enige voortzetting op enkele plekken tot 10 jaar geleden. Nederland is nu het enige land in de wijde omgeving waar geen systematische monitoring meer wordt uitgevoerd naar de gevolgen van luchtverontreiniging (inclusief stikstof) in bossen. Dus er kan geen trend in de status van de bosvitaliteit worden gepresenteerd. Wel is de staat van instandhouding wat structuur en functie betreft zeker niet verbeterd in de laatste 18 jaar, en zelfs in de laatste 6-jarige periode gedaald tot slecht (van matig) (Tabel 1.1; Janssen *et al.* 2020). In verband met het opstarten van een steenmeel experiment in 10 oude eikenboslocaties verspreid over de Veluwe is in 2020 zowel de bladchemie – een sterke indicatie voor welke tekorten of overmaat er optreden – als bodemchemie geanalyseerd (Weijters *et al.* 2020). Het gevonden beeld qua bladchemie stemt niet positief: er zijn ernstige tekorten vastgesteld voor de zomereik wat calcium, kalium en fosfor betreft, terwijl magnesium aan de onderkant van de range ligt. Daarnaast is er juist een overmaat aan stikstof in de zomereikenbladeren aanwezig. Dit alles wijst op een zeer ernstige onbalans wat stikstof en calcium, kalium en fosfor betreft: een typisch beeld voor een loofbos onder hoge verzurings- en vermistingsdruk. De bodem bleek sterk verzuurd, met zeer lage basenverzadiging en hoge Al/Ca-ratio's. Verder was de vitaliteit van de zomereik vaak matig, tot zeer matig, de ondergroei vrijwel afwezig of met alleen nog maar blauwe bosbes en wat gras. Kortom, een triest beeld van een bosesysteem dat ernstig gedegradeerd is, en in zeer slechte toestand verkeert.

Herstelbaarheid

Tot nu toe is er in Nederland geen herstelstrategie ontwikkeld die effectief de negatieve gevolgen van gecumuleerde verzuring en vermisting door stikstofdepositie kan wegnemen in dit habitatype. Dit is ook geconstateerd voor andere bostypen in Amerika en Europa (Clark *et al.* 2019). Bekend is verder dat spontaan herstel van deze bossen niet – of heel langzaam – zal optreden, zelfs wanneer de stikstofdepositie al voldoende verlaagd is (Verstraeten *et al.* 2012; Gilliam *et al.* 2019; Schmitz *et al.* 2019). Dit komt doordat dat de mineralen met basische kationen (calcium, kalium & magnesium) in de bovenste bodemlagen zijn uitgeput, waardoor bij verwerking geen basische kationen meer vrijkomen. Ook is de beschikbaarheid van ammonium hoog. Kortom, herstelmaatregelen zullen dringend nodig zijn, waarbij het aanvullen van de kationenvoorraad door middel van silicaatmineralen (steenmeel) met basische kationen een kansrijke herstelmaatregel is (van Diggelen *et al.* 2019). Uit de eerste korte termijn resultaten (in 4de jaar) van experimentele toediening op proefvlakniveau blijkt dat de beschikbaarheid



Figuur 5.12. Overzicht van de bladchemie (boxplots) van zomereik (augustus 2020, n=30) in oude eikenbossen op de Veluwe (naar Weijters *et al.* 2020). De blauwe band geeft de range van goede plantenvoeding weer voor zomereik (Mellert & Göttlein 2012).

van kationen verhoogd kan worden en de aluminium-beschikbaarheid verlaagd zonder negatieve effecten (de Vries *et al.* 2019). Ook de toediening van een steenmeel met zeoliet dat ammonium kan binden geeft een eerste positief resultaat (mondelijke mededeling J.G.M. Roelofs). Het begin van een herstel wordt daarmee misschien mogelijk, maar hierover is nog veel onderzoek vereist om alle kennishiaten op te lossen, onder meer in dit boshabitatype. In 2020 is daarom door de provincie Gelderland een groot steenmeel experiment opgestart in oude eikenbossen in ½ ha-vlakken, met of zonder steenmeel (2 soorten) waarin de effectiviteit op het complexe bosesysteem zal worden ontrafeld (Weijters *et al.* 2020). Concluderend moet gesteld worden dat de hoge stikstofdepositie in dit habitatype zo snel als mogelijk verminderd moet worden, liefst tot echt lage niveaus voordat het gehele bosesysteem – en daarmee ook het habitatype – instort.

5.5 Slotopmerkingen

Het begrip kritische depositiewaarde (KDW) en de aantoonbare betekenis van overschrijding van de KDW is in dit hoofdstuk behandeld. Ook is de ernst van de huidige situatie in tien zeer gevoelige habitattypen besproken, waarvoor aannemelijk is of kan worden gemaakt dat de (zeer) slechte toestand in belangrijke mate door stikstofdepositie wordt veroorzaakt. Er kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Bij de nu in Nederland voorkomende overschrijdingen van de KDW'n is blijvend verlies van (kenmerkende) biodiversiteit opgetreden in (zeer) gevoelige habitattypen, zeker in gebieden waar de KDW al decennia wordt overschreden;
 - Bij te hoge stikstofdepositie rest veelal een sterk gedegradeerde vegetatie die waarschijnlijk niet meer als Natura 2000-habitatype gekwalificeerd kan worden; Voor de habitattypen die in slechte staat verkeren en waarvoor herstelmaatregelen niet voorhanden zijn of ontoereikend, kan binnen een aantal jaren een verdere achteruitgang in biodiversiteit optreden, die niet of alleen gedeeltelijk omkeerbaar is
- Uit een onafhankelijke analyse van gradiëntstudies is duidelijk geworden dat via de stikstofgradiënt-methode ingeschatte bandbreedte van de KDW zeer goed overeenkomt met die van de bestaande empirische KDW'n. Wel komt meestal de ingeschatte waarde het meest in de buurt van de onderkant van de nu geldende bandbreedte van de KDW. Dit betekent dat de uitgevoerde analyse, voor zo ver er gegevens zijn, laat zien dat de nu geldende KDW'n zeker niet aan de hoge kant zijn.
 - De opties om met herstelbeheer in de Natura 2000-gebieden de aantasting door stikstof tegen te gaan, zijn voor veel habitattypen beperkt en/of al uitgevoerd, terwijl voor een aantal habitattypen geen herstelmaatregelen mogelijk is om negatieve effecten van stikstofdepositie tegen te gaan.
 - Kortom, bescherming van de meest gevoelige natuur via adequate en snelle reductie van de atmosferische stikstofdepositie is essentieel om de sluipende verslechtering – of zelfs het verdwijnen van typisch habitat – te stoppen en om de degradatie in de toekomst nog te kunnen terugdraaien.

6 Stikstofoverschrijding in 2030: een inschatting voor zeer gevoelige habitattypen



Beeld van de droge heide (H4030) op het Dwingelderveld in 2011 en 2018: de struikhei-vegetatie is helemaal omgeslagen naar dominantie van pijpenstrootje, iets wat in de laatste 10 jaar weer meer wordt waargenomen in het heidelandschap. Van 2010 tot 2018 steeg de jaargemiddelde ammoniakconcentratie van rond de 3 µg/m³ naar 6 µg/m³ in dit Natura 2000-gebied in Drenthe. Foto's: Roland Bobbink.

6.1 Inleiding

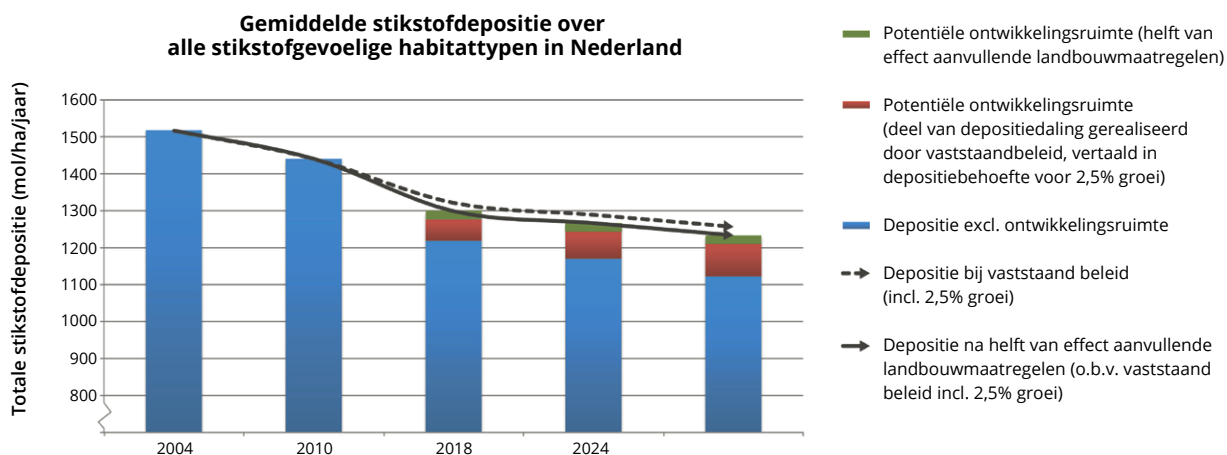
Stikstofdepositie is een probleem in Nederland, met name in relatie tot het in stand houden van biodiversiteit in het Natura 2000-netwerk. Om de (mogelijke) effecten van de in 2030 heersende stikstofdepositie bij uitvoering van het voorziene beleid te kunnen inschatten, is het van belang inzicht te krijgen in hoeveelheden stikstofdepositie per habitattypen en in de verdeling van stikstofdepositie over het oppervlak van deze beschermde habitats. Daarom wordt in dit hoofdstuk een exercitie uitgevoerd uitgaande van een optimistische en een pessimistische benadering bij per 2030 gerealiseerde reductie van stikstofdepositie zoals in het huidige beleid wordt voorzien. Daarbij is ook de in 2030 nog bestaande overschrijding van de KDW over het oppervlak van de relevante habitattypen in beschouwing genomen. Dat geeft een goed beeld van de (mogelijke) effecten van stikstofdepositie die na de beoogde stikstofdaling in 2030 door het voorgenomen kabinetsbeleid nog zullen optreden en die zeker invloed kunnen hebben op de staat van instandhouding wat structuur en functie betreft van deze habitattypen.

6.2 Overschrijding van de KDW in 2030

Op basis van de "huidige" verdeling van de stikstofdepositie in 2018 over het oppervlak van de 30 habitat(sub)typen die (zeer) gevoelig zijn voor stikstofdepositie (Hoofdstuk 4) is een extrapolatie uitgevoerd om een inschatting te maken van de effectiviteit van de door de regering voorgenomen emissiereductie per 2030 op de overschrijding van de KDW in zeer gevoelige habitattypen,

enerzijds door staand en voorgenomen beleid en het beleid voortkomend uit het klimaatbeleid, anderzijds door het maatregelenpakket van het stikstofbeleid. Daarbij is uitgegaan van doorrekeningen van het RIVM en het PBL en daaruit is duidelijk geworden dat de beoogde reductie van de stikstofemissies volgens die doorrekeningen leidt tot een gemiddelde binnenlandse vermindering van de stikstofdepositie met 3,6 kg N/ha/jaar (255 mol N/ha/jaar), gegeven onder andere de huidige verwachte ontwikkeling in stikstofdepositie vanuit het buitenland.

Aangezien voorspellingen over ontwikkelingen ten aanzien van de stikstofdepositie over een decennium en over de effectiviteit van de voorgenomen maatregelen onzeker zijn, is er voor gekozen om uit te gaan van een optimistische en een pessimistische inschatting. De gebruikte optimistische inschatting bedraagt een vermindering van de stikstofdepositie met **5,0 kg N/ha/jaar** (357 mol N/ha/jaar); dit is gebaseerd op het gegeven dat alle voorgenomen reductie precies wordt gehaald (3,6 kg N/ha/jaar) en dat door allerlei extra beleid in het buitenland nog een extra reductie wordt gerealiseerd van 1,4 kg N/ha/jaar. Echter, ook een pessimistische inschatting is niet onrealistisch, aangezien beleidsvoorspellingen – in binnen- en buitenland – in zijn algemeenheid te positief zijn. Een voorbeeld hiervan zijn de voorspellingen die in 2010-'12 zijn gebruikt bij het opstellen van de (toen nog) Programmatische Aanpak Stikstof⁴² (Figuur 6.1). Hierin is te zien dat de stikstofdepositie tussen 2010 en 2018 volgens de gehanteerde voorspellingen met ca. 10% zou dalen, terwijl later werd vastgesteld dat in werkelijkheid geen daling werd gerealiseerd tot en met 2018, eerder was



Figuur 6.1. Beeld van de voorspelde stikstofdepositie (na 2010) in de natuurgebieden zoals gebruikt bij het opstellen van de PAS in 2012.

Bron: De Programmatische aanpak stikstof. Rapport voor Raad van State. N.B 2010 geeft de RIVM-waarde voor 2010 volgens OPS.

42 Later werd dit het programma aanpak stikstof (PAS), dat officieel werd ingesteld in 2015 en waarvan de eerste periode zou lopen tot 2021.

de conclusie dat sprake was van een lichte toename van de stikstofdepositie (Hoofdstuk 3). De pessimistische inschatting is daarom gesteld op een vermindering van de stikstofdepositie met **2,5 kg N/ha/jaar** (179 mol N/ha/jaar).

De optimistische en pessimistische inschatting voor 2030 zijn uitgevoerd door per habitatype de voorziene reductie af te trekken van de huidige stikstofdepositie (met de verdeling over het oppervlak van het betreffende type). Deze depositiewaarden voor 2030 zijn vervolgens vergeleken met de KDW per habitatype. Daarna is de overschrijding bepaald voor zowel de optimistische als pessimistische ontwikkeling van de stikstofdepositie, waarbij het percentage oppervlak waarvoor na die stikstofreductie

nog sprake is van overschrijden van de KDW (dus stikstofdepositie boven de KDW), is berekend.

De stikstoflast na de voorziene stikstofreductie is voor zowel de optimistische als de pessimistische inschatting weergegeven in tabel 6.1, op dezelfde manier als de stikstoflast (overschrijding) in 2018 hiervoor in figuur 4.13 werd weergegeven. Het moge duidelijk zijn dat elke vermindering van de stikstofdepositie gunstig is voor de mate van overschrijding van de KDW over het oppervlak van een habitatype, en daarmee voor het vertragen van de achteruitgang van habitats. In de volgende paragraaf wordt het verkregen resultaat per landschap kort besproken.

Tabel 6.1 Overzicht van de geëxtrapolerde overschrijding van de KDW in 2030 als percentage van het oppervlak bij een pessimistische (2,5 kg N/ha/jaar) of optimistische inschatting (5 kg ha/jaar) van de vermindering van de stikstofdepositie voor verschillende stikstofgevoelige habitattypen. Voor de inschatting is bij een overschrijdingssituatie op meer dan 50% van het oppervlak van een habitatype het vakje rood ingekleurd, bij overschrijding van de KDW op 20-50% van het oppervlak is het oranje ingekleurd. Tevens is het oppervlak (ha), de KDW en de overschrijding in 2018 gegeven.

H-code	Verkorte naam	ha	KDW (kgN/ha/jaar)	Overschrijding 2018 (%)	Overschrijding pessimistisch %	Overschrijding optimistisch %
2130A	Grijze duinen-kalkrijk	5550	15	30	11	4
2130BC	Grijze duinen-kalkarm/heischraal	6099	10	99	74	38
2140AB	Duinheide met kraaiheide	1492	15	13	4	1
2150	Duinheide met struikhei	160	15	34	20	11
2180A	Duinbossen (droog)	4580	15	92	76	56
2180B	Duinbossen (vochtig)	849	31	4	0	0
2180C	Duinbossen (binnenduintrand)	1891	25	29	16	6
2190B	Vochtige duinvalleien (kalkrijk)	1106	20	22	11	7
2190AC	Vochtige duinvalleien (kalkarm/oligomesot.)	534	14,5	18	3	1
2310	Stuifzandheide met struikhei	2430	15	78	42	23
2320	Binnenlandse kraaiheidebegroeiingen	297	15	36	21	11
2330	Zandverstuivingen	2774	10	100	97	76
3110	Zeer zwak gebufferde vennen	70	6	100	100	100
3130	Zwak gebufferde vennen	310	8	100	100	99
4010A	Vochtige heiden (hz)	1430	17	33	17	7
4010B	Vochtige heiden (lv)	182	11	100	80	59
4030	Droge heiden	14287	15	66	30	14
6120	Stroomdalgraslanden	74	18	55	6	2
6210	Kalkgraslanden	95	21	26	5	2
6230	Heischrale graslanden	564	10-12	100	99	69
6410	Blauwgraslanden	196	15	73	35	19
7110A	Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	8	7	100	100	100
7110B	Actieve hoogvenen (heideveentjes)	57	11	99	95	70
7120	Herstellende hoogvenen	7079	7	100	100	100
7140A	Trilveen	154	17	29	12	5
7140B	Veenmosrietlanden	1525	10	100	100	57
9120	Beuken-eikenbossen met hulst	7476	20	99	94	85
9160A	Eiken-haagbeukenbossen (hgz)	72	20	96	89	71
9160B	Eiken-haagbeukenbossen (hl)	776	20	94	77	50
9160AB	Eiken-haagbeukenbossen (hl&hgz)	848	20	94	78	51
9190	Oude eikenbossen	2011	15	100	99	96

6.2.1 Duinlandschap

In dit landschap⁴³ is de stikstofdepositie voor Nederlandse begrippen relatief laag. Het oppervlak van beschermde habitat waar in 2018 sprake was van overschrijding van de KDW bedroeg voor twee habitattypen meer dan 90%, voor vier typen was op een oppervlak van tussen de 20-50% sprake van overschrijding van de KDW en voor drie typen was op minder dan 20% van het oppervlak sprake van overschrijding van de KDW. De ingeschatte reductie van de stikstofdepositie per 2030 pakt voor de vier habitats met een overschrijding op 20-50% van het oppervlak in 2018 gunstig uit en daalt zowel in het optimistische als het pessimistische scenario tot onder de 20% van het oppervlak (Tabel 6.1). Echter, voor andere duinhabitats is de situatie bij uitvoering van het beleid veel ongunstiger in 2030: voor de kalkarme grijze duinen (*H2130BC) (prioritair) en vooral droge duin(eiken)bossen (H2180A) is op respectievelijk 38 tot 74% en 56 tot 76% van het oppervlak van deze habitats nog sprake van een overschrijding van de KDW, afhankelijk van toepassing van het optimistische of pessimistische scenario inzake emissiereductie (Tabel 6.1). Deze twee habitattypen, kalkarme grijze duinen (H2130BC*) en droge duin(eiken)bossen (H2180A), behoren tot de drie habitat(sub)typen met het grootste oppervlak in de duinen. Het totale oppervlak van beschermde habitat waar de KDW wordt overschreden is ook na de beoogde emissiereductie niet gering. Vooral voor de droge duin(eiken)bossen is de situatie in 2030 ook als de emissiereductie wordt gerealiseerd, nog precair. Op een flink deel van het oppervlak van dit habitatype wordt de KDW zowel in het optimistische als in het pessimistische scenario in 2030 nog steeds zelfs met meer dan 5 kg N/ha/jaar overschreden.

6.2.2 Zandlandschap

Het zandlandschap is het landschap waar de meeste habitattypen voorkomen die zeer gevoelig zijn voor de negatieve effecten van verhoogde stikstofdepositie. Voor negen van deze habitat(sub)typen was op meer dan 90% van het oppervlak in 2018 sprake van overschrijding van de KDW, en vaak in ernstige mate. Voor twee habitattypen, stuifzandheide (H2310) en droge heide (H4010) was in 2018 sprake van overschrijding op 50% tot 90% van het oppervlak. Alleen voor habitattypen vochtige heiden (H4010A) en binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320) was 'slechts' op 30 tot 35% van het oppervlak sprake van overschrijding van de KDW (Hoofdstuk 4). De beoogde stikstofdepositiereductie in 2030 volgens het optimis-

tische en het pessimistische scenario verbeteren de situatie van de habitats van het zandlandschap wel wat, maar slechts in geringe mate. Zo wordt voor de negen habitat(sub)typen waarvan vrijwel het hele oppervlak was overschreden, het overschrijdingsoppervlak maar weinig kleiner: de waarden zijn dan tussen de 75-100% voor de pessimistische inschatting, en tussen de 50-100% voor de optimistische inschatting. Ook is de mate van overschrijding in 2030 na uitvoering van de beleidsvoornemens nog steeds niet gering. Veelal wordt de KDW voor deze habitats met meer dan 5-10 kg N/ha/jaar overschreden. In stuifzandheide (H2310) en droge heide (H4030) was het oppervlak waar de KDW was overschreden in 2018 minder dan voor de voornoemde habitats. De voorgenomen emissiereductie zorgt voor een duidelijke verbetering. De KDW wordt in 2030, afhankelijk van het gehanteerde optimistische of pessimistische scenario, nog op 23 tot 42% van het oppervlak stuifzandheide (H2310) en 14 tot 30% van het oppervlak & droge heide (H4030) overschreden. Dit betekent overigens dat voor droge heide (H4030) nog bijna 4300 ha van het areaal van het habitatype bij het pessimistische scenario een te hoge stikstofdepositie kent in 2030 (Tabel 6.1).

6.2.3 Overige landschappen

De ingeschatte reductie zowel volgens pessimistisch als optimistisch scenario, lost de overschrijdingen voor stroomdalgraslanden (H6120) in het rivieren- en beekdal-landschap grotendeels op; de overschrijding van de KDW in 2018 op 55% van het oppervlak wordt gereduceerd tot overschrijding op minder dan 10% (2-6%) van het oppervlak. Ook voor blauwgrasland (H6240), dat op 73% van het oppervlak in 2018 te kampen heeft met overschrijding van de KDW, wordt de situatie bij de voorgenomen emissiereducties aanzienlijk beter. Toch blijft ook in 2030 dan nog op 19 tot 33% van het oppervlak van deze habitat de KDW overschreden, afhankelijk van het gehanteerde optimistische of pessimistische scenario voor emissiereductie (Tabel 6.1).

In het laagveengebied blijven de veenmosrietlanden (7140B) en moerasheide (H4010B) blootgesteld aan overschrijding van de KDW op een groot deel van het oppervlak van die habitattypen. Afhankelijk van het optimistische of pessimistische scenario gaat het in 2030 nog steeds om overschrijding van de KDW op respectievelijk tussen 57 tot 100% en 59 tot 80% van het oppervlak van deze habitattypen (Tabel 6.1).

Van de kalkgraslanden van het heuvellandschap (*H6210;

43 De habitattypen in het duinlandschap beginnen met 21.

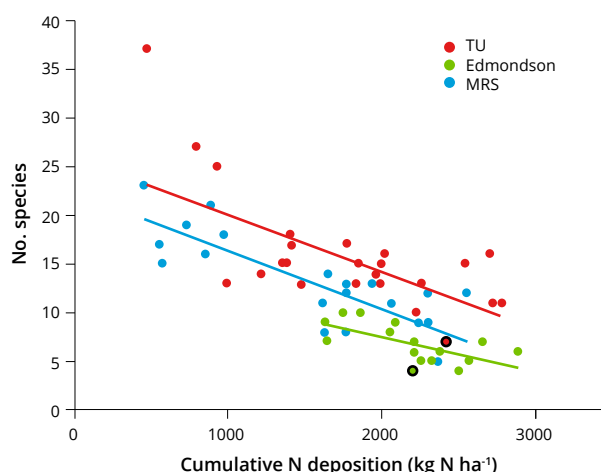
prioritair) was in 2018 op 26% van het oppervlak sprake van overschrijding van de KDW. Bij realisatie van de voorgenomen emissiereductie gaat het in 2030 nog om overschrijding van de KDW op 2 tot 6% van dit habitat-type. Echter, voor eiken-haagbeukenbossen (H9160B), het habitattype met het grootste oppervlak in het heuvelland, is de situatie ook in 2030 nog ernstig: waar in 2018 sprake was van overschrijding van de KDW op 94% van het oppervlak van deze habitat is bij realisatie van de beleidsvoornemens in 2030 nog steeds sprake van overschrijding op 50% tot 77% van het oppervlak bij toepassing van het optimistische en pessimistische scenario (Tabel 6.1).

6.3 Voortdurende overschrijding van de KDW zorgt voor achteruitgang

Vaak wordt aangenomen dat zolang de stikstofdepositie maar niet stijgt, er geen verslechtering optreedt in ecosystemen (of habitattypen). Men vergeet dan echter daarbij te betrekken dat de twee belangrijkste effectketens door te hoge stikstoflast, namelijk vermisting en verzuring⁴⁴, cumulatief zijn. Zo hoopt bij aanhoudend verhoogde stikstofdepositie geleidelijk steeds meer stikstof op in het systeem (bodem en plant), en ook de verzuring met afnemende buffercapaciteit (minder basische kationen en meer vrij aluminium) gaat elk jaar bij een nieuwe dosis van stikstof door. Het is dus te verwachten dat hoe langer een ecosysteem is blootgesteld aan verhoogde stikstofdepositie, des te groter de negatieve effecten zullen zijn, zeker ook in gebieden waar al decennialang de stikstoflast te hoog is. Dit zou ook betekenen dat in de laatste 15 jaar, waarin de stikstofdepositie in Nederlandse natuurgebieden ondanks beleid toch gelijk bleef op een te hoog niveau, de kwaliteit van de zeer gevoelige natuur achteruit is gegaan. De vraag is nu of hier ook wetenschappelijke evidentie voor is.

In de laatste 10 jaar is er informatie beschikbaar gekomen van verschillende typen onderzoek (correlatief, retrospectief of experimenteel) waarin de gevolgen van cumulatieve stikstofdepositie op diversiteit zijn geanalyseerd. Zo vonden Dupré *et al.* (2010) in hun historische onderzoek over de periode 1930 tot heden dat de soortenrijkdom in heischrale graslanden (H6230) van het Verenigd Koninkrijk, Duitsland en Nederland in alle drie de landen een significant negatief verband vertoonde met de cumulatieve stikstofdepositie, dwz. de som van de (geschatte) depositie over alle jaren voor de betreffende observatie. Verder kon

uit deze langlopende datareeks worden afgeleid dat vooral grassen profiteren van toegenomen stikstofrijkdom. Het aandeel grassen nam toe ten opzichte van het totaal aantal vaatplanten (Dorland *et al.* 2011). Dit maakt aannemelijk dat door langdurige belasting met stikstof de effecten steeds duidelijker negatief worden in deze graslanden uit het zandlandschap. Bij dit cumulatieve effect speelde voortschrijdende bodemverzuring⁴⁵ met al zijn consequenties een belangrijke rol in de afname van de soortenrijkdom en de kenmerkende soorten in heischrale graslanden. In het Verenigd Koninkrijk zijn in het eerste decennium van deze eeuw een drietal stikstofgradiëntstudies uitgevoerd in struikheidevegetaties op venige bodems (upland Calluna heath of Calluna moorland) (Payne *et al.* 2014). Voor elke locatie van de drie studies is de gecumuleerde stikstofdepositie vanaf 1900 tot het meetjaar ingeschat, en deze waarden zijn vergeleken met de soortenrijkdom van de heidevegetatie (vaatplanten, mossen en korstmossen). Er werd een significant negatief verband gevonden tussen de soortenrijkdom van de heidevegetatie en de cumulatieve stikstofdepositie in alle drie de studies (Figuur 6.2). Ook was er consistentie in welke soorten er afnamen, en welke er eventueel toenamen (de "winnaars"). Later onderzoek van Payne *et al.* (2019) maakt aannemelijk met langetermijnreeksen van vegetatieopnames in het Verenigd Koninkrijk dat de cumulatieve stikstofdepositie over 30 jaar de beste indicatie is voor de negatieve effecten van stikstofverrijking op de vegetatiesamen-



Figuur 6.2. Verband tussen het soortenaantal (vaatplanten, mossen en korstmossen) in Calluna-heiden met regulier beheer verspreid over Engeland, Wales en Schotland en de cumulatieve stikstofdepositie sinds 1900 in drie deelstudies (Payne *et al.* 2014).

⁴⁴ Zie hoofdstuk 2 voor details van deze processen.

⁴⁵ Zie ook figuur 2.4.

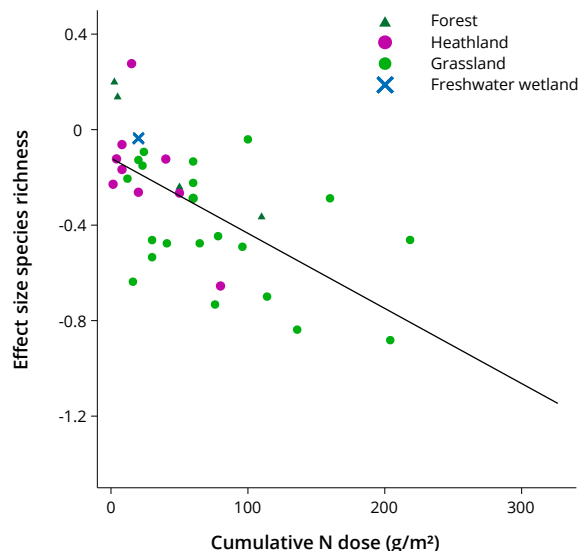
stelling in half-natuurlijke vegetaties, zoals graslanden, heiden en venen. Ook werd gevonden dat er soms al een daling van soortenrijkdom optrad voordat de KDW van de betreffende vegetatie was overschreden.

Verder is een eerste meta-analyse over deze problematiek uitgevoerd naar de resultaten van veldexperimenten met stikstofadditie in Europa en Noord-Amerika. Het betrof zowel graslanden, heiden, maar ook enkele moerassen en bossen (De Schrijver *et al.* 2011). Eén van de belangrijkste uitkomsten van deze eerste overzichtsstudie op dit gebied is dat de veranderingen in de soortenrijkdom van de vegetatie beïnvloed worden door de cumulatieve stikstofbelasting. Verder is een significant en negatief verband vastgesteld tussen de zogenaamde effectgrootte op de soortenrijkdom met de cumulatieve stikstofgift in de beschikbare experimenten (Figuur 6.3).

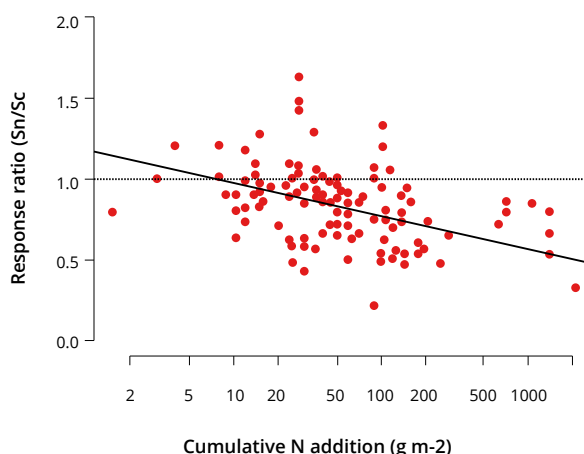
Deze relatie is zeer recent bestudeerd voor meer dan 130 stikstofadditie-experimenten verspreid over de wereld. In deze uitgebreide metastudie zijn veldexperimenten met toediening van stikstofverbindingen in terrestrische en moerasesystemen geanalyseerd (Soons *et al.* 2017). Ook in deze studie is een significant negatief effect gevonden tussen de cumulatieve stikstofgift en de effectgrootte voor de soortenrijkdom van de vegetatie (Figuur 6.4). Het gevonden negatieve verband is overigens goed vergelijkbaar met dat gevonden in de eerste metastudie (de Schrijver *et al.* 2011) en laat nogmaals de betekenis van de cumulatie van stikstofdepositie zien. In deze metastudie is ook de relatie geanalyseerd tussen cumulatieve fosfor(P)gift en de effectgrootte van de soortenrijkdom van de vegetatie: in dit geval is er geen significant verband, noch negatief, noch positief vastgesteld (Soons *et al.* 2017).

6.3.1 Doorwerking naar fauna

Naast deze gegevens over de soortenrijkdom van de vegetatie is er steeds meer evidentie dat langdurige verhoogde N-depositie ernstig negatief doorwerkt voor de fauna van heiden en bossen in het zandlandschap (Vogels *et al.* 2011; Van den Burg & Vogels 2017; voor mechanismen zie Nijssen *et al.* 2014 & 2017) (Figuur 2.11). Door aanhoudende bodemverzuring en stikstofvermesting is in het Nederlandse zandlandschap de nutriëntenonbalans een groot probleem. De bladeren van Nederlandse heideplanten zijn nu gekenmerkt door een opvallend hoge N:P ratio. Deze significante verhoogde ratio is sterk gecorreleerd met de stikstofbelasting maar ook met te ver voortgeschreden bodemverzuring: de plant N:P ratio is namelijk ook positief gecorreleerd met uitwisselbaar Al^{3+} in de bodem, en negatief met uitwisselbaar Ca^{2+} . Deze hoge N:P ratio in de heideplanten heeft geleid tot



Figuur 6.3. Verband tussen cumulatieve stikstofbelasting in stikstofadditie-experimenten in Europa en Noord-Amerika en het waargenomen effect in de experimentele studies. Zoals gebruikelijk voor metastudies staat op de y-as de effectgrootte (E : effect size): dit is $E = \ln(\text{soortenaantal}_{N\text{-additie}}/\text{soortenaantal}_{\text{controle}})$. Nul betekent dat de waarde in de stikstofbehandelde situatie gelijk is aan die van de onbehandelde controle, als de waarde negatief is, neemt het soortenaantal bij stikstof af, als de waarde positief is dan neemt deze toe. -0,4 komt overeen met 33% reductie t.o.v. controle, -0,8 met 55 % afname (de Schrijver *et al.* 2011). Een stikstofbelasting van 100 g N/m² komt overeen met 1000 kg N/ha.



Figuur 6.4. Verband tussen de soortenrijkdom responsratio (Soortenrijkdom bij N-additie/Soortenrijkdom in controle). Is deze waarde 1, dan is er geen effect van stikstofgift, 0,5 komt overeen met 50% reductie t.o.v. de controle (Soons *et al.* 2017). Een stikstofbelasting van 100 g N/m² komt overeen met 1000 kg N/ha. NB.: x-as is logaritmisches uitgezet.

een algehele afname van de voedselkwaliteit van planten voor herbivore fauna door een toenemend tekort van P. De aantallen en soortenrijkdom van veldkrekels, herbivore loopkevers en tweevleugeligen blijkt sterk gecorreleerd met de N:P-ratio van de vegetatie en dit werkt ook door naar de hogere trofische niveaus (bijv. vogels) in de heide. In vegetaties met lage N:P ratio's is de abundantie en soortenrijkdom hoger dan in vegetaties met hoge N:P ratio's (Vogels *et al.* 2016, 2017). Ook kan de samenstelling van de bladeren voor de herbivore fauna negatief beïnvloed zijn bij hoge N-depositie door veranderde aminozuur-samenstelling, te hoge concentraties secundaire plantengestoffen met veel N of te lage gehalten basische kationen (calcium, kalium of magnesium). Dit heeft negatief uitpakt voor de fauna in het Nederlandse zandlandschap (o.a. bossen) (van den Burg *et al.* 2014; van den Burg 2017).

6.4 Slotopmerkingen

In dit hoofdstuk is een inschatting gepresenteerd van de hoeveelheid stikstofdepositie in 2030 op Natura-2000 habitattypen, gebaseerd op het voorgenomen beleid van de regering en de verwachte ontwikkeling ten aanzien van (verminderde) stikstofdepositie vanuit het buitenland. Hierbij is uitgegaan van zowel een pessimistisch als een optimistisch scenario voor wat betreft de beoogde stikstofreductie in 2030. De volgende conclusies kunnen worden getrokken:

- De ingeschatte reductie van de stikstofdepositie verkleint in het algemeen het oppervlak waarop voor habitattypen sprake is van overschrijding van de KDW in 2030, vergeleken met het aan een te hoge KDW blootgestelde oppervlak van habitats in 2018.
- Daar waar de KDW door de voorgenomen emissie-reducties niet meer zal worden overschreden in 2030 moet vanaf dat jaar uitgegaan worden van een positief effect voor die habitats, waarvoor echter wel vaak herstelbeheer nodig zal zijn;

- Wel blijft een aanzienlijk deel van het oppervlak van de zeer gevoelige habitattypen in het zandlandschap (9 van de 13) voor meer dan 50% van hun oppervlak blootstaan aan stikstofdepositie boven de KDW'n voor deze habitats, zowel in het optimistische als het pessimistische scenario;
- In het duinlandschap blijft de KDW overschreden op meer dan 50% van het oppervlak van twee habitat(sub)typen (van de 9), in het laagveengebied is dit ook het geval voor het oppervlak van twee habitattypen, terwijl het in het heuvelland om één habitatsubtype gaat (wel het type met het grootste oppervlak binnen dit landschap);
- Het is wetenschappelijk bezien aannemelijk dat een "standstill" of geringe afname van stikstofdepositie niet betekent dat er een "standstill" in negatieve effecten van stikstof optreedt, wanneer sprake blijft van overschrijding van de KDW; of te wel hoe langer de belastingen en de overschrijdingen met N zijn geweest, des te groter de negatieve gevolgen voor de betrokken habitattypen zijn;
- Voor minimaal 15 habitat(sub)typen – van de 30 – is gevonden dat tot 2030 sprake zal zijn van verslechtering door blootstelling aan te hoge niveaus van stikstof boven de KDW'n van deze typen;
- Gelet op de matig ongunstige tot ongunstige staat van instandhouding van deze 15 habitat(sub)typen, zijn de voorgenomen herstelmaatregelen onvoldoende om verslechtering of dreigende verslechtering afdoende te keren.

7 Slotopmerkingen



Het behouden van soortenrijke habitattypen met kenmerkende planten en dieren: van groot belang voor de biodiversiteit en het oog wil ook wat! (foto Roland Bobbink).

7.1 Achtergrond

Nederland kent een lange geschiedenis van verhoogde stikstofdepositie. Tussen 1900 en 1920 was de stikstofdepositie nog erg laag in Nederland. De stikstofdepositie begon vooral te stijgen na de Tweede Wereldoorlog, met de grootste stijging tussen 1950 en 1980. De piekjaren waren in de periode tussen 1980 en 1992 met ook op wereldschaal zeer hoge atmosferische depositie van stikstofverbindingen. Sinds begin jaren negentig van de vorige eeuw daalde de depositie van gereduceerd N eerst sneller dan die van geoxideerd stikstof, maar na 2003 is die van geoxideerd verder gedaald, maar van gereduceerd stikstof is de daling gestagneerd. In de laatste jaren is de depositie van gereduceerd stikstof juist weer wat gestegen en het aandeel ervan is nu ca. 70% van de totale stikstofdepositie. De laatste 15 jaar is in de Natura-2000 gebieden geen daling van de stikstofdepositie vastgesteld, in veel gevallen is in deze periode een stijging waarschijnlijk. Ook in Nederland is door de ligging van de emissiebronnen de stikstofdepositie niet overal gelijk, de depositie is met name hoog in het zand- en hoogveenlandschap, en relatief laag in de duinen. Dit alles betekent dat de stikstofdepositie in Nederland al sinds vier, soms zelfs vijf decennia sterk verhoogd is.

In het algemeen zijn de effecten van decennialange stikstofovermaat op bodem, planten en op de fauna complex, met vele interacties en treden op verschillende tijdschalen op. Vooral de cumulatieve gevolgen van vermisting al of niet in combinatie met versterkte verzuring en negatieve effecten van ammonium (ammoniak) zijn doorslaggevend voor de afname van de biodiversiteit. Dit betekent dat op voorheen (matig) voedselarme bodems en/of op verzuringgevoelige gronden de negatieve effecten het meest ernstig zijn. De verarming van de kwaliteit van de Nederlandse natuur, vooral in het Pleistoceen zandgebied, het hoogveenlandschap en de droge duinen is in hoge mate aan de bestaande stikstofovermaat toe te schrijven.

7.2 Huidige overschrijding van de KDW

De verdeling van de atmosferische stikstofdepositie in 2018 over het oppervlak van 30 habitat(sub)typen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden is geanalyseerd in Hoofdstuk 4. Door vergelijking van de KDW van het betreffende habitat(sub)type en de stikstofdepositie waaraan het wordt blootgesteld is ook duidelijk gemaakt voor welk deel (%) van het oppervlak de KDW wordt overschreden. Niet onverwacht is gevonden dat de huidige stikstofproblematiek het grootst is in het droog en nat zandlandschap: op 82% van het oppervlak van de zeer

gevoelige habitattypen in dit landschap is in 2018 sprake van overschrijding van de KDW (Tabel 7.1). Voor negen van de dertien habitat(sub)typen ligt dit percentage zelfs boven de 95%. Ook in het uitgestrekte Nederlandse duinlandschap zijn veel (zeer) stikstofgevoelige habitattypen aanwezig, maar daar is de situatie wat minder drastisch: op 59% van het oppervlak van de habitattypen is de KDW overschreden. Het oppervlak met overschrijding is met name zeer hoog voor grijze duinen (H2130BC*) en droge duin(eiken)bossen (H2180A). In de drie overige landschappen is het aantal (zeer) gevoelige habitattypen aanzienlijk lager. Toch betekent dit niet dat de overschrijding van KDW'n daar geen rol speelt, in tegendeel: totaal is op 90% van het oppervlak van de habitat(sub)typen de KDW overschreden (Tabel 7.1). Samenvattend kan gesteld worden dat in 2018 zeer grote oppervlakten beschermd en voor stikstof gevoelige habitat nog steeds onder (veel) te hoge belasting van stikstofdepositie stonden: in totaal is in 2018 op 75% van het totale oppervlak van 30 habitat(sub)typen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden de KDW overschreden.

7.3 Effecten van overschrijding van de KDW

Het begrip kritische depositiewaarde (KDW) en de aantoonbare betekenis van overschrijding van de KDW is in hoofdstuk 5 aan bod gekomen. Ook is de ernst van de huidige situatie in een aantal zeer gevoelige habitattypen besproken in relatie tot de heersende stikstofdepositie. Wetenschappelijk is aangetoond dat bij de nu in Nederland voorkomende overschrijdingen van de KDW'n blijvend verlies van (kenmerkende) biodiversiteit is opgetreden en optreedt in zeer gevoelige habitattypen. Zeker in Nederland waar de KDW al decennia wordt overschreden; bij te hoge stikstofdepositie rest veelal een sterk gedegradeerde vegetatie die waarschijnlijk niet meer als Natura 2000-habitatype gekwalificeerd kan worden (dit is onder andere het geval bij delen van de habitats heischrale graslanden en oude eikenbossen). Uit een onafhankelijke analyse van gradiëntstudies is duidelijk geworden dat de via de stikstofgradiëntmethode ingeschatte bandbreedte van de KDW zeer goed overeenkomt met die van de bestaande empirische KDW'n. Wel komt meestal de ingeschatte waarde het meest in de buurt van de onderkant van de nu geldende bandbreedte. Dit betekent dat de nu geldende KDW'n in het algemeen zeker niet aan de hoge kant zijn!

Het is verder wetenschappelijk gezien aannemelijk dat een "standstill" of geringe afname van stikstofdepositie niet betekent dat er een "standstill" in negatieve effecten

van stikstof optreedt, wanneer sprake blijft van overschrijding van de KDW; of te wel hoe langer de belastingen en de overschrijdingen met N zijn geweest, des te groter de negatieve gevolgen voor de betrokken habitattypen zijn bij blijvende overschrijding van de KDW. Dit komt vooral door de cumulatieve doorwerking van stikstofaccumulatie in het ecosysteem (vermesting) en/of voortgaande verzuring van bodem of water. De gevolgen van deze cumulatieve doorwerking zijn in veel habitattypen zichtbaar, zoals in grijze duinen, droge duinbossen, vennen, heiden, en meerdere bostypen.

7.4 Inschatting van de overschrijding in 2030

In dit rapport is een inschatting gemaakt van de hoeveelheid stikstofdepositie in 2030 op Natura-2000 habitattypen, gebaseerd op het voorgenomen beleid van de regering en de verwachte ontwikkeling ten aanzien van (verminderde) stikstofdepositie vanuit het buitenland. Hierbij is uitgegaan van zowel een pessimistisch als een optimistisch scenario voor wat betreft de beoogde depositie in 2030. De ingeschatte reductie van de stikstofdepositie verkleint in het algemeen het oppervlak waarop voor habitattypen sprake is van overschrijding van de KDW van 75% in 2018 tot 43-58% in 2030, afhankelijk van het scenario. Daar waar de KDW door de voorgenomen emissiereducties niet meer zal worden overschreden in 2030 is een positief effect voor die habitats te verwachten, waarvoor in bijna alle gevallen echter wel actief herstelbeheer nodig zal zijn, aangezien de gedegradeerde situaties vrijwel niet – of heel langzaam – spontaan herstellen van decennialange stikstofoverlast.

Een groot deel van het oppervlak (60%) van de zeer gevoelige habitattypen in het zandlandschap blijft in 2030 blootstaan aan stikstofdepositie boven de KDW'n voor

Tabel 7.1. Overzicht van het percentage van het oppervlak van de 30 habitat(sub)typen per landschap waarop de KDW in 2018 (Hoofdstuk 4), en in 2030 bij beoogd beleid (255 mol reductie) is overschreden. Voor 2030 is ook de range voor een optimistisch en een pessimistisch scenario aangegeven (zie hoofdstuk 6 voor details).

	Overschrijding KDW (% oppervlak) in 2018	Overschrijding KDW (% oppervlak) in 2030
Duinlandschap	59%	33% (24-41)
Zandlandschap	82%	60% (54-65)
Overige landschappen	90%	63% (47-79)

deze habitats (Tabel 7.1). Voor negen van de dertien habitat(sub)typen van het droog en nat zandlandschap blijft, ook bij het optimistisch scenario, op meer dan 80% van het oppervlak de depositie boven de KDW (Tabel 6.1). Door de relatief minder hoge stikstofbelasting in het duinlandschap is het effect van de reductie in stikstofdepositie daar positiever: er wordt in 2030 24-41% overschreden, ongeveer een halvering t.o.v. de situatie in 2018. Voor twee habitattypen (kalkarme grijze duinen & droge duinbossen) blijft het oppervlak met overschrijding in 2030 wel hoog. In de overige landschapstypen is de reductie ook vrij groot, vooral in het rivierengebied, maar zowel in het laagveengebied (veenmosrietlanden & veenheide) als in het Zuid-Limburgse heuvelland (eikenhaagbeukenbossen) blijft het oppervlak dat blootgesteld is aan deposities boven de KDW erg hoog (veelal > 75% bij beide scenario's).

7.5 Haast is geboden

Het is nu begin 2021, terwijl de laatste 15 jaar geen daling van de stikstofdepositie meer heeft plaatsgevonden. Dit betekent dat in de afgelopen 15 jaren de cumulatieve effecten van stikstof voor driekwart van het grote oppervlak van gevoelige habitats (dat is het oppervlak dat aan stikstofdepositie boven de KDW blootstaat) niet zijn gestopt en de achteruitgang van de voor stikstof gevoelige habitats is voortgegaan. Deze verslechtering van de Natura 2000-gebieden gebeurt sluipend, en dient op korte termijn gestopt te worden om het definitieve omvallen van habitattypen te voorkomen. Voor een aantal habitats – een zogenaamde “zwarte” lijst – is het nu of nooit, en is de verlaging van de stikstofdepositie met beoogd regeringsbeleid te gering en te langzaam om dit risico voldoende in te perken (Tabel 7.2). Vooral in grote delen van het zandlandschap, maar ook in de overige landschappen – en zelfs in de duinen – blijven meerdere typen onder te hoge druk staan. Dit is des te nijpender omdat voor veel van deze bedreigde en aangetaste habitattypen geldt dat herstelmaatregelen niet beschikbaar zijn of onvoldoende werkzaam bij de huidige te hoge stikstofdepositie. De mogelijkheden om met herstelmaatregelen de verslechtering door stikstof te stoppen zijn immers voor veel habitattypen beperkt en/of al uitgevoerd, terwijl voor een aantal habitattypen überhaupt geen herstelmaatregelen mogelijk zijn – of bekend zijn – om negatieve effecten tegen te gaan. Daarom is bescherming van de meest gevoelige natuur via adequate en snelle reductie van de atmosferische stikstofdepositie cruciaal om de sluipende verslechtering – of zelfs het verdwijnen van habitats – te stoppen en om de degradatie in de toekomst nog te kunnen terugdraaien via herstelbeheer.

Tabel 7.2. Zwarte lijst van habitattypen waarvoor een snelle reductie van de stikstofdepositie zeer hard nodig is. Aangegeven staat: Natura 2000-staat van instandhouding wat structuur en functie in de periode 2013-'18 betreft; % oppervlak met overschrijding in 2030 met twee scenario's en een expert-inschatting van de herstelbaarheid. Meest rechter kolom geeft de urgentie van snelle stikstofreductie.

	habitatype	Svl-structuur & functie (2013-18)	Overschrijding 2030 (range van 2 scenario's)	Herstelbaarheid	Urgentie N-reductie
2180	Duinbossen	matig	56-76	?	hoog
2330	Zandverstuivingen	slecht	76-97	kansarm	zeer hoog
3110	Zeer zwak gebufferde vennen	slecht	100-100	matig kansrijk	zeer hoog
3130	Zwak gebufferde vennen	slecht	99-100	kansrijk	hoog
4010B	Veenheide	slecht	59-80	matig kansrijk	hoog
6230	Heischrale graslanden	slecht	69-99	kansarm	zeer hoog
7110A	Actieve hoogvenen	slecht	100-100	kansarm	zeer hoog
7110B	Actieve hoogvenen (heideveentjes)	slecht	70-95	matig kansrijk	hoog
7120	Herstellende hoogvenen	slecht	100-100	?	zeer hoog
7140B	Veenmosrietlanden	slecht	57-100	matig kansrijk	zeer hoog
9120	Beuken-eikenbossen met hulst	matig	85-94	onbekend	matig hoog
9160B	Eiken-haagbeukenbossen	slecht	50-77	matig kansrijk	hoog
9190	Oude eikenbossen	slecht	96-99	kansarm	zeer hoog

8 Literatuurverwijzingen

- Aggenbach, C., S. Arens, Y. Fujita, A. Kooijman, T. Neijmeijer, M. Nijssen, P. Stuyfzand, M. van Til, J. van Boxel & L. Cammeraat (2018). Herstel grijze duinen door reactiveren kleinschalige dynamiek. OBN223-DK. VBNE, Driebergen.
- Arnolds, E. (1991). Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35, 209-244.
- Asman, W.A.H., M.A. Sutton & J.K. Schjorring (1998). Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist* 139, 27-48.
- Barker, C.G. (2001). The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition. PhD Thesis, University of London.
- van den Berg, L.J.L., E. Dorland, P. Vergeer, M.A.C. Hart, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs (2005). Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166, 551-564.
- Bergsma, H., J. Vogels, A. van den Burg & R. Bobbink (2018). Is de bodemverzuring in Nederland onomkeerbaar? Door chronische verzurende depositie zal de natuur op droge zandgronden niet vanzelf herstellen. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 15(144), 4-8.
- Bobbink, R., G.W. Heil & M.B.A.G. Raessen, M.B.A.G. (1990). Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. Dutch Priority Programme on Acidification, report project 119, Dept. of Plant Ecology and Evolutionary Biology, Utrecht.
- Bobbink, R., Heil, G.W. & Raessen, M.B.A.G. (1992a). Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heathland ecosystems. *Environmental Pollution* 75, 29-37.
- Bobbink, R., D. Boxman, E. Fremstad, G. Heil, A. Houdijk & J. Roelofs (1992b). Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: P. Grennfelt & E. Thörnelöf (eds.), *Critical loads for nitrogen*. Nord (Miljörapport) 1992:41, 111-159. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Bobbink, R. & Lamers, L.P.M. (1999). Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties; een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger & I.J.J. van den Wyngaert (2003). Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) *Empirical critical loads for nitrogen*. Environmental Documentation No. 164.
- Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway *et al.* (2010a). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30-59.
- Bobbink, R., H. Tomassen, M. Weijters & J.-P. Hettelingh (2010b). Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur. *De Levende Natuur*, 111, 254-258.
- Bobbink R. & J.-P. Hettelingh (eds.) (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM report 680359002/2011 (244 pp).
- Bobbink, R., D. Bal, H.F. van Dobben, A.J.M. Jansen, M. Nijssen, H. Siepel, J.H.J. Schaminée, N.A.C. Smits & W. de Vries (2014). De effecten van stikstofdepositie op de structuur en het functioneren van ecosystemen. In: *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS)*. Deel I: Algemene inleiding op herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, pp.41- 82.
- Bobbink, R., L. van den Berg, M. Nijssen, E. Remke & A. Kooijman (2014b). Effecten van verhoogde stikstofdepositie door 2 nieuwe kolencentrales op duingebieden passend beoordeeld? Rapport Onderzoekcentrum B-WARE, Rapportnummer: 2014-62, Nijmegen
- Bobbink, R., H.B.M. Tomassen, M.J. Weijters, L.J.L. Van den Berg, J. Strengbom, S. Braun, A. Nordin, K. Schütz & J.-P. Hettelingh (2015). Effects and empirical critical loads of nitrogen for Europe. In: W. de Vries, J.-P. Hettelingh & M. Posch (eds) *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. Springer, Dordrecht, Netherlands, 85-127.
- Bobbink, R., H.L.T. Bergsma, J. den Ouden, & M.L. Weijters (2017). Bodemverzuring in droog zandlandschap: na het zuur geen zoet? *Landschap* 34(2), 61-69.
- Bobbink, R. & M. Weijters (2018). Verschil in effecten op natuur van gereduceerd versus geoxideerd stikstof. *Lucht maart* 2018, 23-27.
- Bobbink, R. (2019). Stikstofdepositie: sluipmoordenaar voor natuur. *BODEM nummer 6* (december), 34-37.
- Bobbink, R., H. Siepel, J. Vogels & M. Weijters (2019). Herstel van Oude eikenbossen: kennishiaten, onderzoek en verkenning van maatregelen. Rapport Onderzoekcentrum B-WARE nr. RP-18.082.19.25, Nijmegen.
- Bobbink, R., R. Loeb, E. Verbaarschot, M. Weijters, J. Vogels, H. Bergsma & F. van der Zee (2020). Werkt steenmeel als herstelmaatregel tegen bodemverzuring in heischrale graslanden. *Vakblad Natuur, Bos & Landschap* 166 (juni 2020), 16-19.

- Bobbink, R. (2021). Deel A: Empirisch bepaalde relaties tussen de hoeveelheid stikstofdepositie en de kwaliteit van habitat-typen. In: G.W.W. Wamelink, P.W. Goedhart, H.D. Roelofsen, R. Bobbink, M. Posch, H.F. van Dobben & Data providers: Relaties tussen de hoeveelheid stikstofdepositie en de kwaliteit van habitattypen. Wageningen Environmental Research, Rapport 30xx, Wageningen.
- Boesveld, A, S. van Leeuwen, T. Neckheim & A. Gmelig Meyling (2021). Natuurbeheer voor de nauwe korfslak. De Levende Natuur, 122 (1), 10-18.
- Braun, S., B. Rihm, C. Schindler & W. Flückiger,(1999). Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: An epidemiological approach. *Water Air and Soil Pollution* 116, 357-364.
- Braun, S., C. Schindler, R. Volz, R. W. Flückiger (2003). Forest damages by the storm 'Lothar' in permanent observation proefvlak in Switzerland: The significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water Air and Soil Pollution* 142, 327-340.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts & D. Belgers (2009). Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Ede, Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam & J.G.M. Roelofs (2016). Sturende factoren herstel vennen in een veranderende omgeving. *Landschap* 33(2), 92-97.
- van den Burg, A., A. Dees, T. Huigens, R-J. Bijlsma & R. de Waal (2014). Voedselkwaliteit en biodiversiteit in bossen van de hoge zandgronden. Rapport O+BN nr. 2014/OBN186-DZ.
- van den Burg, A. (2017). Rammelende eieren en brekebenen bij de koolmees: verzuring terug bij af? *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* juni 2018, 3-7.
- van den Burg, A. B. & J. J. Vogels (2017). Zuur voor de fauna – Soorten bos en hei missen essentiële voedingsstoffen. *Landschap* 34, 71-79.
- Cape J.N., L.J. van der Eerden, L.J. Sheppard, I.D. Leith & M.A. Sutton (2009). Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157, 1033–1037.
- C.M. Clark, J. Richkus, P.W. Jones, J. Phelan, D.A. Burns, W. de Vries, E. Du, M.E. Fenn, L. Jones & S.A. Watmough (2020). A synthesis of ecosystem management strategies for forests in the face of chronic nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 248, 1046-1058.
- van Dam, D., H.F. van Dobben, C.F.J. ter Braak & T. de Wit, T. (1986) Air pollution as a possible cause for the decline of some phanerogamic species in The Netherlands. *Vegetatio*, 65, 47-52.
- van Dam, H., D. Tempelman, E. Brouwer, K. Hanhart, F.J.H. van Erve, B.F. van Tooren & A. Mertens (2017). Een eeuw monitoring van vennen in Midden-Brabant: basis voor adequaat beheer. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. Rapport 1410/Stichting Semblis, Amsterdam/ Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen / Eelerwoude B.V., Goor / Van Erve Natuuronderzoek, Haaren / Sieralgenwerkgroep Nederland, Bilthoven / Diatomella, Overasselt.
- Dentener, F., *et al.* (2006). Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multi-model evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20:GB4003. [doi: 10.1029/2005GB002672].
- van Diggelen, J.M.H., G. van Dijk, C. Cusell, J. van Belle, A. Kooijman, T. van den Broek, R. Bobbink, I.S. Mettrop, L.P.M. Lamers & A.J.P. Smolders (2018). Onderzoek naar de effecten van stikstof in overgangs- en trilvenen ten behoeve van het behoud en herstel van habitatype H7140 (Natura 2000). VBNE, Rapport nr. 2018/OBN220-LZ, Driebergen.
- van Diggelen, R., H. Bergsma, R-J. Bijlsma, R. Bobbink, A. van den Burg, J. Sevink, H. Siebel, H. Siepel, J. Vogels, W. de Vries & M. Weijters (2019). Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of een risicovolle combinatie? *Vakblad Natuur, Bos en Landschap*, mei 2019.
- H.F. van Dobben, A. van Hinsberg, E.P.A.G. Schouwenberg, M. Jansen, J.P. Mol-Dijkstra, H.J.J. Wieggers, J. Kros en W. de Vries, 2006, Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. *Ecosystems* 9, 32-45.
- van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. *Alterra-rapport 2397*, Wageningen.
- van Dobben, H. (2020). Effecten van stikstofdepositie op de natuur en de rol van de kritische depositiewaarde. *Tijdschrift Natuurbeschermingsrecht*, 4(2), maart 2020, 44-51.
- Dorland, E., R. Bobbink, S. Rotthier, & M.B. Soons (2011). Heischrale graslanden: nu en in de toekomst bedreigd door overmaat aan stikstof! *De Levende Natuur*, 112(6), 220-224.
- Draaijers, G. (1993). The variability of atmospheric deposition to forests. The effects of canopy structure and forest edges. PhD Thesis, University of Utrecht.
- Duprè, C., C.J., Ranke, T. Bleeker, A., Peppler, C., Hennekens, S., Gowing, D.J.G., Dise, N.B. Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years – the effects of accumulated atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology* 16, 344-357.
- van Ek, R. & Draaijers, G.J.P. (1991). Atmospheric deposition in relation to forest stand structure. Report Dept. Of Physical Geography, University of Utrecht, The Netherlands.
- Erisman, J.W. (1992). Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands. Proefschrift, Universiteit Utrecht, The Netherlands.

- Field, C.D., Dise, N.B., Payne, R.J., Britton, A.J., Emmett, B.A., Helliwell, R.C., Hughes, S., Jones, L., Lees, S., Leake, J.R., Leith, I.D., Phoenix, G.K., Power, S.A., Sheppard, L.J., Southon, G.E., Stevens, C.J., Caporn, S.J.M. (2014). The role of nitrogen deposition in widespread plant community change across semi-natural habitats. *Ecosystems* 17 (5), 864-877.
- Flückiger, W. & S. Braun (1999). Nitrogen and its effect on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water Air and Soil Pollution* 116, 99-110.
- Fowler, D. (2002). Pollutant deposition and uptake by vegetation. In: J. N. B. Bell and M. Treshow (eds), *Air pollution and plant life*, pp. 201-235. John Wiley & Sons, Chichester.
- de Graaf, M.C.C., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek (1998). Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.
- Gilliam, F. S., D.A. Burns, C.T. Driscoll, S.D. Frey, G.M. Lovett & S.A. Watmough (2019). Decreased atmospheric nitrogen deposition in eastern North America: Predicted responses of forest ecosystems. *Environmental pollution*, 244, 560-574.
- de Haan, B.J., Kros, J., Bobbink, R., van Jaarsveld, J.A., De Vries, W. & Noordijk, H. (2008). Ammoniak in Nederland. Rapport Planbureau voor de leefomgeving, 500125003, Bilthoven.
- Heil, G.W., M.J.A. Werger, W. de Mol, D. van Dam & B. Heijne (1988). Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science* 239: 764-765.
- Hoogerbrugge, R., G.P. Geilenkirchen, H.A. den Hollander, E. van der Swaluw, S. Visser, W.J. de Vries, R.J. Wichink Kruit (2019). 'Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland, Rapportage 2019', RIVM Rapport 2019-0091, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Hoogerbrugge, R., G.P. Geilenkirchen, A. den Hollander, W. Schuch, E. van der Swaluw, W.J. de Vries, R.J. Wichink Kruit (2020). 'Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland, Rapportage 2020', RIVM Rapport 2020-0091, Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
- Hordijk, L. (red.) (2020). Meer meten, robuuster rekenen. Eindrapport van het Adviescollege Meten en Berekenen Stikstof.
- Hornung, M., M.A. Sutton & R.B. Wilson (1995). Mapping and modelling of critical loads for nitrogen – a workshop report. Report of a workshop held at Grange-over-Sands, UK, UNECE-LRTAP. ITE, Merlewood.
- Ivens, W. (1990). Atmospheric deposition onto forests. PhD Thesis, University of Utrecht, The Netherlands.
- Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2003). Europese natuur in Nederland: Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.
- Janssen, J.A.M. (red.), R.J. Bijlsma (red.), G.H.P. Arts, M.J. Baptist, S.M. Hennekens, B. de Knegt, T. van der Meij, J.H.J. Schaminée, A.J. van Strien, S. Wijnhoven, T.J.W. Ysebaert (2020). Habitatrichtlijnrapportage 2019: Annex D Habitattypen; Achtergronddocument. WOt-technical report 171. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.
- Jokerud, M. (2012). Impact of Nitrogen Deposition on Species Richness and Species Composition of Ombrotrophic Mires in Western Norway. Master Thesis, Department of Biology, University of Bergen, Norway.
- Koster, E. A. (2007). The "European Aeolian Sand Belt": Geoconservation of drift sand landscapes. *Geoheritage* (2009) 1, 93-110.
- Kros, J., B.J. de Haan, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, J.G.M. Roelofs & W.de Vries (2008). Effecten van ammoniak op de Nederlandse natuur. Wageningen, Alterra-rapport 1698.
- Lambers, H, F. Stuart Chapin III & T. L. Pons (2008). *Plant Physiological Ecology*, Second Edition. Springer, New York.
- Lilleskov, E. A., T. W. Kuyper, M. I. Bidartondo & E. A. Hobbie (2019). Atmospheric nitrogen deposition impacts on the structure and function of forest mycorrhizal communities: A review. *Environmental Pollution* 246, 148-162.
- Løkke, H., Bak, J., Bobbink, R., Bull, K., Chrast, R., Curtis, C., Falkengren-Grerup, U., Forsius, M., Gundersen, P., Hornung, M., Starr, M., Skjelkvåle, B.L. & Tybirk, K. (1999). Critical loads Copenhagen 1999. Conference report. UN/ECE Convention of Long-range Transboundary Air Pollution, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Lolkema, D.E., H. Noordijk, A.P. Stolk, R. Hoogerbrugge, M.C. van Zanten & W.A.J. van Pul (2015). The Measuring Ammonia in Nature (MAN) network in the Netherlands. *Biogeosciences*, 12, 5133-5142.
- Matzner, E. & D. Murach (1995). Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 63-76.
- Lucassen, E.C.H.E.T., R. Bobbink, M.M.A. Oonk, T-E. Branderud & J.G.M. Roelofs (1999). The effects of liming and reacidification on the growth of *Juncus bulbosus* L.: a mesocosm experiment. *Aquatic Botany* 64, 95-103.
- Mellert, K.H. & A. Göttlein (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research* 131, 1461-1472.
- Nijssen, M., J. Bouwman & H. Siepel (2014). Hoe zijn negatieve effecten van stikstofdepositie op diersoorten te mitigeren? *De Levende Natuur* – juli 2014, 167-171.
- Nijssen, M.E., M.F. WallisdeVries & H. Siepel (2017). Pathways for effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212, 423-431.

- Nilsson, S.I. & P. Grenfeldt (eds.) (1988). Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. NORD 1988:97, Copenhagen: Nordic Council of Ministers.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. and Ericson, L. (2005). Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. *Ambio* 34, 20-24.
- Oosterbaan, A. (2014). Eikensterfte: ernst, oorzaken en beheer. *Vakblad Bos, Natuur en Landschap*, januari 2014, 22-25.
- Ozinga, W.A., E. Arnolds, P.J. Keizer & T.W. Kuyper (2013). Paddenstoelen in het natuurbeheer. OBN preadvies-paddenstoelen. Ministerie van Economische Zaken.
- Payne, R.J., S.J. Caporn, C.D. Field *et al.* (2014). Heather moorland vegetation and air pollution: a comparison and synthesis of three national gradient studies. *Water, Air and Soil Pollution* 225, 1-13.
- Payne, R.J., C. Campbell, A.J. Britton *et al.* (2019). What is the most ecologically-meaningful metric of nitrogen deposition? *Environmental Pollution* 247, 319-331
- Paulissen, M.P.C.P., P.J.M. van der Ven, A.J. Dees & R. Bobbink (2004). Differential effects of nitrate and ammonium on three fen bryophyte species in relation to pollutant nitrogen input. *The New Phytologist* 164, 451-458.
- Post, P.M., L. Hogerwerf, E.A.M. Bokkers *et al.* (2020). Effects of Dutch livestock production on human health and the environment. *Science of the Total Environment* 737 (2020), 139702.
- van Pul, A.W., R. Wichink Kruit, A. Frumau, H. Kros & W. de Vries (2018). Trends in ammoniak en ammonium: Concentraties en depositie. *VFocus juni 2018*, 18-21.
- Roelofs, J.G.M., A.J. Kempers, 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.
- Sala, O.E., F.S. Chapin & J.J. Armesto (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Schmitz, A., Sanders, T. G. M., Bolte, A., Bussotti, F., Pollastrini, M., Johnson, J., ... & Dirnb, T., 2019. Responses of forest ecosystems in Europe to decreasing nitrogen. *Environmental Pollution* 244, 980-994.
- de Schrijver, A., R. Devlaeminck, J. Mertens, K. Wuyts, M. Hermy & K. Verheyen (2007). On the importance of incorporating forest edge deposition for evaluating exceedance of critical pollutant loads. *Applied Vegetation Science* 10, 293-298.
- de Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K. & Verheyen, K. (2011). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 20, 803-816.
- Schuurkes, J.A.A.R., M.A. Elbers, J.J.F. Gudden & J.G.M. Roelofs (1987). Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of smallscale soft water systems. *Aquatic Botany* 28, 199-225.
- Soons, M.B., M.M. Hefting, E. Dorland, L.P.M. Lamers, C. Versteeg & R. Bobbink (2017). Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus. *Biological Conservation* 227, 390-397.
- Sparrius, L.B. (2011). Inland dunes in the Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.
- Sparrius, L.B. & M.J.P.M. Riksen (2019). Evaluatie van elf jaar stuifzandbeheer op de Veluwe 2007-2018. BLWG-rapport 23, BLWG & Wageningen UR.
- Stevens, C.J., C. Duprè, E. Dorland, C. Gaudnik, D.J.G. Gowing, A. Bleeker, M. Diekmann, D. Alard, R. Bobbink, D. Fowler, E. Corcket, J.O. Mountford, V. Vandvik, P. A. Aarrestad, S. Muller & N.B. Dise (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158, 2940-2945.
- Stevens, C. J., P. Manning, L. J. L. van den Berg, M. C. C. de Graaf, G. W. W. Wamelink, A. W. Boxman, A. Bleeker, P. Vergeer, M. Arroniz-Crespo, J. Limpens, L. P. M. Lamers, R. Bobbink & E. Dorland (2011). Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. *Environmental Pollution* 159, 665-676.
- Sutton, M.A., S. Reis & S.M.H. Baker (2009) Atmospheric ammonia – detecting emission changes and environmental impacts. Springer, Heidelberg.
- Sutton, M.A., N. van Dijk, P.E. Levy *et al.* (2020). Alkaline air: changing perspectives on nitrogen and air pollution in an ammonia-rich world. *Phil. Trans. R. Soc. A* 378: 20190315.
- TNO (2019). Factsheet: emissies en depositie van stikstof in Nederland. TNO, Den Haag.
- UNECE (2005). Forest Condition in Europe. 2005 Technical Report. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests 1-99. UNECE, Geneva and Brussels.
- Verstraeten, A., J. Neiryck, G. Genouw, N. Cools, P. Roskams & M. Hens (2012). Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62, 50-63.
- Vogels, J., A. van den Burg, E. Remke & H. Siepel (2011). Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen – Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010). DKI-EL&I, Den Haag.

- Vogels, J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma (2016). Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik. *De Levende Natuur* 117(6), 245-250.
- Vogels, J., W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel (2017). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212, 432-447.
- Vogels, J., A. van den Burg, D. van de Waal, Maaïke Weijters, Roland Bobbink, Marijn Nijssen & Michiel Wallis de Vries (2020a). Imbalanced by overabundance: Effects of nitrogen deposition on nutritional quality of producers and its subsequent effects on consumers. VBNE, Rapportnr. 2020/OBN236-NZ Driebergen.
- Vogels, J.J., E. Verbaarschot, R. Loeb, M. Weijters, R. Bobbink, M.C. Scherpenisse, P.J.M. Verbeek & V. de Jong (2020b). Steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit in Het Nationale Park De Hoge Veluwe – Eindrapport monitoring 2015-2019. Rapport Stichting Bargerveen | B-WARE | BodemBergsma | Natuurbalans-Limes Divergens Nijmegen | Oktober 2020.
- de Vries, W. (1994). Soil response to acid deposition at different regional scales. Proefschrift, Wageningen University, Wageningen.
- de Vries, W., Klijn, J. & J. Kros (1994). Simulation of the long-term impact of atmospheric deposition on Dune ecosystems in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 31, 59-73.
- de Vries, W. (2008). Verzuring: oorzaken, effecten, kritische belastingen en monitoring van de gevolgen van ingezet beleid. Wageningen, Alterra Wageningen UR, Rapport 1699.
- de Vries, W., J-P. Hettelingh & M. Posch (2015). Critical load and dynamic risk assessments. Nitrogen, acidity and metals in terrestrial and aquatic ecosystems. Springer, Dordrecht etc.
- de Vries, W., P. Bolhuis, A. van de Burg & R. Bobbink (2017). Doorgaande verzuring van bosbodems – oorzaken en gevolgen voor het bosecosysteem. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 14(137), 32-35.
- de Vries, W., M. Weijters, A. de Jong, B. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G-J van Duinen en R. Bobbink, (2019). Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstel mogelijkheden door steenmeeltoediening. OBN-rapport 2019/229-DZ. VBNE, Driebergen.
- Wallis deVries, M.F. (2014). Hoe stikstof de vlinders laat stikken. *Entomologische Berichten* 73(4), 158-163.
- Wallis deVries M.F. & C.A.M. Van Swaay (2013). Effects of local variation in nitrogen deposition on butterfly trends in The Netherlands. *Proceedings Netherlands Entomological Society Meeting* 24:9-17.
- Wereld Natuur Fonds (2020). Living Planet Report Nederland. Natuur en landbouw verbonden. WNF, Zeist.
- Weijters, M., L.J.P.M. Smits, & Bobbink, R. (2020). Metingen bladchemie van Oude Eikenbossen (H9190) in Gelderland. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapportnummer RP-20.132.20.106.
- Wichink Kruit, R.J., J.M.M. Aben, W.J. de Vries, F. Sauter, E. van der Swaluw, M.C. van Zanten, W.A.J. van Pul (2017), Modelling trends in ammonia in the Netherlands over the period 1990-2014, *Atmospheric Environment* 154, 20-30.
- Wuyts, K., A. De Schrijver, J. Staelens, M. Gielis, G Geudens, & K. Verheyen (2008a). Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 449-461.
- Wuyts, K., A. De Schrijver, J. Staelens, L. Gielis, J. Vandenbruwane & K. Verheyen (2008b). Comparison of forest edge effects on throughfall deposition in different forest types *Environmental Pollution* 156, 854-861.
- Zee, F.F. van der, R. Bobbink, R. Loeb, M.F. Wallis de Vries, J.G.B. Oostermeijer, S.H. Luijten & M. de Graaf (2017). Naar een Actieplan Heischrale graslanden; hoe behouden en herstellen we heischrale graslanden in Nederland? Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2812.

