



Vlaanderen
is wetenschap

Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen

Luc De Keersmaeker, Dries Adriaens, Anny Anselin, Piet De Becker, Claude Belpaire, Geert De Blust, Kris Decler, Geert De Knijf, Heidi Demolder, Luc Denys, Koen Devos, Ralf Gyselings, An Leyssen, Lon Lommaert, Dirk Maes, Patrik Oosterlynck, Jo Packet, Desiré Paelinckx, Sam Provoost, Jeroen Speybroeck, Eric Stienen, Arno Thomaes, Kris Vandekerkhove, Koen Van Den Berge, Floris Vanderhaeghe, Wouter Van Landuyt, Gerlinde Van Thuyne, Jan Van Uytvanck, Glenn Vermeersch, Jan Wouters, Maurice Hoffmann

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

CLuc De Keersmaeker, Dries Adriaens, Anny Anselin, Piet De Becker, Claude Belpaire, Geert De Blust, Kris Decler, Geert De Knijf, Heidi Demolder, Luc Denys, Koen Devos, Ralf Gyselings, An Leyssen, Lon Lommaert, Dirk Maes, Patrik Oosterlynck, Jo Packet, Desiré Paelinckx, Sam Provoost, Jeroen Speybroeck, Eric Stienen, Arno Thomaes, Kris Vandekerkhove, Koen Van Den Berge, Floris Vanderhaeghe, Wouter Van Landuyt, Gerlinde Van Thuyne, Jan Van Uytvanck, Glenn Vermeersch, Jan Wouters, Maurice Hoffmann
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Herman Teirlinckgebouw, Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

luc.dekeersmaeker@inbo.be

Wijze van citeren:

De Keersmaeker L., Adriaens D., Anselin A., De Becker P., Belpaire C., De Blust G., Decler K., De Knijf G., Demolder H., Denys L., Devos K., Gyselings R., Leyssen A., Lommaert L., Maes D., Oosterlynck P., Packet J., Paelinckx D., Provoost S., Speybroeck J., Stienen E., Thomaes A., Vandekerkhove K., Van Den Berge K., Vanderhaeghe F., Van Landuyt W., Van Thuyne G., Van Uytvanck J., Vermeersch G., Wouters J., Hoffmann M. (2018). Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (13). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
DOI: doi.org/10.21436/inbor.14113664

D/2018/3241/072

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (13)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Foto cover:

Luc De Keersmaeker



Herstelstrategieën tegen de effecten van atmosferische depositie van stikstof op Natura2000 habitat in Vlaanderen

Luc De Keersmaeker, Dries Adriaens, Anny Anselin, Piet De Becker, Claude Belpaire, Geert De Blust, Kris Decler, Geert De Knijf, Heidi Demolder, Luc Denys, Koen Devos, Ralf Gyselings, An Leyssen, Lon Lommaert, Dirk Maes, Patrik Oosterlynck, Jo Packet, Desiré Paelinckx, Sam Provoost, Jeroen Speybroeck, Eric Stienen, Arno Thomaes, Kris Vandekerckhove, Koen Van Den Berge, Floris Vanderhaeghe, Wouter Van Landuyt, Gerlinde Van Thuyne, Jan Van Uytvanck, Glenn Vermeersch, Jan Wouters, Maurice Hoffmann

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (13)

Opzet en opbouw van het rapport

Te hoge atmosferische depositie van stikstof tast vroeg of laat de natuurkwaliteit aan, in die mate dat de Europese natuurdoelen voor habitats en soorten niet gehaald kunnen worden. Dit heeft tot gevolg dat het vergunnen van activiteiten die bijdragen tot de uitstoot van stikstof, in het gedrang komt. Het PAS programma heeft tot doel om economische activiteiten mogelijk te maken en de Europese natuurdoelen te realiseren, door een mix van brongerichte maatregelen – die de uitstoot van stikstof reduceren – en effectgerichte maatregelen – die trachten de negatieve gevolgen voor de natuurkwaliteit te milderen.

Het PAS herstelbeheer omvat effectgerichte maatregelen, die toegepast worden op de habitat zelf of in de omgeving ervan, die een invloed uitoefenen op de kwaliteit ervan. Door een aangepast beheer te voeren kunnen de negatieve effecten van stikstofdepositie op Europese beschermde natuur tot op zekere hoogte gemitigeerd worden. De drie hoofdstukken van het voorliggend rapport hebben tot doel op een beknopte wijze een onderbouwing te leveren voor het PAS herstelbeheer.

In een eerste hoofdstuk geven we achtergrond bij de PAS: hoe verloopt de biogeochemische cyclus van stikstof, op welke wijze tast verhoogde stikstofdepositie de natuurwaarde aan en wat zijn de kritische depositiewaarden en de overschrijdingskaart? We omschrijven het PAS herstelbeheer en geven aan in welke verhouding het staat tot het reguliere natuurbeheer en de natuurinrichting. Dit hoofdstuk verduidelijkt ook waarom we de Nederlandse herstelstrategieën als uitgangspunt genomen hebben en op welke wijze onze benadering een aanvulling kan zijn. We lichten ook toe waarom zoveel belang gehecht moet worden aan het herstel van de waterhuishouding.

In het tweede onderdeel omschrijven we de afzonderlijke herstelmaatregelen en geven op een systematische wijze aan hoe ze werken tegen stikstofdepositie. We geven ook beknopt maar systematisch aan wat de gunstige en ongewenste effecten zijn, ondermeer op de soorten van bijlagen II en IV van de habitatrichtlijn en bijlage I van de vogelrichtlijn. Bij elke maatregel wordt het verband gelegd met de Nederlandse herstelmaatregelen en -strategieën (Jansen et al. 2014; Smits et al. 2014), waar een grondige screening van de beschikbare wetenschappelijke literatuur aan vooraf ging. Het zou ons te ver leiden om de techniciteit en complexiteit van het PAS herstelbeheer diepgaand te behandelen. Omdat het PAS herstelbeheer bestaat uit maatregelen die nu reeds frequent worden toegepast in natuur- en bosbeheer, verwijzen we voor het beheer van habitats systematisch naar het 'Handboek voor beheerders - Europese natuurdoelstellingen op het terrein, Deel I' (Van Uytvanck & De Blust 2012). Dit werk richt zich tot particuliere beheerders, terreinbeherende overheden, natuurbehoudsorganisaties en beleidsmakers en beschrijft beheertrajecten voor de meeste habitattypes die in Vlaanderen voorkomen. Voor meer informatie over het beheer van soorten, verwijzen we naar Van Uytvanck & Goethals (2014) en Decler (2007).

In het derde hoofdstuk worden de herstelmaatregelen gebundeld tot herstelstrategieën, door per habitattype of habitatsubtype een prioritering te geven van de maatregelen die in aanmerking komen voor de PAS. Deze prioritering is gebaseerd op de efficiëntie van de maatregelen, maar ook op het relatieve belang in Vlaanderen van de verstoringen waarop deze maatregelen inwerken. Het doel van de prioritering is de beheerder op weg te zetten bij de keuze van het meest efficiënte maatregelenpakket. Dit betekent echter ook dat de prioritering van herstelmaatregelen in dit rapport gezien moet worden als een globale beoordeling, uitgevoerd op het niveau van Vlaanderen. Op het lokale vlak kunnen en moeten afwijkende prioriteiten gelegd worden in de PAS gebiedsanalyses en beheerplannen. De argumentatie die in het derde hoofdstuk bij de herstelstrategieën wordt gegeven, biedt een ondersteuning bij de afweging om in de gebiedsanalyses en beheerplannen al of niet af te wijken van de globale prioritering.

Samenvatting

In dit rapport worden 25 herstelmaatregelen beschreven, die de negatieve effecten kunnen mitigeren van te hoge depositie van stikstof, op 84 Europese habitat(sub)typen uit Vlaanderen die gevoelig zijn voor deze milieudruk. Het rapport heeft tot doel een beknopte onderbouwing te leveren van de werking van de maatregelen en de neveneffecten die ze kunnen hebben, zodat ze kunnen gebruikt worden om in het kader van de Programmatisch Aanpak Stikstof (PAS) negatieve effecten van stikstofdepositie te mitigeren.

Op basis van een expertenoordeel werd aan de herstelmaatregelen in tabelvorm een globale prioritering op het niveau van Vlaanderen toegekend, die in een begeleidende tekst werd onderbouwd. Het pakket van herstelmaatregelen en hun onderlinge prioritering, vormen samen een herstelstrategie voor elk van de habitat(sub)typen die stikstofgevoelig zijn.

Met deze globale herstelstrategieën als houvast kan de beheerder een herstelstrategie op maat uitwerken, die is aangepast aan de lokale kenmerken van de Europese habitats. Dit betekent dat de prioriteit van de maatregelen lokaal tegen het licht wordt gehouden en zo nodig kan aangepast worden, om zo goed mogelijk tegemoet te komen aan de lokale problematiek.

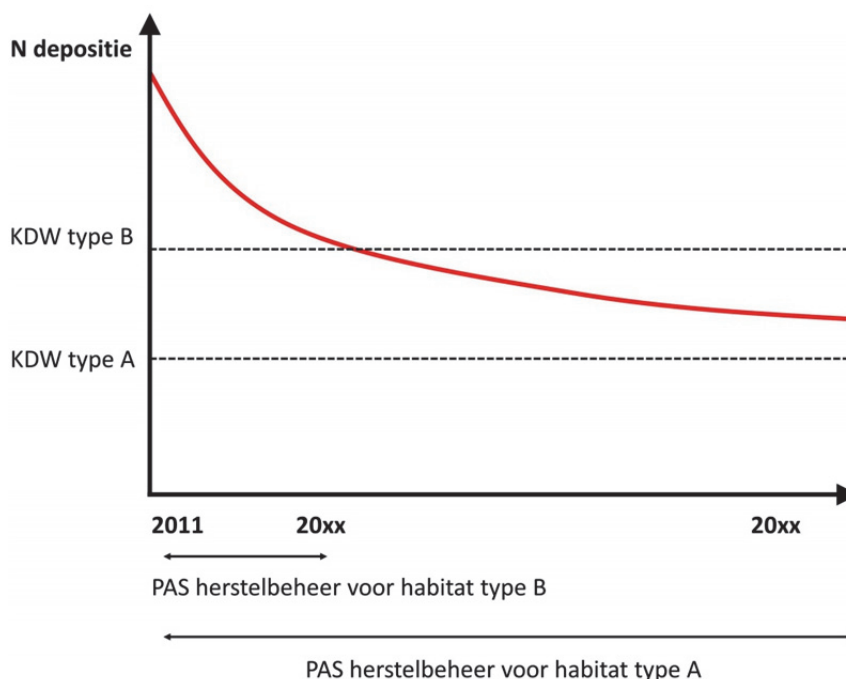
Het rapport bevat ook een beoordeling van de effectiviteit van het herstelbeheer (A of B), die variabel is en afhankelijk van systeemkenmerken van het habitat(sub)type waarvoor het van toepassing is.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Voorliggende herstelstrategieën hebben tot doel de effecten van verhoogde stikstofdepositie op Europees beschermde habitat(sub)types in de mate van het mogelijke te milderen.

De toepassing van herstelbeheer impliceert niet dat de KDW als grenswaarde voor atmosferische stikstofdepositie aan belang verliest. Een aanhoudende milieudruk boven een niveau dat schadelijk geacht wordt (per definitie de KDW) kan immers tot gevolg hebben dat een aantal 'tipping points' overschreden worden, waarna herstel zeer moeilijk of zelfs uitgesloten is - ook al neemt de milieudruk vervolgens weer af. Een voorbeeld daarvan is de bodemverzuring onder invloed van aanhoudende stikstofdepositie, waarbij mineralen verdwijnen en toxische metalen (aluminium, ijzer) vrijkomen, die levensgemeenschappen ingrijpend beïnvloeden. Als populaties van veeleisende of functioneel zeer belangrijke, maar moeizaam koloniserende soorten hierdoor eenmaal verdwenen zijn, is volledig spontaan herstel zonder herintroductie vrijwel uitgesloten. Zo is de voorjaarsflora van bossen op matig zure leembodem op termijn van enkele decennia achteruit gegaan als gevolg van bodemverzuring (Baeten et al. 2009). Ook voor bepaalde gemeenschappen van slakken, die een hoge calciumbehoefte hebben, zijn er 'tipping points' die aan de bodemzuurtegraad gerelateerd zijn. Bekalking als maatregel tegen verzuring schijnt voor deze soorten niet het gewenste resultaat te hebben (Kappes & Topp 2014).

Modelresultaten en metingen wijzen uit dat de depositie van stikstof in Vlaanderen sinds 1990 fors is afgenomen, maar ook dat er de laatste jaren een stagnatie schijnt op te treden van de dalende trend (VMM 2017: www.milieurapport.be; Verstraeten et al. 2016). Er zijn signalen van een pril bodemkundig herstel als gevolg hiervan (Verstraeten et al. 2015), maar het is nog onduidelijk in welke mate gevoelige fauna en flora zich kunnen herstellen bij het huidige depositieniveau. Lokaal, bij voorbeeld in de Noorderkempen en in West-Vlaanderen zijn de stikstofdeposities nog steeds zeer hoog.



Figuur 1: Habitattype B heeft een relatief hoge KDW en het herstelbeheer is toereikend om de effecten van stikstofdepositie te mitigeren in afwachting van een daling tot onder de KDW. Habitattype A is gevoeliger dan type B en heeft hierdoor een lagere KDW. Het herstelbeheer is niet in staat om de langdurige en hoge overschrijding van de KDW effectief te mitigeren.

Voor bepaalde habitattypes zijn de grenzen van het herstelbeheer bij een voortdurende overschrijding van de KDW bereikt (Berendse 2017). Globaal genomen achten we een herstelstrategie onvoldoende toereikend om terrestrische of aquatische habitats, waarvoor de kwaliteit van de neerslag een sleutelrol speelt in de nutriëntenhuishouding (type A-habitats), duurzaam in stand te houden bij langdurige en sterke overschrijding van

de KDW (zie onderdeel 3.3). A-type habitats zijn doorgaans ook habitats met een lage KDW en het blijft voor deze habitats daarom cruciaal dat de globale N-depositie verder naar beneden gaat (figuur 1). In afwachting hiervan zijn al de herstelstrategiën te beschouwen. Voor habitats die afhankelijk zijn van grond- of oppervlaktewater of die voorkomen op kalkrijke bodem (type B-habitats), biedt het herstelbeheer betere perspectieven. We pleiten ervoor om de tweedeling in A-habitats en B-habitats te gebruiken om de middelen voor mitigerende maatregelen (het PAS herstelbeheer) en voor emissiereducerende maatregelen, zo efficiënt en doordacht mogelijk in te zetten. Een ondoordachte toepassing van beheermaatregelen om de stikstofovermaat te reduceren, kan vooral op A-habitats averechtse effecten hebben en bij voorbeeld via verdere bodemverarming biodiversiteitsverlies in de hand werken (van den Burg & Vogels 2017).

English abstract: restoration strategies to mitigate effects of atmospheric nitrogen deposition on Natura2000 habitat in Flanders

In this report we describe 25 restoration measures that can (temporarily) mitigate negative effects by nitrogen deposition on 84 Natura2000 habitat and subhabitat types in Flanders (northern Belgium). For each restoration measure, the positive effects or negative unintended consequences are briefly listed. We discern for this purpose eutrophication, acidification and other effects, the latter in particular on fauna.

Restoration measures were prioritized and related to each other, which resulted in restoration strategies for each habitat or subhabitat type. These restoration strategies are based on expert judgement and give an indication of the relevance of measures at the scale of Flanders as a whole. Local managers can use it as a support, but in many cases adjustment to local conditions will be necessary.

This report also discerns habitat or subhabitat for which restoration measures are unable to stop degradation by persistent nitrogen deposition (type A), from habitat for which restoration measures can be more successful (type B). The nutrient status of type A habitat and subhabitat is mostly determined by the quality of precipitation, and they are therefore very sensitive for simultaneous acidification and eutrophication. By contrast, type B habitat and subhabitat is buffered by (moderately) mineral rich soil or groundwater, implicating that measures to counteract eutrophication do not cause further acidification.

Inhoudstafel

1	Achtergrond bij het PAS herstelbeheer.....	13
1.1	De biogeochemische cyclus van stikstof	13
1.2	Effecten van stikstofdepositie op natuurkwaliteit	15
1.3	Kritische depositiewaarden (KDW)	17
1.4	PAS herstelbeheer: niets nieuws onder de zon?	18
1.5	Remediëring door hydrologisch herstel	19
1.6	De Nederlandse herstelmaatregelen en -strategieën als uitgangspunt.....	20
2	Omschrijving van de herstelmaatregelen	21
2.1	Plaggen en chopperen.....	21
2.2	Maaien	22
2.3	Begrazen	24
2.4	Branden.....	25
2.5	Strooisel verwijderen	26
2.6	Opslag verwijderen	27
2.7	Toevoegen basische stoffen.....	29
2.8	Baggeren	30
2.9	Vegetatie ruimen	31
2.10	Vrijzetten oevers	32
2.11	Uitvenen.....	33
2.12	Manipulatie voedselketen.....	34
2.13	Ingrijpen op de structuur van de boom- en struiklaag.....	36
2.14	Ingrijpen in de soortensamenstelling van de boom- en struiklaag	37
2.15	Verminderde oogst houtige biomassa	39
2.16	Tijdelijke drooglegging	40
2.17	Herstel van winddynamiek.....	42
2.18	Herstel functionele verbindingen.....	43
2.19	Aanleg van een scherm van houtige soorten	44
2.20	Herstel waterhuishouding: structureel herstel op landschapsschaal.....	45
2.21	Herstel waterhuishouding: herstel oppervlaktewaterkwaliteit	47
2.22	Herstel waterhuishouding: herstel grondwaterkwaliteit	48
2.23	Herstel waterhuishouding: afbouw grondwateronttrekking	50
2.24	Herstel waterhuishouding: optimalisatie van de lokale drainage	51
2.25	Herstel waterhuishouding: verhogen infiltratie neerslag.....	52
3	Herstelstrategieën van habitat(sub)types.....	54
3.1	Herstelmaatregelen versus herstelstrategieën	54
3.2	Prioritering van herstelmaatregelen	54

3.3	Effectiviteit van de herstelstrategieën	55
3.4	Kusthabitats en halofytenvegetaties.....	56
3.5	Kustduinen	57
3.6	Landduinen	59
3.7	Zoetwaterhabitats.....	60
3.8	Heide.....	63
3.9	Thermofiel struikgewas.....	65
3.10	Natuurlijke en halfnatuurlijke graslanden.....	66
3.11	Venen	68
3.12	Bossen	69

Lijst van figuren

- Figuur 1: Habitattype B heeft een relatief hoge KDW en het herstelbeheer is toereikend om de effecten van stikstofdepositie te mitigeren in afwachting van een daling tot onder de KDW. Habitattype A is gevoeliger dan type B en heeft hierdoor een lagere KDW. Het herstelbeheer is niet in staat om de langdurige en hoge overschrijding van de KDW effectief te mitigeren.
- Figuur 2: De stikstofcyclus in een terrestrisch systeem, met in het rood de vormen waarin stikstof kan voorkomen en in het blauw de belangrijkste processen. Aangepast naar Johnson et al. (2005).
- Figuur 3: Evolutie van de 10-jaarlijkse gemiddelde concentratie van nitraat (b) en ammonium (c) in neerslag volgens de MATCH en EMEP modellen (linkerschaal) in de centrale Alpen, vergeleken met de gemeten concentraties in het ijs van de Colle Gnifetti gletsjer in dezelfde regio. De rechterschaal is een factor 5 kleiner dan de linkerschaal (Engardt et al. 2017).
- Figuur 4: Bodemzuurtegraad in relatie tot ammoniumdepositie, op een west-oost georiënteerd transect doorheen het gewestbos van Ravels. De bodemverzuring was het sterkst aan de bosranden, waar de depositie het hoogst was. Centraal in het transect werd in 1996 een depositie van 35 kg stikstof per ha gemeten (De Schrijver et al. 1998)
- Figuur 5 Terminologie die gehanteerd wordt met betrekking tot natuurontwikkeling en natuurbeheer, schematisch uitgezet ten opzichte van enerzijds de tijd en anderzijds de natuurwaarde van respectievelijk de uitgangstoestand en de eindtoestand (Van Uytvanck & Decler 2004).

Lijst van tabellen

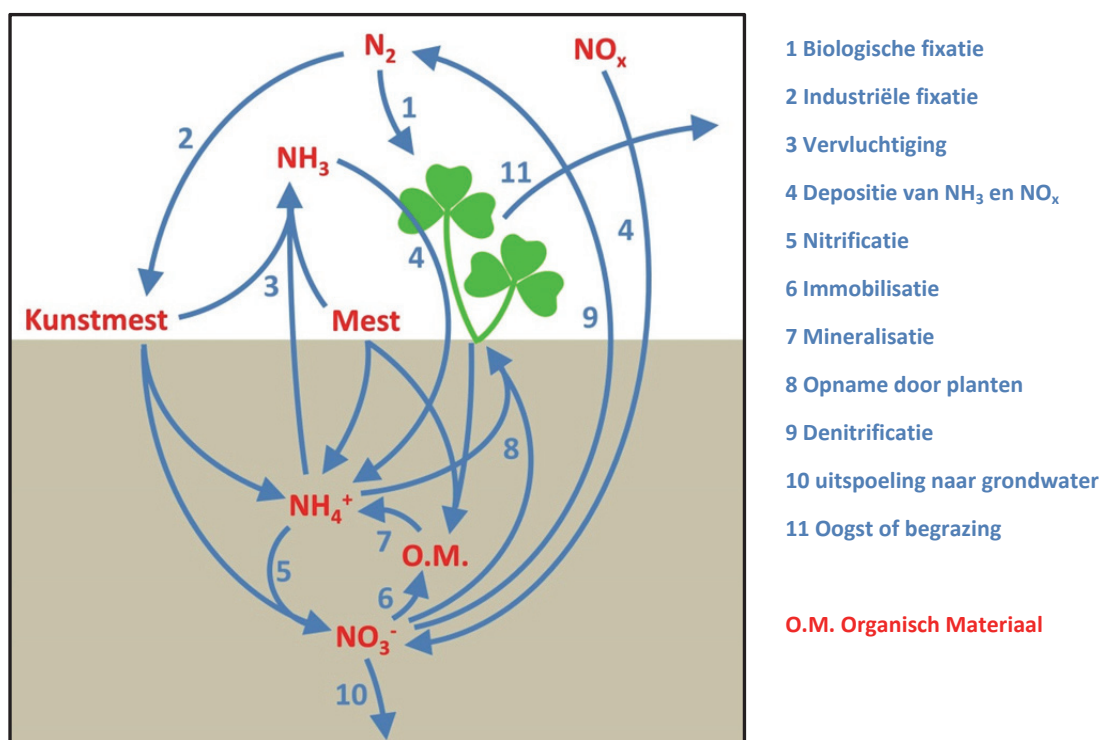
- Tabel 1 Vergelijking van de KDW voor Vlaanderen, volgens de praktische wegwijzer 3.1 (ANB, 2015), met het omslagpunt van de vegetatie volgens Wilkins et al. (2016). * geeft aan dat voor de verschillende subtypes van een habitat een verschillende KDW bepaald werd, waardoor een bereik wordt weergegeven.
- Tabel 2 Omschrijving van de prioriteit van herstelmaatregelen die ingezet kunnen worden om de effecten van stikstofdepositie op een habitat te mitigeren.
- Tabel 3 Omschrijving van A- en B-habitattypes in de conceptnota IHD/PAS
- Tabel 4 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van kusthabitats en halofytenvegetaties, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 5 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van kustduinen, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 6 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van landduinen, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 7 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van zoetwaterhabitats, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 8 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van heide, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 9 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van thermofiel struikgewas, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 10 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van graslanden, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).
- Tabel 11 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van venen, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

Tabel 12 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van bossen, met een prioritering voor elk habitatype of -subtype van deze groep (zie tabel 2).

1 Achtergrond bij het PAS herstelbeheer

1.1 De biogeochemische cyclus van stikstof

Stikstof is een essentiële bouwsteen van het leven op aarde, bij voorbeeld als onderdeel van aminozuren, DNA en RNA. Bovendien is stikstof overvloedig aanwezig rondom ons: stikstofgas (N_2) maakt 78% uit van de atmosfeer van onze planeet. Dit stikstofgas is echter niet reactief en daardoor voor de meeste organismen niet bruikbaar. Om door planten benut te worden, moet stikstof worden omgezet naar een reactieve vorm, zoals in de gassen ammoniak (NH_3) of stikstofoxides (NO_x). Dit proces noemt stikstoffixatie en gespecialiseerde bodembacteriën spelen hierin een sleutelrol. Die bacteriën kunnen op zichzelf voorkomen, of samenleven met planten die hier hun voordeel uit halen. Gekende voorbeelden zijn klaver- en elzensoorten, die zich op deze wijze hebben aangepast aan een omgeving met weinig beschikbare stikstof (figuur 2).



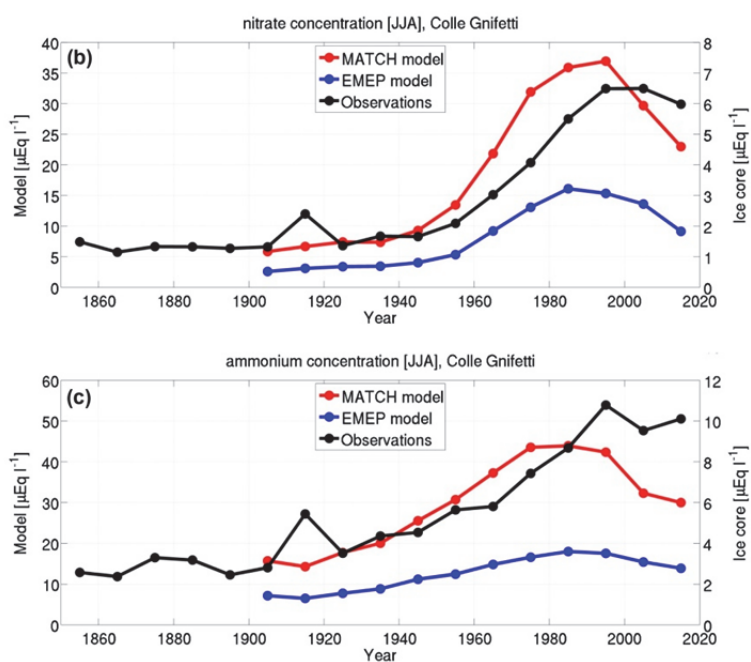
Figuur 2: De stikstofcyclus in een terrestrisch systeem, met in het rood de vormen waarin stikstof kan voorkomen en in het blauw de belangrijkste processen. Aangepast naar Johnson et al. (2005).

Planten groeien en nemen hierbij reactieve stikstof op – de opname gaat vooral via bodem en water – en grazende dieren benutten vervolgens de stikstof die in het plantenweefsel zit. Via mest en urine, maar ook via dode dieren en dood plantaardig materiaal, komt reactieve stikstof opnieuw in de bodem en het water terecht (figuur 2). De cyclus wordt gesloten door een hele keten van gespecialiseerde organismen die het organisch materiaal afbreken tot bouwstenen die opnieuw bruikbaar zijn voor planten. Dit proces noemt mineralisatie en hierbij wordt stikstof in organische verbindingen omgezet tot ammonium (NH_4^+). Er zijn plantensoorten die ammonium kunnen benutten, maar de meeste soorten zijn aangewezen op nitraat (NO_3^-). De omzetting van ammonium naar nitraat heet nitrificatie en ook dit is het werk van gespecialiseerde bacteriën (figuur 2). De hierboven beschreven processen verlopen vrij snel en de concentratie aan NO_3^- in bodem en water kunnen in de loop van een jaar sterk schommelen. De nitrificatiesnelheid is immers afhankelijk van temperatuur, zuurtegraad en vochtigheid en bovendien is ook de opname van nitraat door planten in de loop van een jaar niet constant.

In omgekeerde richting kan reactieve stikstof vast komen te liggen zodat het niet langer beschikbaar is voor planten, of reactieve stikstof kan zelfs uit het ecosysteem verdwijnen. De vastlegging van nitraat en ammonium als organisch materiaal in de bodem heet immobilisatie. De vorming van ammoniakgas (NH_3) uit organisch materiaal, vooral uit mest en urine, noemen we vervluchtiging. Het proces waarbij reactieve stikstof terug wordt omgezet naar niet reactieve stikstof (bij voorbeeld stikstofgas) heet denitrificatie. Reactieve stikstof kan ook verloren gaan door uitspoeling van nitraat via het oppervlakte- en grondwater (figuur 2). De stikstofovermaat die niet door cultuurgewassen of door natuurlijke vegetatie kan worden opgenomen, spoelt uit of vervluchtigt en tast de milieu- en natuurkwaliteit aan. In natuurlijke, niet vervuilde ecosystemen zijn de verliezen echter zeer klein: reactieve stikstof wordt efficiënt gerecycleerd.

Reactieve stikstof was lange tijd een schaarse grondstof en de eerder vermelde stikstof fixerende plantensoorten werden dan ook veel gebruikt als groenbemester in de land- en bosbouw. Aan deze schaarste kwam een einde door de uitvinding van het Haber – Bosch proces bij het begin van de 20ste eeuw. Dit industriële proces, ondersteund door energie uit fossiele brandstoffen, zet stikstofgas om in ammoniak en ligt aan de basis van de productie van kunstmest. Vooral door het gebruik van kunstmest, door de niet grondgebonden veehouderij en door de verbranding van fossiele brandstoffen - waarbij stikstof vooral vrijkomt als stikstofoxiden (NO_x) - zijn we in de loop van de 20ste eeuw geëvolueerd van een schaarste naar een overmaat aan reactieve stikstof.

De evolutie van de atmosferische depositie van stikstof in Europa in de voorbije 150 jaar is in beeld gebracht met de EMEP en MATCH modellen, die vergeleken werden met chemische analyses van ijsmonsters uit gletsjers die dezelfde periode omspannen (figuur 3; Engardt et al. 2017). Dit onderzoek toonde aan dat de stikstofdepositie in Europa in 1990 ongeveer vijfmaal zo hoog was als in de tweede helft van de 19^{de} eeuw. Sindsdien is een dalende trend ingezet, hoewel concentraties in ijsmonsters uit de centrale Alpen een tragere en minder sterke daling vertonen dan beide modellen voorrekenen voor dezelfde regio (figuur 3).

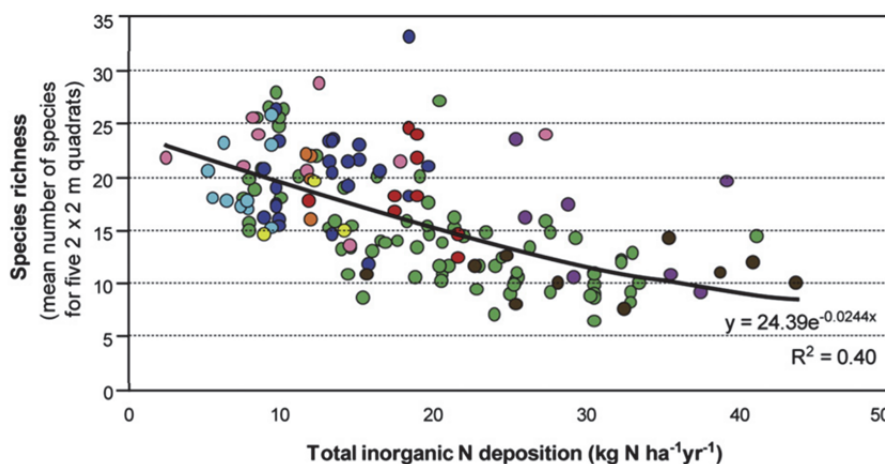


Figuur 3: Evolutie van de 10-jaarlijkse gemiddelde concentratie van nitraat (b) en ammonium (c) in neerslag volgens de MATCH en EMEP modellen (linkerschaal) in de centrale Alpen, vergeleken met de gemeten concentraties in het ijs van de Colle Gnifetti gletsjer in dezelfde regio. De rechterschaal is een factor 5 kleiner dan de linkerschaal (Engardt et al. 2017).

In Vlaanderen liep de gemiddelde jaarlijkse stikstofdepositie in 1990 op tot 44 kg per ha. Sindsdien nam ook in Vlaanderen de stikstofdepositie af; in 2015 bedroeg die globaal ongeveer 23 kg per ha. Het aandeel van NH_x nam in deze periode toe (VMM 2017: www.milieurapport.be). In weinig vervuilde regio's in Noord-Europa wordt de gemiddelde jaarlijkse stikstofdepositie begroot op minder dan 5 kg/ha (Erisman et al. 2015).

1.2 Effecten van stikstofdepositie op natuurkwaliteit

De verhoogde concentratie van reactieve stikstof in de atmosfeer en de depositie ervan (figuur 2) heeft een hele reeks negatieve effecten op natuurlijke ecosystemen, die een achteruitgang van de biodiversiteit tot gevolg heeft. Zo stelde observationele studie vast dat de soortenrijkdom van heischrale graslanden (habitat 6230) in Europa goed verklaard kan worden door atmosferische stikstofdepositie (figuur 4, Stevens et al. 2010). De mechanismen die deze verarming door stikstofdepositie verklaren, zijn zeer divers.



Figuur 4 De totale depositie van anorganische stikstof is sterk verklarend voor de totale soortenrijkdom van de vegetatie van heischrale graslanden (gemiddelde van 5 proefvlakken van 4 m²) in 9 Europese landen (Stevens et al. 2010)

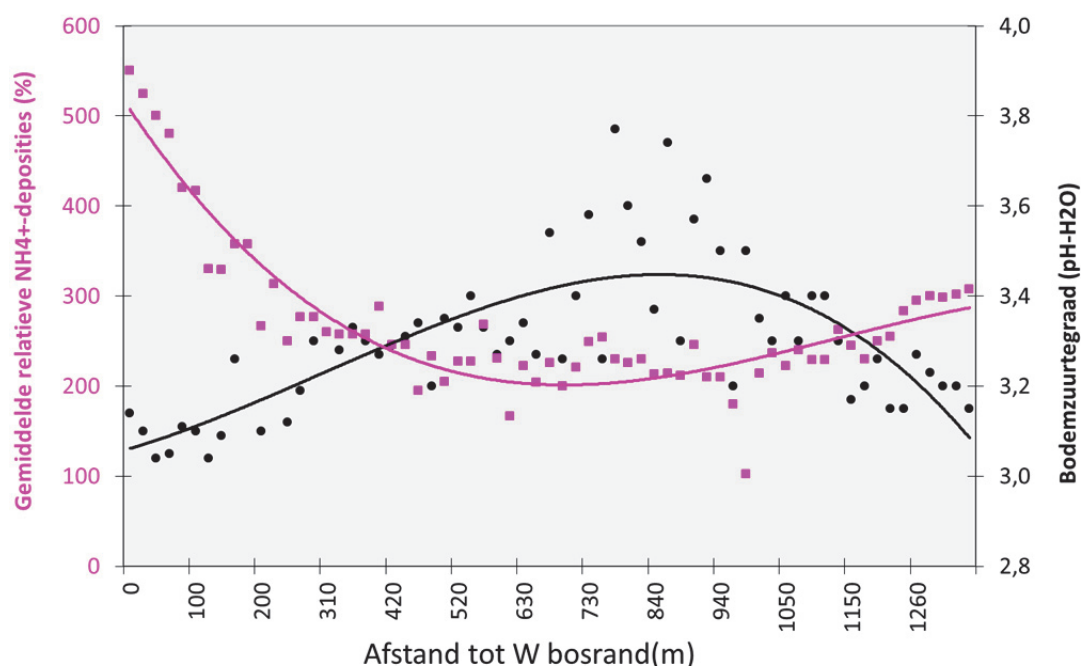
Een eerste effect gaat uit van ammoniak, een gas dat toxisch is en de bladeren van planten kan aantasten (Krupa 2003). Ook bij lage concentratie tast het de fotosynthese aan van gevoelige organismen, zoals korstmossen (Paoli et al. 2010). Korstmossen halen hun voedingsstoffen grotendeels uit neerslag en stofdeeltjes, waardoor het zeer gevoelige indicatoren zijn voor luchtvervuiling (Hoffmann 1993; Hoffmann 1994; Frati et al. 2007; Van den Broeck et al. 2007).

De gassen ammoniak en stikstofoxiden worden omgezet en afgezet op bodem en vegetatie, als natte of droge depositie (Lefebvre & Deutsch 2017). Voornamelijk de intensieve veehouderij ligt aan de basis van de sterk verhoogde depositie van ammonium stikstof, als gevolg van vervluchtiging van ammoniak uit mest en urine. Hierdoor kan de verhouding tussen ammonium en nitraat in de bodem wijzigen. Dit treedt vooral op in zure omstandigheden waar de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie, zie figuur 2) traag verloopt. Aangezien vele plantensoorten vooral nitraat benutten als bron van stikstof en ammonium toxisch kan zijn voor deze soorten, beïnvloedt de overmaat aan ammonium de samenstelling van de vegetatie. Dergelijke negatieve effecten zijn vastgesteld op soorten van heischraal grasland, heide, venen en zwak gebufferde vennen (Schuurkes et al. 1986; De Graaf et al. 1998; Limpens & Berendse 2003; van den Berg et al. 2008).

Vermesting is het best gekende effect van atmosferische stikstofdepositie. Het vermestende effect van de atmosferische depositie van stikstof ligt voor de hand: reactieve stikstof is een belangrijk voedingselement en sites met een hoge beschikbaarheid van stikstof zijn schaars in natuurlijke ecosystemen. Ze komen er wel voor, maar op een beperkte oppervlakte, namelijk op plaatsen waar een grote hoeveelheid organisch materiaal verteert. Dat zijn bij voorbeeld open plekken in bossen, latrines van grazers en kadavers van dode dieren, of oevers van meren en rivieren waar organisch materiaal aanspoelt. De soorten die er kenmerkend voor zijn, zoals bramen, grote brandnetel en forse grassoorten, gebruiken de extra stikstof om harder te groeien dan andere plantensoorten, die net aangepast zijn aan een lage stikstofbeschikbaarheid. Door de sterk verhoogde depositie van stikstof zijn de rollen omgekeerd: sites met een geringe beschikbaarheid van stikstof zijn zeldzaam geworden en de kenmerkende soorten worden weggeconcurrerd. In graslanden, heiden, bossen en venen is door uitgebreid observationeel en experimenteel onderzoek vastgesteld dat forse grassen (gevinde korststeel, bochtige smele, pijpestro, ...) zich uitbreiden onder de toegenomen beschikbaarheid van stikstof. Dit gaat ten koste van vele andere soorten, bij

voorbeeld heideachtigen (Bobbink & Willems 1987; van Dobben et al. 1999; Cunha et al. 2002; Jacqemyn et al. 2003; Strengbom et al. 2003; Nishimura & Tsuyuzaki 2015).

De atmosferische depositie van stikstof kan ook een verzurend effect hebben op bodem en water. De mate van verzuring is zeer variabel en hangt af van het bufferend vermogen. In de meeste natuurgebieden in Vlaanderen is de bodem vrij zuur tot zeer zuur en ook zeer gevoelig voor verdere verzuring. Enkel polders en valleien van beken en rivieren, met mineralenrijk grond- en oppervlaktewater en plaatsen waar kalk vrij in de bodem aanwezig is, zijn goed gebufferd. Door verzuring kan de zuurtegraad (pH) van de bodem dalen – wat betekent dat protonen (H^+) toenemen in de bodemoplossing en op bodemdeeltjes. Basische kationen (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) spoelen hierdoor uit en er ontstaan tekorten aan deze voedingselementen bij veeleisende plantensoorten. Dit proces treedt op tussen pH waarden van ongeveer 7 en 5. Bij nog verdere verzuring, als de pH daalt tot onder een waarde van 4,5 komt aluminium vrij in de bodemoplossing (Ulrich 1981). Aluminium is giftig voor vele plantensoorten, die verdwijnen bij verzuring onder deze kritische waarde (Andersson 1988). In verschillende Europese landen is een aanzienlijke verzuring vastgesteld van terrestrische en aquatische ecosystemen (Falkengren-Grerup & Eriksson 1990; Stoddard 1994; Sverdrup et al. 1995; De Schrijver et al. 2006; Lepori & Keck 2012). Langsheen een depositiegradiënt onder naaldbos in Ravels, gelegen in een regio met een intensieve veehouderij, kon het verzurend effect van ammoniumdepositie duidelijk in beeld gebracht worden (figuur 5, uit De Schrijver et al. 1998). Als gevolg van verzuring ging in Meerdaalwoud over een periode van 47 jaar de voorjaarsflora aanzienlijk achteruit (Baeten et al. 2009).



Figuur 5 Bodemzuurtegraad in relatie tot ammoniumdepositie, op een west-oost georiënteerd transect doorheen het gewestbos van Ravels. De bodemverzuring was het sterkst aan de bosranden, waar de depositie het hoogst was. Centraal in het transect werd in 1996 een depositie van 35 kg stikstof per ha gemeten (De Schrijver et al. 1998).

De hierboven geschetste effecten (toxiciteit, wijziging van stikstofbron, vermesting, verzuring) treden meestal samen op en zijn op het terrein moeilijk van elkaar te onderscheiden. Bij de bespreking van de herstelmaatregelen in het tweede hoofdstuk van dit rapport, worden het effect van de maatregelen of verzuring en vermesting, die het best gedocumenteerd zijn, systematisch overlopen.

Daarnaast zijn er ook nog specifieke negatieve effecten op bepaalde soorten of soortengroepen. Zo remt stikstofdepositie ook de groei van mycorrhiza, dit zijn fungi die een belangrijke rol spelen in de voedselvoorziening van vele plantensoorten (Arnolds 1991; Ludwig 1996). De overmaat aan stikstof kan planten gevoeliger maken voor droogte, vorst en insectenvraat (Aerts & Bobbink 1999). Stikstofdepositie kan de volledige voedselketen aantasten,

via complexe verstoringketens, die nog maar in beperkte mate in beeld gebracht zijn. Stikstof stimuleert forse plantensoorten, waardoor een koeler en vochtiger microklimaat ontstaat. Hierdoor kunnen bepaalde insecten, bij voorbeeld sprinkhanen, de volledige levenscyclus niet meer doorlopen (Van Wingerden et al. 1992). De toename van stikstof en de afname van mineralen zoals calcium en fosfor verlagen de voedingswaarde van planten voor fauna (Vogels et al. 2016). Als gevolg hiervan is een afname van het broedsucces van koolmees en sperwer vastgesteld (Graveland et al. 1994; van den Burg 2000).

1.3 Kritische depositiewaarden (KDW)

Om vast te leggen vanaf welk niveau een milieudruk zoals stikstofdepositie problematisch wordt voor een habitat of soort wordt gewerkt met het concept van grenswaarde of kritische last. Een grenswaarde of kritische last geeft aan wat de maximaal toelaatbare milieudruk is per eenheid van oppervlakte of volume die een bepaald habitatype of leefgebied kan verdragen zonder dat deze - volgens de huidige kennis - er hinder van ondervindt (https://www.natura2000.vlaanderen.be/begrippen/letter_k). De kritische depositiewaarde is een grenswaarde of kritische last voor atmosferische stikstofdepositie en wordt uitgedrukt in kilogram stikstof per hectare per jaar (vermesting) of in zuurequivalenten per hectare per jaar (verzuring).

De KDW's die in Vlaanderen gebruikt worden, zijn gebaseerd op de Nederlandse waarden (van Dobben et al. 2012). Deze KDW's zijn een verdere uitwerking van de waarden die door de United Nations Economic and Social Council (UNECE) in 2010 werden vastgesteld in het kader van de Convention on long-range Transboundary Air Pollution. Op drie na zijn voor alle habitat(sub)types die in Vlaanderen voorkomen, KDW's te vinden in het Nederlandse rapport (Hens & Neiryck 2013).

De Nederlandse KDW's zijn volgens een vast protocol tot stand gekomen, door de integratie van resultaten van empirisch onderzoek - dit zijn experimenten en waarnemingen waarbij het effect van stikstoftoediening werd onderzocht - met de resultaten van modellen die simuleren tot op welk niveau de habitat extra stikstof kan verwerken. Als empirisch onderzoek en modeluitkomsten onvoldoende waren om tot een KDW te komen, werd aangevuld met expertise (van Dobben et al. 2012).

Uit recent onderzoek blijkt dat de effecten van chronische stikstofdepositie op de vegetatie van bepaalde habitatypes ernstiger zijn dan tot nu toe werd aangenomen (Payne et al. 2013; Kooijman et al. 2016; Wilkins et al. 2016). Voor 6 van de 7 habitatypes uit het onderzoek van Wilkins et al. (2016), die ook in Vlaanderen voorkomen, ligt het omslagpunt in de vegetatie bij een lager depositieniveau dan de KDW's die nu gehanteerd worden (Tabel 1).

Tabel 1 Vergelijking van de KDW voor Vlaanderen, volgens de praktische wegwijzer 3.1 (ANB 2015), met het omslagpunt van de vegetatie volgens Wilkins et al. (2016). * geeft aan dat voor de verschillende subtypes van een habitat een verschillende KDW bepaald werd, waardoor een bereik wordt weergegeven.

Habitatype	KDW Vlaanderen (kg/ha.jaar)	Omslagpunt vegetatie (kg/ha.jaar)
4010	11-17	6,9-10,1
4030	15	5,7-16,4
6210	21	8,3-8,7
6230*	10-12	6,6-7,3
6410	15	6,8-13,6
6510*	20-22	7,6-11,9
91E0*	26-34	15,9-18,7

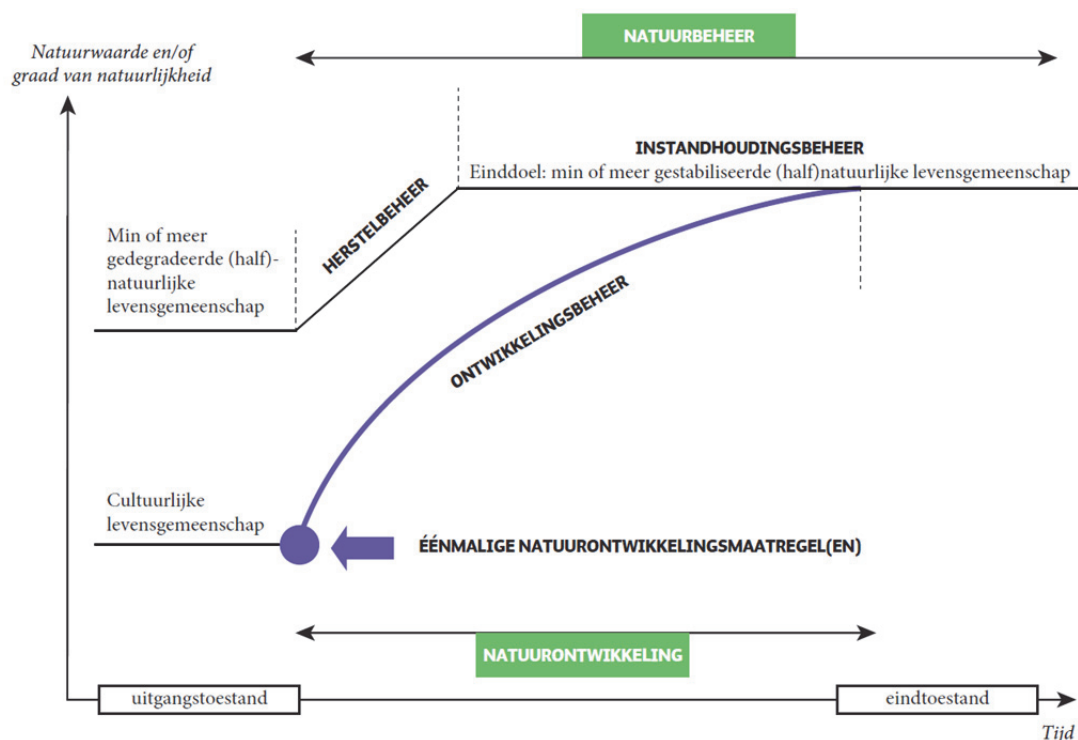
Door de KDW's te combineren met de depositiekaart en de habitatkaart, ontstaat een overschrijdingskaart die weergeeft waar de draagkracht van habitat wordt overschreden en in welke mate dat het geval is. Deze overschrijdingskaart is een belangrijk instrument voor de PAS en ligt aan de basis van het gebiedsspecifieke beleid. Het PAS herstelbeheer is van toepassing op alle habitat in SBZ-H waarvoor volgens de overschrijdingskaart de KDW overschreden is. Dit is het geval op ongeveer 70% van de 44.000 ha habitat die in habitatrichtlijngebied ligt (Cools et al. 2015). Deze cijfers zijn niet constant: ze wijzigen bij elke actualisatie van de depositie- en habitatkaarten, die

resulteert in een nieuwe overschrijdingskaart. Ook nieuw gerealiseerd habitat kan onder deze voorwaarde in aanmerking voor herstelbeheer. Het ontwikkelingsbeheer dat toegepast wordt om vanuit een niet-natuurwaardige uitgangstoestand habitat te realiseren (figuur 6), is er niet onder begrepen.

1.4 PAS herstelbeheer: niets nieuws onder de zon?

Het PAS herstelbeheer heeft tot doel de negatieve effecten van stikstofdepositie op habitat, waarvoor de KDW is overschreden, te milderen. Herstelbeheer kan toegepast worden op de habitat zelf, zoals bij voorbeeld plaggen en begrazen, of op een ruimer landschappelijk geheel dat de kwaliteit van de habitat mee bepaalt. Voorbeelden van maatregelen die op landschapsschaal worden toegepast, zijn het herstel van de connectiviteit en hydrologisch herstel.

PAS herstelbeheer omvat niet alleen maatregelen die de stikstofvoorraad verkleinen, maar alle mogelijke maatregelen die ingrijpen op de complexe verstoringen die stikstofdepositie veroorzaakt. Plaggen van heide en grasland is een voorbeeld van een maatregel die effectief stikstof verwijdert, door de organische bodem grotendeels weg te halen (Aerts & Heil 1993). Dat absoluut effect is veel kleiner bij begrazen (Aerts & Heil 1993), maar grazers verkiezen grassen zodat ze effectief ingrijpen op de verstoorde competitieverhoudingen (Bokdam & Gleichman 2000). Verder werken grazers vooral in op de herverdeling van de stikstof binnen het systeem door habitatspecifieke preferenties voor verschillende gedragsvormen. Sommige maatregelen werken specifiek in op de beschikbaarheid van stikstof (bij voorbeeld plaggen), of tegen de verzurende effecten (bij voorbeeld bekalken), terwijl andere maatregelen zowel verzuring als vermessing kunnen afremmen. Een voorbeeld van een maatregel die zowel tegen verzuring als vermessing kan inwerken, is de geleidelijke omvorming van naaldbos naar loofbos. Hierdoor verlaagt de depositie van stikstof in het bos, verbetert de strooiselkwaliteit en wordt ook meer stikstof opgenomen en vastgelegd door de houtige vegetatie (De Schrijver et al. 2004). Ook hydrologische maatregelen kunnen zowel verzuring als vermessing remediëren. Omwille van de effectiviteit en het belang van hydrologisch herstel, gaan we in een volgend onderdeel dieper in op deze specifieke herstelmaatregel.



Figuur 6 Terminologie die gehanteerd wordt met betrekking tot natuurontwikkeling en natuurbeheer, schematisch uitgezet ten opzichte van enerzijds de tijd en anderzijds de natuurwaarde van respectievelijk de uitgangstoestand en de eindtoestand (Van Uytvanck & Decler 2004).

De herstelmaatregelen die worden ingezet om de effecten van stikstofdepositie te milderen, worden vaak al decennia toegepast in natuurbeheer en –natuurherstel. Vele milieudrukken werken namelijk al zeer lang in op onze natuur. Zo werd bij voorbeeld in de jaren 1980 uitgebreid onderzoek verricht naar nutriëntengiften, om de verzurende en verarmende effecten van zwaveldepositie op bossen, rivieren en meren te milderen. Recenter heeft de toegenomen vraag naar houtige biomassa, als alternatief voor fossiele brandstoffen, het onderzoek naar compenserende nutriëntengiften in bossen opnieuw gestimuleerd. In een aantal landen worden nutriëntengiften om deze redenen ook systematisch toegepast (Clair & Hindar 2005; Mant et al. 2013; Reid & Watmough 2014).

Andere herstelmaatregelen zijn in wezen reguliere beheermaatregelen die al eeuwenlang worden toegepast, bij voorbeeld om graslanden en heiden te beheren. Bij verhoogde stikstofdepositie moeten ze echter met een hogere intensiteit toegepast worden om successie tegen te gaan en de karakteristieke vegetatie in stand te houden (Terry et al. 2004; Wamelink et al 2009). Dit extra beheer rekenen we ook tot het PAS herstelbeheer.

Het PAS herstelbeheer is hierdoor moeilijk te plaatsen binnen de terminologie die gehanteerd wordt met betrekking tot natuurbeheer en natuurontwikkeling (figuur 6). PAS herstelbeheer kan zowel natuurbeheer als natuurontwikkeling omvatten, op voorwaarde dat het tot doel heeft actueel aanwezige habitat robuuster te maken tegen de effecten van stikstofdepositie. Maatregelen die enkel gericht zijn op de uitbreiding van habitat, zijn niet onder het PAS herstelbeheer begrepen en worden in dit rapport niet behandeld.

1.5 Remediëring door hydrologisch herstel

Meer dan de helft van de habitattypes in Vlaanderen is afhankelijk van grond- of oppervlaktewater en ruim 80% van de habitatdeelgebieden bevatten een aanzienlijke oppervlakte habitat dat afhankelijk is van grond- of oppervlaktewater (De Becker & Adriaens 2015). De beschikbaarheid van nutriënten en de mate van verzuring worden in deze habitattypes sterk bepaald door hydrologische processen. In die mate zelfs dat andere herstelmaatregelen tegen de effecten van atmosferische stikstofdepositie nauwelijks zin hebben als niet eerst de hydrologie wordt hersteld. Hydrologisch herstel is daarom prioritair in de herstelstrategie voor waterafhankelijke habitat (Jansen et al. 2014) en er werd in het Nederlandse rapport om deze reden een afzonderlijk onderdeel gewijd aan de biogeochemische mechanismen in natte ecosystemen (Bobbink et al. 2014; http://pas.natura2000.nl/pages/herstelstrategieen-deel_i.aspx).

Van de complexe processen die in waterafhankelijke ecosystemen kunnen optreden, zijn er drie die een erg belangrijke terugkoppeling of buffer zijn tegen de effecten van stikstofdepositie: denitrificatie, de immobilisatie van stikstof in organisch materiaal en de aanvoer van basische kationen en bicarbonaat als buffer tegen verzuring. Omdat deze processen bijzonder effectief zijn, is habitat dat afhankelijk is van grond- of oppervlaktewater geklasseerd als B-habitat (zie onderdeel 3.3 en bijlage 1).

De toevoer van nitraat bepaalt de omvang van denitrificatie in moerassen (Bartlett et al. 1979). In niet of weinig met stikstof vervuilde moerassen is dit verlies marginaal, vaak zelfs minder dan 1 kg/ha/jaar (Hemond 1983; Westermann & Ahring 1987). In door stikstof belaste moerassen kan door denitrificatie tot meer dan 100 kg/ha/jaar uit het ecosysteem verdwijnen (Bowden 1987). In moerassen is niet alleen denitrificatie belangrijk, ook de immobilisatie van stikstof kan aanzienlijk zijn. Bij een hoge grondwatertafel is de bodem zuurstofarm en vertraagt de afbraak van dood organisch materiaal, waardoor dat zich opstapelt. Moerassen zijn daarom een belangrijke sink voor koolstof en stikstof (Hill et al. 2016). Een derde belangrijk hydrologisch proces in het kader van de PAS, is de aanvoer van bicarbonaat, Ca^{2+} , Mg^{2+} en K^+ via grondwater of via oppervlaktewater. Hierdoor kan waterafhankelijke habitat bijzonder effectief gebufferd worden tegen verzuring (Wheeler et al. 2002; Witt et al. 2008).

Ondanks deze processen kunnen zich in waterafhankelijke habitat ook specifieke problemen stellen door eutrofiëring met stikstof. Zo geeft de aanrijking van grondwater met nitraat, afkomstig van depositie of van uitspoeling in het infiltratiegebied, aanleiding tot de vrijstelling van sulfaat. Sulfaat en nitraat versnellen de afbraak van veen en hebben een verhoogde beschikbaarheid van fosfaat tot gevolg (Smolders et al 2010). Een zorgvuldig hydrologisch beheer van met nitraat belaste wetlands is nodig om dergelijke eutrofiëring te voorkomen (Lucassen et al. 2005). In de vorige paragraaf werd aangehaald dat het herstel van natuurlijke overstromingen een buffer kan zijn tegen verzuring, maar in de praktijk treedt dan ook vaak vermesting op met fosfor en stikstof via vervuild slib. De kwaliteit van de meeste waterlopen is nog steeds ontoereikend om bij overstroming een goede natuurkwaliteit in de vallei te garanderen (De Bie & De Becker 2013).

De zes hydrologische herstelmaatregelen die in hoofdstuk 2 van dit rapport worden beschreven, zijn een praktische indeling op basis van de oorzaak van de verstoring waarop ze ingrijpen, niet op basis van de herstelprocessen die ze ondersteunen. De hierboven beschreven herstelprocessen treden immer vaak samen op bij één en dezelfde hydrologische herstelmaatregel. Bovendien kunnen meerdere herstelmaatregelen sterk vergelijkbare processen ondersteunen. Zo zullen de maatregelen ‘verhogen van de infiltratie’ en ‘afbouwen van grondwaterwinning’ allebei tot een stijging van het grondwaterniveau. Deze indeling heeft als bijkomend praktisch voordeel dat de mogelijke oorzaken van een verstoorde waterhuishouding, systematisch kunnen overlopen worden en tegen elkaar kunnen afgewogen worden.

PAS herstelbeheer is steeds maatwerk en dit is zeker het geval voor hydrologische herstelmaatregelen. Gezien de complexiteit van de processen is voor hydrologisch herstelbeheer ook steeds een grondige voorstudie noodzakelijk (Jansen et al. 2014).

1.6 De Nederlandse herstelmaatregelen en -strategieën als uitgangspunt

In functie van de Nederlandse PAS werd een omvattend overzicht gepubliceerd van de wetenschappelijke kennis die betrekking heeft op het herstelbeheer (Jansen et al. 2014; zie http://pas.natura2000.nl/pages/herstelstrategieen-deel_i.aspx). De afzonderlijke herstelmaatregelen werden voor elk habitatype gecombineerd tot een pakket, dat herstelstrategie genoemd wordt (Smits & Bal 2014; Smits et al. 2014; zie http://pas.natura2000.nl/pages/herstelstrategieen-deel_ii.aspx). Het ligt voor de hand om de Nederlandse aanpak, herstelmaatregelen en -strategieën als basis te gebruiken voor de Vlaamse PAS.

Nederland behoort immers net als Vlaanderen grotendeels tot de Atlantische regio van Natura 2000 (Sundseth 2010), met sterk gelijkende habitat en gelijkaardige milieudrukken. De onderbouwing van het Nederlandse rapport is gebaseerd op wetenschappelijke publicaties die niet alleen werden uitgevoerd in Nederland, maar vaak ook in buurlanden of –regio’s waar gelijkaardige processen en patronen spelen in gelijkaardig habitat. Ook heel wat onderzoek uit Vlaanderen is gebruikt voor de wetenschappelijke onderbouwing van de Nederlandse herstelstrategieën. Om deze redenen is het vanzelfsprekend om het omvangrijke werk dat in Nederland werd uitgevoerd, niet volledig over te doen voor Vlaanderen. In de plaats daarvan werd gekozen voor een gerichte revisie, waarbij zoveel mogelijk een beroep werd gedaan op de INBO experts die in 2011 het Nederlandse ontwerprapport beoordeeld hebben.

De internationale reviewcommissie van de Nederlandse herstelstrategieën bestond uit: Dr. de Smidt (voorzitter; oud-universitair docent Universiteit Utrecht), prof. dr. van Diggelen (UA), prof. dr. Hermy (KULeuven), prof. dr. Hoffmann (UGent en INBO), prof. dr. Joosten (Universiteit Greifswald), prof. dr. Nienhuis (emeritus hoogleraar Radboud Universiteit Nijmegen) en dr. Kuiters (secretaris; Alterra Wageningen UR). Onder de redactie van Maurice Hoffmann is het ontwerprapport van de Nederlandse herstelstrategieën door het INBO onder de loep genomen. De hoofdstukken van Deel II, die per habitatype de herstelstrategieën bespreken, werden als volgt verdeeld: habitatgroep van de kustduinen: Sam provoost; Habitatgroep water: Luc Denys, Floris Vanderhaeghe en Geert De Blust; habitatgroep graslanden: Jan Van Uytvanck en Piet De Becker; habitatgroep van de venen en moerassen: Piet De Becker, Geert De Blust en Jan Wauters; habitatgroep van de heiden: Geert De Blust; habitatgroep bossen: Luc De Keersmaecker en Johan Neiryck. Deel I, de overige teksten van Deel II en Deel III werden geheel of gedeeltelijk beoordeeld door Maurice Hoffmann, Geert De Blust, Maarten Hens en Desiré Paelinckx.

Aan de INBO experts die aan de review van het Nederlandse rapport hebben gewerkt, werden drie vragen voorgelegd in functie van een herwerking voor Vlaanderen: 1) Is in het Nederlandse rapport voldoende rekening gehouden met de opmerkingen die geformuleerd zijn? 2) Zijn er sinds 2011 nieuwe inzichten die om een aanpassing vragen? 3) Zijn er specifieke aanpassingen nodig omwille van de verschillen tussen Nederland en Vlaanderen, bij voorbeeld als gevolg van een afwijkende habitattypologie? Als er geen aanpassingen nodig waren, werd de toelichting beknopt gehouden en werd gerefereerd naar de Nederlandse herstelstrategieën. Aan de onderbouwing van wijzigingen werd meer aandacht besteed.

2 Omschrijving van de herstelmaatregelen

Het reguliere beheer van biotopen wordt beschreven in Van Uytvanck & De Blust 2012, dat van soorten in Van Uytvanck & Goethals 2014 en Declerck 2007. Bij het uitvoeren van de maatregelen moet zeker altijd eerst nagegaan worden of er Habitatrichtlijn-, Vlaams prioritaire of andere doelsoorten aanwezig zijn en moet de maatregel aangepast worden aan de ecologische behoeften en de fenologie van deze soorten (Maes et al. 2017). Bij elke maatregel wordt bij 'overige gunstige effecten' of 'overige ongewenste effecten' summier beschreven of de maatregel een impact kan hebben op de soorten van bijlagen II en IV van de habitatrichtlijn en van bijlage I van de vogelrichtlijn. Het overzicht van soorten waarvoor een effect verwacht mag worden, is opgenomen in bijlage 2. Indien deze bijlagesoorten of de Vlaamse prioritaire of andere doelsoorten niet aanwezig zijn in sterk gedegradeerde biotopen kan de maatregel intensief en grootschalig uitgevoerd worden, in andere gevallen moet het beheer met de nodige voorzichtigheid uitgevoerd worden.

2.1 Plaggen en chopperen

2.1.1 Omschrijving en toepassing

Plaggen en chopperen zijn maatregelen die de organische bodem, die rijk is aan nutriënten, geheel of gedeeltelijk verwijderen. Plaggen is het afsteken en verwijderen van de zode, in principe tot op de minerale bodem. Het kan handmatig of machinaal uitgevoerd worden. Bij chopperen worden de vegetatie, de moslaag en een deel van de organische bodem mechanisch verwijderd en afgevoerd. Deze techniek houdt het midden tussen maaien en plaggen en is minder ingrijpend voor de bodem dan plaggen, maar laat meer organisch materiaal achter (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 61).

2.1.2 Schaal van toepassing

Deze maatregelen worden op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.1.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Plaggen stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.5 Het verwijderen van nutriënten door plaggen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 126), chopperen met de maatregel '3.2.6 Het verwijderen van nutriënten door chopperen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 127). Omdat deze maatregelen sterk vergelijkbare effecten kunnen hebben, zijn ze samengenomen.

2.1.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Technisch aspecten en de effecten van plaggen worden uitgebreid beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust 2012 p. 57-58). De maatregel is beschreven voor de binnendijkse zilte vegetaties (p. 79), de heischrale graslanden (p. 99), de landduinen (p. 137), vochtige heide (p. 148), droge heide (p. 161), voedselarme vennen en plassen (p. 181; 194), en de zuurminnende eikenbossen op zandgrond (p.260). Chopperen wordt summier beschreven (Van Uytvanck & De Blust 2012: p. 61).

2.1.5 Mitigerende werking

2.1.5.1 Tegen vermesting

Door de vegetatielaag en organische laag van de bodem volledig of gedeeltelijk te verwijderen, worden grote hoeveelheden nutriënten, waaronder stikstof, verwijderd. Plaggen geeft de beste resultaten op een bodem die niet zeer sterk verzuurd is (Sterckx et al. 2016).

2.1.5.2 Tegen verzuring

Door plaggen kunnen verzurende stoffen die zich in de strooisellaag en de organische bodem hebben opgestapeld, worden verwijderd en kan minder verzuurde minerale bodem vrij komen te liggen. De effecten van chopperen op verzuring zijn niet goed gekend, maar houden wellicht het midden tussen de effecten van maaien en plaggen.

Lokale kenmerken van de standplaats en de uitvoering van de maatregel bepalen in hoge mate de effecten van chopperen.

2.1.5.3 *Overige gunstige effecten*

Door plaggen en chopperen kan een geschikt kiembed gecreëerd worden voor soorten die als gevolg van vermisting of verzuring verdwenen waren. De zaadbank van doelsoorten wordt in mindere mate verwijderd door chopperen dan door plaggen.

2.1.6 Ongewenste effecten

2.1.6.1 *Verzuring*

Door plaggen worden naast stikstof worden ook andere nutriënten, zoals K, Mg, Ca en P verwijderd en kan verzuring en verarming optreden (Vogels et al. 2016). Toevoeging van nutriënten en meer bepaald van basische stoffen kan aangewezen zijn als aanvullende maatregel, om de effecten van verzuring en van ammoniumvergiftiging tegen te gaan. Het effect van chopperen op verzuring is niet goed gekend.

2.1.6.2 *Vermesting*

Plaggen heeft geen vermestende effecten, omdat de organische topbodem vrijwel volledig verwijderd wordt. Bij chopperen kan meer organisch materiaal achterblijven, dat door mineralisatie een vermestend effect kan hebben en de vestiging van ongewenste soorten in de hand kan werken.

2.1.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Het is aangewezen om als vuistregel kleinschalig te werken, vooraf kwetsbare soorten grondig te inventariseren en voldoende aandacht te besteden aan het vervolgbeheer:

- Populaties van fauna en flora kunnen achteruit gaan of verdwijnen door plaggen en chopperen indien dit grootschalig en te frequent gebeurt; bij broedvogels mag deze beheermaatregel zeker niet gebeuren tijdens de broedperiode (april-augustus).
- Een aanzienlijk deel van de zaadbank wordt weggehaald, vooral door plaggen. Dit treft voornamelijk soorten met een kort levende zaadbank die zich in de topbodem bevindt.
- Plaggen en chopperen creëren een geschikt kiembed voor de vestiging van bomen en struiken in open habitat en vereisen dus een vervolgbeheer

2.2 Maaien

2.2.1 Omschrijving en toepassing

Maaien is het verwijderen van de plantendelen die boven de grond of in het water groeien. Maaien kan handmatig of machinaal worden uitgevoerd en het maaisel kan meteen worden afgevoerd, of pas nadat het gedroogd is tot hooi. We gaan er van uit dat in halfnatuurlijk habitat, dat niet wordt blootgesteld aan vermestende invloeden, maximaal éénmaal per jaar maaien en afvoeren van maaisel volstaat om de habitat in goede kwaliteit te houden. Bij verhoogde beschikbaarheid van stikstof kunnen extra maai beurten aangewezen zijn om te mitigeren.

2.2.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.2.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.8 Het verwijderen van nutriënten door (extra) maaien' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 128)

2.2.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Technisch aspecten en de effecten van een maaibeheer worden meer uitgebreid beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust 2012 p. 35-40). De maatregel wordt beschreven bij stroomdalgrasland (p. 90), heischrale graslanden (p. 101), graslanden op matig voedselrijke bodem (p. 114), ruigten (cyclisch maaien p. 126), vochtige heide (p. 148), droge heide (p. 161), voedselarme vennen en plassen (p. 182; 194), vegetatierijke plassen (p. 209).

2.2.5 Mitigerende werking

2.2.5.1 *Tegen vermessing*

Door het afvoeren van biomassa worden nutriënten, waaronder stikstof, afgevoerd. Het effect daarvan is echter veel kleiner dan bij plaggen (Stevens et al. 2013).

2.2.5.2 *Tegen verzuring*

Maaien heeft geen mitigerende werking tegen verzuring.

2.2.5.3 *Overige gunstige effecten*

Door te maaien kan de vegetatie open gemaakt worden, waardoor minder concurrentiekrachtige soorten kunnen kiemen en uitgroeien. Dit gunstige effect is wellicht belangrijker dan de export van stikstof uit de habitat. Eventueel kunnen vlekken of pollen van forse, competitieve soorten (bij voorbeeld pijpestrootje in heide) selectief uitgemaaid worden. Door te maaien kan ook opslag van houtige soorten onder controle gehouden worden, bij voorbeeld nadat andere herstelmaatregelen, zoals plaggen of chopperen, zijn uitgevoerd. Voor ongewervelden en andere kleine dieren is het aangewezen om gefaseerd te maaien waarbij altijd een deel van de vegetatie blijft overstaan waarin de overwintering kan gebeuren, waarin ze kunnen schuilen of waardoor nectarbronnen gedurende heel het jaar aanwezig blijven. Voor Kruipend moerasscherm is frequent maaien (gazonbeheer) een positieve maatregel; ook bij Geel schorpioenmos is maaien voordelig, op voorwaarde dat de moslaag niet mee verwijderd wordt. Voor enkele overwinterende watervogels is maaien positief aangezien zij een korte grasmat prefereren in het winterhalfjaar.

2.2.6 Ongewenste effecten

2.2.6.1 *Verzuring*

Naast stikstof worden ook andere nutriënten, zoals K, Mg en Ca verwijderd, waardoor verarming en verzuring in de hand gewerkt kunnen worden op zwak gebufferde standplaatsen.

2.2.6.2 *Vermesting*

Maaien met afvoer van maaisel heeft geen vermestende effecten.

2.2.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Populaties van fauna en flora kunnen achteruit gaan verdwijnen door te intensief en te frequent te maaien, bij voorbeeld omdat bepaalde soorten hun levenscyclus niet meer kunnen voltooien, homogenisatie van de vegetatie optreedt of onvoldoende nectarbronnen overblijven (Stevens et al. 2013; Maes et al. 2017). Bij amfibieën moet er over gewaakt worden dat het maaien bij aanwezigheid van juvenielen niet te dicht bij het voorplantingswater gebeurt. Bij vogels moet erop toegezien worden dat het maaien niet gebeurt tijdens de broedperiode (april-augustus). Bij vissen kan het maaien van vegetatie aan de randen van vijvers of langsheen rivieren negatief zijn.

Maaien onder natte omstandigheden kan bodemverstoring of bodemverdichting veroorzaken, vooral als gebruik gemaakt wordt van niet aangepast materieel op een bodem met een geringe draagkracht.

2.3 Begrazen

2.3.1 Omschrijving en toepassing

Begrazen als PAS herstelmaatregel is de inzet van vee om hoogproductieve, concurrentiekrachtige plantensoorten terug te dringen ten gunste van laagproductieve, weinig concurrentiekrachtige soorten. We gaan er van uit dat een halfextensieve begrazing toegepast moet worden om op lange termijn niet-vermeste, halfnatuurlijke grazige habitat in stand te houden. Dit betekent dat de biomassa van de vegetatie, jaarlijks volledig wordt weggenomen door begrazing. Een hogere biomassa, die het gevolg is van vermesting, kan door verschillende vormen van begrazing worden weggenomen, afhankelijk van de periode, de intensiteit, de ruimtelijke context en de mate van sturing die wordt toegepast (Uytvanck & De Blust, 2012). De begrazingsvorm die het meest aangewezen is in het kader van het PAS herstelbeheer, kan niet a priori bepaald worden.

2.3.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.3.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.9 Het verwijderen van nutriënten door (extra) begrazen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 128)

2.3.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De effecten van een graasbeheer en de technische aspecten ervan worden meer uitgebreid beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust 2012 p. 41-50). De maatregel wordt beschreven bij binnendijkse zilte vegetaties (p. 77), stroomdalgrasland (p. 89), heischrale graslanden (p. 100), graslanden op matig voedselrijke bodem (p. 116), ruigten (p. 127), landduinen (p. 138), vochtige heide (p. 150), droge heide (p. 164), droge bossen (p. 261).

2.3.5 Mitigerende werking

2.3.5.1 Tegen vermesting

Door begrazing worden meestal zeer weinig nutriënten afgevoerd, maar er kan wel een herverdeling ontstaan tussen schrale zones en latrines die aangerijkt zijn met nutriënten (Van Uytvanck et al. 2010).

2.3.5.2 Tegen verzuring

Begrazen heeft op zichzelf geen mitigerende werking tegen verzuring. Grazers hebben daarentegen een bepaalde behoefte aan Ca, K, en Mg, waardoor likstenen nodig kunnen zijn in verzuurde habitat dat begraasd wordt. Hierdoor worden extra mineralen in de habitat gebracht, die kunnen mitigeren tegen verzuring.

2.3.5.3 Overige gunstige effecten

Grazers zijn selectief en verkiezen smakelijke, voedselrijke planten. Vaak zijn dit grassen of forse competitieve soorten, waardoor minder competitieve soorten meer ruimte krijgen. Het effect van begrazen is afhankelijk van het type grazer dat wordt ingezet en van de dichtheid aan grazers. Voor Kruidend moerasscherm bijvoorbeeld heeft een intensieve begrazing, bij voorkeur met paarden, een bijzonder gunstig effect. Ook voor vlermuizen kunnen de uitwerpselen van grazers het prooiaanbod (grote mestkevers) verhogen. Voor nogal wat overwinterende watervogels is begrazing gunstig omdat deze maatregel zorgt voor een voldoende korte grasmat in het winterhalfjaar.

Vertrapping door grazers kan zorgen voor kiemplaatsen van niet-competitieve soorten.

2.3.6 Ongewenste effecten

2.3.6.1 Verzuring

Het verzurende effect van begrazing is wellicht verwaarloosbaar, temeer omdat via likstenen mineralen in omloop gebracht worden.

2.3.6.2 *Vermesting*

Begrazen kan lokaal vermestende effecten hebben, door herverdeling van nutriënten (Van Uytvanck et al. 2010). Dit kan een probleem zijn als onbemeste habitat samen met (voorheen) bemeste percelen worden begraasd.

2.3.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Populaties van gevoelige fauna en flora kunnen achteruit gaan of verdwijnen door een te intensieve begrazing of een begrazing in de verkeerde periode en dat vooral in kleine populaties (Jones et al. 2016). Voor amfibieën, reptielen en broedvogels kan begrazing best vermeden worden in de voortplantingsperiode (april-augustus).

2.4 **Branden**

2.4.1 **Omschrijving en toepassing**

Het periodiek gecontroleerd afbranden, vooral in de winter, is een traditionele beheermethode die werd toegepast om de vegetatie van heide, stuifzanden en bepaalde graslanden te verjongen. Het effect van branden hangt sterk af van het type vegetatie, de intensiteit van de brand en de weersomstandigheden tijdens en na de brand (Jansen et al. 2015, Deel I p. 129).

2.4.2 **Schaal van toepassing**

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.4.3 **Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen**

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel 'Het verwijderen van nutriënten door branden' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 129)

2.4.4 **Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'**

De maatregel 'branden' wordt beschreven bij het beheer van landduinen, heide en graslanden (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 139; 149; 162).

2.4.5 **Mitigerende werking**

2.4.5.1 *Tegen vermesting*

Door branden verdwijnen voornamelijk C, N en S, terwijl P en andere mineralen achterblijven. De export van stikstof is echter relatief klein en volstaat niet om op termijn vermesting te voorkomen van habitat dat langdurig aan verhoogde depositie van stikstof wordt blootgesteld (Niemeyer et al. 2005).

2.4.5.2 *Tegen verzuring*

Branden verwijdert N en S maar heeft verder nauwelijks effect op de totale pool van andere macronutriënten (P, K, Mg, Ca), waardoor geen verdere verzuring optreedt en bepaalde soorten van matig zure bodem zich kunnen handhaven. Als deze nutriënten, die na de brand achterblijven in de asse, niet worden opgenomen door de vegetatie, kunnen ze echter alsnog uitspoelen en verdwijnen uit het ecosysteem (Niemeyer et al. 2005).

2.4.5.3 *Overige gunstige effecten*

Specifieke soorten, zoals bepaalde fungi, zijn gebonden aan brandplekken. Een goed opvolgingsbeheer (bv. begrazing, maaien) blijft nodig om te verhinderen dat de biotoop opnieuw gedomineerd wordt door bijvoorbeeld Pijpenstrootje.

2.4.6 **Ongewenste effecten**

2.4.6.1 *Verzuring*

Branden verzuurt relatief minder sterk dan maatregelen die de biomassa en/of de organische bodem verwijderen, maar het is niet zeker of de maatregel in staat is om verdere verzuring te voorkomen (Bobbink et al. 2009).

2.4.6.2 *Vermesting*

Branden is het meest effectief bij lage depositie van stikstof. Bij hoge depositie zouden ongewenste soorten, zoals pijpestro, net gestimuleerd kunnen worden door branden (Bobbink et al. 2009).

2.4.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Populaties van fauna en flora kunnen achteruit gaan of verdwijnen door grootschalig en frequent te branden (Jones et al. 2016). Branden moeten strikt gecontroleerd worden omwille van het veiligheidsrisico en vraagt de inzet van deskundig personeel (Bobbink et al. 2009). De negatieve effecten hangen sterk af van de schaal, omstandigheden en tijdstip (zie bij voorbeeld Van Uytvanck & De Blust, 2012: 149). Branden in de buurt van bosranden moet vermeden worden om een structuurrijke bosrand te kunnen behouden en ook het verbranden van dood hout kan negatieve effecten hebben op doodhoutkevers en andere doodhoutbewonende organismen. Het spreekt voor zich dat branden in de voortplantingsperiode van soorten bijzonder funest is.

2.5 Strooisel verwijderen

2.5.1 Omschrijving en toepassing

In bossen en struwelen kan zich door verzuring een dikke strooisellaag vormen. Deze strooisellaag bevat een grote voorraad aan stikstof en andere nutriënten. Voor het behoud van specifieke soorten en habitats (bij voorbeeld orchideeën in habitat 9150) kan het aangewezen zijn om de strooisellaag regelmatig, zelfs jaarlijks, te verwijderen (Vandekerkhove et al. 2015). Vooral soorten met een pionierkarakter hebben baat bij deze maatregel (Jansen et al. 2015, Deel I p. 129; Van Uytvanck & De Blust 2012: 260). In bossen en struwelen kan het verwijderen van strooisel afzonderlijk worden toegepast. In open terrestrische habitat zoals grasland, ruigte, moeras of de oeverzone van open water is het verwijderen van strooisel meestal een onderdeel van of vervolg op andere herstelmaatregelen.

2.5.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.5.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.11 Verwijderen van nutriënten door strooiselverwijdering' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 130)

2.5.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De toepassing van de maatregel wordt vermeld bij het beheer van boshabitat 'oude zuurminnende eikenbossen' (habitattype 9190: 260). De maatregel is ook van toepassing op habitattype 9150, maar dit zeer zeldzame bostype wordt niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.5.5 Mitigerende werking

2.5.5.1 *Tegen vermisting*

Door strooisel te verwijderen wordt ook stikstof uit het ecosysteem afgevoerd.

2.5.5.2 *Tegen verzuring*

Strooisel kan een verzurend effect hebben. Door verzurend strooisel af te voeren, kan de basenrijke mindere bodem opnieuw aan de oppervlakte worden gebracht. Op (matig) zure bodem kan strooisel verwijderen verzuring en verarming in de hand werken (zie hieronder).

2.5.5.3 *Overige gunstige effecten*

Door strooisel te verwijderen kan een gunstig kiembed ontstaan en kan de zaadbank worden aangesproken van plantensoorten die door vermisting of verzuring verdwenen waren uit de habitat. Het verwijderen van strooisel kan de vruchtvorming van mycorrhizavormende fungi stimuleren (de Vries et al. 1995). In hoeverre dit ook een gunstig effect heeft op het mycelium is echter onzeker. Heel wat ectomycorrhizavormende fungi dringen immers met hun

mycelium ook door tot in de strooisellaag waar ze nutriënten aan onttrekken en voor een belangrijk deel rechtstreeks doorgeven aan hun gastheer (Leake et al. 2004). De vruchtzetting zou in deze ook een stressreactie kunnen zijn op het afbreken van het mycelium bij de strooiselverwijdering.

2.5.6 Ongewenste effecten

2.5.6.1 Verzuring

Strooisel bevat naast stikstof ook nutriënten die vooral op zure bodem schaars kunnen zijn. Door strooisel af te voeren, kan een verdere verzuring en verarming in de hand gewerkt worden (Zang & Rothe 2013).

2.5.6.2 Vermesting

Strooisel verwijderen heeft geen vermestend effect. Strooisel verwijderen kan aangewezen zijn bij de maatregelen 'toevoegen basische stoffen', om de vrijstelling van nitraat door mineralisatie te beperken.

2.5.6.3 Overige ongewenste effecten

Strooisel is een zeer belangrijke habitat voor een vaak zeer rijke en gespecialiseerde saprotrofe levensgemeenschap (fauna, fungi,...). Vooral in bossen is deze gemeenschap vaak zeer goed ontwikkeld. Het verwijderen van strooisel stimuleert weliswaar soorten met een pionierkarakter, maar is ongunstig voor andere ook habitattypische soorten, vooral uit latere successiestadia. Vandaar dat deze maatregel in boshabitats enkel is voorzien in de bostypes 9190 en 9150 waar strooiselverwijdering een gunstige invloed kan hebben op de habitattypische soorten. Verwijderen van strooisel kan voor heel wat ongewervelden en andere kleine dieren negatief zijn omdat ze er vaak in overwinteren. Hierdoor kan het prooiaanbod sterk achteruitgaan wat ook gevolgen kan hebben voor soorten die van deze ongewervelden leven (bv. vleermuizen, vogels). Andere soorten (bv. amfibieën, reptielen) gebruiken strooisel om zich in te verschuilen en het grootschalig verwijderen ervan kan dus zorgen voor een gebrek aan schuilplaatsen voor deze soorten.

Als strooisel verwijderen toegepast wordt op groeiplaatsen van Geel schorpioenmos en Groenknolorchis moet er op toegezien worden dat de moslaag niet mee verwijderd wordt en dat er geen bovengrondse knollen verwijderd worden.

2.6 Opslag verwijderen

2.6.1 Omschrijving en toepassing

De natuurlijke successie van open terrestrische habitat naar bos gaat samen met de vastlegging van nutriënten in de boven- en ondergrondse biomassa en de strooisellaag. Dit proces kan sneller verlopen sneller bij verhoogde depositie van stikstof. Voor het behoud van open terrestrisch habitat, is het aangewezen opslag van bomen en struiken regelmatig te verwijderen. Als zich een strooisellaag onder de opslag van bomen en struiken heeft gevormd, wordt die als onderdeel van deze maatregel eveneens verwijderd.

2.6.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.6.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel 'opslag verwijderen'. Deze maatregel is in het Nederlandse rapport niet afzonderlijk beschreven (Jansen et al. 2015, Deel I p. 125).

2.6.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Het 'handboek voor beheerders' bespreekt technische aspecten van de maatregel kappen (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 51-56), die tenminste ook gedeeltelijk van toepassing zijn op het verwijderen van opslag en strooisel. Kappen van opslag is als maatregel beschreven bij heischrale graslanden (p. 102), graslanden op matig voedselrijke bodem (p. 116), landduinen (p. 137), vochtige heide (p. 150), droge heide (p. 163), voedselarme vennen en plassen (p. 182; 194), vegetatierijke plassen (p. 209).

2.6.5 Mitigerende werking

2.6.5.1 *Tegen vermesting*

Door opslag van houtige soorten te verwijderen en aanvullend te plaggen, maaien of strooisel te verwijderen kan de beschikbaarheid van stikstof worden verlaagd.

2.6.5.2 *Tegen verzuring*

Het kappen opslag van bomen en struiken heeft op zichzelf geen mitigerend effect op de mate van verzuring van een habitat. Verwijderen van strooisel kan dat wel hebben op kalkrijke bodem, maar kan verzuring in de hand werken op een bodem die reeds zuur is.

2.6.5.3 *Overige gunstige effecten*

Door opslag te kappen en strooisel te ruimen ontstaat een meer lichtrijke omgeving, die gunstig is voor soorten van open habitat. Meer licht op een strooiselarme bodem kan de overleving en de kieming van deze soorten bevorderen. Warmteminnende soorten zoals amfibieën en reptielen zijn gebaat bij open en snel opwarmende habitats die door het verwijderen van opslag gecreëerd kunnen worden. Ook voor de meeste overwinterende watervogels en grondbroeders zoals sterns en strandplevier is het verwijderen van opslag gunstig aangezien zij vaak gebruik maken van grote open graslanden of schelpenstranden. Bij vissen zoals Bittervoorn en Kleine modderkruiper kan het verwijderen van opslag ervoor zorgen dat er meer licht in het water valt, waardoor er een toename van de watervegetatie kan optreden.

2.6.6 Ongewenste effecten

2.6.6.1 *Verzuring*

Het kappen en afvoeren van opslag heeft tot gevolg dat ook mineralen worden afgevoerd, maar het verzurende effect daarvan is wellicht verwaarloosbaar.

2.6.6.2 *Vermesting*

Na kappen kan door mineralisatie van strooisel of van organisch materiaal in de bodem, vermesting optreden.

2.6.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Vele soorten organismen (in eerste instantie fauna, maar ook bepaalde flora) zijn aangewezen op geleidelijke overgangen tussen open habitat en bos. Door een intensiever beheer te voeren is het risico reëel dat deze overgangen scherper worden en dat veeleisende soorten verdwijnen. Net deze soorten zijn in de voorbije decennia bijzonder schaars geworden. Daarom is het van groot belang de risico's voor deze soortengroepen vooraf goed in te schatten en voldoende aandacht te besteden aan het behoud van structuurrijke overgangen tussen diverse habitattypes, in het bijzonder tussen bos en open habitat.

Ook binnen open habitat zelf kan een beperkte verbossing en verstruweling, die cyclisch wordt teruggezet, ook voor een verhoogde structuurdiversiteit zorgen, die gunstig is voor heel wat organismen (in het bijzonder fauna). Een intensieve en frequente verwijdering van opslag kan dus ook in open habitats leiden tot een sterke uniformisering en verarming van de vegetatiestructuur en de bijhorende biodiversiteit.

Nogal wat vogels en zoogdieren, maar ook ongewervelden gebruiken bomen en struiken als broedplaats, rustplaats of als locatie op een territorium te verdedigen dus het verwijderen van verspreide bomen en struiken heeft op deze dieren een negatief effect. Voor vogels mag het verwijderen van opslag uiteraard niet gebeuren tijdens de broedperiode. Voor vleermuizen die in bossen jagen is het openkappen van te grote stukken ongunstig. Ook het verwijderen van opslag in hagen is voor vleermuizen nadelig aangezien zij deze lineaire landschapselementen gebruiken tijdens het foerageren en nood hebben aan aaneengesloten lijnvormige landschapselementen.

2.7 Toevoegen basische stoffen

2.7.1 Omschrijving en toepassing

Deze maatregel omvat het toevoegen van kalk en andere kalkhoudende stoffen of basenrijke substraten aan de bodem of het water. Eventueel kan indirect bekalkt worden, via het grondwater dat een habitat voedt. Doel van deze maatregel is het herstel van de buffercapaciteit van de bodem, het oppervlaktewater of het grondwater dat een habitat voedt, tegen de verzurende effecten van stikstofdepositie. Indien de maatregel wordt toegepast, gebeurt dit vaak in combinatie met plaggen of het verwijderen van een sliblaag of strooisellaag, om ammoniumtoxiciteit en mineralisatie te vermijden.

2.7.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast, als sprake is van toediening van kalk en andere basenhoudende stoffen aan de bodem van de habitat.

De maatregel kan ook op landschapsschaal worden toegevoegd, door basische stoffen toe te dienen in het infiltratiegebied van grondwater dat een habitat beïnvloedt.

2.7.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt grotendeels, maar niet volledig, overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.1 Maatregelen tegen verzuring door toevoegen van basische stoffen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 121). Hydrologische maatregelen om via de kwaliteit van het grondwater, de buffercapaciteit tegen verzuring te vergroten, zijn afzonderlijk beschreven (onderdelen 2.20 t.e.m. 2.25).

2.7.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Het toevoegen van basische stoffen om op directe wijze (lokaal) of indirecte wijze (via het grondwater) de buffercapaciteit te verhogen, wordt vermeld voor de heischrale graslanden (p. 99-100), vochtige heide (p. 148), droge heide (p.161-162) en voedselarme plassen en vennen (p. 183) in (Van Uytvanck & De Blust, 2012).

2.7.5 Mitigerende werking

2.7.5.1 *Tegen vermesting*

Deze maatregel heeft geen mitigerend effect tegen vermesting.

2.7.5.2 *Tegen verzuring*

Deze maatregel werkt mitigerend tegen verzuring. De oplossing van carbonaten (kalk en andere basische stoffen) is een sterk bufferend proces en de vrijstelling van basen kan tekorten die door verzuring zijn ontstaan, aanvullen. Bovendien kunnen toxiciteiten (bij voorbeeld van aluminium), die het gevolg zijn van verzuring, tegengegaan worden.

2.7.5.3 *Overige gunstige effecten*

Voor nogal wat amfibieën is het toevoegen van basische stoffen gunstig omdat de zuurtegraad van de voedselarme wateren waarin ze zich voortplanten verlaagd wordt. Dit bevordert de overleving van de eieren en de larven.

2.7.6 Ongewenste effecten

2.7.6.1 *Verzuring*

Het toedienen van basische stoffen heeft geen verzurend effect op de habitatlocatie.

2.7.6.2 *Vermesting*

Toedienen van basische stoffen leidt vaak tot vrijstelling van nitraat en sulfaat in bodems die rijk zijn aan organisch materiaal, omdat de afbraak hiervan gestimuleerd wordt. In open habitat wordt daarom meestal eerst geplagd.

Afbraak van organisch materiaal kan vermesting veroorzaken van de habitat zelf, of via het grondwater ook van andere habitat dat door het grondwater gevoed wordt. De vrijstelling van sulfaat kan afbraak van veen en verhoogde beschikbaarheid van fosfaat tot gevolg hebben.

Om deze reden wordt aangeraden om traagwerkende basische stoffen te gebruiken, zoals bij voorbeeld steenmeel, die daarenboven ook andere nutriënten dan Ca en Mg bevatten.

2.7.6.3 Overige ongewenste effecten

De veranderingen in de bodem door het toedienen van basische stoffen kunnen erg ongunstig zijn voor fungi, mossen en invertebraten (Auclerc et al. 2012). De uitspoeling van nutriënten kan de kwaliteit van waterlopen aantasten. Vooral snel oplosbare stoffen schijnen negatief te zijn, omdat ze voor een korte, hevige piek in de mineralisatie zorgen. Basische stoffen die in poedervorm worden toegediend, kunnen directe negatieve effecten hebben op invertebraten, door verstopping van de tracheëen. Bekalking is ongunstig bij Groenknolorchis en Geel schorpioenmos omdat de mineraalsamenstelling van de bodem erdoor verandert. Ook bij Gevlekte witsnuitlibel zorgt bekalking voor een negatief effect op de mineraalsamenstelling in het voortplantingswater.

2.8 Baggeren

2.8.1 Omschrijving en toepassing

Baggeren is het verwijderen van slib en ander los organisch materiaal dat op de minerale (onderwater)bodem en in de oeverzone van waterhabitat ligt. De maatregel kan ook van toepassing zijn op habitat die tijdelijk nat is, voor zover daar een sliblaag voorkomt. Het verwijderen van de compacte zode van een vegetatie die wortelt in de minerale bodem van een oeverzone of van een tijdelijk natte laagte, valt onder de maatregel 'plaggen'. Het verwijderen van veen, d.i. vaste, organische bodems die het resultaat zijn van een langdurig vormingsproces, valt onder de maatregel 'uitvenen'.

2.8.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.8.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.7 Het verwijderen van nutriënten door baggeren' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 127).

2.8.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De technische aspecten ervan worden beschreven onder graafwerken in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 59; 61). De maatregel is beschreven bij voedselarme vennen en plassen (p. 180; 194) en vegetatierijke plassen (207).

2.8.5 Mitigerende werking

2.8.5.1 Tegen vermesting

Door baggeren worden nutriënten die in het slib zitten, afgevoerd.

2.8.5.2 Tegen verzuring

De sliblaag bevat niet alleen nutriënten, maar ook stoffen die een verzurende werking kunnen hebben. Door de sliblaag te verwijderen, kan verdere verzuring worden tegEGAAN.

2.8.5.3 Overige gunstige effecten

Door slib te ruimen ontstaat een gunstige uitgangssituatie voor de kieming van water- en oeverplanten, die nog in de zaadbank aanwezig zijn.

2.8.6 Ongewenste effecten

2.8.6.1 Verzuring

Baggeren heeft geen verzurend effect.

2.8.6.2 Vermesting

Als ruimingsslib niet grondig wordt afgevoerd, of wordt uitgespreid in de oeverzone, kan de maatregel een vermestend effect hebben.

2.8.6.3 Overige ongewenste effecten

Populaties van fauna en flora kunnen achteruit gaan of verdwijnen door grootschalig en frequent baggeren.

Door baggeren wordt de zaadbank van water- en oeverplanten aangesproken. Als de abiotische kwaliteit na baggeren snel terug ongunstig wordt, als gevolg van aanhoudende verontreiniging, kunnen de soorten snel terug verdwijnen en bestaat het risico dat de zaadbank uitgeput wordt. Voor mollusken zorgt baggeren voor een ongunstige verstoring van de bodem. Voor vissen is baggeren ongunstig omdat hierdoor voedsel en oevervegetaties vernield worden. Voor overwinterende watervogels kan baggeren een negatieve impact hebben wanneer hierdoor slikken verdwijnen of wanneer dit gevolgen heeft op mogelijke voedselbronnen (bv. bodemfauna, plankton).

2.9 Vegetatie ruimen

2.9.1 Omschrijving en toepassing

Vegetatie ruimen is een maatregel die kan uitgevoerd worden in en langs de oeverzone van waterhabitat. De maatregel heeft tot doel de vegetatie die wortelt in de sliblaag met wortel en al te verwijderen en zo de verlanding terug te zetten. Het verwijderen van de compacte zode van een vegetatie op de minerale bodem van een oeverzone of van een tijdelijk natte laagte, valt onder de maatregel 'plaggen'. Het verwijderen van veen, d.i. vaste, organische bodems die het resultaat zijn van een langdurig vormingsproces, valt onder de maatregel 'uitvenen'. Het korten (en afvoeren) van watervegetatie boven de bodem en het verwijderen van vlottende waterplanten valt onder 'maaieren'.

2.9.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.9.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

In Nederland wordt de term ruimen niet gebruikt, maar wel 'schonen' of 'opschonen'. De maatregel wordt niet afzonderlijk vermeld, maar wel als onderdeel van het 'vrijzetten van venoevers' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 127).

2.9.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De technische aspecten ervan worden samen met baggeren beschreven onder graafwerken in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 59; 61). De termen baggeren en ruimen worden door elkaar gebruikt. Zoals hierboven omschreven, is de maatregel beschreven bij voedselarme vennen en plassen (p. 182; 185; 194; 195) en vegetatierijke plassen (204; 209).

2.9.5 Mitigerende werking

2.9.5.1 Tegen veresting

De maatregel werkt niet specifiek in op veresting. Bij ruimen ligt de focus op het verwijderen van de vegetatie in en langs waterhabitat. Het slib en de daarin aanwezige nutriënten worden in mindere mate verwijderd dan bij baggeren.

2.9.5.2 *Tegen verzuring*

Geen specifieke werking tegen verzuring. Bij ruimen ligt de focus op het verwijderen van de vegetatie in en langs waterhabitat. Het slib en de daarin aanwezige verzurende stoffen worden in mindere mate verwijderd dan bij baggeren.

2.9.5.3 *Overige gunstige effecten*

Door vegetatie te ruimen wordt de successie teruggezet en ontstaat een gunstige Ausgangssituatie voor de kieming van water- en oeverplanten, die nog in de zaadbank aanwezig zijn. Dit heeft gunstige effecten op soorten die open water nodig hebben om te foerageren (bv. Kluut, Grote zilverreiger, Meervleermuis en Watervleermuis) of om zich voort te planten (bv. Rivierrombout).

2.9.6 Ongewenste effecten

2.9.6.1 *Verzuring*

Ruimen heeft geen verzurend effect.

2.9.6.2 *Vermesting*

Als het slib of de plantdelen die bij ruimen vrijkomen, niet grondig wordt afgevoerd, of worden uitgespreid in de oeverzone, kan de maatregel een vermestend effect hebben.

2.9.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Door ruimen kunnen populaties van zeldzame fauna en flora achteruitgaan of verdwijnen, vooral als het ruimen grootschalig en frequent gebeurt tijdens de voortplantingsperiode of, voor nogal wat overwinterende eenden tijdens het winterhalfjaar.

2.10 Vrijzetten oevers

2.10.1 Omschrijving en toepassing

Deze maatregel heeft tot doel plassen en vennen die omgeven zijn door struweel, bomen of bos, vrij te stellen zodat ze in een meer open omgeving komen te liggen. Hierdoor vergroot de lichtinval en vermindert de aanvoer van organisch materiaal. De strooisellaag die zich in de oeverzone heeft opgehoopt, kan hierbij eveneens verwijderd worden. De kap van bos in het infiltratiegebied van grondwater, om de kwantiteit of kwaliteit ervan te beïnvloeden, wordt behandeld onder de maatregel 'herstel waterhuishouding: verhogen infiltratie neerslag'. De kap van bos om de windwerking op zoetwaterhabitat te herstellen, is begrepen onder 'herstel van de winddynamiek'.

2.10.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op landschapsschaal toegepast, grenzend aan of in de directe omgeving van waterhabitat.

2.10.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt volledig overeen met de Nederlandse maatregel 'Ingrijpen op de successie door het kappen van bomen en het vrijzetten van venoeveren' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 132).

2.10.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De technische aspecten ervan worden beschreven onder kapbeheer in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 51-56). De maatregel is in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012) beschreven bij voedselarme vennen en plassen (p. 176; 182; 194), vegetatierijke plassen (p. 209).

2.10.5 Mitigerende werking

2.10.5.1 Tegen vermesting

Door bomen te kappen langs de oevers, vermindert de toevoer van nutriënten via bladval, takken en stuifmeel en vormt zich minder snel een sliblaag. Als een waterhabitat in een open landschap komt te liggen, kan windwerking zorgen voor sterkere circulatie, differentiële sedimentatiepatronen en een betere gasuitwisseling, maar dit is niet het specifieke doel van deze maatregel.

2.10.5.2 Tegen verzuring

De sliblaag die gevormd wordt door inwaaiend strooisel van bomen en struiken kan een verzurend effect hebben. Door opslag van bomen en struiken te verwijderen, kan dit vermeden worden.

2.10.5.3 Overige gunstige effecten

De verminderde schaduwwerking door bomen en struiken is gunstig voor bepaalde kenmerkende soorten van oppervlaktewaterhabitat, zoals mollusken (Bataafse stroommossel en Platte schijfhoren) en vissen (Bittervoorn, Grote en Kleine modderkruiper). Ook voor Geel schorpioenmos is het vrijzetten van oevers gunstig.

2.10.6 Ongewenste effecten

2.10.6.1 Verzuring

Het vrijkappen van oevers heeft geen verzurend effect.

2.10.6.2 Vermesting

Het vrijkappen van oevers heeft geen vermestend effect, tenzij de bodem sterk beschadigd wordt.

2.10.6.3 Overige ongewenste effecten

Populaties van fauna en flora kunnen achteruit gaan of verdwijnen door oevers vrij te kappen. Bepaalde soorten zijn namelijk net afhankelijk van met bomen begroeide oeverzones. Vooral tijdens de voortplantingsperiode moeten deze maatregel vermeden worden en steeds gefaseerd en niet te frequent gebeuren. Bij overwinterende eenden kan het een negatief effect hebben op waterplassen omdat de beschutting tegen de wind hierdoor wegvalt. Vleermuizen jagen vaak in de omgeving van plassen met veel oeverbegroeiing, die door het vrijzetten van de oevers net zouden verdwijnen.

2.11 Uitvenen

2.11.1 Omschrijving en toepassing

In het laagveenlandschap werd vroeger op grote schaal veen gewonnen. Hierdoor ontstonden sloten en plassen, die door veenvorming opnieuw dicht groeiden, waarna opnieuw veen kon gewonnen worden. Deze successiereeks is stilgevallen door het wegvallen van het beheer en door eutrofiëring. De kenmerkende ontwikkelingsstadia zijn gedegradeerd door vermesting. Door de aanrijking van grondwater met nitraat, ondermeer als gevolg van depositie, kan sulfaat vrijgesteld worden, dat op zijn beurt leidt tot afbraak van veen en een verhoogde concentratie van fosfaten. Ook vervuild oppervlaktewater kan voor eutrofiëring en veenafbraak zorgen. Op kansrijke plaatsen met een geschikte waterhuishouding, waar veenvorming optreedt, kan uitvenen een geschikte maatregel zijn om opnieuw een volledige verlandingsreeks te bekomen.

2.11.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.11.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.14 Ingrijpen op de successie door het graven van petgaten en het herstellen van legakkers' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 133). Omdat de termen 'petgaten' en 'legakkers' in Vlaanderen niet gebruikt worden, is de maatregel hernoemd tot 'uitvenen'.

2.11.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Deze maatregel staat niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012)

2.11.5 Mitigerende werking

2.11.5.1 *Tegen vermessing*

Deze maatregel heeft geen direct effect tegen vermessing, maar kan habitat dat te leiden heeft onder vermessing, herstellen op kansrijke locaties door de successie terug te zetten.

2.11.5.2 *Tegen verzuring*

Deze maatregel heeft geen direct effect tegen verzuring, maar kan habitat dat te leiden heeft onder verzuring, herstellen op kansrijke locaties door de successie terug te zetten.

2.11.5.3 *Overige gunstige effecten*

Doordat er plassen kunnen ontstaan bij het uitvenen, is deze maatregel gunstig voor soorten zoals Europese bever en Europese otter.

2.11.6 Ongewenste effecten

2.11.6.1 *Verzuring*

Uitvenen heeft geen verzurend effect.

2.11.6.2 *Vermesting*

Het onzorgvuldig afvoeren van veen kan een vermistend effect hebben op het water en de oeverzone. In een vervuilde of verstoorde omgeving kan het uitgraven van veen nutriënten mobiliseren en de gevolgen van vervuiling versterken.

2.11.6.3 *Overige ongewenste effecten*

De maatregel houdt een risico in op vernietiging van (ander) Europees beschermd habitat en van populaties van fauna en flora (bv. amfibieën, libellen, Groenknolorchis en Geel schorpioenmos). In gunstige hydrologische omstandigheden ontstaan door successie en veenvorming Europees beschermd habitats op veen. Door veen uit te graven, verdwijnen deze habitats of wordt de ontwikkeling ervan teruggedrukt. De maatregel heeft daarom enkel zin als er voldoende ruimte is om alle stadia van de successie naast elkaar te behouden, of als de natuurwaarde van een klein gebied zich vooral situeert in de eerste stadia van de successie.

2.12 Manipulatie voedselketen

2.12.1 Omschrijving en toepassing

Deze maatregel is van toepassing op oppervlaktewater en bossen waar bepaalde organismen een sleutelrol spelen in de nutriëntenhuishouding. In oppervlaktewater werd vastgesteld dat, na verbetering van de abiotische condities (waterkwaliteit), toch onvoldoende herstel optreedt, omdat bepaalde soorten vissen (vooral brasem, maar ook zonnebaars en karper) de onderwaterbodem omwoelen en onderwaterfauna predateren. Het afvangen van deze soorten kan dit tegengaan en herstel bevorderen.

In bossen op een neutrale tot matig zure bodem, zijn diepgravende regenwormen een belangrijke functionele groep, omdat ze strooisel afbreken en vermengen met de minerale bodem. Bij verzuring van deze bossen verdwijnen deze organismen en hoopt het strooisel zich op. Als maatregelen worden genomen om verzuring tegen te gaan, bij voorbeeld door toevoeging van basische stoffen, door te kiezen voor boomsoorten met een goed afbreekbaar bladstrooisel, of door maatregelen te nemen die de depositie reduceren, kan de (her)introduktie van diepgravende regenwormen aangewezen zijn om de strooiselafbraak en menging met de minerale bodem opnieuw op gang te brengen (Muys et al. 2003, Hommel et al. 2007, Blanchart & Capowiez 2014, Jouquet et al. 2014).

2.12.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.12.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.3.4 Maatregelen gericht op herstel voedselketen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 133). In het Nederlandse rapport wordt enkel het afvangen van witvis als onderdeel van deze herstelmaatregel behandeld.

2.12.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Afvissen, bij voorkeur in combinatie met droogzetten, wordt beschreven voor 'voedselarme vennen en plassen' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 184; 195) en voor 'vegetatierijke plassen' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 209; 195) als onderdeel van het actief biologisch beheer (ABB) van plassen. Introductie van regenwormen wordt niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust).

2.12.5 Mitigerende werking

2.12.5.1 Tegen vermesting

Het afvissen van bodemwoelende vissen zorgt ervoor dat nutriënten die in het slib zitten, niet in omloop worden gebracht door deze soorten.

De (her)introductie van diepgravende regenwormen is geen maatregel tegen vermesting.

2.12.5.2 Tegen verzuring

Het afvissen van bodemwoelende vissen heeft geen effect op de verzuring van oppervlaktewater.

De (her)introductie van diepgravende regenwormen is een maatregel die inwerkt tegen verzuring omdat deze soorten ervoor zorgen dat basische cationen (Ca, Mg, K), die door verzuring schaars kunnen worden in bossen, in omloop gehouden worden en niet uitspoelen. De maatregel is evenwel slechts effectief als de depositiedruk daalt, of als andere maatregelen tegen verzuring genomen worden, zoals 'toevoeging van basische stoffen' of 'ingrijpen op de soortensamestelling van de boom- en struiklaag' in het kader van een geïntegreerd bodemherstel (De Schrijver et al. 2011b: p. 409).

2.12.5.3 Overige gunstige effecten

Het afvangen van bodemwoelende vissen en de introductie van regenwormen kunnen het functioneren van de ecosystemen waarop de maatregelen worden toegepast, grondig wijzigen in positieve zin. Voor sommige organismen (amfibieën, libellen) betekent dit een vermindering van mogelijke predatoren terwijl voor andere soorten de impact onrechtstreeks is door een herstelde watervegetatie (mollusken, vissen). Soorten zoals Europese bever en Europese otter zijn dan weer gebaat bij een groter prooi-aanbod door deze maatregel.

2.12.6 Ongewenste effecten

2.12.6.1 Verzuring

De maatregel heeft geen verzurende effect.

2.12.6.2 Vermesting

De maatregel heeft geen verzurende effect.

2.12.6.3 Overige ongewenste effecten

Afvissen kan vooral in combinatie met droogzetten leiden tot (tijdelijk) verlies van habitat van bepaalde fauna en flora van oppervlaktewater.

De introductie van regenwormen heeft, voor zover gekend geen ongunstige effecten. De maatregelen waarmee de introductie gecombineerd moet worden, namelijk 'toevoeging van basische stoffen' of 'ingrijpen op de soortensamestelling van de boom- en struiklaag', kunnen dat echter wel hebben (zie onder deze maatregelen).

2.13 Ingrijpen op de structuur van de boom- en struiklaag

2.13.1 Omschrijving en toepassing

Door in bossen en struwelen te kappen, komt extra licht op de bodem, waardoor de bodem opwarmt en strooisel dat zich ophoopt door verzuring onder invloed van stikstofdepositie, sneller afbreekt. Hierdoor ontstaan geschikte groeiplaatsen voor jonge bomen en lichtminnende plantensoorten met een pionierkarakter en kan een gevarieerde bosstructuur ontstaan die belangrijk is voor gespecialiseerde fauna. Voor bepaalde bosplanten is de lichtrijke fase na de kap een vestigingsmoment.

Een ijlere boomlaag, dus lagere Leaf Area Index, zorgt voor verminderde droge depositie in de boomkruinen en dus minder depositie in het ecosysteem (zie evenwel bij 'overige ongunstige effecten').

2.13.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.13.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.12 Ingrijpen op de successie door hakhoutbeheer en dunnen' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 133).

2.13.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Technische aspecten van de maatregel worden toegelicht in het onderdeel 'kapbeheer (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 51-56). De diverse vormen van kappen zijn toegelicht bij de droge bossen, vooral onder 'Regulier beheer met herstel van de historische beheervormen: hakhout of middelhout (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 258-259), het 'Specifiek beheer voor oude zuurminnende eikenbossen (9190)' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 259-261) en de 'Bijzondere maatregelen voor ontwikkeling en herstel van de kruidvegetatie' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 265-266).

De maatregel omvat meer beheervormen dan het klassieke hak- en middelhoutbeheer. Bosbeheertrajecten die kunnen ingrijpen op de structuur van de boom- en struiklaag, zijn meer in detail beschreven in Kint et al. (2015) en Cosyns & Vandekerckhove (2015).

2.13.5 Mitigerende werking

2.13.5.1 Tegen vermesting

Kappen en afvoeren van houtige biomassa kan rechtstreeks stikstof uit het bosesysteem weghalen. Door het risico op mineralisatie van de strooisellaag, kan het aangewezen zijn de strooisellaag eveneens te verwijderen (voor bossen enkel in habitattypes 9190 en 9150). Onrechtstreeks wordt door mineralisatie en uitspoeling van nitraat ook stikstof uit het bosesysteem verwijderd.

2.13.5.2 Tegen verzuring

Het kappen en afvoeren van bomen is geen mitigerende maatregel tegen verzuring, maar kan in tegendeel verzuring in de hand werken op een bodem die daarvoor gevoelig is. (zie bij voorbeeld Vangansbeke et al. 2015). Zie ook de bespreking van de maatregel 'verminderde oogst van houtige biomassa'.

2.13.5.3 Overige gunstige effecten

Door de verhoogde lichtinval breekt de strooisellaag af en kunnen geschikte groeiplaatsen ontstaan voor lichtminnende soorten (bv. Groenknolrhis). Het zorgen voor meer structuur in de boom- en struiklaag is positief voor koudbloedige dieren zoals amfibieën, reptielen, libellen en Vliegend hert en zorgt ook voor een geschikter leefgebied voor zoogdieren zoals Europese bever en Europese otter.

2.13.6 Ongewenste effecten

2.13.6.1 Verzuring

Het kappen en afvoeren van hout verwijdert niet enkel stikstof uit het bos, maar ook andere nutriënten (Ca, K, Mg) die door verzuring schaars geworden zijn. Proportioneel worden zelfs meer van deze nutriënten verwijderd dan stikstof, waardoor voedingsonevenwichten versterkt kunnen worden (De Keersmaecker et al. 2017).

Het kappen van openingen in het kronendak zorgt ook onrechtstreeks voor verzuring door verhoogde mineralisatie van strooisel, nitrificatie en uitspoeling van stikstof, maar ook van andere nutriënten (Ca, K, Mg). Zo stelden Bauhus & Bartsch (1995) in 'gaps' van 30m straal in een beukenbos een sterk verhoogde nitrificatie vast, die resulteerde in een pH-verlaging van 0.25 eenheden.

2.13.6.2 Vermesting

Door kappen kan de strooisellaag mineraliseren, waardoor extra stikstof (en andere voedingsstoffen) beschikbaar komt en forse lichtminnende soorten, zoals bramen, tot dominantie kunnen komen. Dit kan een achteruitgang van minder forse bosplanten tot gevolg hebben (De Keersmaecker et al 2011). Door de maatregel te combineren met het verwijderen van strooisel, kan dit effect vermeden worden, maar kan verdere verzuring en habitatverlies voor gespecialiseerde soorten in de hand gewerkt worden. Langdurige dominantie van bramen kan ook vermeden worden door te zorgen voor een snelle regeneratie van de houtige vegetatie (De Keersmaecker et al. 2011).

Uitspoeling door kap van bos in infiltratiegebieden kan een uitspoeling van nitraat naar grondwater veroorzaken en zo voor aanrijking zorgen van grondwaterafhankelijk habitat. Kleinschalig ingrijpen en stimuleren van verjonging of regeneratie van de houtige vegetatie (vooral loofhout) na kappen kan dit uitspoeling van nitraat beperken.

2.13.6.3 Overige ongewenste effecten

Bij kappingen (zowel kaalslag, femelkap als bij sterke dunningen) wordt ingegrepen in het kronendak, waardoor scherpe interne bosranden kunnen ontstaan ter hoogte van de 'gaps' en grotere 'roughness' van het kronendak bij sterke dunningen. Dergelijke structuren zorgen voor veel extra turbulentie in de bovenste kruinlagen (Raupach & Thom 1981; Poggi et al. 2004). Deze hogere structurele heterogeniteit leidt hierdoor tot een hogere depositie van ammonium en NO_x (Adriaenssens et al. 2012). Deze verhoogde depositie kan het effect van lagere depositie ten gevolge van de lagere LAI (cfr hoger) sterk overstijgen. Vooral in grotere bossen met volgroeide bosbestanden met een vrij homogeen gesloten kronendak zal dit effect sterk spelen, waardoor de eindbalans van deze maatregel in functie van stikstofmitigatie wellicht negatief is. Zo werd vastgesteld dat ter hoogte van scherpe (interne of externe) bosranden de depositie tot viermaal hoger kan zijn dan elders, en dit over een breedte tot vijf keer de boomhoogte (De Schrijver et al. 2007a).

Kappen kan verder ook, vooral in combinatie met afvoeren van hout, het aanbod aan dood hout en monumentale bomen reduceren. Deze structurelementen zijn belangrijk als habitat voor gespecialiseerde biodiversiteit, vooral fungi, kevers en epifyten. Nogal wat soorten zijn gebonden aan bosranden (nachtvlinders, libellen, Hazelmuis) en daarom moet er voorzichtig worden omgesprongen met deze maatregel: als het de mantel-zoomvegetatie behoudt of creëert is het een gunstige maatregel, indien dit de mantel-zoomvegetatie net verstoord, is het een ongunstige maatregel. Voor vleermuizen is het verwijderen van bomen met losse schors of met boomholten bijzonder nadelig omdat deze plekken gebruikt worden als schuil- of overwinteringsplaats. Het spreekt voor zich dat deze maatregel niet tijdens de voortplantingsperiode gebeurt.

Verstoringen kunnen exoten de gelegenheid geven zich te vestigen in boshabitat (zie bij voorbeeld Vacciano et al. 2016).

2.14 Ingrijpen in de soortensamenstelling van de boom- en struiklaag

2.14.1 Omschrijving en toepassing

Via het strooisel dat jaarlijks op de bodem terecht komt, bepalen boomsoorten in belangrijke mate de nutriëntencycli. Door in te grijpen in de samenstelling van de boom- en struiklagen, kan hierop ingegrepen worden. Soorten met een mild bladstrooisel, dat hoge concentraties van Ca, Mg en K bevat, bevorderen de vorming van een

gunstige humuslaag en kunnen zo verzuring afremmen. Soorten met moeilijk afbreekbaar strooisel werken daarentegen verzuring in de hand. Dit boomsoorteneffect is het belangrijkste op leemhoudende bodem in het matig zure bereik (standplaats van habitatypes 9130 en 9160), die zeer gevoelig is voor verdere verzuring, maar waar boomsoorten met een relatief goed afbreekbaar strooisel (linde, haagbeuk, esdoorn) zich nog kunnen handhaven. Daar liggen ook de beste kansen om via een aangepaste boomsoortenkeuze verzuring af te remmen (Hommel et al. 2007). Ook op zeer zure zandige bodem (standplaatsen van 9190 en 9120) is de invloed van het bladstrooisel van een boomsoort op de bodemontwikkeling en –verzuring belangrijk, maar zijn de kansen toch minder groot, zelfs na toevoeging van basische stoffen (Hommel et al. 2007: 46). De reden hiervoor is, dat boomsoorten die op deze zure bodem kunnen groeien, ook allemaal een relatief slecht afbreekbaar strooisel hebben.

Naast de strooiselkwaliteit bepalen de soortspecifieke kroonkenmerken en de Leaf Area Index (LAI) ook de omvang van de vervuilende depositie in bossen. Soorten met een dichte kroon of wintergroene naaldboomsoorten, vangen meer verzurende en vermestende stoffen soorten met een ijlere kroon.

De maatregel 'ingrijpen in de soortensamenstelling van de boom- en struiklaag' kan vaak samensporen met maatregelen om het aandeel van niet-inheemse bomen en struiken terug te dringen.

2.14.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.14.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.2.3 Maatregelen tegen verzuring door ingrijpen in de soortensamenstelling van de boomlaag' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 124).

2.14.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Deze maatregel staat beschreven onder 'Bijzondere maatregelen voor ontwikkeling en herstel van de kruidvegetatie' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: p. 265).

Bosbeheertrajecten die kunnen ingrijpen op de soortensamenstelling van de boom- en struiklaag, zijn meer in detail beschreven in Kint et al. (2015) en Cosyns & Vandekerckhove (2015).

2.14.5 Mitigerende werking

2.14.5.1 Tegen vermesting

Vervanging van wintergroene naaldboomsoorten en soorten met een hoge LAI door loofboomsoorten met een lage LAI kan de depositie van stikstof verlagen. Dit effect is echter beperkt op de habitatlocatie zelf, omdat bossen waarin naaldhout domineert, per definitie geen Europese habitat zijn. In de infiltratiezone kan het mogelijk wel een invloed hebben, maar deze omvorming valt onder maatregel 2.22 'Herstel waterhuishouding: herstel grondwaterkwaliteit'.

2.14.5.2 Tegen verzuring

Het verhogen van het aandeel van boomsoorten met een mild bladstrooisel, kan een efficiënte maatregel tegen verzuring zijn. Dergelijke soorten stellen echter hogere eisen aan de bodem dan beuk, eik en naaldhoutsoorten, zodat deze maatregel niet toegepast kan worden op sterk verzuurde bodem, zonder bijkomend basische stoffen toe te dienen.

2.14.5.3 Overige gunstige effecten

Het verhogen van de diversiteit van houtige soorten kan ook een gunstig effect hebben op de globale biodiversiteit omdat bepaalde soorten aan specifieke boomsoorten geassocieerd zijn (bv. Europese bever).

2.14.6 Ongewenste effecten

2.14.6.1 Verzuring

De maatregel heeft geen ongunstig verzurend effect.

2.14.6.2 Vermesting

Soorten met een mild bladstrooisel hebben in principe geen vermestend effect, al kan het wel zijn dat onder de minder zure omstandigheden vermesting meer tot uiting komt in de vegetatie.

2.14.6.3 Overige ongewenste effecten

Kappingen om de boomsoortensamenstelling bij te sturen kunnen aanleiding geven tot een meer onregelmatig kronendak, met meer randeffecten, turbulentie en vaak sterk verhoogde depositie tot gevolg (zie 2.13.6.3). Dit ongewenste effect is vooral belangrijk in grotere bossen met een vrij uniform (volgroeid) kronendak.

Verwijderen van naaldhout en andere soorten met een relatief zuur bladstrooisel (beuk, zomereik) kan nadelig zijn voor biodiversiteit die aan deze boomsoorten geassocieerd is. In habitattypes waar deze boomsoorten kenmerkend voor zijn (bij voorbeeld H9120 en H9190) is het niet aangewezen om deze soorten te verwijderen.

Bepaalde exoten kunnen belangrijk zijn voor inheemse, zeldzame biodiversiteit. Als voorbeeld kan hier Amerikaanse eik aangehaald worden, die veel sneller holtes vormt dan inheemse eiken en daarom belangrijk kan zijn voor vleermuizen (Dekeukeleire et al. 2015). Voor soorten zoals Vliegend hert is het belangrijk dat er geen boomsoorten gebruikt worden die het bos nog meer verdonkeren. Het spreekt voor zich dat deze maatregel best niet tijdens de voortplantingsperiode wordt uitgevoerd.

2.15 Verminderde oogst houtige biomassa

2.15.1 Omschrijving en toepassing

Houtoogst kan tot een verarming van het bosesysteem leiden, omdat naast N, proportioneel meer andere nutriënten zoals Ca, K, Mg en P worden geëxporteerd. Nutriëntenbalansen in drie Vlaamse Level II proefvlakken, die zich in habitat 9120 situeren (Wijnendalebos, Gontrodebos, Zoniënwoud) tonen aan dat onder de huidige deposities zeer zorgvuldig moet omgesprongen worden met de export van nutriënten uit het bosesysteem. De aanlevering van nutriënten door de bodem via verwerking wordt namelijk overtroffen door de export via biomassa-oogst. Ook bij stamoogst zonder oogst van kroonhout treedt reeds een verarming op (Cosyns et al. 2015; De Keersmaecker et al. 2017). Dergelijke verarming kan zich manifesteren in alle boshabitats op zwak gebufferde, niet kalkhoudende bodem buiten de bufferende invloed van grondwater (9110, 9120, 9130 partim, 9160 partim, 9190).

Hoe meer er sprake is van verzuring, des te belangrijker het is om biomassa (en dus nutriënten) in het bos te laten (van den Burg et al. 2015). Door minder te oogsten dan gangbaar is of door niet te oogsten, blijven nutriënten achter in het bosesysteem die door verzuring schaars zijn geworden. In de loop van het verteringsproces is een toename vastgesteld van de concentratie van calcium en magnesium in dood hout, zodat lokaal mineralenrijke pools ontstaan (Kuehne et al. 2008; Shortle & Smith 2015). Door deze retentie vormt dood hout een belangrijke voorraad van macronutriënten die elders in de bodem van verzuurde bossen schaars zijn of moeilijk ontsloten kunnen worden. De minder zure bodem in de nabijheid van dood hout is gunstig voor bepaalde biota, o.m. slakken (Kappes et al. 2007).

Dood hout is als substraat ook belangrijk voor gespecialiseerde saproxyle fauna en flora. Er zijn aanwijzingen dat door stikstofdepositie de competitieverhoudingen tussen saproxyle fungi worden beïnvloed, waardoor de afbraak van dood hout sneller kan verlopen (Bebber et al 2011). Hierdoor kan het aangewezen zijn om meer dood hout in bossen achter te laten.

2.15.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf toegepast.

2.15.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel maakt geen deel uit van de Nederlandse herstelmaatregelen (Jansen et al. 2015), maar wordt wel beschreven als een uitbreidingsmaatregel voor een aantal boshabitats (zie bij voorbeeld Hommel et al. 2015). In de gebiedsanalyse voor Norgerholt (voornamelijk habitattype 9120) wordt 'niets doen' als de meest aangewezen maatregel beschouwd (zie https://www.provincie.drenthe.nl/publish/pages/57965/022_norgerholt_gebiedsanalyse_01-01-15_dr.pdf).

2.15.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Het behoud van dood hout staat beschreven onder 'Kapbeheer' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 51-52), en is verderop beschreven als 'Behouden van voldoende dood hout' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 254-255; 283) en als 'Regulier beheer zonder productiefunctie: nulbeheer' (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 259; 284-285).

Beheertrajecten die tot een toename van het dood houtvolume kunnen leiden, zijn beschreven in Kint et al. (2015).

2.15.5 Mitigerende werking

2.15.5.1 Tegen vermessing

Deze maatregel heeft geen mitigerende werking tegen vermessing.

2.15.5.2 Tegen verzuring

Door dood hout achter te laten in het bos, blijven ook essentiële nutriënten (Ca, K, Mg) in het ecosysteem waardoor verzuring tenminste plaatselijk minder snel optreedt.

2.15.5.3 Overige gunstige effecten

Dood hout is belangrijk als habitat van saproxyle soorten. Naar schatting is 20% tot 50% van de biodiversiteit van bossen in de loop van zijn levenscyclus afhankelijk van dood hout (Jagers op de Akkerhuis et al. 2007). Voor vleermuizen kan de aanwezigheid van dood hout ervoor zorgen dat er een groter prooiaanbod van grote kevers behouden blijft.

2.15.6 Ongewenste effecten

2.15.6.1 Verzuring

De maatregel heeft geen verzurende werking

2.15.6.2 Vermesting

De afbraak van dood hout is een sterk stikstofgelimiteerd proces, als gevolg van de hoge C/N verhouding van hout. De stikstof die bijkomend nodig is voor afbraak wordt voor een aanzienlijk deel door microbiële fixatie van N₂-gas geleverd, zodat de totale stikstofvoorraad toeneemt. Recent onderzoek toont echter aan dat fungi ook stikstof onttrekken uit de bodem in de directe omgeving van het dode hout om het afbraakproces mogelijk te maken (Philpott et al. 2014; Rinne et al. 2017). Volgens Hart (1999) levert verderende dode biomassa globaal slechts een zeer bescheiden bijdrage aan de stikstofbehoefte van de vegetatie.

2.15.6.3 Overige ongewenste effecten

Niet gekend.

2.16 Tijdelijke drooglegging

2.16.1 Omschrijving en toepassing

Door oppervlaktewater tijdelijk droog te leggen, kan de sliblaag die zich heeft gevormd op de onderwaterbodem, afgebroken of verwijderd worden zodat minder nutriënten beschikbaar zijn als het oppervlaktewater hersteld wordt. Dit kan op verschillende wijzen bij de drooglegging: bij voorbeeld door het slib mechanisch af te voeren of door tijdelijk te beakkeren. Tijdelijke drooglegging beïnvloedt de soortensamenstelling en kan gecombineerd

worden met het afvissen van vissen die de onderwaterbodem omwoelen (zie maatregel 'manipulatie voedselketen').

2.16.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op de habitatlocatie, d.w.z. op de habitatlocatie zelf.

2.16.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt niet expliciet vermeld in de overzichtstabel van het Nederlandse rapport (Jansen et al. 2015: p. 123), maar het belang van kortstondig droogvallen wordt wel beschreven, bij voorbeeld bij habitattypen 3130 (Arts et al. 2015).

2.16.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Droogzetten wordt samen met afvissen behandeld bij de 'Voedselarme vennen en plassen (1)' (p.184-185), bij de 'Voedselarme vennen en plassen (2): Vennen met bruin water (3160)' (p.195) en bij de 'Voedselrijke plassen' (p.209-210).

2.16.5 Mitigerende werking

2.16.5.1 Tegen vermessing

De beschikbaarheid van nutriënten (fosfor en stikstof) in de sliblaag wordt gereduceerd door tijdelijke droogzetting en de maatregelen die erop kunnen volgen. Dat kan door tijdelijk zijn door vastlegging na oxidatie (bvb fosfor), of permanent door uitspoeling of opname (bij voorbeeld door beakkeren).

2.16.5.2 Tegen verzuring

De belasting met verzurende stoffen in de sliblaag wordt gereduceerd door tijdelijke droogzetting en de maatregelen die erop kunnen volgen.

2.16.5.3 Overige gunstige effecten

Drooglegging is gunstig voor soorten met een pionierkarakter. Ook de Grote modderkruiper kan hierbij gebaat zijn omdat concurrerende soorten hierdoor verwijderd worden. De Grote modderkruiper zelf kan zich ingraven in de modder en kan zo een tijdelijke drooglegging overleven.

2.16.6 Ongewenste effecten

2.16.6.1 Verzuring

Als gevolg van droogval kan oxydatie van sulfide tot sulfaat optreden, met verzuring tot gevolg (Arts et al. 2015).

2.16.6.2 Vermesting

De maatregel heeft geen vermestende effecten als de sliblaag volledig verdwijnt.

2.16.6.3 Overige ongewenste effecten

Het droogvallen kan een (tijdelijk) probleem zijn voor bepaalde soorten, in het bijzonder watergebonden fauna (amfibieën, libellen, mollusken, vissen, broedvogels, overwinterende watervogels, Europese bever en Europese otter), zie Arts et al. (2015), maar ook flora (Groenknolorchis en Kruiwend moerasscherm). Voor vleermuizen die vaak in de buurt van water jagen of voor overwinterende watervogels, kan droogleggen ervoor zorgen dat hun foerageergebied tijdelijk verdwijnt.

2.17 Herstel van winddynamiek

2.17.1 Omschrijving en toepassing

Stikstofdepositie kan de successie versnellen en zorgt er voor dat habitat dat afhankelijk is van een hoge winddynamiek, sneller verdwijnt. Herstel van de winddynamiek door vegetatie te verwijderen, kan aangewezen zijn om accumulatie van biomassa en humus tegen te gaan. Het verwijderen van de vegetatie en de organische bovenlaag moet zo uitgevoerd worden dat wortels niet opnieuw kunnen uitlopen. Het verwijderen van bos en bosopslag is vaak onderdeel van de maatregel, niet alleen op de te herstellen stuifzandvlakte maar ook in de omgeving, om voldoende strijklengte voor de wind te realiseren, om voldoende verstufbaar zand aan het oppervlak te brengen en om invang van stikstofdepositie te verminderen. Het afgraven van de bodem op de hoogste delen van zuidhellingen kan watererosie bevorderen en verstufbaar zand aan de oppervlakte brengen, waardoor nieuwe stuifkuilen kunnen ontstaan.

Uitstuiving door de wind is een natuurlijk proces waardoor ondiepe waterhabitat gevormd kunnen worden in duin- en heidegebieden. Het herstel van de winddynamiek is bovendien van belang voor de gasuitwisseling en om de bodem plaatselijk vrij te houden van organisch sediment.

2.17.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op standplaatsschaal, d.w.z. op de habitat zelf, en op landschapsschaal, d.w.z. in de omgeving van de habitat die een invloed uitoefent op de kwaliteit van de habitat.

2.17.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel is een onderdeel van '3.3.2 Maatregelen gericht op herstel wind- en waterdynamiek' (Jansen et al. 2015: 136-137). Het herstel van de waterdynamiek wordt in voorliggend rapport beschreven als onderdeel van de maatregel 2.20 'Herstel waterhuishouding: structureel herstel met grote ruimtelijke impact.'

2.17.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Diverse maatregelen die toegepast kunnen worden om de vrije windwerking te vergroten, worden beschreven in het hoofdstuk over de landduinen (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 130-140) over voedselarme vennen en plassen (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 168-196) en in mindere mate ook bij de vegetatierijke plassen (Van Uytvanck & De Blust, 2012: 197-214). Kustduinen, waar de maatregel ook relevant is, worden niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust, 2012).

2.17.5 Mitigerende werking

2.17.5.1 Tegen vermessing

Verstuiving kan een voedselarme, minerale bodem in stand houden en dus vastlegging en vermessing tegengaan.

Als een waterhabitat in een open landschap komt te liggen, kan windwerking zorgen voor sterkere circulatie, differentiële sedimentatiepatronen en een betere gasuitwisseling.

2.17.5.2 Tegen verzuring

Deze maatregel kan niet of minder verzuurde bodem terug aan de oppervlakte brengen.

2.17.5.3 Overige gunstige effecten

Open, verstuivende zanden van duinen en minerale oevers of bodem van waterhabitat zijn belangrijke habitat voor gespecialiseerde fauna (sternen en Strandplevier) en flora (Groenknolorchis).

2.17.6 Ongewenste effecten

2.17.6.1 Verzuring

Niet gekend

2.17.6.2 Vermesting

De maatregel heeft geen vermestend effect

2.17.6.3 Overige ongewenste effecten

Om vrije windwerking mogelijk te maken is een groot open landschap nodig. De maatregelen die hiervoor nodig zijn (bij voorbeeld kappen van bos) kunnen leiden tot verlies van habitat of tot verlies van leefruimte voor andere soorten. Nogal wat warmteminnende soorten hebben beschutte plekken nodig (amfibieën, reptielen, libellen, Hazelmuis) en het herstel van winddynamiek is hiervoor ongunstig omdat meer wind leidt tot een afname in het micro-klimaat.

2.18 Herstel functionele verbindingen

2.18.1 Omschrijving en toepassing

Habitatlocaties die functioneel verbonden zijn met elkaar kunnen via het omgevende landschap soorten met elkaar uitwisselen. Hierdoor zijn de kenmerkende soorten van habitat minder gevoelig voor lokaal uitsterven onder invloed van een milieudruk en kan de habitat zich beter herstellen als de milieudruk is afgenomen. Maatregelen om de landschapskwaliteit opnieuw te verbeteren en functionele verbindingen te realiseren, zijn zeer uiteenlopend en soort- en habitatspecifiek, waardoor een grondige voorstudie steeds vereist is.

Het landschap heeft de afgelopen eeuw ingrijpende veranderingen ondergaan waardoor planten en dieren veel minder in staat zijn om zich in hun habitats te handhaven, of om nieuwe, geschikte terreinen te bevolken. De milieudrukken, waaronder stikstofdepositie, zijn sterk toegenomen op de habitat zelf, maar ook de kwaliteit van de landschapsmatrix is achteruit gegaan, waardoor uitwisseling van soorten tussen habitat en het omringende landschap bemoeilijkt wordt. Hierdoor is de veerkracht van (meta)populaties van kenmerkende soorten van habitats achteruit gegaan en dreigen kenmerkende soorten lokaal uit te sterven.

Het gebrek aan functionele verbindingen wordt ook geciteerd als oorzaak voor het uitblijven van herstel. Als de abiotische condities opnieuw geschikt zijn geworden door herstelmaatregelen of door afname van de milieudruk, kunnen de kenmerkende soorten zonder functionele verbindingen de geschikte habitat niet opnieuw koloniseren (Suding et al. 2004; Clark & Tilman 2010).

2.18.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op landschapsschaal, d.w.z. in de omgeving die zich tussen en rond de verschillende habitatlocaties bevindt en die van belang is om functionele uitwisseling van soorten mogelijk te maken.

2.18.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel stemt overeen met de Nederlandse maatregel '3.3.3 Maatregelen gericht op herstel connectiviteit' (Jansen et al. 2015, Deel I p. 137).

2.18.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Diverse maatregelen uit het 'Handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust 2012) geven een invulling, maar zijn niet uitputtend: zoeken op 'verbinding' (p. 98; 114; 260; 262; 263; 279; 287; 297) .

2.18.5 Mitigerende werking

2.18.5.1 Tegen vermesting

De maatregel op zich werkt niet in op vermesting, maar kan populaties die onder druk staan door vermesting robuuster maken.

2.18.5.2 *Tegen verzuring*

De maatregel op zich werkt niet in op verzuring, maar kan populaties die onder druk staan door verzuring robuuster maken.

2.18.5.3 *Overige gunstige effecten*

Functionele verbindingen kunnen de genetische diversiteit en de soortendiversiteit van habitat verhogen en creëren geschikt leefgebied voor soorten die afhankelijk zijn van ruimtelijke overgangen tussen verschillende habitats.

2.18.6 Ongewenste effecten

2.18.6.1 *Verzuring*

Niet gekend

2.18.6.2 *Vermesting*

Niet gekend

2.18.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Verbindingen die gerealiseerd worden in functie van een bepaald habitatype of een bepaalde soortengroep, kunnen ten koste gaan van een ander type habitat of kunnen barrières creëren voor andere soorten. Via verbindingen kunnen ook ongewenste soorten, bij voorbeeld exoten, in het gebied komen. Een grondige voorstudie en afweging is aangewezen, met onderbouwing door het beschikbare instrumentarium (Rode Lijsten, prioritaire soorten, bosleeftijd, etc.).

2.19 Aanleg van een scherm van houtige soorten

2.19.1 Omschrijving en toepassing

Bossen hebben een grote depositieoppervlakte en veroorzaken turbulenties, waardoor ze relatief veel vervuilende deposities vangen. Deze turbulenties treden vooral op bij scherpe overgangen van open terrein naar bos. Deze randen van boshabitat vangen hierdoor relatief veel atmosferische deposities, tot vier keer meer dan centraal in het bos (zie o.a. De Schrijver et al. 2007a). Door een oplopende bosrand van enkele tientallen meter aan te leggen, kan de depositie in boshabitat aanzienlijk dalen (Wuyts et al. 2009). Bij een windtunnelexperiment verminderde de depositie bij een geleidelijk opgaande bosrand met 66% (Wuyts et al. 2008). Deze oplopende bosrand wordt bij voorkeur naar buiten toe aangelegd, omdat de aanleg naar binnen toe ten koste gaat van de structuurdiversiteit van boshabitat.

In het open landschap is het effect van bomenrijen en houtkanten op de depositiepatronen minder groot. Vooral singels in de nabijheid van emissiebronnen kunnen een filterend effect hebben (Kros et al 2015; Oosterbaan et al. 2006). Brede dichte houtkanten (10-20m breed) kunnen hetzelfde turbulentie-effect creëren als scherpe bosranden, en daardoor relatief hoge deposities wegvangen, die daardoor niet in verderop gelegen habitat terecht komen (cfr Wuyts et al. 2008).

Bomenrijen en houtkanten kunnen ook andere vormen van vermisting, ondermeer via het inspoelen van aangerijkt slib, reduceren (Forman & Baudry 1984).

2.19.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op landschapsschaal, d.w.z. in de omgeving van habitat die een invloed erop uitoefent.

2.19.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

De verhoogde depositie in de randen van bossen wordt beschreven in het Nederlandse rapport (Bobbink et al. 2014; Deel I, hoofdstuk 2: p. 47-48) maar werd niet vertaald naar een herstelmaatregel in Deel I, hoofdstuk 3 (Jansen et al. 2015). Houtkanten als buffer worden niet vermeld.

2.19.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

Het behouden en aanleggen van brede windschermen wordt besproken bij de 'Vegetatierijke plassen' (habitattypes 3140 en 3150) op p. 207. Het belang van een betere buffering van de bosranden wordt besproken bij de 'Droge bossen' (habitattypes 9110, 9120, 9130, 9160, 9190) (p 251-252).

2.19.5 Mitigerende werking

2.19.5.1 Tegen vermisting

De maatregel kan de depositiedruk en de inspoeling of het inwaaien van vermestende stoffen op de achter- of verder liggende habitats verlagen. Bij dichte, scherp begrensde bufferzones en houtkanten is dit vooral door het rechtstreekse filterende effect, bij geleidelijke bosranden vooral door het verminderen van de turbulentie en aldus voorkomen van verhoogde depositie in de achterliggende boshabitats.

2.19.5.2 Tegen verzuring

De maatregel verlaagt de depositiedruk en de inspoeling of het inwaaien van verzurende stoffen op de achter- of verder liggende habitats. Bij dichte, scherpbegrensde bufferzones en houtkanten is dit vooral door het rechtstreekse filterende effect, bij geleidelijke bosranden vooral door het verminderen van de turbulentie en aldus voorkomen van verhoogde depositie in de achterliggende boshabitats.

2.19.5.3 Overige gunstige effecten

Houtkanten in het open landschap kunnen gunstig zijn voor bepaalde soorten van een bocage landschap en kunnen voor functionele verbindingen zorgen (Forman & Baudry 1984), vooral voor soorten van boshabitat (Corbit et al. 1999, Endels et al. 2004, Wehling & Diekmann 2009). Geleidelijke bosranden (mantel-zoomgradiënt) kunnen een zeer rijke fauna en flora herbergen (bv. Spaanse vlag, Hazelmuis). Ook vleermuizen maken vaak gebruik van bosranden om in te jagen.

De realisatie van doelstellingen betreffende ontwikkeling van struwelen (habitatwaardig en regionaal belangrijke biotopen) kan vaak meesporen met deze mitigerende maatregel.

2.19.6 Ongewenste effecten

2.19.6.1 Verzuring

Bladval van houtkanten zou verzurend kunnen werken op naburig habitat. Als de ingevangen nutriënten uitspoelen naar grondwater dat nabij gelegen habitat voedt, kan de maatregel een verzurend effect hebben.

2.19.6.2 Vermesting

Bladval van houtkanten zou vermestend kunnen werken op naburig habitat. Als de ingevangen nutriënten uitspoelen naar grondwater dat nabij gelegen habitat voedt, kan de maatregel een vermestend effect hebben.

2.19.6.3 Overige ongewenste effecten

Bestaande waardevolle bosranden of open habitat kunnen, samen met de aanwezige typische fauna en flora, verloren gaan door aan de buitenzijde een brede bosbuffer aan te planten. De maatregel is daarom vooral aangewezen bij scherpe bosranden, grenzend aan niet-habitatwaardige (of regionaal belangrijke) open terreinen. In open landschappen kan, door het aanplanten van een houtkant, beschaduwing op open habitat toenemen, windwerking afnemen of leefruimte van bepaalde fauna verdwijnen (bv. Vliegend hert, Spaanse vlag, Gladde slang). De voor- en nadelen moeten dus goed tegen elkaar afgewogen worden.

2.20 Herstel waterhuishouding: structureel herstel op landschapsschaal

2.20.1 Omschrijving en toepassing

De waterhuishouding speelt een fundamentele rol in de stikstofhuishouding en de buffercapaciteit tegen verzuring van waterafhankelijk habitat. Maatregelen die de waterhuishouding herstellen of optimaliseren, kunnen daarom

zeer efficiënt zijn om de beschikbaarheid van stikstof en andere vermestende nutriënten te verlagen en de toevoer van bufferende basische kationen en bicarbonaat te verhogen. De zes maatregelen die ingrijpen op de waterhuishouding, worden ingedeeld op basis van de oorsprong van de verstoring waarop ze ingrijpen, niet op basis van de herstelprocessen.

Structurele maatregelen met een grote ruimtelijke impact hebben tot doel de geomorfologische structuur en samenhang van waterafhankelijke ecosystemen te herstellen door natuurtechnische ingrepen, zodat de kwaliteit van de aanwezige habitats vooruit kan gaan. Het kan gaan om maatregelen zoals: het substantieel verhogen van de onderwaterbodem van waterlopen, het opnieuw aansluiten van al of niet gedempte meanders van waterlopen, het herstel van het historische patroon van greppels of kreken, het verwijderen van stuwen en duikers.

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten.

2.20.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op de habitatlocatie en op landschapsschaal, d.w.z. op de habitatlocatie zelf en in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.20.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maakt deel uit van '3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding' (Jansen et al. 2015: p. 123) en deels ook van '3.3.2 Maatregelen gericht op herstel wind- en waterdynamiek' (Jansen et al. 2015: p. 136-137).

2.20.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (habitattype 6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattypes 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitattypes 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.20.5 Mitigerende werking

2.20.5.1 Tegen vermesting

Een hoge grondwatertafel vertraagt de afbraak van organisch materiaal, waardoor dit opstapelt in de bodem en de vrijstelling van stikstof vertraagt. Een hoge grondwatertafel kan ook de vervluchtiging van stikstof door denitrificatie stimuleren.

2.20.5.2 Tegen verzuring

Een hoge waterstand verhindert de uitspoeling van basen (Ca, K, Mg) als gevolg van verzuring. Basenrijk grond- en oppervlaktewater kunnen voor een aanvoer zorgen van deze elementen, die door verzuring schaars worden. Grondwater dat rijk is aan bicarbonaat, is een zeer krachtige buffer tegen verzuring.

2.20.5.3 Overige gunstige effecten

Door structureel herstel wordt tegelijk ook de landschappelijke samenhang versterkt, bij voorbeeld omdat knelpunten voor vismigratie verdwijnen.

2.20.6 Ongewenste effecten

2.20.6.1 Verzuring

Een stijging van de grondwaterstand heeft geen verzurend effect, in tegendeel.

2.20.6.2 Vermesting

Een permanent hoge grondwaterstand kan de vrijstelling van fosfaten en andere nutriënten tot gevolg hebben, die zorgen voor een interne eutrofiëring. Overstroming met oppervlaktewater kan voor vermisting zorgen (vooral door fosfor en stikstof), zelfs als dit slechts licht aangerijkt is.

2.20.6.3 Overige ongewenste effecten

Een stijging van de grondwaterstand op landschapsschaal zorgt ervoor dat habitats en soorten zich moeten 'herpositioneren'. In het algemeen is een geleidelijke vernatting te verkiezen boven een plotse stijging van de grondwaterstand. Het aansluiten van sloten en meanders met een goede waterkwaliteit op waterlopen met een matige tot slechte waterkwaliteit kan nadelige gevolgen hebben voor soorten en habitats die een hoge kwaliteit vereisen. Voor amfibieën en libellen kan dit bovendien zorgen voor een introductie van predatoren zoals vissen wat een negatief effect kan hebben. Voorstudie is vereist om na te gaan in welke mate dit mogelijk is en of hierdoor geen habitats of soorten verloren kunnen gaan.

2.21 Herstel waterhuishouding: herstel oppervlaktewaterkwaliteit

2.21.1 Omschrijving en toepassing

Met nutriënten aangerijkt oppervlaktewater kan eenzelfde eutrofiërend effect hebben als de eutrofiërende depositie vanuit de lucht. Een verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater van rivieren en beken kan een vereiste zijn om de habitatkwaliteit te behouden of te verbeteren. Indien een kwaliteitsverbetering niet mogelijk is, moet voorkomen worden dat vervuild oppervlaktewater de habitat overstroomt en zo de nutriëntenlast verder verhoogt.

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten.

2.21.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op de habitatlocatie en op landschapsschaal, d.w.z. op de habitatlocatie zelf en in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.21.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt niet in het Nederlandse rapport (Jansen et al. 2015: p. 123) beschreven.

2.21.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (habitattype 6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattypes 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitattype 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.21.5 Mitigerende werking

2.21.5.1 Tegen vermessing

De aanvoer van nutriënten (fosfor en stikstof) wordt gereduceerd door overstroming van verontreinigd oppervlaktewater tegen te gaan, of de kwaliteit van het oppervlaktewater sterk te verbeteren.

2.21.5.2 Tegen verzuring

Niet-vervuild oppervlaktewater kan een bufferende werking hebben tegen verzuring.

2.21.5.3 Overige gunstige effecten

De dynamiek van overstromingen is van belang voor een aantal soorten, die zich vlotter kunnen verspreiden (bv ratelaars, moeraskartelblad). De afzetting van slib die ermee samengaat, creëert gunstige omstandigheden voor voor een aantal habitats (bij voorbeeld habitatype 91F0).

2.21.6 Ongewenste effecten

2.21.6.1 Verzuring

Deze maatregel heeft geen verzurende effecten.

2.21.6.2 Vermesting

Geen: de reductie van de nutriëntenlast van vervuild oppervlaktewater is een maatregel tegen vermessing.

2.21.6.3 Overige ongewenste effecten

Een herstel van de overstromingsdynamiek kan ervoor zorgen dat habitats en soorten zich moeten 'herpositioneren' in het landschap. Voorstudie is vereist om na te gaan in welke mate dit mogelijk is en of hierdoor geen habitats of soorten verloren kunnen gaan. Sommige overwinterende watervogels zijn gebaat bij een vrij hoge voedselrijkdom van het water (bv. benthos) en een verbeterde waterkwaliteit kan leiden tot een afname aan voedsel voor deze vogels.

2.22 Herstel waterhuishouding: herstel grondwaterkwaliteit

2.22.1 Omschrijving en toepassing

Met nutriënten aangerijkt grondwater heeft eenzelfde eutrofiërend effect als eutrofiërende depositie vanuit de lucht. Maatregelen die de kwaliteit van het grondwater verbeteren, zijn zeer divers. Het kan ondemeer gaan om het terugdringen van het bemestingsniveau in het infiltratiegebied, het terugdringen van infiltratie van rioolwater, het verlagen van de vervuilende depositie in het infiltratiegebied... Laatstgenoemde maatregel wordt in de volgende paragraaf kort toegelicht.

Het geleidelijk aan omvormen van naaldhout naar loofhout, kan de droge depositie van stikstof (en zwavel) reduceren en tegelijk de retentie van stikstof in het bosecosysteem verhogen (De Schrijver et al. 2000). Dit laatste is het gevolg van de relatief hoge stikstofbehoefte van loofbomen, vergeleken met naaldbomen. Bij deze omvorming van naaldhout naar loofhout zijn echter een aantal kanttekeningen te plaatsen: 1) kappen om de vestiging van loofbomen te stimuleren of het depositieoppervlakte te reduceren, kan de ruwheid van het kronendak verhogen en zo de vervuilende depositie net verhogen. Daarom is het belangrijk om een geleidelijke omvorming te realiseren 2) Als in functie van bosomvorming gaten gekapt worden, kan de strooisellaag mineraliseren en hierdoor net meer nitraat uitspoelen; 3) de reductie van het depositieoppervlakte is sterk afhankelijk van de LAI (Leaf Area Index) van de boomsoort en de dichtheid van de bestanden. Bepaalde types loofhoutbestanden vangen allicht evenveel of meer vervuilende depositie als goed gedunde bestanden van naaldhoutsoorten met een relatief lage LAI (bij voorbeeld grove den). Het is ook belangrijk om te beseffen dat de effectiviteit van deze maatregel grotendeels gebaseerd is op kwalitatieve vergelijkende studies op het niveau van bosbestanden (zie bij voorbeeld De Schrijver et al. 2000). Studies die het effect van de maatregel in de praktijk begroten op het niveau van een infiltratiegebied, zijn niet gekend.

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen daarom steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten. Zo is het zeer belangrijk om te bepalen welk aandeel van het infiltratiegebied door een maatregel aangepakt wordt. In infiltratiegebied dat overwegend uit open agrarisch landschap bestaat, heeft een geringe reductie van de bemestingsdruk wellicht een betekenisvoller effect dan de omvorming van naaldhout naar loofhout.

2.22.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op de habitatlocatie en op landschapsschaal, d.w.z. op de habitatlocatie zelf en in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.22.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt in het Nederlandse rapport beschreven als 3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding' (Jansen et al. 2015: p. 123).

2.22.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (H6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitat types 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitat types 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.22.5 Mitigerende werking

2.22.5.1 Tegen vermisting

Door de concentratie van nitraat, fosfaat en sulfaat van grondwater te verlagen kan vermisting teruggedrongen worden.

2.22.5.2 Tegen verzuring

Kwaliteitsverbetering van grondwater, door reductie van de belasting met nitraat en fosfaat, staat los van de bufferende werking tegen verzuring.

2.22.5.3 Overige gunstige effecten

Sulfaat en nitraat (bij lage redoxpotentiaal) stimuleren afbraak van veen, met een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten tot gevolg. Een verbetering van de grondwaterkwaliteit kan dit proces stoppen en veenvorming terug op gang brengen.

2.22.6 Ongewenste effecten

2.22.6.1 Verzuring

Niet gekend

2.22.6.2 Vermesting

De maatregel werkt tegen vermisting.

2.22.6.3 Overige ongewenste effecten

Niet gekend

2.23 Herstel waterhuishouding: afbouw grondwateronttrekking

2.23.1 Omschrijving en toepassing

Het afbouwen van belangrijke grondwaterwinningen kan zorgen voor een stijging van de grondwatertafel. Een hoge grondwaterstand is van belang voor specifieke habitats en soorten en zorgt voor een verminderde beschikbaarheid van stikstof en voor een effectieve buffering tegen verzuring.

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten.

2.23.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op landschapsschaal, d.w.z. in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.23.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt in het Nederlandse rapport beschreven als 3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding' (Jansen et al. 2015: p. 123).

2.23.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (H6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattypes 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitattypes 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.23.5 Mitigerende werking

2.23.5.1 Tegen vermisting

Een hoge grondwatertafel vertraagt de afbraak van organisch materiaal, waardoor dit opstapelt in de bodem en de vrijstelling van stikstof vertraagt. Een hoge grondwatertafel kan ook de vervluchtiging van stikstof door denitrificatie stimuleren.

2.23.5.2 Tegen verzuring

Een hoge waterstand verhindert de uitspoeling van basen (Ca, K, Mg) als gevolg van verzuring. Basenrijk grond- en oppervlaktewater kunnen zorgen voor een aanvoer van deze elementen, die door verzuring schaars worden. Grondwater dat rijk is aan bicarbonaat grondwater, is een zeer krachtige buffer tegen verzuring.

2.23.5.3 Overige gunstige effecten

Niet gekend

2.23.6 Ongewenste effecten

2.23.6.1 Verzuring

Een stijging van de grondwaterstand heeft geen verzurend effect, in tegendeel.

2.23.6.2 Vermesting

Een permanent hoge grondwaterstand kan de vrijstelling van fosfaten tot gevolg hebben, die zorgen voor een interne eutrofiëring. Overstroming met oppervlaktewater kan voor vermisting zorgen door afzetting van met fosfor en stikstof belast slib (De Becker & De Bie, 2013).

2.23.6.3 Overige ongewenste effecten

Een stijging van de grondwatertafel op landschapsschaal zorgt ervoor dat habitats en soorten zich moeten 'herpositioneren'. Voorstudie is vereist om na te gaan in welke mate dit mogelijk is en of hierdoor geen habitats of soorten verloren kunnen gaan. In het algemeen is een geleidelijke vernatting te verkiezen boven een plotse stijging van de grondwatertafel.

2.24 Herstel waterhuishouding: optimalisatie van de lokale drainage

2.24.1 Omschrijving en toepassing

Het optimaliseren van de lokale waterhuishouding via grachten en sloten regelt de beschikbaarheid van nutriënten, zoals stikstof, fosfor, maar ook basische cationen. Bij te sterke drainage treedt verzuring op en kan organisch materiaal mineraliseren en voor vermesting zorgen.

In bepaalde habitats, zoals natte schraalgraslanden, kan bij te weinig drainage fosfor beschikbaar komen, waardoor eveneens vermesting optreedt. Door een peilbeheer te voeren dat streeft naar beperkte fluctuaties van het grondwater, kan een optimale balans gevonden worden tussen de bufferende en vermestende processen (Roelofs 1993; Lamers et al. 1997).

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten.

2.24.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op de habitatlocatie en op landschapsschaal, d.w.z. op de habitatlocatie zelf en in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.24.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt in het Nederlandse rapport beschreven als 3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding' (Jansen et al. 2015: p. 123).

2.24.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (habitattype 6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattypes 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitattype 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.24.5 Mitigerende werking

2.24.5.1 Tegen vermesting

Een hoge grondwatertafel vertraagt de afbraak van organisch materiaal, waardoor dit opstapelt in de bodem en de vrijstelling van stikstof vertraagt. Een hoge grondwatertafel kan ook de vervluchtiging van stikstof door denitrificatie stimuleren.

2.24.5.2 Tegen verzuring

Een hoge waterstand verhindert de uitspoeling van basen (Ca, K, Mg) als gevolg van verzuring. Basenrijk grond- en oppervlaktewater kunnen zorgen voor een aanvoer van deze elementen, die door verzuring schaars worden. Grondwater dat rijk is aan bicarbonaat grondwater, is een zeer krachtige buffer tegen verzuring.

2.24.5.3 Overige gunstige effecten

Niet gekend

2.24.6 Ongewenste effecten

2.24.6.1 Verzuring

Een stijging van de grondwaterstand heeft geen verzurend effect, in tegendeel.

2.24.6.2 Vermesting

Een permanent hoge grondwaterstand kan de vrijstelling van fosfaten tot gevolg hebben, die zorgen voor een interne eutrofiëring. Een te lage grondwaterstand zorgt voor vrijstelling van nutriënten door afbraak van organisch materiaal. Om vermisting te voorkomen, moeten de fluctuaties dus een beperkte amplitude hebben.

2.24.6.3 Overige ongewenste effecten

Een stijging van de grondwatertafel op landschapsschaal zorgt ervoor dat habitats en soorten zich moeten 'herpositioneren'. Voorstudie is vereist om na te gaan in welke mate dit mogelijk is en of hierdoor geen habitats of soorten verloren kunnen gaan. In het algemeen is een geleidelijke vernatting te verkiezen boven een plotse stijging van de grondwatertafel. Een te grote schommeling die tijdelijk kan leiden tot het volledig droogvallen van bepaalde habitats wat nadelige gevolgen kan hebben op bepaalde soorten tijdens de voortplantingsfase (bv. amfibieën).

2.25 Herstel waterhuishouding: verhogen infiltratie neerslag

2.25.1 Omschrijving en toepassing

Het versneld afvoeren van regenwater via rioleringen, grachten en beken, vermindert het watervolume dat in de bodem infiltreert en het grondwater voedt. Onder bepaalde vormen van landgebruik, bij voorbeeld een jonge aanplant van donker naaldhout zoals Fijnspar, infiltreert minder neerslagwater, dan bij ander landgebruik. Maatregelen om bij een bepaald landgebruik de infiltratie van regenwater te verhogen, of de omvorming naar een ander landgebruik waarbij meer neerslagwater infiltreert, kunnen verdroging tegengaan.

Maatregelen die het herstel van de waterhuishouding beogen, vereisen steeds een grondige voorstudie om de effectiviteit en de neveneffecten in te schatten. Als slecht een klein deel van het infiltratiegebied door de maatregel beïnvloed wordt, is wellicht slechts een gering positief effect te verwachten.

2.25.2 Schaal van toepassing

Deze maatregel wordt toegepast op landschapsschaal, d.w.z. in de omgeving van habitat die een invloed op de kwaliteit ervan uitoefent.

2.25.3 Relatie tot de Nederlandse herstelmaatregelen

Deze maatregel wordt in het Nederlandse rapport beschreven als (3.2.2 Maatregelen tegen verzuring door herstel waterhuishouding' (Jansen et al. 2015: p. 123).

2.25.4 Beschrijving in het 'Handboek voor beheerders'

De betekenis van een intacte waterhuishouding en van maatregelen voor hydrologisch herstel komen vaak terug in het 'Handboek voor beheerders': zoeken op de trefwoorden 'waterhuishouding' en op 'hydrologie': p.23; 65; 70; 76; 77; 81; 91; 97; 103; 120; 130; 142; 143; 145; 146; 154; 147; 169; 179; 188; 193; 197; 206; 216; 224; 231; 244; 270; 273; 275; 276; 279; 280; 288; 289; 294.

Herstel van de waterhuishouding of hydrologisch herstel, eventueel door hydrologische isolatie, komt als afzonderlijk onderdeel aan bod bij 'Heischrale graslanden' (habitattype 6230): p. 101; 'Vochtige heide' (habitattype 4010): p.147; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattypes 3110 en 3130)': p.179; 'Voedselarme vennen en plassen (habitattype 3160)': p.193; 'Natte bossen' (habitattype 91E0 en 91F0): p.289. De maatregel is ook belangrijk voor veenhabitats, maar die zijn niet beschreven in het 'Handboek voor beheerders'.

2.25.5 Mitigerende werking

2.25.5.1 *Tegen vermesting*

Een hoge grondwatertafel vertraagt de afbraak van organisch materiaal, waardoor dit opstapelt in de bodem en de vrijstelling van stikstof vertraagt. Een hoge grondwatertafel kan ook de vervluchtiging van stikstof door denitrificatie stimuleren.

2.25.5.2 *Tegen verzuring*

Een hoge waterstand verhindert de uitspoeling van basen (Ca, K, Mg) als gevolg van verzuring. Basenrijk grond- en oppervlaktewater kunnen een aanvoer zorgen van deze elementen, die door verzuring schaars worden. Grondwater dat rijk is aan bicarbonaat grondwater, is een zeer krachtige buffer tegen verzuring.

2.25.5.3 *Overige gunstige effecten*

Het omvormen van naaldbos naar open landgebruik dat een hogere infiltratie mogelijk maakt, kan gunstig zijn voor bepaalde soorten van open habitat. Indien het naaldhout ligt op een locatie die reeds meer dan 100 jaar bos is, kan het potentie hebben voor omvorming naar habitatwaardig bos (habitattype 9190), omdat de bodemvorming en structuurontwikkeling reeds ver gevorderd kan zijn. Een verminderde afvoer van regenwater heeft gunstige effecten op waterminnende soorten zoals libellen, slakken, Europese bever en Europese otter.

2.25.6 Ongewenste effecten

2.25.6.1 *Verzuring*

Een stijging van de grondwaterstand heeft geen verzurend effect, in tegendeel.

2.25.6.2 *Vermesting*

Een permanent hoge grondwaterstand kan de vrijstelling van fosfaten tot gevolg hebben, die zorgen voor een interne eutrofiëring.

2.25.6.3 *Overige ongewenste effecten*

Een stijging van de grondwatertafel op landschapsschaal zorgt ervoor dat habitats en soorten zich moeten 'herpositioneren'. Voorstudie is vereist om na te gaan in welke mate dit mogelijk is en of hierdoor geen habitats of soorten verloren kunnen gaan. In het algemeen is een geleidelijke vernatting te verkiezen boven een plotse stijging van de grondwatertafel. Het aansluiten van sloten en meanders met een goede waterkwaliteit op waterlopen met een matige tot slechte waterkwaliteit kan nadelige gevolgen hebben voor veeleisende soorten en habitats. Voor amfibieën en libellen kan dit bovendien zorgen voor een introductie van predatoren zoals vissen wat een negatief effect kan hebben.

Door naaldhout of ander bos te kappen, kan de infiltratie verhogen, maar dit kan ten koste gaan van soorten die afhankelijk zijn van bos of meer specifiek van naaldhout, op lokaal niveau of landschapniveau. Een grondige voorstudie (waterbalansen, soortengegevenen, landschapontwikkeling) is daarom noodzakelijk. Bovendien kan de maatregel ook ongewenste neveneffecten hebben (verhoogde run-off en erosie in reliëfrijke streken, vrijstelling van nutriënten door mineralisatie van de bosbodem na kap, vooral op langdurig beboste locaties met een hoge voorraad organisch materiaal).

3 Herstelstrategieën van habitat(sub)types

3.1 Herstelmaatregelen versus herstelstrategieën

Per habitat(sub)type wordt een herstelstrategie voorgesteld, dit is een pakket van geschikte herstelmaatregelen met een bijhorende prioritering (zie onderdelen 3.4 t.e.m. 3.12). Alle beheermaatregelen waarvan gekend is dat ze de negatieve effecten van stikstofovermaat voor een specifiek habitat(sub)type kunnen mitigeren, zijn opgenomen in een herstelstrategie en komen in aanmerking als PAS herstelbeheer. Maatregelen waarvan geoordeeld werd dat de voordelen niet opwegen tegen de nadelen, zijn niet weerhouden. De herstelmaatregelen worden in tabelvorm weergegeven, waarbij de habitat(sub)types gegroepeerd zijn per habitatgroep. In de bijhorende tekst is een onderbouwing voor de globale prioritering uitgeschreven.

3.2 Prioritering van herstelmaatregelen

In het rapport van de Nederlandse herstelstrategieën worden herstelmaatregelen ingedeeld in drie categorieën: bewezen, vuistregel en hypothese (Jansen et al. 2014). Een maatregel wordt getypeerd als 'bewezen' als er in de praktijk met zekerheid een positieve werking is, als de maatregel wordt toegepast onder de voorwaarden die zijn beschreven in het rapport. Voor categorieën 'vuistregel' en 'hypothese' is de effectiviteit niet steeds gegarandeerd, of is het effect niet door onderzoek aangetoond (Jansen et al. 2014). Deze driedeling beoordeelt dus in zekere zin de onderbouwing en de effectiviteit samen.

Er is zeer weinig wetenschappelijke literatuur voorhanden die de effectiviteit van een maatregel voor een specifieke habitat rechtstreeks onderbouwt. In de wetenschappelijke literatuur wordt de habitattypologie weinig gebruikt. Daar staat tegenover dat de processen die het succes van een maatregel - of het gebrek daaraan - bepalen vaak wel goed onderzocht zijn. Een voorbeeld daarvan is het onderzoek naar het proces van interne eutrofiëring van wetlands door nitraatuitspoeling in infiltratiegebieden (Smolders et al. 2010). Als dergelijke sturende processen al of niet van toepassing zijn op bepaalde habitats, kan de werking van een maatregel op een specifieke habitat vaak goed worden beoordeeld, ook al is er geen onderzoek beschikbaar dat een rechtstreekse verband legt tussen de maatregel en een habitat(sub)type.

Tabel 2 Omschrijving van de prioriteit van herstelmaatregelen die ingezet kunnen worden om de effecten van stikstofdepositie op habitat te mitigeren.

Prioriteit	Omschrijving
1	Prioritaire maatregel: deze maatregelen zijn op basis van wetenschappelijke literatuur en expertise het meest effectief of ze zijn een randvoorwaarde voor maatregelen met prioriteit 2 of 3
2	Bijkomende maatregelen: deze maatregelen zijn op basis van wetenschappelijke literatuur en expertise vrijwel steeds effectief, maar pas na uitvoering van maatregelen van prioriteit 1 indien deze voor een habitat omschreven zijn.
3	Optionele maatregelen: deze maatregel zijn een minder belangrijk onderdeel van de herstelstrategie, om volgende redenen: ze zijn slechts zeer lokaal toepasbaar; ze hebben een experimenteel karakter waardoor de effectiviteit niet gegarandeerd is; ze niet steeds effectief; ze kunnen aanzienlijke ongewenste effecten op habitats of soorten hebben
/	Deze maatregel kan worden toegepast maar de prioriteit kan niet globaal bepaald worden omdat die sterk afhangt van de lokale omstandigheden.
Blanco	In het kader van de PAS is deze maatregel niet van toepassing op de habitat

Wij kozen voor een aanvulling op de onderbouwing die in de Nederlandse rapporten wordt gehanteerd, namelijk een onderlinge prioritering van alle maatregelen die ingezet kunnen worden om de effecten van stikstofovermaat

op een bepaald habitat(sub)type te mitigeren (tabel 2). De prioritering heeft tot doel, aan te geven welke maatregelen het meest effectief zijn en zo in de mate van het mogelijke het meest efficiënte pakket maatregelen aan te bieden. Deze prioritering is globaal bepaald, d.w.z. gebaseerd op een evaluatie van de toestand van een habitat in geheel Vlaanderen.

De voorgestelde prioritering is niet absoluut en kan aangepast worden aan de lokale context. Of herstelmaatregelen in de praktijk voor een specifieke case ook van toepassing zijn, en de prioriteit die ze lokaal moeten krijgen, hangt af van de lokale systeemkenmerken, het reeds uitgevoerde beheer en de toestand van de habitat. Prioritaire herstelmaatregelen hoeven dus niet steeds toegepast te worden, bij voorbeeld omdat meerdere maatregelen niet te combineren zijn op dezelfde locatie, omdat bepaalde maatregelen al uitgevoerd zijn, omdat er te veel negatieve effecten zijn, e.d. De prioritering die door de herstelstrategie wordt aangereikt, biedt een kader en kan de afweging die in de gebiedsanalyses en de beheerplannen wordt gemaakt, ondersteunen. Het is daarom wel aangewezen om keuzes die afwijken van de globale herstelstrategie beschreven in voorliggend rapport, te onderbouwen.

3.3 Effectiviteit van de herstelstrategieën

Op een NecoV symposium over de PAS in het voorjaar van 2016 waarschuwden meerdere sprekers dat de verwachtingen die aan het herstelbeheer worden gesteld, mogelijk te hoog zijn. De sprekers illustreerden met voorbeelden over heide, bos en fauna dat niet alle negatieve effecten van stikstofdepositie effectief geredieerd kunnen worden (De Keersmaeker et al. 2016; Nijssen & Vogels 2016; van Diggelen et al. 2016). Herstelbeheer dat zich focust op herstel van de vegetatie, kan uitgesproken negatieve effecten hebben op bepaalde soortengroepen, in het bijzonder fauna (Maes et al. 2017; Jones et al. 2017; van den Burg & Vogels 2017). Onder de huidige druk van stikstofdepositie schijnen de grenzen van natuurherstel bereikt te zijn, vooral in het droog zandlandschap (Berendse 2017; Verstrael et al. 2017).

De beperkingen op de effectiviteit van het herstelbeheer, situeren zich globaal genomen op volgende vlakken: 1) De werkingsduur van de herstelmaatregel is (zeer) beperkt in de tijd; 2) niet alle effecten van stikstofdepositie kunnen tegelijk worden geredieerd; 3) De herstelmaatregelen zelf hebben aanzienlijke negatieve effecten op bepaalde soorten of soortengroepen. We illustreren elk van deze beperkingen met een voorbeeld, zonder te streven naar volledigheid.

1) Een monitoring van voedselarme plassen, die vooral door neerslagwater worden gevoed, bracht aan het licht dat herstelmaatregelen wellicht niet duurzaam zijn als de KDW blijvend overschreden wordt. Herstelmaatregelen, zoals het verwijderen van de sliblaag, kunnen de waterkwaliteit kortstondig verbeteren en de kieming van kenmerkende water- en oeverplanten mogelijk maken. Dit herstel is echter van korte duur als de atmosferische depositie van stikstof te hoog blijft. Het risico bestaat zelfs, dat de herstelmaatregelen hierdoor de zaadbank van gevoelige plantensoorten uitputten. De lange termijn overleving van de meest kritische soorten zou in die omstandigheden in het gedrang komen (Brouwer et al. 2009).

2) In bossen op droge bodem kunnen de effecten van verzuring en vermesting niet goed samen geredieerd worden. Door extra biomassa te oogsten, kan de stikstofvoorraad effectief verkleind worden. Dit is gunstig voor soorten met een pionierkarakter, zoals bij voorbeeld blauwe bosbes, maar nadelig voor soorten die leven in de strooisellaag of in dood hout. Bovendien heeft het verwijderen van extra biomassa tot gevolg dat het bos sneller verzuurt (Vangansbeke et al. 2015; De Keersmaeker et al. 2017). Compenserende nutriëntengiften, waaronder bekalking, kunnen verzuring tegengaan, maar hebben vaak een vermestend effect door de mineralisatie van organisch materiaal (zie bij voorbeeld Spiegelberger et al. 2006; 2010).

3) Vergrassing van heide kan geredieerd worden door extra biomassa te verwijderen, bij voorbeeld door met een verhoogde frequentie te plaggen, maaien, begrazen of branden. Naast de extra verzuring en afvoer van mineralen die dit kan veroorzaken (Vogels et al. 2016), leidt het ook tot verlies van structuurvariatie die van belang is voor fauna, zoals reptielen, invertebraten en vogels (Nijssen & Vogels 2016; Maes et al. 2017; van den Burg & Vogels 2017).

Globaal genomen achten we een herstelstrategie onvoldoende toereikend om terrestrische of aquatische habitats, waarvoor de kwaliteit van de neerslag een sleutelrol speelt in de nutriëntenhuishouding, duurzaam in stand te houden bij langdurige overschrijding van de KDW. Diverse studies naar de nutriëntenstatus en –huishouding van

dergelijke ecosystemen wijzen uit, dat de verzurende en vermestende effecten van stikstofdepositie niet samen geremedieerd kunnen worden zonder aanzienlijke neveneffecten. Habitats waarvoor vermesting en verzuring niet effectief tegelijk kunnen geremedieerd worden, zijn in de conceptnota IHD/PAS (VR 2016 3011 DOC.0725/1QUINQUIES), A-habitats genoemd (tabel 3). Een overzicht van de typering van de habitats die in Vlaanderen voorkomen, is opgenomen in bijlage 1. A-habitats zijn graslanden, heiden en bossen op droge, matig zure tot zure, al of niet leemhoudende bodem en plassen en venen die hoofdzakelijk door neerslagwater worden gevoed. Het herstelbeheer is voor deze systemen wel nuttig en vaak zelfs noodzakelijk om verdere degradatie af te remmen en zo tenminste de habitat in stand te houden.

Tabel 3 Omschrijving van A- en B-habitattypes in de conceptnota IHD/PAS (VR 2016 3011 DOC.0725/1QUINQUIES)

A-habitat

“Voor dit type van habitat is de impact van stikstofdeposities zo groot, dat de mogelijkheden tot kwaliteitsverbetering door herstelbeheer zeer beperkt zijn, zolang de habitats in overschrijding zijn. Het gaat over het algemeen over habitattypes waarbij stikstofdepositie de bepalende milieudruk is. Stikstofgericht herstelbeheer is bij ‘A habitattypes’ veelal ineffectief of slechts tijdelijk effectief, hetzij omdat er aanzienlijke ongewenste neveneffecten optreden van het intensieve herstelbeheer dat nodig zou zijn, hetzij omdat het herstelbeheer niet tegelijk de verzurende en vermestende effecten kan aanpakken, waardoor verdere degradatie onvermijdelijk blijft, hetzij omdat het positieve effect van herstelbeheer zeer snel uitgewerkt is bij habitats die in overschrijding blijven.”

B-habitat

“Voor dit type van habitat mag ook bij habitats in overschrijding een duurzame kwaliteitsverbetering verwacht worden door toepassing van het herstelbeheer. Het gaat over het algemeen over habitattypes waarvoor stikstofdepositie niet de enige belangrijke milieudruk is. Daarom kan er aanzienlijke vooruitgang in kwaliteit geboekt worden als het herstelbeheer zich richt op een verbetering van de globale milieukwaliteit, d.i. met inbegrip van andere milieudrukken dan stikstofdepositie via de lucht. ‘B habitattypes’ zullen dikwijls afhankelijk zijn van een goede kwaliteit, kwantiteit en dynamiek van het grondwater. Door hydrologisch herstel kunnen grondwaterkenmerken in een gunstig bereik worden gebracht, zodat de beschikbaarheid van stikstof beperkt wordt en het bufferende vermogen van de bodem tegen verzuring verhoogt. Omgekeerd geldt dat hydrologisch herstel als een belangrijke randvoorwaarde geldt vooraleer er kwaliteitsverbetering kan optreden in deze habitat(sub)types.”

B-habitats worden gevoed door mineralenrijk grondwater of oppervlaktewater, of zijn gebonden aan een kalkrijke bodem. Er zijn aanwijzingen dat de effecten van stikstofdepositie minder ingrijpend zijn op kalkhoudende bodem dan op zure bodem, waar verzuring tot verlies van soorten leidt (zie bij voorbeeld Maskell et al. 2010; Kooijman et al. 2016). Op droge kalkhoudende bodem kan door extra biomassa te oogsten, de beschikbaarheid van stikstof worden teruggedrongen, zonder dat dit verzuring in de hand werkt. Door hydrologische herstelmaatregelen kan de bufferende werking tegen verzuring verhogen en kan de beschikbaarheid van stikstof effectief verlaagd worden. Toch geldt ook hier de kanttekening dat het herstelbeheer de habitatstructuur kan verarmen, met negatieve effecten op de fauna (Maes et al. 2017).

De tweedeling in A- en B-habitats kan een hulp zijn om de inspanningen voor emissiereductie en herstelbeheer die voorzien zijn in het PAS beleid, zo efficiënt mogelijk ruimtelijk of in de tijd te verdelen. Er moet echter meegegeven worden dat deze typering van A- en B-habitats een ruwe tweedeling is langsheen een continuüm, waarbij de nutriëntenhuishouding van vele habitats, in het bijzonder die van mesotrofe standplaatsen, zich situeert tussen beide uitersten.

3.4 Kusthabitats en halofytenvegetaties

Het merendeel van de habitat(sub)types van deze groep zijn afhankelijk van kust- en estuariene dynamiek en van bijhorende overstromingen met zout, zilt of brak water. Herstel van kust- en estuariene dynamiek over voldoende grote oppervlakte om alle ruimtelijke gradiënten en successiestadia mogelijk te maken, is essentieel (prioriteit 1) en begrepen onder maatregel ‘Waterhuishouding: structureel herstel op landschapsschaal’ (Tabel 4). Waar door

natuurlijke aanslibbing de ruimtelijke gradiënten geüniformeerd zijn en nieuwe pionierstadia niet spontaan ontwikkelen, kan worden aanbevolen om delen te plaggen of oppervlakkig af te graven (prioriteit 2).

Drie habitatsubtypes (1310_pol; 1330_hpr en 1330_bin) kunnen ook binnendijks voorkomen en zijn daar afhankelijk van de aanwezigheid van zout tot brak grond- en/of oppervlaktewater. Door verzoeting, hetzij door de vorming van zoetwaterlenzen boven op het zoute tot brakke grondwater, hetzij door verminderd contact met zout tot brak oppervlaktewater, zullen deze habitatsubtypes verdwijnen. Voor het behoud ervan is dus een op de lokale noden en condities afgestemd peilbeheer essentieel (Bakker et al. 2007). Als het niet mogelijk is om het gewenste peil van zout tot brak grond- of oppervlaktewater te behouden, kan overwogen worden om te plaggen of oppervlakkig af te graven (prioriteit 2). Het beheer en herstel van binnendijkse halofytenvegetaties wordt in meer detail beschreven in het 'handboek voor beheerders' (Van Uytvanck & De Blust 2012 : 70-80).

Binnen- en buitendijkse halofytenvegetaties werden traditioneel begraasd en herstel van begrazing zorgt voor verhoging van de structuur- en soortenrijkdom van de vegetatie (Bakker 1984). Een uitzondering hierop vormt het type met Heen (1330_mz), dat als een niet-begraasde ruigte beschouwd mag worden (van der Pluijm & de Jong 2000). Maaien moet eerder als een aanvullend maatregel gezien worden, op plaatsen die niet begraasd kunnen worden. Het effect ervan houdt het midden tussen begrazing en 'niets doen' (Bakker 1984).

Tabel 4 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van kusthabitats en halofytenvegetaties, met een prioritering voor elk habitatype of -subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	1310	1310_zk	1310_zv	1310_pol	1320	1330	1330_da	1330_mz	1330_hpr	1330_bin
Plaggen en chopperen	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2
Maaien						2	2		3	3
Begrazen	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2
Branden										
Strooisel verwijderen										
Opslag verwijderen										
Toevoegen basische stoffen										
Baggeren										
Vegetatie ruimen										
Vrijzetten oevers										
Uitvenen										
Manipulatie voedselketen										
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag										
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag										
Verminderde oogst houtige biomassa										
Tijdelijke drooglegging										
Herstel dynamiek wind										
Herstel functionele verbindingen	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Aanleg van een scherm										
Herstel WHH: structureel herstel	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit		/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit		/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking		/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage		/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag		/	/	/	/	/	/	/	/	/

3.5 Kustduinen

Herstel van de winddynamiek is een essentiële maatregel (prioriteit 1) voor de open, kruidachtige habitats van kustduinen (Tabel 5). Recent kunnen we overal in Noordwest-Europa ook aan onze kust een toegenomen fixatie van

de duinen vaststellen, wellicht veroorzaakt door een combinatie van klimaatverandering (hogere neerslag), stikstofdepositie en veranderingen in landgebruik (Provoost et al. 2011; Arens et al. 2013). In ieder geval wordt duidelijk dat het behoud van stuivende kustduinen geen evidentie is, zoals vroeger te gemakkelijk werd aangenomen. Voor helmduinen (habitattype 2120) is verstuiving echter een wezenskenmerk. Bij tanende zandtoevoer wordt een stuifduin vrij snel door het plantende gefixeerd en komt bodemontwikkeling op gang. In die rijkere bodems huizen ook wortelparasitaire aaltjes die de vitaliteit van helm ondermijnen (Van der Putten et al. 1989). De aanwezigheid van mobiel zand is ook voor de heel kenmerkende levensgemeenschappen van wezenlijk belang (Howe et al. 2010, Ozinga et al. 2013).

Verder is het ontstaan van duinvalleien aan de Vlaamse kust nagenoeg uitsluitend afhankelijk van grootschalige verstuiving (primaire vorming van duinvalleien treedt amper op). De lage duinvalleivegetaties (habitattype 2190) kunnen met succes hersteld worden door afgraving maar de kruipwilgvegetaties (habitattype 2170) zijn voor hun ontstaan afhankelijk van de combinatie van pionierduinvalleien waarin kruipwilg kan kiemen en verstuiving die zorgt voor zandaanwas. De instandhouding van dit type op langere termijn vormt dan ook een grote uitdaging.

Tabel 5 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van kustduinen, met een prioritering voor elk habitattype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	2110	2120	2130	2130_hd	2130_had	2150	2160	2170	2180	2190_imp	2190
Plaggen en chopperen			1	1	1	1				1	2
Maaien			1	1	1	2				1	2
Begrazen			1	1	1	1		3	3	1	2
Branden			3	3	3	3					
Strooisel verwijderen											2
Opslag verwijderen			2	2	2	2	2	2	1	2	2
Toevoegen basische stoffen											
Baggeren											3
Vegetatie ruimen											2
Vrijzetten oevers											2
Uitvenen											
Manipulatie voedselketen											2
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag									1		
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag							1		1		
Verminderde oogst houtige biomassa									2		
Tijdelijke drooglegging											
Herstel dynamiek wind	1	1	1	1	1			1		1	2
Herstel functionele verbindingen	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	/
Aanleg van een scherm											
Herstel WHH: structureel herstel								/	/	/	/
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit								/	/	/	1
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit								/	/	/	2
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking							3	1	1	1	1
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage								/	/	/	/
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag								/	/	/	2

Ten slotte vormt kaal zand ook in het geval van de droge mosduinen en duingraslanden (2130) een essentieel onderdeel van de habitat van de karakteristieke soorten, zij het op een meer fijnschalig niveau. Dit geldt zowel voor de structuurbepalende planten- en (korst)mossoorten als voor de vele soorten kenmerkende vaak thermofiele ongewervelden. Achteruitgang van deze laatste groep soorten door fixatie en vergrassing wordt ook doorvertaald naar hogere trofische niveaus en heeft bijvoorbeeld geleid tot de achteruitgang van typische broedvogels van open

duinen zoals grauwe klauwier en tapuit (Van Oosten et al. 2008). Het bevorderen van kleinschalige verstuuving wordt dan ook als een essentieel onderdeel gezien van het herstel van droge duingraslanden (Kooijman et al. 2005).

Zoals in de meeste kruidachtige habitattypes is de verhoogde biomassa-productie als gevolg van stikstofaanrijking één van de belangrijkste knelpunten voor het behoud van de biodiversiteit in de duinen. Daarom zijn de gebruikelijke beheermaatregelen maaien en begrazing zeer effectief als mitigatie van deze effecten, zowel in droge als vochtige kruidachtige duinbiotopen (Kooijman & De Haan 1995). Dezelfde maatregelen zijn ook aangewezen als opvolgingsbeheer na het kappen van al dan niet exotische boom- of struikopslag. De hogere strooiselproductie resulteert bovendien in een hogere accumulatie van organisch materiaal in de bodem (Jones et al. 2008). Hier zijn dan weer pluggen, de bodemverstorende effecten van begrazing of herstel van kleinschalige verstuuving aangewezen maatregelen om lokaal een jonge, minerale bodem te creëren.

In habitattypes met grondwaterafhankelijke soorten, krijgen hydrologische herstelmaatregelen de hoogste prioriteit. Het betreft vooral vochtige duinvalleien (2190) die het rijkst zijn aan obligate freatofyten en grondwaterafhankelijke fauna maar ook nat struweel (2170, 2160) en bos (2180).

3.6 Landduinen

Het voorkomen en de soortensamenstelling van de verschillende habitattypes van matig zure, voedselarme, droge landduinen wordt in hoge mate bepaald door de duur van de successie sinds het onbegroeide stuifzand werd gefixeerd en door de geomorfologie en expositie van het landduin. Voor het pionierhabitat van open grasland van het buntgrasverbond (2330_bu) en open grasland van het dwerghaververbond (2330_dw) zijn maatregelen t.b.v. het herstel van de windwerking daarom essentieel (prioriteit 1) om het behoud ervan te verzekeren (Tabel 6).

Tabel 6 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van landduinen, met een prioritering voor elk habitatype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	2310	2330	2330_bu	2330_dw
Pluggen en chopperen	2	2	2	2
Maaien	3			
Begrazen	1	1	1	1
Branden	3	3	3	3
Strooisel verwijderen				
Opslag verwijderen	2	2	2	2
Toevoegen basische stoffen				
Baggeren				
Vegetatie ruimen				
Vrijzetten oevers				
Uitvenen				
Manipulatie voedselketen				
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag				
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag				
Verminderde oogst houtige biomassa				
Tijdelijke drooglegging				
Herstel dynamiek wind		1	1	1
Herstel functionele verbindingen	2	2	2	2
Aanleg van een scherm	2			
Herstel WHH: structureel herstel				
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit				
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit				
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking				
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage				
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag				

Om effectief te zijn, moet de wind echter vrij spel krijgen over een heel groot gebied en moet er veel verstufbaar zand aanwezig zijn. Het gaat om honderden hectaren, waardoor de maatregel enkel in erg grote gebieden kan toegepast worden (Rixsen et al. 2008). Enkel dan lijkt actieve en blijvende duinvorming mogelijk. Zijn de gebieden te klein, dan is plaggen aangewezen waarbij al het organisch materiaal wordt afgevoerd (prioriteit 2). Zeker wanneer de habitat gedomineerd wordt door de invasieve mossoort grijs kronkelsteeltje blijkt dit de enige effectieve maatregel te zijn (Sparrius & Kooijman 2011). Chopperen moet vermeden worden omdat hierdoor teveel organisch materiaal achterblijft. Het tegengaan van successie en zo het behoud van de kenmerkende ijle vegetatie van het stuifzandheide habitat (2310) en het open grasland met veel open zand, kan verder verkregen worden door extensieve begrazing (prioriteit 1). Als de dieren 's nachts of voor het rusten/herkauwen niet in de habitat gehouden worden, kan plaatselijke accumulatie van nutriënten vermeden worden. Bijkomend kan het nodig zijn periodiek opslag en strooisel te verwijderen (prioriteit 2). Stuifzandheide kan, vergelijkbaar met de andere heide gemaaid of gekapt worden, waarbij het strooisel afgevoerd wordt (prioriteit 3). Ook gecontroleerd branden is een mogelijkheid om de successie van habitattypes van stuifzand tijdelijk terug te zetten. Er bestaat echter nog geen uitgebreide ervaring mee (prioriteit 3). De aanleg van schermbos (prioriteit 2) kan enerzijds de depositie van bemestende verbindingen wel verminderen, maar vergroot anderzijds de bladval in de habitat en versnelt daarmee de opbouw van de strooisellaag. Omdat het haaks staat op de doelstelling om de noodzakelijke windwerking te herstellen, kan de maatregel niet toegepast worden nabij pionierhabitat van open grasland.

3.7 Zoetwaterhabitats

Stilstaande wateren zijn verzamelplaatsen van stoffen die met neerslag, grond- en oppervlaktewater en afspoelend of opstuivend bodemmateriaal, maar ook via planten en dieren worden aangevoerd. Deze worden gedeeltelijk weer afgevoerd, in het sediment in al dan niet snel oplosbare vorm opgeslagen, of opgenomen door organismen. Hierbij worden vaak andere verbindingen gevormd, met andere eigenschappen. De hiervoor bepalende processen zijn afhankelijk van omstandigheden die in de tijd snel kunnen veranderen. Het zijn complexe systemen met omgeving, water- en stoffenstromen, fysische eigenschappen, waterbodem-waterkolom-interacties en biota in de hoofdrollen. Ze moeten ook in het licht hiervan beheerd en hersteld worden (Jørgensen 2006; Hoogenboom 2014), wat meestal betekent dat men eerst de hiervoor nodige inzichten moet verwerven, vooraleer een aangepast pakket van zowel externe als interne maatregelen uitgewerkt kan worden.

Het effect van alle maatregelen gericht op de nutriëntenhuishouding zal maar zo groot en – vooral – duurzaam zijn als de fysisch-chemische kwaliteit van zowel het aangevoerde als het aanwezige water dit toelaat. Daarom is de (nutriënten)toestand van grond- en oppervlaktewater – de immissie – een prioritair aandachtspunt voor vrijwel alle habitattypen (Tabel 7). Enkel de semi-terrestrische dwergbiezenvegetaties (3130_na) en – voor zover het grondwater betreft – habitatype 3160 in hoofdzakelijk door neerslag gevoede vennen zijn hiervan iets minder afhankelijk. Het terugdringen van de nutriëntenaanvoer kan ingrijpende maatregelen in het waterleverende gebied vergen (Jeppesen et al. 2011). Ook de watertoevoer (bv. isolatie, kortere verblijftijd door verhoogde doorstroming,...) kan hierbij een handvat zijn. De onmiddellijke omgeving en oeverzone spelen een belangrijke rol in het opvangen en verwijderen (denitrificatie!) van voedingsstoffen en pollutanten vooraleer deze het water bereiken. Hoog opgaande vegetatie rond het water kan er echter ook voor zorgen dat er juist meer stikstof- en zwavelcomponenten worden aangevoerd, of dat habitatomstandigheden door bladval en verminderde waterbeweging achteruit gaan. Voor de uiteindelijke belasting en de effecten hiervan op een habitat spelen echter nog veel andere factoren.

De fysische, chemische en biologische mogelijkheden voor waterkwaliteitsverbetering an sich en het verhogen van de draagkracht voor nutriënten zijn legio en kunnen hier niet afzonderlijk in detail behandeld worden. Hun mogelijke toepassingsveld beslaat doorgaans de meeste habitattypen, maar het bepalen van de opportuniteit en de uitwerking vragen voldoende systeemkennis en maatwerk. Bij een aantal maatregelen is er echter wel grotere voorzichtigheid aan de dag te leggen, of is de mogelijkheid beperkt tot meer uitzonderlijke gevallen. Dit geldt in het bijzonder voor deze die prioriteit 3 kregen, maar ook voor maatregelen met prioriteit 2 mag men er niet blindelings van uitgaan dat ze altijd en overal even geschikt of nuttig zullen zijn voor de opgegeven habitattypen.

Plaggen en chopperen worden bij de habitattypen 3110 en 3130 soms toegepast in de oeverzone om geschikte omstandigheden voor pioniersoorten te behouden. Indien dit gedaan wordt nadat het water is afgelaten worden ze inbegrepen bij de maatregel 'tijdelijk droogleggen'. Branden is niet als aparte maatregel opgenomen voor de

zoetwaterhabitats, maar kan ook een van de vele mogelijkheden zijn na tijdelijk droogleggen (zie bv. Otto-Bruc 2001).

Tabel 7 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van zoetwaterhabitats, met een prioritering voor elk habitatype of -subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	3110	3130	3130_aom	3130_na	3140	3150	3160
Plaggen en chopperen	2	2	2	2			2
Maaien	2	2	2	2	2	2	
Begrazen		3		3			
Branden							
Strooisel verwijderen	2	2	2	2	2	2	3
Opslag verwijderen	2	2	2	2	2	2	2
Toevoegen basische stoffen	3	3	3	3			
Baggeren	2	2	2	2	2	2	2
Vegetatie ruimen					3	3	3
Vrijzetten oevers	2	2	2	2	2	2	2
Uitvenen							3
Manipulatie voedselketen	2	2	2	2	2	2	2
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag							
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag							
Verminderde oogst houtige biomassa							
Tijdelijke drooglegging	2	2	2	2	2	2	
Herstel dynamiek wind	2	2	2	2	2		
Herstel functionele verbindingen	/	/	/	/	/	/	/
Aanleg van een scherm							
Herstel WHH: structureel herstel	/	/	/	/	3	3	/
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit	1	1	1	2	1	1	1
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit	1	1	1	2	1	1	2
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking	2	2	2	/	/	/	2
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage	2	2	2	2	2	2	1
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag	2	2	2	2	2	2	2

Om een betere ontwikkeling van habitattypen 3110, 3130 en 3140 te bekomen kunnen pitrus, riet, lisdodden, enz., op droogvallende delen gemaaid worden. Ook te dichte rietvegetaties in het water kunnen worden teruggedrongen door ze 's zomers vlak onder het wateroppervlak te maaien. Dit zal vooral ten gunste van habitattypen 3140 of 3150 gebeuren (zoals bijv. in het Vinne; Louette et al. 2008). Maaien van ondergedoken waterplanten (steeds incl. verwijderen van het maaisel!) kan bij deze habitattypen zowel bepaalde soorten bevorderen, als benadelen (Coops et al. 2002). Het effect van maaien is echter minder ingrijpend dan wanneer de volledige plant, incl. het wortelstelsel, wordt verwijderd. Het ruimen van helofyten en waterplanten in sterk productieve wateren (3140, 3150), of van veenmos in verzuurde dystrofe wateren (3160), is enigszins successievertragend en zorgt voor wat meer habitatheterogeniteit als deze de waterkolom volledig opvullen, of als het open water dreigt te verdwijnen. Door ruimen en maaien van waterplanten (de prioriteit van maaien is dan lager dan in de tabel aangegeven) worden in verhouding maar weinig nutriënten en vooral veel water afgevoerd (Steward 1970; Cooke et al. 2005); zonder meer brongerichte maatregelen is blijvende, dure, inspanning vereist. Bovendien kan fytoplanktondominantie in de hand gewerkt worden door het verwijderen van te veel ondergedoken vegetatie en kunnen er ook andere negatieve gevolgen zijn. Hilt et al. (2006) en Kuijper et al. (2017) bespreken een aantal randvoorwaarden. Ruimen en maaien dienen sowieso kleinschalig te worden uitgevoerd, rekening houdend met andere biota.

Begrazing door grote grazers kan, indien tenminste niet te intensief of langdurig, de successie bij kleine wateren vertragen en op landschapsschaal een gunstig (diversifiërend) effect hebben (habitatype 2190a), maar is verder enkel bij de lichtbehoevende, semi-terrestrische pioniervegetaties van habitatype 3130_na soms te overwegen. Bij

de overige typen is in onze veelal kleine gebieden het risico op verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid en verminderd doorzicht door betreding meestal te groot. Begrazing door uitgezette graskarper om de watervegetatie te beperken (waardoor de N- en P-belasting veeleer zal toenemen) valt niet onder deze maatregel.

Het verwijderen van strooisel in de oeverzone is toepasbaar bij alle habitattypen. Vooral bladresten van bomen en struiken en strooisel van pijpestrootje, pitrus, riet, lisdodde, enz., kunnen vrij snel de bodem bedekken en, zowel op tijdelijk droogvallende delen als onder water, voor een zuurstofarm, voedselrijk substraat zorgen waarop kenmerkende soorten zich moeizaam kunnen vestigen. De verwijdering van strooisel in de oeverzone van habitatype 3160 is enkel relevant als hier nog geen overgangsveen (habitatype 7140) aanwezig is.

Het voorzien van extra buffering voor sterk verzuurde zachtwaterhabitats (maatregel 'toevoegen basische stoffen' voor habitattypen 3110 en 3130) moet steeds afgewogen worden in het licht van het risico op interne eutrofiëring, de plaatselijk antropogene dan wel natuurlijke origine van de doelhabitat (inz. 3130 versus 3160) en de mate waarin bufferstoffen via natuurlijke weg worden aangevoerd. Indien toch nodig geacht, is het herstellen van de waterhuishouding, of het onrechtstreeks verhogen van de buffertoestand door middel van grondwater of bekalken in het waterleverend gebied (Dorland et al. 2005; Brouwer & Lucassen 2013), te verkiezen boven het rechtstreeks bekalken van het wateroppervlak of de natte oever'. Het bekalken van het inrijgebied valt echter onder het item 'herstel grondwaterkwaliteit'. De dosering moet in alle gevallen goed ingeschat worden en opvolging is nodig. In dystrofe wateren zorgen vooral humusstoffen voor enige natuurlijke buffering. Gezien het risico op veenafbraak bij verhoging van het bicarbonaatgehalte in permanente veenpoelen (Bellemakers & van Dam 1992) is de maatregel niet voor habitatype 3160 in het standaardpakket opgenomen. Als gevolg van betere neerslagkwaliteit treedt in dit habitatype reeds autonoom herstel op. Bekalken als onderdeel van de maatregel 'tijdelijk droogleggen' versnelt de mineralisatie van organisch materiaal, maar kan daarmee ook de nutriëntenbeschikbaarheid verhogen (Wezel et al. 2013).

Baggeren is enkel aan de orde als de immissie voldoende onder controle is. Het is vaak nodig om aanhoudende fosforbelasting door nalevering uit de waterbodem te verhelpen en de zuurstofhuishouding en waterbodemkwaliteit te verbeteren in geëutrofiëerde plassen en vennen (3130_aom, 3140, 3150, 3160; van der Wijngaart et al. 2012, Brouwer et al. 2016), of verzuring door oxidatie van sulfide in historisch verzuurde wateren te vermijden als deze gedeeltelijk droogvallen (3110, 3130; van Dam & Buskens 1993). Het verwijderen van organisch slib kan ook bevorderlijk zijn voor habitattypen die een meer mineraal substraat vragen (3110, 3130, soms 3140). Dit is een dure maatregel, die grondig moet gebeuren en die men niet regelmatig wenst te herhalen. In de praktijk blijft ze veelal beperkt tot kleinere wateren. Er moet rekening gehouden worden met de historisch-ecologische waarde van het sedimentarchief, de potenties voor herkolonisatie, de eventuele populaties van zeldzame soorten, dierenwelzijn,... Chemische inactivatie van fosfor kan mogelijk een alternatief bieden.

Het verwijderen van opslag en vrijzetten van de oevers is voor alle zoetwaterhabitattypen van belang om de toevoer van organische stof en nutriënten door bladval te verminderen en schaduw weg te nemen; ook oudere bomen in het water zijn hierbij niet te vergeten. Het vrijwaren van enige opgaande begroeiing op de juiste plaatsen kan voor fauna belangrijk zijn. Om voldoende variatie in een gebied te behouden hoeft de maatregel ook niet per se overal te worden toegepast.

Omdat actieve veenvorming in Vlaanderen nog maar weinig voorkomt, zal er zelden of nooit sprake zijn van uitvenen in de ware zin van het woord, meestal zal het om 'baggeren' of 'ruimen' gaan. Als cyclische maatregel, afwisselend toegepast op meerdere verlandende dystrofe veenplasjes (habitatype 3160), kan het occasioneel overwogen worden.

Onder 'manipulatie voedselketen', ook bekend als actief biologisch beheer of biomanipulatie, worden hier alle biologische maatregelen verstaan die betrekking hebben op het bestand van sleutelorganismen in het voedselweb. De meest bekende hiervan ressorteren onder 'visstandbeheer' (vooral uitzetten van predatoren en beperking van benthivore, planktivore of herbivore soorten), maar ook maatregelen die gericht zijn op fytoplanktonfilterende invertebraten, zoals zoetwatermosselen of watervlooien, of de vegetatie (uitzaaien oösporen van kranswieren, uitplanten van submerse waterplanten) vallen hieronder. In essentie is het doel het terugdringen van fytoplankton en zwevende stof tot een niveau waarbij er geen lichtbeperking meer optreedt voor ondergedoken waterplanten, zodat deze terug een zelfversterkende capaciteit en dominante plaats verkrijgen en mee een heldere waterkolom in stand helpen houden. Door biomanipulatie geeft men als het ware het systeem een extra duwtje in de goede richting nadat al andere maatregelen werden uitgevoerd. Vaak blijkt echter toch herhaling nodig na verloop van tijd.

Principes en toepassingsvoorwaarden worden besproken door, onder meer, Gulati & van Donk (2002), Angeler et al. (2003), Hilt et al. (2006) en Jeppesen et al. (2012). Vrijwel alle habitattypen kunnen wel door biomanipulatie, in een of andere vorm, beïnvloed worden als de situatie zich daartoe leent. Het bestrijden van ganzen en meeuwen om 'guanotrofiëring' tegen te gaan, wordt hier onder de noemer 'herstel oppervlaktewaterkwaliteit' geklasseerd. Het verwijderen van zonnebaars wordt beter als 'exotenbeheer' bestempeld.

Uitstuiving door de wind is een natuurlijk proces waardoor ondiepe plassen gevormd worden in duin- en heidegebieden (2190a, 3110, 3130). Het bevorderen van de windwerking is voor de voedselarme habitattypen 3110 en 3130 in grotere ondiepe plassen van belang voor de gasuitwisseling en om de bodem plaatselijk vrij te houden van organisch sediment, waardoor er geschikte groeiplaatsen ontstaan voor de kenmerkende isoëtiden. Ook sommige kenmerkende kranswieren van habitatype 3140 groeien best op een meer minerale bodem, waarvoor golfwerking en watercirculatie kunnen zorgen. Het inwaaien van zand kan ontwikkelingskansen geven aan minder concurrentiekrachtige soorten van habitattypen 2190a en 3130.

Rivierbegeleidende wetlands kunnen onder bepaalde voorwaarden een hoge capaciteit bezitten om stikstof te verwijderen door denitrificatie (Durand et al. 2011) of nutriënten te capteren. Rivierherstel (structureel herstel op landschapsschaal) kan hierdoor de waterkwaliteit verbeteren voor benedenstroomse habitat dat via grond- of oppervlaktewater met het rivierwater in contact staat (3140, 3150). Ook de erosie/sedimentatiecycli die bij een natuurlijke rivierdynamiek horen kunnen habitattypen 3140 en 3150 ten goede komen als deze soms doordringen tot 'stilstaande' wateren in beek- en riviervalleien, op voorwaarde dat er sprake is van een goede waterkwaliteit.

Een maatregel die uit de traditionele aquacultuur stamt is het tijdelijk droogleggen van vijvers en vennen (zie Duvigneaud 1986, Burny 1999). Het is een van de maatregelen waarmee stikstof uit het systeem verwijderd kan worden en fosfor minder beschikbaar wordt, maar er zijn ook andere mechanismen waardoor gunstige effecten kunnen optreden voor habitatype 3110, 3130, 3140 en 3150 (Westendorp et al 2012). De maatregel kan op twee wijzen worden ingezet: als herstelmaatregel, waarbij men door tijdelijke toepassing meer gunstige omstandigheden probeert te bekomen (inz. een meer mineraal en voedselarm substraat), en als regelmatig herhaalde verzachtende maatregel, waarbij men inzet op een zich herhalend successieverloop, waarin amfibische pioniervegetaties (habitatype 3130) en submerse vegetaties (habitattypen 3140 en 3150) toch hun levenscyclus kunnen voltooien, ondanks een nutriëntenbelasting die na verloop van tijd wellicht tot een gedegradeerde of vegetatieloze toestand zou leiden (Arthaud et al. 2013). Er zijn vele varianten in de uitvoering mogelijk, mede door de combinatie met begeleidende maatregelen tijdens de droge fase (gewascultuur, grondbewerking, plaggen, chopperen, maaien, branden,...). Voorwaarde is een inrichting die peilbeheer mogelijk maakt. Voor verdere toepassingscriteria geven Westendorp et al. (2012) een aantal richtlijnen.

Grote grondwateronttrekkingen kunnen leiden tot een tijdelijke of permanente verlaging van de grondwatertafel en de invloed van kwel op aquatische systemen wijzigen. Ook lokale drainage kan tot verdroging leiden. Verdroging zal in de toekomst een toenemend probleem worden. Verdroging heeft op zowat alle waterhabitats een negatief effect, waarbij zowel verzurende als eutrofiërende effecten tot uiting kunnen komen; ondiepe wateren kunnen verkleinen, zelfs verdwijnen, terwijl meer competitieve soorten sneller kunnen uitbreiden op drogere oevers en in ondieper water, waarbij habitat wordt verdrongen. Door sterke afhankelijkheid van de neerslag, gevoeligheid voor mineralisatie en stilvallen van methaanvorming in een aëroob milieu, is habitatype 3160 meer ontvankelijk voor verdroging dan de overige habitattypen.

Het inziggebied van veel stilstaande wateren bestaat vooral uit landbouw- en bosgebied. De bedrijfsvoering en mate van evapotranspiratie door de begroeiing kunnen dan de infiltratie en daarmee de watervoorziening sterk bepalen. Verminderde infiltratie resulteert ook vaak in een lagere kwelintensiteit. Hierdoor kan, onder meer, de fosforbeschikbaarheid toenemen, of de buffering afnemen (Runhaar et al. 2000). Drainage en verharding van het waterleverend gebied dragen door versnelde waterafvoer bij aan piekdebieten en overstromingen die tot een slechte waterkwaliteit kunnen leiden.

3.8 Heide

In heide worden twee habitattypes onderscheiden, de Noord-Atlantische vochtige heide met gewone dophei (habitatype 4010) en de Europese droge heide (habitatype 4030), gedomineerd door struikhei. Het prioritaire herstelbeheer is voor beide verschillend. Voor de vochtige en natte heide (habitatype 4010) heeft het verregaande

structureel en dus op landschapsschaal herstellen van de waterhuishouding naar kwantiteit en kwaliteit de hoogste prioriteit (prioriteit 1) (Tabel 8). De hoogte, schommeling en samenstelling van het grondwater hebben een directe invloed op de zuurtegraad en op de beschikbaarheid van stikstof en andere nutriënten en zo op de dominantieverhoudingen tussen plantensoorten. Herstel van het peil en de dynamiek van het grondwater moeten geleidelijk gebeuren. Verdroging wordt hierdoor teruggedraaid en de buffering kan, afhankelijk van het oorspronkelijk bodemwatertype, terug toenemen. Naast deze noodzakelijke, structurele maatregelen vereist herstel van habitat ook het doorbreken van de vergrassing door plaggen en chopperen, maaien en begrazen (alle prioriteit 2). Om de stikstofconcentraties terug te dringen, is plaggen zeer effectief. Maar de impact op het totale ecosysteem is erg groot met een behoorlijke kans dat de levensgemeenschappen niet volledig ontwikkelen (Dorland et al. 2004; Härdtle et al. 2009; Vogels et al. 2011). Vooral plaggen moet dus voorzichtig toegepast worden. Ook over het gebruik van bufferende stoffen om de verzurende nevenwerking te neutraliseren (prioriteit 3), kan men pas beslissen na een grondige vooranalyse. Gerichte en tijdelijke, intensieve stootbegrazing lijkt een goed alternatief te zijn (Wallis de Vries et al. 2014). Als het niet onder de beste omstandigheden uitgevoerd wordt, houdt branden het risico in dat vergrassing eerder in de hand gewerkt wordt (prioriteit 3). Tenslotte is het noodzakelijk opslag te verwijderen en functionele verbindingen te voorzien (beide prioriteit 2). Met een voldoende breed schermbos (tenminste enkele tientallen meter) kan een deel van de inwaaierende stikstof ingevangen worden (prioriteit 2).

Tabel 8 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van heide, met een prioritering voor elk habitatype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	4010	4030
Plaggen en chopperen	2	2
Maaien	2	2
Begrazen	2	1
Branden	3	3
Strooisel verwijderen		
Opslag verwijderen	2	2
Toevoegen basische stoffen	3	3
Baggeren		
Vegetatie ruimen		
Vrijzetten oevers		
Uitvenen		
Manipulatie voedselketen		
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag		
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag		
Verminderde oogst houtige biomassa		
Tijdelijke drooglegging		
Herstel dynamiek wind		
Herstel functionele verbindingen	2	2
Aanleg van een scherm	2	2
Herstel WHH: structureel herstel	/	
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit	/	
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit	/	
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking	/	
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage	/	
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag	/	

De belangrijkste herstelmaatregel voor de droge heide (4030) is begrazing (prioriteit 1) (Tabel 8). Hoewel een daling van de stikstofconcentratie enkel gerealiseerd wordt als de begrazing gericht en gecontroleerd ingezet wordt en de grazers 's nachts niet op de beheerde plek blijven, krijgt deze beheervorm deze hoge prioriteit door het gunstige

effect op de structuurvariatie van de vegetatie en daarmee op de gehele soortenrijkdom van de gemeenschap (Wallis de Vries et al. 2014). Tijdstip en intensiteit van begrazing moeten goed opgevolgd worden om negatieve effecten op fauna te vermijden. Plaggen en chopperen zijn geschikte maatregelen om stikstof af te voeren (prioriteit 2) (Niemeyer et al. 2007). Maar, zoals bij de natte heide, is de impact van plaggen op het ecosysteem groot, waardoor het enkel kleinschalig en na afweging van alternatieven, toegepast kan worden. Het is aangewezen dat enkel de vegetatie en het losse strooiselpakket verwijderd wordt, maar dat de onderste compacte humuslaag aanwezig blijft. Hierdoor verloopt het herstel na plaggen sneller en vollediger en blijft het ecosysteem beter gebufferd tegen uitdroging, verzuring en het optreden van een ongewenste ammoniumpiek. Chopperen is meer aangewezen dan plaggen. Bufferende stoffen gebruiken om verzuring tegen te gaan (prioriteit 3), kan pas, zoals bij natte heide, na een grondige vooranalyse. Door droge heide te maaien wordt ook stikstof afgevoerd, maar de hoeveelheid is niet zo groot (prioriteit 2). Daarenboven vermindert de structuurrijkdom van de vegetatie. Kleinschalig toepassen is daarom aangewezen. Gecontroleerd afbranden is een traditionele beheervorm die echter enkel met de nodige kennis en onder gunstige omstandigheden uitgevoerd kan worden om zo ongewenste vergrassing te vermijden (prioriteit 3). Ook op de droge heide moet opslag verwijderd worden en zijn functionele verbindingen met nabijgelegen heidegebieden noodzakelijk (beide prioriteit 2). Met een voldoende breed schermbos kan een deel van de inwaaiende stikstof ingevangen worden (prioriteit 2).

3.9 Thermofiel struikgewas

Jeneverbesstruwelen (habitattype 5130), waarvan op dit ogenblik in Vlaanderen enkel het subtype in heide (H5130_hei) voorkomt, zijn zeer zeldzaam. Daarnaast zijn er grote problemen met de verjonging, waardoor de toekomst van deze habitat met relatief oude struiken, gehypothekeerd is (Gruwez et al. 2010; Verheyen et al. 2009). Recent werd wel opnieuw verjonging waargenomen (Geert Sterckx, persoonlijke mededeling).

Tabel 9 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van thermofiel struikgewas, met een prioritering voor elk habitattype of -subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	5130	5130_hei	5130_kalk
Plaggen en chopperen	2	2	3
Maaien	2	2	2
Begrazen	1	1	1
Branden			
Strooisel verwijderen	1	1	1
Opslag verwijderen			
Toevoegen basische stoffen			
Baggeren			
Vegetatie ruimen			
Vrijzetten oevers			
Uitvenen			
Manipulatie voedselketen			
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag	2	2	2
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag			
Verminderde oogst houtige biomassa			
Tijdelijke drooglegging			
Herstel dynamiek wind			
Herstel functionele verbindingen	2	2	2
Aanleg van een scherm			
Herstel WHH: structureel herstel			
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit			
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit			
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking			
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage			
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag			

Het herstelbeheer richt zich in de eerste plaats op het bevorderen van kieming en blijvende vestiging vanuit zaad. Onderzoek heeft echter nog niet eenduidig kunnen achterhalen wat de optimale omstandigheden voor succesvolle kieming en overleving zijn; kiemsucces blijft bij verschillende maatregelen erg laag (Verheyen et al. 2005). Open terrein waar zaden licht bedekt worden, blijkt gunstig te zijn. Vandaar dat het verwijderen van strooisel en begrazing waarbij door het vertrappelen de zaden ingewerkt worden, gunstig beoordeeld worden voor de natuurlijke verjonging (beide prioriteit 1) (Tabel 9). Als kiemplanten zich gevestigd hebben, is het aan te raden dat de begrazing extensiever wordt om vertrapping te vermijden. Andere maatregelen die de openheid van vegetatie en oppervlak bevorderen, zoals het verwijderen van andere dan jeneverbesopslag, maaien, plaggen en chopperen, kunnen ook bijdragen (prioriteit 2). Over de noodzaak om basische stoffen toe te voegen, bestaat nog onzekerheid en een positief effect is niet steeds gevonden (Hommel et al. 2010). Vandaar dat deze maatregel niet opgenomen is. Besluit men om de verjonging te stimuleren door uit te zaaien of jonge jeneverbes uit te planten, dan gebeurt dit best in de directe nabijheid van andere struiken. Algemeen is het vergroten van de functionele verbinding tussen deelpopulaties en zelfs individuele struiken (jeneverbes is een tweehuizige windbestuiver) aan te bevelen (prioriteit 2).

3.10 Natuurlijke en halfnatuurlijke graslanden

Graslanden zijn in Vlaanderen halfnatuurlijke vegetaties die het resultaat zijn van een graas- en/of maaibeheer. De diverse habitat(sub)typen weerspiegelen in de eerste plaats abiotische condities, van zeer zuur of droog tot zeer kalkrijk of nat. Beheer komt als verklarende factor voor het type habitat op de tweede plaats, maar kan wel in hoge mate de kwaliteit ervan mee bepalen.

De verhoogde beschikbaarheid van stikstof, bij voorbeeld als gevolg van atmosferische depositie, heeft een vermistend effect en stimuleert de biomassaontwikkeling van bepaalde grassen, met vervilting tot gevolg. Andere typische soorten nemen af of verdwijnen hierdoor (Bobbink & Willems 1987; Southon et al. 2013). Om de competitieverhoudingen te herstellen kan een hogere intensiteit van maaien of begrazen toegepast worden of kan de maa- of inschaardatum worden vervroegd (de Graaf et al. 2004; Smits et al. 2008). Begrazen kan op zeer gevarieerde wijze ingezet worden, afhankelijk van onder meer de periode, de intensiteit, het type grazers en de mate van sturing (Van Uytvanck & De Blust 2012: 41-44) (Tabel 10). Voor rotsige kalkhellingen (habitattype 6110), graslanden, struwelen en zomen op kalkrijke bodem (habitatsubtype 6120_sk) en kamgraslanden op kalkrijke bodem (habitatsubtype 6510_huk) is een graasbeheer de beste keuze om de karakteristieke structuur en soortensamenstelling te behouden (Jacquemyn et al. 2003). Blauwgraslanden (habitattype 6410) en mesofiele graslanden (subtypes van 6510 m.u.v. 6510_huk) zijn daarentegen voornamelijk afhankelijk van een maaibeheer. Begrazing, vooral toegepast als nabegrazing, kan wel een aanvullende maatregel zijn om extra biomassa te verwijderen. Voor de andere graslandtypes is de keuze voor begrazing en/of maaien sterk afhankelijk van de lokale situatie, bepalend zijn onder meer de schaal waarop de maatregel kan toegepast worden, de draagkracht van de bodem, de aanwezige flora en fauna, e.a. Een goede beheerpraktijk streeft er naar dat de graszode kort de winter ingaat, terwijl ook zones met gevarieerde vegetatiestructuur permanent beschikbaar zijn voor fauna.

Op alle graslandtypes kan het aangewezen zijn om periodiek opslag van bomen en struiken te verwijderen, voor zover maaien of begrazen de vestiging van houtige soorten niet onder controle krijgen. Het verschil in prioritering is gebaseerd op een beoordeling van de snelheid waarmee dit proces kan verlopen voor de uiteenlopende graslandhabitattypes. Kalkrijke zomen en struwelen (habitatsubtype 6210_hk) en boszomen (habitatsubtype 6430_bz) zijn een mozaïek van grasland, ruigte of zoom en struweel en vereisen ook een periodiek ingrijpen in de structuur van de boom- en struiklaag om de mozaïek te behouden (prioriteit 1).

Bij een ver gevorderde ophoping van organisch materiaal in een dikke zode of strooisellaag, kunnen plaggen en chopperen (enkel droge types) een gunstige Ausgangssituatie voor herstel opleveren. Voor kalkminnend grasland op rotsbodem (habitattype 6110) is de maatregel prioritair om onbegroeide kalkrijke bodem te behouden. Voor de andere graslandtypes zijn plaggen of chopperen bijkomende maatregelen (prioriteit 2), voor de ruigtes (6210_sk, 6430, 6430_bz), waarvoor een zekere strooiselophoping kenmerkend is, kan de maatregel slechts lokaal toegepast worden (prioriteit 3). In mesofiele stroomdalgraslanden (6510 uitgezonderd subtype 6510_huk) is plaggen of chopperen weinig zinvol en kan beter ingezet worden op structureel herstel van de waterhuishouding, inclusief natuurlijke overstromingen op voorwaarde dat die een niet te sterk eutrofiërend effect hebben.

Branden werd vroeger regulier toegepast op heischrale graslanden (habitatype 6230). Mogelijk kan deze maatregel zeer lokaal overwogen worden, maar de meeste van onze heischrale graslanden zijn bijzonder klein waardoor de toepassing ervan niet wenselijk is, ook omwille van de negatieve effecten op fauna (prioriteit 3).

Heischrale graslanden (habitatype 6230) en bepaalde blauwgraslanden (habitatsubtypen 6410_ve en 6410_mo) op matig zure bodem zijn bijzonder gevoelig voor verdere verzuring en ammoniumtoxiciteit door atmosferische stikstofdepositie. Het toevoegen van basische stoffen (bekalken) kan overwogen worden (prioriteit 3), maar moet meestal vooraf gegaan worden door plaggen of chopperen om vermesting door mineralisatie van organisch materiaal te voorkomen.

Tabel 10 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van graslanden, met een prioritering voor elk habitatype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	6110	6120	6210	6210_hk	6210_sk	6230	6230_hn	6230_hmo	6230_hnk	6230_ha	6410	6410_ve	6410_mo	6430	6430_bz	6510	6510_hu	6510_hus	6510_hua	6510_huk
Plaggen en chopperen	1	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3					3
Maaien		1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	3
Begrazen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	2	2	3	3	3	3	1
Branden						3	3	3	3	3										
Strooisel verwijderen																				
Opslag verwijderen	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	3	3	3	3	2
Toevoegen basische stoffen						3	3	3	3	3	3	3	3							
Baggeren																				
Vegetatie ruimen																				
Vrijzetten oevers																				
Uitvenen																				
Manipulatie voedselketen																				
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag			1		1									1	1					
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag																				
Verminderde oogst houtige biomassa																				
Tijdelijke drooglegging																				
Herstel dynamiek wind																				
Herstel functionele verbindingen		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Aanleg van een scherm			2	2	2	2	2	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Herstel WHH: structureel herstel						/	/			/	/	/				1	1	1	1	
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit						/	/			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit						/	/			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking						/	/			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage						/	/			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag						/	/			/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	

In vele gevallen ligt een verstoorde waterhuishouding aan de basis van verzuring en vermesting van waterafhankelijke graslandhabitat en is een herstel of optimalisatie van de waterhuishouding dus essentieel (prioriteit 1). Bepaalde graslandhabitats, met name blauwgraslanden (6410) en de natte vormen van heischraal grasland (6230_hmo) stellen bijzonder hoge eisen en kunnen enkel goed tot ontwikkeling komen bij een specifieke amplitude en chemische samenstelling van het grondwater, die ervoor zorgt dat fosfor wordt vastgelegd en tegelijk voldoende buffering tegen verzuring optreedt (Roelofs 1993; Lamers et al. 1997). Onderhoud van het historische greppelpatroon kan nodig zijn om oppervlakkige drainage te behouden en zo interne eutrofiëring, die het resultaat kan zijn van stikstofdepositie, en verzuring te voorkomen (Smolders et al. 2010). Structureel herstel van de waterhuishouding van beek- en riviervalleien, met bijhorende natuurlijke overstromingen, is een prioritaire maatregel (prioriteit 1) voor mesofiele stroomdalgraslanden (6510 uitgezonderd subtype 6510_huk). Tegelijk houdt

deze maatregel een risico in, omdat de nutriëntenlast van het slib dat tijdens overstromingen wordt afgezet, zo groot is dat het behoud van soortenrijke graslanden erdoor in het gedrang komt (De Becker & De Bie 2013).

Voor het herstel van graslandhabitat zijn functionele verbindingen belangrijk (prioriteit 2). Landschappelijke isolatie kan het herstel van soortenrijk grasland afremmen, ook al is de milieukwaliteit verbeterd (Clark & Tilman 2010).

Een scherm van houtige soorten, bij voorbeeld een houtkant, kan lokaal de depositie verlagen, of het instromen en inwaaien van nutriënten voorkomen. Deze positieve effecten moeten echter afgewogen worden tegen de mogelijke nadelen, bij voorbeeld de toename van beschaduwing en bladval.

3.11 Venen

In venen (die steeds waterafhankelijk zijn), krijgen hydrologische herstelmaatregelen steeds de hoogste prioriteit (Tabel 11). De hoogte, schommeling en samenstelling van de grondwatertafel regelen in deze habitats de beschikbaarheid van stikstof en andere nutriënten. Actieve veenvorming kan enkel plaatsvinden in een permanent nat milieu. In veenbodems leidt een daling van de grondwatertafel bovendien tot het vrijstellen van extra nutriënten. Deze nutriënten kunnen op hun beurt verzuring activeren, door een sterke toename van zuurvormende veenmossen (Kooijman 1993; Kooijman & Kanne 1993; Kooijman & Bakker 1994; 1995; Kooijman & Paulissen, 2006). Bij het herstel van deze verzuurde venen is het herstel van de waterhuishouding prioritair. In de lijn hiermee krijgen maatregelen van regionale of bovenlokale schaal voorrang op lokale. Met het toevoegen van basische stoffen om de versnelde verzurende nevenwerking te neutraliseren dient men zeer voorzichtig om te springen. De kationen kunnen mineralisatie bevorderen en hierdoor juist de beschikbaarheid van N onder de vorm van ammonium verhogen (van Diggelen et al. 2015).

Tabel 11 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van venen, met een prioritering voor elk habitatype of -subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	7110	7140	7140_oli	7140_mes	7140_base	7140_mrd	7140_cl	7150	7210	7220	7230
Plaggen en chopperen		3	3	3	3	3	3	2	3		3
Maaïen		2	2	2	2	2	2	2	2		2
Begrazen											
Branden											
Strooisel verwijderen											
Opslag verwijderen	2	2	2	2	2	2	2	2	2		2
Toevoegen basische stoffen								3			
Baggeren											
Vegetatie ruimen											
Vrijzetten oevers		2	2	2	2	2	2	2	2		2
Uitvenen		3	3	3	3	3	3	3	3		3
Manipulatie voedselketen											
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag											
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag											
Verminderde oogst houtige biomassa											
Tijdelijke drooglegging											
Herstel dynamiek wind											
Herstel functionele verbindingen	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Aanleg van een scherm		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Herstel WHH: structureel herstel	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Het verwijderen van de bovenste (verdroogde) toplaag kan een geschikte maatregel zijn, op voorwaarde dat er geen verzuring en/of (interne) eutrofiëring optreedt door stagnerend regenwater of oxidatie van de (sulfiderijke) veenlaag die aan de oppervlakte is gekomen. (Beltman et al. 1996) (prioriteit 3).

Toevoer van nutriënten stimuleert ook successie naar meer productieve vegetaties, wat kan leiden tot habitatverlies. Hetzelfde geldt voor frequente overstroming, die vestiging van riet- en grote zeggenvegetaties stimuleert. Opslag verwijderen zowel in het eigenlijke veen als op oevers (ingeval van verlandingsvegetaties) en maaien zijn beheertechnieken die in de meeste venen toepasbaar zijn om de versnelde successie af te remmen. Dit geldt ook voor snavelbiesvegetaties op plagplekken (bijv. gemaaide brandgangen in het Groot Schietveld) (prioriteit 2). Grootschalig maaien dient echter vermeden te worden omdat een uniforme habitatstructuur nadelig is voor fauna. Maaien in venen vereist aangepast materieel om beschadiging van de bodem te vermijden.

De aanleg van een schermbos kan effectief zijn om een bepaald aandeel van de atmosferische stikstof op te vangen, maar het kan ook een negatieve impact hebben door beschaduwning, bladval en vermindering van de lokale grondwateraanvoer (hogere verdamping) (prioriteit 3).

Kalktufbronnen (habitattype 7220) zijn volledig afhankelijk van specifieke hydrologische condities en zijn gevoelig voor aanrijking van het grondwater met nitraat en sulfaat, waardoor de karakteristieke fauna en flora bedreigd worden (Smolders et al. 2014). Kalktufbronnen met de karakteristieke vorming van kalktuf (travertijn) komen in Vlaanderen niet voor in open terrein, wel onder bos. Open kwelzones met kalktuf en/of typische soorten kunnen wel onderdeel uitmaken van een groter alkalisch veengebied (habitattype 7230) en de herstelmaatregelen voor dit type zijn hier dan ook van toepassing. Voor kalktufbronnen onder bos zijn behalve hydrologisch herstel geen generieke herstelmaatregelen naar voor te schuiven. In het buitenland worden kalktufbronnen vaak opengemaakt door het verwijderen van bomen en struiken. In de Vlaamse kalktufbronnen die vrijwel steeds met nitraat belast zijn, kan openkappen verzuivering in de hand werken (Smolders et al. 2014). Dergelijke maatregel kan dus enkel toegepast worden indien de grondwaterkwaliteit voldoende hoog is.

3.12 Bossen

Bossen op matig zure leembodem die niet door grondwater wordt gebufferd (leemplateau's en -hellingen met habitattypen 9130 en 9160) zijn bijzonder gevoelig voor verzuring. Zo is in Meerdaalwoud is een forse verzuring vastgesteld van habitat 9160, die samen met verdonkering een verschuiving in de vegetatie heeft veroorzaakt naar meer zuur- en schaduwtolerante soorten (Baeten et al. 2009). De verzuring in deze bossen nadert de grenswaarde van het aluminiumbufferbereik die zich rond pH-water 4,5 situeert. Bij verdere verzuring treden toxiciteiten op en verdwijnt een aanzienlijk deel van de kenmerkende biodiversiteit, zoals de voorjaarsflora, maar ook veeleisende boomsoorten zoals grauwe abeel, es, linde, gewone esdoorn of haagbeuk kunnen in de problemen komen. Ook de mycoflora en de bodemfauna worden aangetast en met name diepgravende (anekische) regenwormen verdwijnen als gevolg van toxiciteiten, met strooiselaccumulatie tot gevolg (Kuyper et al. 2011).

Ook bossen op van nature reeds zure bodem zijn gevoelig voor verzurende effecten van stikstofdepositie. In boshabitat 9190 op zandbodem leidt de overmaat aan stikstof en het gebrek aan mineralen tot vitaliteitsproblemen bij eiken (Lucassen et al. 2014). Gelijkaardige effecten zijn te verwachten in habitattype 9110, dat voornoemd habitattype vervangt in de subcontinentale regio (Voeren).

Maatregelen tegen vermessing en verzuring zijn in verzuringsgevoelige bossen moeilijk met elkaar te verzoenen. Een intensiever beheer, bij voorbeeld een hakhout- of middelhoutbeheer, of het verwijderen van strooisel kan extra stikstof exporteren. Maar daar staat tegenover dat deze maatregelen naar verhouding meer Ca, K, Mg en P exporteren en dus verzuring en verarming in de hand werken. Door verhoogde turbulentie ten gevolge van een onregelmatig kronendak kan ook net verhoogde depositie ontstaan, die het directe exporteffect van de kapping teniet doet. Bovendien kan deze verhoogde biomassa-oogst aanleiding kunnen geven tot verlies van habitat van gespecialiseerde biodiversiteit (zie bij voorbeeld Kappes et al. 2007). Gezien de impact van verzuring, menen wij dat maatregelen tegen verzuring in deze bossen in de regel van groter belang zijn dan en dus voorrang krijgen op maatregelen tegen vermessing. Dit betekent niet dat dit overal zo is: lokaal kunnen maatregelen tegen vermessing aangewezen zijn om specifieke biodiversiteit te behouden.

Het toevoegen van basische stoffen tegen verzuring heeft in bossen vaak ongewenste neveneffecten, zoals verhoogde mineralisatie (De Schrijver et al. 2011b) en verschuivingen in mycorrhizagemeenschappen (Kjøller & Clemmensen 2008). De maatregel wordt meestal slechts lokaal toegepast (prioriteit 3) (tabel 12). Mogelijk zijn die effecten minder groot bij toediening van steenmeel dan bij een klassieke bekalking, maar deze maatregel zit nog in de experimentele fase (van den Berg & Weijters 2017).

Tabel 12 Maatregelen die in aanmerking komen voor het PAS herstelbeheer van bossen, met een prioritering voor elk habitatype of –subtype van deze groep (zie tabel 2).

MAATREGEL	9110	9120	9130	9130_end	9130_fm	9150	9160	9190	91E0	91E0_vo	91E0_vn	91E0_vn	91E0_va	91E0_vc	91E0_vf	91F0
Plaggen en choppen																
Maaien						2										
Begrazen						2		2								
Branden																
Strooisel verwijderen						1		3								
Opslag verwijderen																
Toevoegen basische stoffen			3	3	3		3									
Baggeren																
Vegetatie ruimen																
Vrijzetten oevers																
Uitvenen																
Manipulatie voedselketen			3	3	3		3									
Ingrijpen structuur boom- en struiklaag	1	1	3	3	3	1	2	2	3				3		3	2
Ingrijpen soorten boom- en struiklaag	2	2	2	2	2	2	1	1	2				2	2	2	2
Verminderde oogst houtige biomassa	1	1	1	1	1		1	1	2	2	2	2	2	2	2	1
Tijdelijke drooglegging																
Herstel dynamiek wind																
Herstel functionele verbindingen	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Aanleg van een scherm	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Herstel WHH: structureel herstel		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	3		3	2
Herstel WHH: oppervlaktewaterkwaliteit		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: grondwaterwaterkwaliteit		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: afbouw grote GW onttrekking		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: optimaliseren lokale drainage		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Herstel WHH: verhogen infiltratie neerslag		/	/	/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

De hoogste prioriteit in de meeste boshabitats krijgen de maatregelen ‘verminderde oogst van houtige biomassa’ en ‘aanleggen van een scherm’.

De maatregel ‘verminderde oogst van houtige biomassa’ krijgt prioriteit 1 in boshabitat dat gevoelig is voor verzuring (habitattypes 9110, 9120, 9130, 9160, 9190, 91F0) (Tabel 12). Bossen zijn natuurlijke vegetaties met hoge voorraden nutriënten, waaronder stikstof, in de boven- en ondergrondse biomassa, de strooisellaag en de bodem. Door hout te oogsten wordt stikstof verwijderd, maar worden relatief nog meer Ca, Mg en K afgevoerd, die door verzurende depositie net schaars geworden zijn. Hierdoor kan intensieve houtoogst onevenwichten in de nutriëntenvoorziening verder uitdiepen, terwijl minder oogsten verzuring kan afremmen (De Keersmaecker et al. 2017). Voor de overige types boshabitat, die minder gevoelig zijn voor verarming door houtoogst, is ‘verminderde oogst van houtige biomassa’ een bijkomende maatregel (prioriteit 2). Voor de kalkminnende beukenbossen (9150) speelt het nutriënteneffect niet, en is verminderde biomassa-oogst geen mitigerende maatregel. In boshabitats is een ruim aanbod aan dood hout steeds van belang voor het behoud van gespecialiseerde soorten, die naar schatting 20% tot 50% van de totale biodiversiteit van bossen uitmaakt (Jagers op Akkerhuis et al. 2007).

Stikstofdepositie heeft een effect op de chemische samenstelling van dood hout, waardoor het afbraakproces beïnvloed kan worden en het aanbod dood hout sneller kan afnemen (Bebber et al. 2011).

Bosranden vangen aanzienlijk meer vervuilde depositie dan het centrum van bossen. Bij scherpe bosranden kan deze depositie tot viermaal groter zijn en het effect blijkt significant over een breedte tot vijfmaal de boomhoogte (De Schrijver et al. 2007). In het sterk versnipperd boslandschap in Vlaanderen zorgt ervoor dat deze randwerking zeer belangrijk is. Wanneer we een breedte van 50 m hanteren beslaan bosrandeffecten meer dan de helft van de totale bosoppervlakte in Vlaanderen (De Schrijver et al. 2007). Door lokaal aan de buitenzijde een voldoende dicht en breed (enkele tientallen meter) schermbos aan te planten, kan een belangrijk deel van deze depositie worden weggevangen, waardoor de depositiedruk in de eigenlijke boshabitats daalt. Waar de ruimte ontbreekt voor een dergelijke brede buffer, kan ook de aanleg van een geleidelijke bosrand aangrenzend aan de bestaande bosrand, reeds enig mitigerend effect hebben. Volgens Wuyls et al (2008) kan dit de verhoogde depositie in de bosrand met tweederde verminderen.

Deze maatregel krijgt de hoogste prioriteit in boshabitat op droge bodem, waar de depositiedruk het grootst is en de bossen minder structuurrijk zijn, zodat randeffecten verder doorwerken.

In boshabitat dat altijd of in vele gevallen grondwaterafhankelijk is, krijgen hydrologische herstelmaatregelen steeds de hoogste prioriteit (Tabel 12). De hoogte, schommeling en samenstelling van de grondwatertafel regelen in deze habitats de beschikbaarheid van stikstof en andere nutriënten (zie bij voorbeeld Eickenscheidt et al. 2014).

Het vermestende effect van stikstofdepositie uit zich in bossen door een versnelde successie en een toename van climaxsoorten, zoals bepaalde grassen en varens, ten koste van lichtminnende soorten met een pionierkarakter (Cunha et al. 2002). Twee boshabitats (9150 en 9190) hebben een hoog aandeel van lichtminnende soorten met een pionierkarakter en vereisen daarom een specifieke herstelstrategie. Het orchideeënrijke kalkminnende beukenbos (H9150) kan in Vlaanderen enkel in stand gehouden worden door een intensief beheer, dat ingrijpt op de structuur (prioriteit 1) en de soortensamenstelling (prioriteit 2) van de boom- en struiklagen, om voldoende licht op de bosbodem toe te laten. 'Strooisel verwijderen' (prioriteit 1) maakt de kalkrijke bodem vrij en zorgt voor een geschikt kiembed voor de typische orchideeënsoorten. 'Maaien' en 'begrazen' (prioriteit 2) zijn geschikte maatregelen om het open lichtrijke karakter te behouden (Vandekerckhove et al. 2015). Ook in de zuurminnende eikenbossen (habitattypen 9190) kan de maatregel 'strooisel verwijderen' lokaal toegepast worden om bepaalde habitattypische soorten en kensoorten (pioniersoorten) te begunstigen, maar het risico op verdere verzuring is in deze boshabitat groot (prioriteit 3) (Zang & Rothe, 2013). Om de successie in habitattypen 9190 te vertragen is in de meeste gevallen begrazing als maatregel geschikter (prioriteit 2), omdat hierdoor minder basen worden afgevoerd dan door strooisel te verwijderen. In andere boshabitats is bosbegrazing risicovol in functie van behoud en ontwikkeling van de habitat en bijhorende kensoorten, en is daarom niet weerhouden als mitigerende maatregel.

De maatregelen 'ingrijpen in de structuur van de boom- en struiklaag' en 'ingrijpen in de samenstelling van de boom- en struiklaag' kunnen in de praktijk samenvallen, maar de eerste maatregel heeft vooral tot doel de bosstructuur te wijzigen, terwijl laatste maatregel de soortensamenstelling van de houtige vegetatie tracht bij te stellen. Een specifiek kapbeheer dat ingrijpt in de soortensamenstelling van de boom- en struiklaag, zoals bij voorbeeld een middelhoutbeheer met overstaanders van lichtboomsoorten (eiken, essen, abelen), krijgt de hoogste prioriteit (1) in eiken- en eikenhaagbeukenbossen (habitattypen 9190 en 9160), omdat deze maatregel goed kan samen sporen met maatregelen om kenmerkende lichtminnende soorten te behouden. Dergelijk beheer richt zich bij voorkeur op bosranden of percelen waar de bosstructuur en de typische soorten nog aanwezig zijn. In oudere bosbestanden die een extensief beheer of nulbeheer hebben gekend is deze optie te vermijden omdat zich hier ondertussen een waardevolle fauna en flora heeft ontwikkeld die aan dit beheer gebonden is. Vooral in boshabitat op arme bodem (9190 en 9120) omvat deze maatregel ook het exotenbeheer (prioriteit 2).

In bossen op leemhoudende bodem (habitattypen 9130 en 9160,) kan het geleidelijk vervangen van boomsoorten met een moeilijk afbreekbaar strooisel door soorten met een milder bladstrooisel helpen om verzuring af te remmen (prioriteit 2) (De Schrijver et al. 2011a; De Schrijver et al. 2011b). In combinatie hiermee kan kleinschalig of op experimentele basis bekakt worden (bij voorkeur in de plantput, zie Hommel et al. 2007) of kunnen diepgravende regenwormen geïntroduceerd worden om de biogeochemisch cycli van verzuurde bossen te herstellen (prioriteit 3) (Muys et al. 2002, Hommel et al. 2007, Blanchart & Capowiez 2014, Jouquet et al. 2014). In bossen op zure zandbodem (9190) is het palet boomsoorten veel beperkter en hebben de typische soorten (eiken,

beuken, dennen) een moeilijk afbreekbaar strooisel. Lokaal kunnen berken en ratelpopulier wel voor een verbetering van de strooiselafbraak zorgen.

In zeer natte bossen, met name broekbossen en bronbossen (91E0_vo, 91E0_vm, 91E0_vn, 91E0_vc) is kappen minder aangewezen omwille van de grote risico's op bodembeschadiging en structuurverarming. Dit kan de vestiging van ruderaal soorten en exoten in de hand werken (Vacchiano et al. 2016). De structuur van deze natte bossen kan duurzamer beïnvloed worden door de maatregelen die begrepen zijn onder 'hydrologisch herstel' (prioriteit 1) (Maziotta et al. 2016).

Referenties

- Adriaenssens S., Hansen K., Staelens J., Wuyts K., De Schrijver A., Baeten L., Boeckx P., Samson R. & Verheyen K. (2012). Throughfall deposition and canopy exchange processes along a vertical gradient within the canopy of beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). *Science of the Total Environment* 420, 168-182.
- Aerts R. & Bobbink R. (1999) The impact of atmospheric N deposition on vegetation processes in terrestrial, non-forest ecosystems. In: Langan S.J. (ed.) *The Impact of Nitrogen Deposition on Natural and Semi-Natural Ecosystems*. Springer Science, Dordrecht, NL, pp. 85-122
- Aerts R. & Heil G.W. (1993) Chapter 8: Perspectives for heathland. In: Aerts R. & Heil G.W. (Eds.) *Heathlands. Patterns and processes in a changing environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 201-218.
- ANB (2015) Passende beoordeling. Praktische wegwijzer effectgroepen voor het habitatspoor. Effectgroep 3 eutrofiëring subgroep 3.1 via lucht. Vastleggen huidige werkwijze in afwachting van de ontwikkeling van PAS: overgangsfase, versie 2, 24/02/2015. https://natura2000-prd-477218783059.s3-eu-west-1.amazonaws.com/s3fs-public/31/20150224_praktische_wegwijzer_pb_effectgroep_3_1_eutrofiëring_lucht_overgang_versie2_def.pdf
- Andersson M.E. (1988) Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants: A literature review. *Water Air Soil Pollut.* 39, 439–462.
- Angeler D.G., Chow-Fraser P., Hanson M.A., Sánchez-Carillo S. & Zimmer K.D. (2003) Biomanipulation: a useful tool for freshwater wetland mitigation? *Freshwater Biology* 48: 2203–2213.
- Arens S.M., Mulder J.P.M., Slings Q.L., Geelen L.H.W.T. & Damsma P. (2013) Dynamic dune management, integrating objectives of naturedevelopment and coastal safety: Examples from the Netherlands. *Geomorphology* 199: 205-2013.
- Arnolds E. (1991) Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric. Ecosys. Environ.* 35: 209-244.
- Arthaud F., Vallod D., Robin J., Wezel A. & Bornette G. (2013) Short-term succession of aquatic plant species richness along ecosystem productivity and dispersal gradients in shallow lakes. *Journal of Vegetation Science* 24: 148–156.
- Arts G.H.P., Brouwer E. & Smits N.A.C. (2015) Herstelstrategie H3130: Zwakgebufferde vennen. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D. & Beije H.M. (red.) (2014) *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats*. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland.
- Auclerc A., Nahmani J., Aran D., Baldy V., Callot H., Gers C., Iorio E., Lapied E., Lassauce A., Pasquet A., Spelda J., Rossi J.-P. & Guérol F.o. (2012) Changes in soil macroinvertebrate communities following liming of acidified forested catchments in the Vosges Mountains (North-eastern France). *Ecol. Eng.* 42: 260–269
- Baeten L., Bauwens B., De Schrijver A., De Keersmaecker L., Van Calster H., Vandekerckhove K., Roelandt B., Beeckman H. & Verheyen K. (2009) Herb layer changes (1954-2000) related to the conversion of coppice-with-standards forest and soil acidification. *Applied Vegetation Science* 12: 187–197
- Bakker J.P. (1984) Effecten van begrazing op de vegetatie van de Oosterkwelder op Schiermonnikoog. *De Levende Natuur* 85(2): 41-46.
- Bakker J.P., Wolters M., Smith M., de Vries S. & de Vries Y. (2007) Vestiging van binnendijkse brakwater vegetatie langs de Groninger kust. *De Levende natuur* 108: 170-175
- Bartlett M.S., Brown L.C., Hanes N.B. & Nickerson N.H. (1979) Denitrification in freshwater wetland soil. *Journal of Environmental Quality* 8: 460-464

- Bauhus J. & Bartsch N. (1995) Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps - I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry. *Plant and Soil* 168-169; 579-584
- Bebber D.P., Watkinson S.C., Boddy L. & Darrah P.R. (2011) Simulated nitrogen deposition affects wood decomposition by cord-forming fungi. *Oecologia* 167: 1177–1184
- Bellemakers M.J.S. & van Dam H. (1992) Improvement of breeding success of the moorfrog (*Rana arvalis*) by liming of acid moorland pools and the consequences of liming for water chemistry and diatoms. *Environmental Pollution* 78: 165-171.
- Beltman B., Van den Broek T., Bloemen S. & Witsel C. (1996) Effects of restoration measures on nutrient availability in a formerly nutrient-poor floating fen after acidification and eutrophication. *Biological Conservation* 78(3):271-277.
- Berendse F. (2017) Grenzen natuurherstel in zicht. Externe review OBN-onderzoek droog zandlandschap. *Landschap* 2017/2: 98-100
- Blanchart E. & Capowiez Y. (2014) Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 73: 34-40.
- Bobbink R., Bal D., Smits N.A.C. & Smolders A.J.P. (2014) Intermezzo I: Biogeochemische mechanismen in natte ecosystemen. In: Smits N.A.C. & Bal D. (Eds.) *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats*. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel I. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland.
- Bobbink R., Bergsma H.L.T., den Ouden J. & Weijters M.J. (2017) Na het zuur geen zoet? Bodemverzuring in droog zandlandschap een blijvend probleem. *Landschap* 2017/2: 61-69
- Bobbink R., Weijters M., Roelofs J. (2016) N-depositie en biodiversiteit: een gePASseerd station? http://www.necov.org/symposia/2016NecoVPAS2_Bobbink.pdf
- Bobbink R., Weijters M., Nijssen M., Vogels J., Haveman R. & Kuiters L. (2009) Branden als EGM maatregel. Rapport DK nr. 2009/dk117-O.
- Bobbink R. & Willems J.H. (1987) Increasing Dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in Chalk Grasslands: A Threat to a Species-rich Ecosystem. *Biological Conservation* 40: 301-314
- Bokdam J. & Gleichman M. (2000) Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37: 415-431
- Bowden W.B. (1987) The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry* 4: 313–348
- Bright P., Morris P. & Mitchell-Jones T. (2006) *The dormouse conservation handbook (second edition)* – English Nature, Peterborough, UK.
- Brouwer E. & Lucassen E. (2013) Behoud van variatie in vennen met behulp van biogeochemische inzichten. *De Levende Natuur* 114: 146-151.
- Brouwer E., van Kleef H., van Dam H., Loermans J., Arts G. & Belgers D. (2009) Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O
- Brouwer E., van Kleef H., van Dam H., Roelofs J.G.M. (2016) Sleutelfactoren herstel vennen in een veranderende omgeving. *Landschap* 2016/2: 93-97
- Burny J. (1999) Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse kempen (1910-1950): tweehonderd gesprekken samengevat. *Natuurhistorisch Genootschap Limburg, Maastricht*.
- Clair T.A. & Hindar A. (2005) Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: A review of recent results. *Environmental Reviews* 13: 91–128

- Clark C.M. & Tilman D. (2010) Recovery of plant diversity following N cessation: effects of recruitment, litter, and elevated N cycling, *Ecology* 91(12): 3620-3630
- Cooke G.D., Welch E.B., Peterson S.A. & Nichols S.A. (2005) Management of lakes and reservoirs. CRC Press, Boca Raton.
- Cools N., Wils C., Hens M., Hoffmann M., Deutsch F., Lefebvre W., Overloop S., Vancraeynest L. & Van Vynckt I. (2015) Atmosferische stikstofdepositie en Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen in Vlaanderen. Verkennende gewestelijke ruimtelijke analyse van de ecologische impact, van sectorbijdragen en van de bijdrage van individuele emissiebronnen. INBO.R.2015.6897993. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Coops H., van Nes E.H., van den Berg M.S., Butijn G.D. (2002) Promoting low-canopy macrophytes to compromise conservation and recreational navigation in a shallow lake. *Aquatic Ecology* 36: 483-492
- Corbit M., Marks P.L., Gardescu S. (1999) Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. *Journal of Ecology* 87, 220-232
- Cosyns H., De Keersmaeker L., Verstraeten A., Roskams P. & Cools N. (2015). Verfijnen van een algemeen afwegingskader voor biomassa-oogst in Vlaamse bossen tot een werkbaar terreininstrument. Begeleidend document: Methodiek en onderbouwing. Rapport in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos en INVERDE (KOBÉ-project). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.6913826). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Cosyns H. & Vandekerckhove K. (2015) Bosbeheerpakketten: een nieuw hulpmiddel voor beheerkeuzes en –planning in bossen. *Bosrevue* 51: 1-5.
- Cunha A., Power S.A., Ashmore M.R., Green P.R.S., Haworth B.J. & Bobbink R. (2002) Whole Ecosystem Nitrogen Manipulation: An Updated Review. JNCC Report 331
- De Beer D. (2017). De heropstanding van *Hamatocaulis vernicosus* in de Antwerpse Kempen. *Dumortiera* 110, P. 19-21
- De Becker P. & Adriaens D. (2015) Inventaris van kennis(hiaten) eco-hydrologie en PAS-relevante hydrologische herstelmaatregelen voor de Vlaamse SBZH-deelgebieden. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2015.10782663
- De Becker P. & De Bie E. (2013) Verzamelen van basiskennis en ontwikkeling van een beoordelings- of afwegingskader voor de ecologische effectanalyse van overstromingen : eindrapport juni 2013. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2013.6.
- Declerck K. (2007) (red.). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen | Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussels.
- De Graaf M.C.C., Bobbink R., Roelofs J.G.M. & Verbeek P.J.M. (1998) Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196
- de Graaf M., Verbeek P., Robat S., Bobbink R., Roelofs J., de Goeij S. & Scherpenisse M. (2004) Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden . Rapport Expertise Centrum-LNV nr. 2004/288-O.
- De Keersmaeker L., Cosyns H, Thomaes A & Vandekerckhove K (2017) Kan houtoogst stikstofdepositie mitigeren? *Landschap* 34: 5-13.
- De Keersmaeker L., Vandekerckhove K., Verstraeten A., Baeten L., Verschelde P., Thomaes A., Hermy M. & Verheyen K. (2011) Clear-felling effects on colonization rates of shade-tolerant forest herbs into a post-agricultural forest adjacent to ancient forest. *Applied Vegetation Science* 14: 75–83
- De Keersmaeker L., Thomaes A. & Vandekerckhove K. (2016) - PAS herstelbeheer in bossen: is dood hout een bron van vermessing of een buffer tegen verzuring?
http://www.necov.org/symposia/2016NecoVPAS5_DeKeersmaeker.pdf

- Dekeukelaire D., Janssen R., Verstraeten G. & Boers K. (2015) Hoe omgaan met vleermuizen bij bestrijding van Amerikaanse eiken? Een case-study in de Nietelbroeken. *Natuur.focus* 14: 33
- De Schrijver A, Devlaeminck R, Mertens J, Wuyts K, Hermy M, Verheyen K (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., Janssens I., Staelens J. & Wuyts K. (2011a) Koolstof- en nutriëntenkringlopen In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*. Leuven. Acco: 167-175
- De Schrijver A., Mertens J., Geudens G., Staelens J., Campforts E., Luyssaert S., De Temmerman L., De Keersmaeker L., De Neve S. & Verheyen K. (2006) Acidification of forested podzols in north Belgium during the period 1950-2000. *Science of the Total Environment* 361: 189-195
- De Schrijver A., Nachtergale L., Roskams P., De Keersmaeker L., Mussche S. & Lust N. (1998) Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican Pine stand in northern Belgium. *Environmental Pollution* 102, 427-431
- De Schrijver A., Nachtergale L., Staelens J., Luyssaert S., De Keersmaeker L. & Lust N. (2004) Comparison of throughfall and soil solution chemistry between a high-density Corsican pine stand and a naturally regenerated silver birch stand. *Environmental Pollution* 131, 93-105
- De Schrijver A., Staelens J., Wuyts K., Van Hoydonck G., Janssen N., Mertens J., Gielis L., Geudens G., Augusto L., & Verheyen K. (2008) Effect of vegetation type on throughfall deposition and seepage flux. *Environmental Pollution* 153: 295-303
- De Schrijver A., Van Hoydonck G., Nachtergale L., De Keersmaeker L., Mussche S. & Lust N. (2000) Comparison of Nitrate Leaching under Silver Birch (*Betula Pendula*) and Corsican Pine (*Pinus Nigra ssp. Laricio*) in Flanders (Belgium). *Water, Air, and Soil Pollution* 122 (1-2): 77-91
- De Schrijver A., Wuyts K., Van Nevel L. & Mohren F. (2011b) Nutriëntenbeheer In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*. Leuven. Acco: 403-415.
- De Vries B.W.L., Jansen E., Van Dobben H.F. & Kuyper Th.W. (1995) Partial restoration of fungal and plant species diversity by removal of litter and humus layers in stands of Scots pine in the Netherlands. *Biodiversity & Conservation* 4 (2): 156-164
- Dorland E., van den Berg L., Brouwer E., Roelofs J.G.M. & Bobbink R. (2005). Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorlandpools. *Restoration Ecology* 13: 302-311.
- Dorland E., van den Berg L.J.L., van den Berg A.J., Vermeer M.L., Bobbink R. & Roelofs J.G.M. (2004) The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267-277
- Durand P., Breuer L. & Johnes P.E. (2011) Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: Sutton MA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B (eds), *The European nitrogen assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 126-146.
- Duvigneaud J. (1986) La gestion écologique et traditionnelle de nos étangs. Pour la coexistence des deux écosystèmes 'étangs' et 'étangs mis en assec'. *Naturalistes belges* 67: 65-94
- Eickenscheidt T., Heinichen J., Augustin J., Freibauer A. & Drösler M. (2014) Nitrogen mineralization and gaseous nitrogen losses from waterlogged and drained organic soils in a black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest. *Biogeosciences* 11: 2961-2976.
- Endels P., Adriaens D., Verheyen K. & Hermy M. (2004) Population structure and adult plant performance of forest herbs in three contrasting habitats. *Ecography* 27: 225-241
- Engardt M., Simpson D., Schwikowski M. & Granat L. (2017) Deposition of sulphur and nitrogen in Europe 1900-2050. Model calculations and comparison to historical observations. *Journal Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 69 (1)

Erismann J.W., Dammers E., Van Damme M., Soudzilovskaia N. & Schaap M. (2015) Trends in EU Nitrogen Deposition and Impacts on Ecosystems. An overview of the achievements and the current state of knowledge on reactive nitrogen in Europe, focusing on deposition, critical load exceedances, and modeled and measured trends. *EM: Air and Waste Management Association's Magazine for Environmental Managers* 65: 31-35

Falkengren-Grerup U. & Eriksson H. (1990) Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of Southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 38: 37-53

Forman R.T.T. & Baudry J. (1984) Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental management* 8: 495-510

Fрати L., Santoni S., Nicolardi V., Gaggi C., Brunialti G., Guttová A., Gaudino S., Pati A., Pirintsos S.A. & Loppi S. (2007) Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. *Environmental Pollution* 146: 311-316

Graveland J., van der Wal R., van Balen J.H. & van Noordwijk A.J. (1994) Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448

Gruwez, R., A. van den Broeck & Verheyen K. (2010) studie voor de opmaak van een soortbeschermingsplan voor Jeneverbes (*Juniperus communis* L.) in Vlaanderen. Universiteit Gent i.s.m. INBO (instituut voor natuur en bosonderzoek), 191 pp.

Gulati R.D. & van Donk E. (2002) Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia* 478: 73-106

Härdtle W., Von Oheimb G., Gerke A.K., Niemeyer M., Niemeyer T., Assmann T., Drees C., Matern A. & Meyer H. (2009) Shifts in N and P budgets of heathland ecosystems: Effects of management and atmospheric inputs. *Ecosystems* 12: 298-310

Hemond H.F. (1983) The Nitrogen Budget of Thoreau's Bog. *Ecology* 64: 99-109

Hens M. & Neiryck J. (2013) Kritische depositiewaarden voor stikstof voor duurzame instandhouding van Europese habitattypen in Vlaanderen, INBO, nota WBC, gebaseerd op van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D., van Hinsberg A. (2012) Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra rapport 2397. Alterra, WUR, Wageningen, Nederland

Hill B.H., Jicha T.M., Lehto L.L.P., Elonen C.M., Sebestyén S.D. & Kolka R.K. (2016) Comparisons of soil nitrogen mass balances for an ombrotrophic bog and a minerotrophic fen in northern Minnesota. *Science of the Total Environment* 550: 880-892

Hilt S., Gross E.M., Hupfer M., Morscheid H., Mählmann J., Melzer A., Poltz J., Sandrock S., Scharf E.-M., Schneider S. & van de Weyer K. (2006) Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica* 36: 155-171

Hoffmann M. (1993) Verspreiding, fyto-sociologie en ecologie van epifyten en epifytengemeenschappen in Oost- en West-Vlaanderen, PhD, Universiteit Gent

Hoffmann M. (1994) Korstmossen in Vlaanderen en hun relatie met luchtkwaliteit. *Leefmilieu* 17, 50-56

Hommel P.W.F.M., den Ouden J., Huiskes H.P.J., Ozinga W.A. & Smits N.A.C. (2015) Herstelstrategie H9120: Beuken-eikenbossen met hulst. In: Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D. & Beijer H.M. (red.) (2014) Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland.

Hommel P.W.F.M., de Waal R.W., Muys B., den Ouden J. & Spek T. (2007) Terug naar het lindewoud : strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV, Zeist.

Hommel P.W.F.M., Huiskes H.P.J., Haveman R. & de Waal R.W. (2010) Herstel van jeneverbesstruwelen, Resultaten OBN-onderzoek 2007 – 2010.

- Hoogenboom H. (2014) Aquatische ecologie. Functioneren en beheren van zoete en brakke aquatische ecosystemen. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Howe M.A., Knight G.T. & Clee C. (2010) The importance of coastal sand dunes for terrestrial invertebrates in Wales and the UK, with particular reference to aculeate Hymenoptera (bees, wasps & ants). *Journal of Coastal Conservation* 14: 91-102.
- Jacquemyn H., Brys R. & Hermy M. (2003) Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation* 111 (2003) 137–147
- Jansen A.J.M., Schaminée J.H.J., Bobbink R., Smits N.A.C. & Weersink H. (2014) Hoofdstuk 3. Herstelmaatregelen. In: Smits N.A.C. & Bal D. (Eds.) *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), Deel I. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland*
- Jeppesen E., Kronvang B., Olesen J.E., Audet J., Søndergaard M., Hoffmann C.C., Andersen H.E., Lauridsen T.L., Liboriussen L., Larsen S.E., Beklioglu M., Meerhoff M., Özen A. & Özkan K. (2011) Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia* 663: 1-21
- Jeppesen E., Søndergaard M., Lauridsen T.L., Davidson T.A., Liu Z., Mazzeo N., Trochine C., Özkan K., Jensen H.S., Trolle D., Starling F., Lazzaro X., Johansson L.S., Bjerring R., Liboriussen L., Larsen S.E., Landkildehus F., Egemose S. & Meerhoff M. (2012) Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: recent advances and future challenges. *Advances in Ecological Research* 47: 412-488
- Johnson C. Albrecht G., Ketterings Q., Beckman J. & Stockin K. (2005) Nitrogen Basics – The Nitrogen Cycle. Agronomy Fact Sheet series, Fact Sheet 2. Cornell University Cooperative Extension. <http://cnal.cals.cornell.edu/publications/FactSheets/CornellAgronomyFactSheets.html>
- Jones M.L.M., Sowerby A., Williams D.L. & Jones R.E. (2008) Factors controlling soil development in sand dunes: evidence from a coastal dune soil chronosequence. *Plant and Soil* 307: 219-234
- Jones L., Stevens C., Rowe E.C., Payne R., Caporn S.J.M., Evans C.D., Field C. & Dale S. (2017) Managing for nitrogen, the lesser of two evils. A response to Maes et al. 2017. *Biological Conservation* <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.002>
- Jørgensen S.E. (2006) Application of ecological engineering principles in lake management. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 11: 103–109
- Jouquet P., Blanchart E. & Capowiez Y. (2014) Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 73: 34–40
- Kappes H., Catalano C. & Topp W. (2007) Coarse woody debris ameliorates chemical and biotic soil parameters of acidified broad-leaved forests. *Applied Soil Ecology* 36: 190–198
- Kappes H. & Topp W. (2014) Responses of forest snail assemblages to soil acidity buffer system and liming. *Ecological Research* 29: 757–766
- Kint V., Cosyns H. & Vandekerckhove K. (2015). *Beheerpakketten: mogelijkheden voor implementatie bij bosbeheer en beheerplanning in Vlaanderen. KOBerapport van het Agentschap voor Natuur en Bos en Inverde*. 41 p.
- Kjøller R. & Clemmensen K.E. (2008) The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden. *Rapport 4 Skogsstyrelsens förlag 551 83 Jönköping, Sweden*.
- Kooijman A.M. (1993) On the ecological amplitude of four mire bryophytes; A reciprocal transplant experiment. *Lindbergia* 18(1): 19-24
- Kooijman A.M. & Bakker C. (1994) The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by simulated clean and polluted rain. *Aquatic Botany* 48(2):133-144

- Kooijman A.M., Bakker C. (1995) Species replacement in the bryophyte layer in mires - the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. *Journal of Ecology* 83(1): 1-8
- Kooijman A. M., Besse M., Haak R., Boxtel J.H., Esselink H., ten Haaf C., Nijssen M., van Til M & van Turnhout C. (2005) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen. "Eindrapport fase 2". Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Rapport DK nr. 2005/dk008-O, 158 p.
- Kooijman A.M. & de Haan M.W.A. (1995) Grazing as a measure against grass encroachment in Dutch dry dune grasslands: effects on vegetation and soil. *Journal of Coastal Conservation* 1: 127-134
- Kooijman A.M., Kanne D.M. (1993) Effects of water chemistry, nutrient supply and interspecific interactions on the replacement of *Sphagnum subnitens* by *S. fallax* in fens. *Journal of Bryology* 17(3): 431-438
- Kooijman A.M. & Paulissen M.P.C.P. (2006) Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science* 9(2): 205-212
- Kooijman A.M., van Til M., Noordijk E., Remke E. & Kalbitz K. (2016) Nitrogen deposition and grass encroachment in calcareous and acidic Grey dunes (H2130) in NW-Europe. *Biological Conservation*
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.009>
- Kros J., Gies T.J.A. & Voogd J.C.H. (2015) Effecten van landschapselementen op de ammoniakdepositie in Natura 2000-gebieden. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2689. 38 blz.
- Krupa S.V. (2003) Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution* 124: 179-221
- Kuiters L., La Haye M., Müskens G. & Van Kats R. (2010) Perspectieven voor een duurzame bescherming van de hamster in Nederland – Alterra rapport nr 2022, Wageningen.
- Kuyper T., Berg M. & Muys B. (2011) Voedselweb In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*. Leuven. Acco: 177-185
- Lamers L.P.M., de Graaf M.C.C., Bobbink R. & Roelofs J.G.M. (1997) Verzuring en eutrofiëring van blauwgraslanden. *De Levende Natuur* 98: 246-252
- Leake J., Donnelly D. & Boddy L. (2004). Interactions between ecto-mycorrhizal fungi and saprotrophic fungi. In: van der Heijden M. & Sanders I. (eds.) *Mycorrhizal Ecology*. Ecological Studies 157. Springer Verlag.
- Lefebvre W; & Deutsch F. (2017) Stikstofdepositie in Vlaanderen: de cijfers voor het beleid. In: Schoukens H. & Larmuseau I. (ed.) *De Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) Van een verstands- naar een gelukkig huwelijk tussen economie en natuur?* Vanden Broele, Brugge, pp. 17-27
- Lepori F. & Keck F. (2012) Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition on Remote Freshwater Ecosystems. *Ambio* 41: 235–246
- Limpens J. & Berendse F. (2003) Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high nitrogen deposition: the role of amino acid nitrogen concentration. *Oecologia* 135: 339–345
- Louette G., Van Wichelen J., Packet J., Warmoes T. & Denys L. (2008) Bepalen van het maximaal en het goed ecologisch potentieel, alsook de huidige toestand voor de zeventien Vlaamse (gewestelijke) waterlichamen die vergelijkbaar zijn met de categorie meren - tweede deel, partim Vinne. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2008 (50)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. (2005) Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil* 269: 109-115
- Lucassen E., van den Berg L., Aben R., Smolders F. Roelofs J. & Bobbink R. (2014) Bodemverzuring en achteruitgang zomereik. *Landschap* 4: 185-193

Ludwig F. (1996) The impact of an increased nitrogen deposition on mycorrhiza. Doctoral thesis, Utrecht University.

Maes D., Declerck K., De Keersmaecker L., Van Uytvanck J. & Louette G. (2017) Intensified habitat management to mitigate negative effects of nitrogen pollution can be detrimental for faunal diversity: a comment on Jones et al. (2017). *Biological Conservation* 212 (B): 493-494. 10.1016/j.biocon.2017.03.001

Mant R.C., Jones D.L., Reynolds B., Ormerod S.J. & Pullin A.S. (2013) A systematic review of the effectiveness of liming to mitigate impacts of river acidification on fish and macro-invertebrates. *Environmental Pollution* 179: 285-293

Maskell L.C., Smart S.M., Bullock J.M., Thompson K. & Stevens C.J. (2010) Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology* 16: 671-679

Mason C.F. & Macdonald S.M. (1986) *Otters, ecology and Conservation*, Cambridge University Press.

Mazziotta A., Heilmann-Clausen J., Bruun H.H., Fritz Ö., Aude E. & Tøttrup A.P. (2016) Restoring hydrology and old-growth structures in a former production forest: Modelling the long-term effects on biodiversity. *Forest Ecology and Management* 381: 125-133

McDonald A.W. & Lambrick C.R. (2006) *Apium repens* creeping marshwort. Species Recovery Programme 1995-2005. UK

Muys B., Beckers G., Nachtergale L., Lust N., Merckx R. & Granvald Ph. (2002) Medium-term evaluation of a forest soil restoration trial combining tree species change, fertilisation and earthworm introduction: The 7th international symposium on earthworm ecology – Cardiff, Wales. *Pedobiologia* 47: 772-783

Niemeyer M., Niemeyer T., Fottner S., Härdtle W. & Mohamed A. (2007) Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biological Conservation* 134: 344-353

Niemeyer T., Niemeyer M., Mohamed A., Fottner S. & Härdtle W. (2005) Impact of prescribed burning on the nutrient balance of heathlands with particular reference to nitrogen and phosphorus. *Applied Vegetation Science* 8: 183-192

Nijssen M. & Vogels J. (2016) - Identificatie van effecten van atmosferische N depositie op fauna in relatie tot mitigerende beheer. Presentatie op het NecoV symposium "PASsende maatregelen tegen stikstofeffecten" gehouden op 25&26 april 2016 in Antwerpen

Nishimura A. & Tsuyuzaki S. (2015) Plant responses to nitrogen fertilization differ between post-mined and original peatlands. *Folia Geobotanica* 50: 107-121

Oosterbaan A., Tonneijck A.E.G. & de Vries E.A. (2006) Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak. Wageningen, Alterra. <http://edepot.wur.nl/21074>

Otto-Bruc C. (2001) *Végétation des étangs de la Brenne (Indre) Influence des pratiques piscicoles à l'échelle des communautés végétales et sur une espèce d'intérêt Européen : Caldesia parnassifolia (L.) Parl.* Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.

Ozinga W.A., Arnolds E., Keizer P.J. & Kuyper T.W. (2013) Paddenstoelen in het natuurbeheer. OBN Preadvies paddenstoelen. Deel 2: mycoflora per natuurtype. Bosschap, Driebergen, 377p.

Paoli L., Pirtintos S.A., Kotzabasis K., Pisani T., Navakoudis E. & Loppi S. (2010) Effects of ammonia from livestock farming on lichen photosynthesis. *Environmental Pollution* 158: 2258-2265

Payne R.J., Dise N.B., Stevens C.J. & Gowing D.J. (2013) Impact of nitrogen deposition at the species level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110(3): 984-987

Philpott T.J., Prescott C.E., Chapman W.K. & Grayston S.J. (2014) Nitrogen translocation and accumulation by a cord-forming fungus (*Hypholoma fasciculare*) into simulated woody debris. *Forest Ecology and Management* 315: 121-128

- Poggi D., Porporato A., Ridolfi L., Albertson J. & Katul G. (2004) The Effect of Vegetation Density on Canopy Sub-Layer Turbulence. *Boundary-Layer Meteorology* 111(3): 565–587
- Provoost S., Edmondson S.E. & Jones M.L.M. (2011) Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15: 207-226
- Raupach M. R. & Thom A. S. (1981) Turbulence in and above Plant Canopies, *Annu. Rev. Fluid. Mech.* 13: 97-129
- Reid C., Watmough S.A. (2014) Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 44(8): 867-885
- Riksen M., Spaan W. & Stroosnijder L. (2008) How to use wind erosion to restore and maintain the inland drift-sand ecotype in the Netherlands? *Journal for Nature Conservation* 16: 26-43
- Roelofs J.G.M. (1993) De fragiele balans tussen verzuring en verbasing in blauwgraslanden. In: E.J. Weeda (Ed.), *Blauwgraslanden in Twente; schatkamers van het natuurbehoud*. Wetenschappelijke Mededelingen KNNV nr. 209, Utrecht. pp. 32-38.
- Rosenthal G. & Lederbogen D. (2008) Response of the clonal plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. to extensive grazing. *Flora* 203(2): 141-151
- Runhaar J., Maas C., Meuleman A.F.M., Zonneveld L.M.L. (2000) Herstel van natte en vochtige ecosystemen. NOV-rapport 9-2, RIZA, Lelystad.
- Schuurkes J.A.A.R., Kok C.J. & Den Hartog C. (1986) Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquatic Botany* 24: 131-146
- Smits N.A.C., Adams A.S., Bal D. & Beije H.M. (red.) (2014) Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Alterra Wageningen UR & Programmadiirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland
- Smits N.A.C. & Bal D. (red.) (2014) Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel I Algemene inleiding op herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen. Alterra Wageningen UR & Programmadiirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische Zaken, Nederland
- Smits N., Huiskes R., Willems J., & Bobbink R. (2008) Heischraal grasland op Zuid-Limburgse hellingen: mogelijkheden voor versnelde ontwikkeling. *De Levende Natuur* 109 (4): 169-175
- Smolders A., Loermans J., van Mullekom M. & Jalink M. (2014) De waterkwaliteit van de bronsystemen in het Bunder- en Elslöerbos: Bronnen van zorg. *Natuurhistorischmaandblad Maandblad* 103(5): 125-131
- Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Roelofs J.G.M. & Lamers L.P.M. (2010) How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* 98: 1-7
- Southon G.E., Field C., Caporn S.J.M., Britton A.J., Power S.A. (2013) Nitrogen deposition reduces plant diversity and alters ecosystem functioning: Field-scale evidence from a nationwide survey of UK heathlands. *PLoS ONE* 8(4): e59031.
- Sparrus L.B. & Kooijman A.M. (2011) The invasiveness of *Campylopus introflexus* in recently colonized drift sands depends on nitrogen deposition and soil organic matter. *Applied Vegetation Science* 14: 221-229
- Spiegelberger T., Deléglise C., DeDanieli S. & Bernard-Brunet C. (2010) Resilience of acid subalpine grassland to short-term liming and fertilization. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 158–162
- Spiegelberger T., Hegg O., Matthies D., Hedlund K. & Schaffner U. (2006) Long-term effects of short-term perturbation in a subalpine grassland. *Ecology* 87: 1939–1944

Steinmann I., Klinger H. & Schütz C. (2006a) Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Bitterlings *Rhodeus amarus* (BLOCH, 1782). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFHRichtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.

Steinmann I., Klinger H. & Schütz C. (2006c). Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Steinbeißers *Cobitis taenia* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFHRichtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.

Steinmann I., Klinger H., Schütz C. & Arzbach H.-H. (2006b) Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis* (LINNAEUS, 1758). In: Schnitter P., Eichen C., Ellwanger G., Neukirchen M. & Schröder E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFHRichtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.

Sterckx G., Jansen A.J.M., Thijs K., Beckers G., Vanoppen L., De Blust G., Vogels J.J. & De Becker P. (2016) De landschapsecologie van Teut-Tenhaagdoorn, een Vlaams beekdal- en heidelandschap. *De Levende Natuur* 117: 224-229

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

Stevens C., Jones L., Rowe E., Dale S., Hall J., Payne R., Evans C., Caporn S., Sheppard L., Menichino N. & Emmett B. (2013) Review of the effectiveness of on-site habitat management to reduce atmospheric nitrogen deposition impacts on terrestrial habitats. CCW Science Report No. 1037 (A), 186 p., CCW, Bangor, UK.

Steward K.K. (1970) Nutrient removal potentials of various aquatic plants. *Hyacinth Control Journal* 8: 34-35

Stoddard J.L. (1994) Long-term changes in watershed retention of nitrogen. Its causes and aquatic consequences. In: Baker L.A. (Ed.) *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, Edition: *Advances in Chemistry Series Volume 237*: 223-284

Strengbom J., Walheim M., Nasholm T. & Ericson L. (2003) Regional differences in the occurrence of understory species reflect nitrogen deposition in Swedish forests. *Ambio* 32: 91-97

Suding K.N., Gross K.L. & Houseman G.R. (2004) Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 46-53

Sundseth K. (2010) Natura 2000 in de Atlantische regio. In opdracht van Europese Commissie, DG Milieu, Eenheid B2 (Natuur en biodiversiteit), B-1049 Brussel. ISBN 978-92-79-13248-3; doi:10.2779/66227; 12p.

Sverdrup H., Warfvinge P., Blake L. & Goulding K. (1995) Modelling recent and historic soil data from the Rothamsted Experimental Station, UK using SAFE. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 53: 161-177

Terry A.C., Ashmore M.R., Power S.A., Allchin E.A. & Heil G.W. (2004) Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology* 41: 897-909

Ulrich B. (1981) Ökologische Gruppierung von Boden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 144: 289-305

Vacchiano G., Meloni F., Ferrarato M., Freppaz M., Chiaretta G., Motta R. & Lonati M. (2016) Frequent coppicing deteriorates the conservation status of black alder forests in the Po plain (northern Italy). *Forest Ecology and Management* 382: 31-38

van Dam H. & Buskens R.F.M. (1993) Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrophication. *Hydrobiologia* 265: 225-263

Vandekerckhove K., De Keersmaeker L., Brys R., Jacquemyn H. & Crevecoeur L. (2015) Beheer in de Voerense hellingbossen. *De Levende Natuur* 104(12): 248-254

van den Berg L.J., Peters C.J., Ashmore M.R. & Roelofs J.G. (2008) Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation. *Environmental Pollution* 154: 359-69

van den Berg L. & Weijters M. (2017) Mineraalgift als maatregel tegen verzuring. Bosgroep Zuid Nederland en Onderzoekscentrum B-Ware. Presentatie op het symposium Ecologie en de praktijk, donderdag 16 maart 2017 – Eindhoven: http://www.ecologica.eu/symposium/presentaties2017/6_steenmeel.pdf

Van den Broeck D., Herremans M., Polfliet T., Vanreusel W. & Van Dorsselaer P. (2007) Monitoring van ammoniak en zwaveldioxide met korstmossen in Vlaams-Brabant. Rapport Natuurpunt Studie 2007/7, Mechelen, België.

van den Burg A.B. (2000) The causes of egg hatching failures in wild birds studied in the Barn Owl (*Tyto alba*) and the Sparrowhawk (*Accipiter nisus*). Dissertatie University of Nottingham.

van den Burg A.B., Bijlsma R.J. & Bobbink R. (2015) Arme bossen verdienen beter. OBN Deskundigenteam Droog zandlandschap. KNNV Publishing, Zeist.

Van den Burg AB & Vogels J (2017) Zuur voor de fauna. Soorten bos en hei missen essentiële voedingsstoffen. *Landschap* 2017/2: 71-79

Van den Neucker T. & Van Den Berge K. (2011) Advies betreffende de habitatvereisten van de doelsoorten van de IHD Zeeschelde in de vallei van de Grote Nete – Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.A.2011.37, Brussel

Van der Pluijm A.M. & de Jong D.J. (2000) Vegetatieontwikkeling Sieperdaschor (1990-1999). Rijsinstituut voor kust en Zee. Werkdocument RIKZ/OS/2000.831

Van der Putten W.H., van der Werf-Klein Breteler J.T. & van Dijk C. (1989) Colonization of the root zone of *Ammophila arenaria* by harmful soil organisms. *Plant and Soil* 120: 213-223

van der Wijngaart T., ter Heerdt G., Bakkum R., van den Berg L., Brederveld B., Geurts J., Jaarsma N., Lamers L., Osté L., Poelen M., Smolders F. & van de Weerd R. (2012) BaggerNut, maatregelen baggeren en nutriënten. Overkoepelend rapport. Rapport 2012.40, STOWA, Amersfoort.

van Diggelen J.M.H., Bense I.H.M., Brouwer E., Limpens J., van Schie J.M.M., Smolders A.J.P. & Lamers L.P.M. (2015) Restoration of acidified and eutrophied rich fens: Long-term effects of traditional management and experimental liming. *Ecological Engineering* 75: 208-216

van Diggelen R., van der Bij A., Norda L. & Aggenbach C. (2016) Mitigatie van overtollige stikstof: een zaak van PASsen en meten? http://www.necov.org/symposia/2016NecoVPAS5_VanDiggelen.pdf

van Dobben H.F., Bobbink R., Bal D. & van Hinsberg A. (2012) Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra rapport 2397. Alterra WUR, Wageningen, Nederland

Van Dobben H.F., ter Braak C.J.F. & Dirkse G.M. (1999) Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *Forest Ecology and Management* 114: 83 - 95

Vangansbeke P., De Schrijver A., De Frenne P., Verstraeten A., Gorissen L. & Verheyen K. (2015) Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: a long-term nutrient budget modelling approach. *Forest Ecology and Management* 356: 101-111

Van Landuyt W., Gyselings R., T'jollyn F. & Vanden Broeck A. (2014). Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) in Vlaanderen. Ecologie, populatiedynamica en potenties. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014. (INBO.R.2014.29423207)

- Van Oosten H., van Turnhout C., Beusink P., Majoor F., Hendriks K., Geertsma M., van den Burg A. & Esselink H. (2008) Broed- en voedsel生态学 van Tapuit: Opstap naar herstel van de faunadiversiteit in de Nederlandse kustduinen. Stichting Bargerveen, Nijmegen, 34p.
- Van Tweel M.J., Bokeloh D., Cusell C., Kooijman A., Martens R., Mettrop I., Neijmeijer T. & Sparrius, L. (2015) Ontwikkeling van Geel schorpioenmos in de Meppelderdieplanden. *De Levende Natuur* 116 (4): 158-162
- Van Uytvanck J. & De Blust G. (red.) (2012) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel I. Habitats. Lannoo Uitgeverij, Tielt.
- Van Uytvanck J. & Declerck K. (2004) Natuurontwikkeling in Vlaanderen : een stand van zaken en vuistregels voor de praktijk. Rapporten van het instituut voor natuurbehoud, Vol. 3, 266 p.
- Van Uytvanck J. & Goethals V. (red.) (2014) Handboek voor beheerders. Europese natuurdoelstellingen op het terrein. Deel II. Soorten. Uitgeverij Lannoo nv, Tielt
- Van Uytvanck J., Milotic T. & Hoffmann M. (2010) Nitrogen Depletion and Redistribution by Free-Ranging Cattle in the Restoration Process of Mosaic Landscapes: The Role of Foraging Strategy and Habitat Proportion. *Restoration Ecology* 18: 205-216
- Van Wingerden W.K.R.E., van Kreveld A.R. & Bongers W. (1992) Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth. Acrididae) in natural and fertilized grasslands. *Journal of Applied Entomology* 113: 138–152
- Verheyen K., Adriaenssens S., Gruwez R., Michalczyk I.M., Ward I.K., Rosseel Y., Van den broeck A. & García D. (2009) *Juniperus communis*: victim of the combined action of climate change and nitrogen deposition? *Plant biology* 11: 49–59
- Verheyen K., Schreurs K., Vanholen B. & Hermy M. (2005) Intensive management fails to promote recruitment in the last large population of *Juniperus communis* (L.) in Flanders (Belgium). *Biological Conservation* 124: 113-121
- Verstrael T.J., Siebel H. & Borkent I. (2017) Hoe nu verder met het droog zandlandschap? *Landschap* 2017(2): 95-97
- Verstraeten A., Verschelde P., De Vos B., Neiryneck J., Cools N., Roskams P., Hens M., Louette G., Sleutel S. & De Neve S. (2016) Increasing trends of dissolved organic nitrogen (DON) in temperate forests under recovery from acidification in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment* 553: 107–119
- Vogels J.J., Burg A. van den, Remke E. & Siepel H. (2011) Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen – Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010). Rapport nr. 2011/OBN152-DZ, DKI-LNV, Ede.
- Vogels J.J., Verberk W.C.E.P., Lamers L.P.M. & Siepel H. (2016) Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation*, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.039>
- Wallis de Vries M.F., Bobbink R., Brouwer E., Huskens K., Verbaarschot E., Versluijs R. & Vogels J.J. (2014) Drukbegrazing en Chopperen als Alternatieven voor Plaggen van Natte Heide: effecten op korte termijn en evaluatie van praktijkervaringen. Rapport OBN191-NZ, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Wallis de Vries, M. F. & Groenendijk D. (2012) Beschermingsplan voor de Spaanse vlag in Limburg. Rapport VS 2011.016. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Wamelink G.W.W., van Dobben H.F. & Berendse F. (2009) Vegetation succession as affected by decreasing nitrogen deposition, soil characteristics and site management: a modelling approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1762-1773
- Wehling S. & Diekmann M. (2009) Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 142, 2522-2530
- Westendorp P.J., Loeb R., Roskam G., Lucassen E.C.H.E.T., Thannhauser M., Ebbens F., Hut H. & Smolders A.J.P. (2012) Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. Rapport 38, STOWA, Amersfoort.

- Westermann P. & Ahring B.K. (1987) Dynamics of methane production, sulfate reduction, and denitrification in a permanently waterlogged alder swamp. *Applied Environmental Microbiology* 53: 2554–2559
- Wezel A., Robin J., Guerin M., Arthaud F. & Vallod D. (2013) Management effects on water quality, sediments and fish production in extensive fish ponds in the Dombes region, France. *Limnologia* 43: 2010-2018
- Wheeler B.D., Money R.P. & Shaw S.C. (2002) Chapter 14 Freshwater wetlands. In: Perrow M.R. & Davy A.J. (2002) *Handbook of ecological restoration. Volume 2 Restoration in practice*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 325-354
- Wilkins K., Aherne J. & Bleasdale A. (2016) Vegetation community change points suggest that critical loads of nutrient nitrogen may be too high. *Atmospheric Environment* 146: 324-331
- Witt J.P.M., Runhaar J. & Van Ek R. (2008) Chapter 6. Ecohydrological modelling for managing scarce water resources in a groundwater-dominated temperate system. In: Harper D., Zalewski M., Pacini N. (2008) *Ecohydrology: processes, models and case studies: an approach to the sustainable management of water resources*. CABI international, Cromwell press, Trowbridge, UK, pp. 88-111
- Wuyts K., Verheyen K., De Schrijver A., Cornelis W.M. & Gabriels D. (2008) The impact of forest edge structure on longitudinal patterns of deposition, wind speed, and turbulence. *Atmos Environ* 42:8651–60
- Wuyts K., De Schrijver A., Vermeiren F. & Verheyen K. (2009). Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* 257 (2): 679-687
- Zang Ch. & Rothe A. (2013) Effect of nutrient removal on radial growth of *Pinus sylvestris* and *Quercus petraea* in Southern Germany. *Annals of Forest Science* 70: 143-149

Bijlage 1: Lijst van habitattypen (vet) en habitatsubtypen in Vlaanderen waarvoor herstelmaatregelen worden omschreven

GROEP	CODE	TYPE	NAAM
Kusthabitats en halofytenvegetaties	1310	B	Eénjarige pioniervegetatie van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> spp. en andere zoutminnende soorten
	1310_zk	B	buitendijks laag schor met zeekraalvegetaties
	1310_zv	B	buitendijks hoog schor met zeevetmuurvegetaties (<i>Saginion maritimae</i>)
	1310_pol	B	binnendijks gelegen zeekraalvegetaties
	1320	B	Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>)
	1330	B	Atlantische schorren (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>) (1330)
	1330_da	B	buitendijkse schorren
	1330_mz	B	buitendijkse schorren met dominantie van Heen
	1330_hpr	B	binnendijkse zilte vegetaties: zilte graslanden
	1330_bin	B	binnendijkse zilte vegetaties: overige zilte vegetaties
Kustduinen	2110	B	Embryonale wandelende duinen
	2120	A	Wandelende duinen op de strandwal met <i>Ammophila arenaria</i> ('witte duinen')
	2130	A	Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie (grijze duinen)
	2130_hd	B	duingraslanden van kalkrijke milieus
	2130_had	A	duingraslanden van kalkarme milieus
	2150	A	Atlantische vastgelegde ontkalkte duinen (<i>Calluno-Ulicetae</i>)
	2160	B	Duinen met <i>Hypophaë rhamnoides</i>
	2170	B	Duinen met <i>Salix repens</i> ssp. <i>argentea</i> (<i>Salicion arenariae</i>)
	2180	B	Beboste duinen van het Atlantische, Continentale en Boreale gebied
	2190_mp	B	duinpannen met kalkminnende vegetaties
	2190	B	overige waterrijke duinbiotopen
Landduinen	2310	A	Psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Genista</i>
	2330	A	Open grasland met <i>Corynephorus</i>- en <i>Agrostis</i>-soorten op landduinen
	2330_bu	A	buntgrasverbond
	2330_dw	A	dwerghaververbond
Zoetwaterhabitats	3110	A	Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (<i>Littorelletalia uniflorae</i>)

	3130	A	Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetatie behorend tot het Littorelletalia uniflorae en/of de Isoëto-Nanojuncetea
	3130_aom	A	oligotrofe tot mesotrofe vijvers en vennen met pioniersgemeenschappen op de kale oever of in de ondiepe oeverzone (oeverkruidgemeenschappen; Littorelletea)
	3130_na	A	oevers van tijdelijke of permanente plassen of poelen met eenjarige dwergbiezenvegetaties (Isoëto-Nanojuncetea)
	3140	B	Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische Chara spp. vegetaties
	3150	B	Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition
	3160	A	Dystrofe natuurlijke poelen en meren
Heide	4010	A	Noord-Atlantische vochtige heide met Erica tetralix
	4030	A	Droge Europese heide
Thermofiel struweel	5130	A	Juniperus communis-formaties in heide of kalkgrasland
	5130_hei	A	Jeneverbestruweel in heide
	5130_kalk	B	Jeneverbestruweel in kalkgrasland
Natuurlijke en halfnatuurlijke graslanden	6110	B	Kalkminnend grasland op rotsbodem behorend tot het Alyso-Sedion albi
	6120	B	Kalkminnend grasland op dorre zandbodem
	6210	B	Kalkrijke graslanden, struwelen en zomen
	6210_hk	B	kalkrijk grasland, exclusief duingrasland (kalkgrasland; Gentiano-Koelerietum)
	6210_sk	A	kalkrijke zomen en struwelen
	6230	A	Soortenrijke heischrale graslanden op arme bodems van berggebieden (en van submontane gebieden in het binnenland van Europa)
	6230_hn	A	droog, heischraal grasland
	6230_hmo	A	vochtig, heischraal grasland
	6230_hnk	A	droog, kalkrijker heischraal grasland (Betonica-Brachypodietum)
	6230_ha	A	soortenrijke graslanden van het struisgrasverbond
	6410	B	Grasland met Molinia op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (Molinion caeruleae)
	6410_ve	B	veldrusgrasland (veldrusassociatie)
	6410_mo	B	blauwgrasland
	6430	B	Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland en van de montane en alpiene zones
	6430_bz	B	boszomen
	6510	B	Laaggelegen schraal hooiland (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)
	6510_hu	B	glanshaverhooilanden (Arrhenaterion)
	6510_hus	B	glanshavergraslanden met Grote pimpernel

	6510_hua	B	grote vossenstaartverbond (Alopecurion)
	6510_huk	B	kalkrijk kamgrasgrasland (Galio-Trifolietum)
Vennen	7110	A	Actief hoogveen
	7140	B	Overgangs- en trilveen
	7140_oli	B	Oligotroof en zuur overgangsveen
	7140_meso	B	mineraalarm, circum-neutraal overgangsveen
	7140_base	B	basenrijk trilveen met ronde zegge
	7140_mrd	B	varen- en/of (veen)mosrijke rietlanden op drijftillen
	7140_cl	B	Verlandingsvegetaties van draadzegge in voedselarme, zure vennen
	7150	A	Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het Rhynchosporion
	7210	B	Kalkhoudende moerassen met Cladium mariscus en soorten van het Caricion davallianae
	7220	B	Kalktufbronnen met tufsteenformatie (Cratoneurion)
	7230	B	Alkalisch laagveen
Bossen	9110	A	Beukenbossen van het type Luzulo-Fagetum
	9120	A	Atlantische zuurminnende beukenbossen met Ilex en soms ook Taxus in de ondergroei (Quercion robori-petraeae of Ilici-Fagenion)
	9130	A	Beukenbossen van het type Asperulo-Fagetum.
	9130_end	A	Atlantische neutrofiel beukenbos gekenmerkt door een uitgesproken Atlantische invloed
	9130_fm	A	Midden-Europese (continentaal) neutrofiel beukenbos op kalkhoudende, rijke bodems met typische aanwezigheid van Eenbloemig parelgras en Lievevrouwebedstro
	9150	B	Midden-Europese kalkminnende beukenbossen behorende tot het Cephalanthero-Fagion
	9160	A	Sub-Atlantische en Midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het Carpinion-betuli
	9190	A	Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met Quercus robur
	91E0	B	Bossen op alluviale grond met Alnus glutinosa en Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
	91E0_vo	B	oligotroof broekbos, inclusief elzen-berkenbroekbos en berkenbroekbos (Carici laevigata-Alnetum)
	91E0_vm	B	mesotroof broekbos op minder voedselrijke standplaatsen (Carici elongataeAlnetum)+
	91E0_vn	B	ruigt-elzenbos (Filipendulo-Alnetum, Macrohorbio-Alnetum, Cirsio-Alnetum)
	91E0_va	B	beekbegeleidend vogelkers-essenbos en essen-iepenbos (Pruno-Fraxinetum)
	91E0_vc	B	goudveil-essenbos (Carici-Remotae fraxinetum)
	91E0_vf	B	Beekbegeleidend vogelkers-essenbos en essen-iepenbos
	91F0	B	Gemengde oeverformaties met Quercus robur, Ulmus laevis en Ulmus minor, Fraxinus excelsior of Fraxinus angustifolia, langs de grote rivieren (Ulmenion minoris)

Bijlage 2: Mogelijke effecten van maatregelen (x) op soorten van de bijlagen van de habitat- en vogelrichtlijnen

Soortnaam	Groep	01_PlaggenEnChoppersen	02_Maalen	03_Begrazen	04_Branden	05_StrooiselVerwijderen	06_OpslagVerwijderen	07_ToevoegenBasishestoffen	08_Baggeren	09_VegetatieRukmen	10_VrijzettenOevers	11_Uitvenen	12_ManipulatieVoedselketen	13_IngrijpenStructuurBoomEnStruiklaag	14_IngrijpenSoortenBoomEnStruiklaag	15_VerminderdeOgsthoutigebiomassa	16_TijdelijkeDrooglegging	17_HerstelDynamiekWind	18_HerstelFunctioneleVerbindingen	19_AanlegVanEnscherm	20_1_HerstelWaterhuishoudingherstel_Oplandschaps	20_2_HerstelWaterhuishouding_HerstelOppervlaktewaterkwaliteit	20_3_HerstelWaterhuishouding_HerstelGronwaterwaterkwaliteit	20_4_HerstelWaterhuishouding_AfbouwGroteGronwateronttrekking	20_5_HerstelWaterhuishouding_OptimaliserenLokaleDrainage	20_6_HerstelWaterhuishouding_VerhogeninfiltratieNeerslag	Bron (referentie, expert judgement)
Boonkikker	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Heikikker	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Kamsalamander	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Knoflookpad	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Poelkikker	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Rugstreeppad	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Vroedmeesterpad	Amfibieën	x	x	x	x	x														x	x					Expert Judgement	
Drijvende waterweegbree	Hogere planten																										Expert Judgement
Groenkolorchis	Hogere planten	x		x	x	x																					Van Landuyt et al. (2014)
Kruipend moerasscherm	Hogere planten	x		x	x	x																					Rosenthal & Lederbogen (2008); McDonald & Lambrick (2006)
Vliegend hert	Kevers				x															x	x					Expert Judgement	
Gevlekte witsnuitlibel	Libellen	x	x	x	x	x																					Expert Judgement, referenties: LSVI 2.0
Rivierrombout	Libellen				x	x																					Expert Judgement, referenties: LSVI 2.0
Geel schorpioenmos	Mossen	x		x	x	x																					De Beer, D. (2017); Van Tweel et al. (2015)
Spaanse vlag	Nachtvlinders	x	x	x	x	x																					Wallis de Vries & Groenendijk (2012)
Gladde slang	Reptielen	x	x	x	x	x																					Expert Judgement
Nauwe korfsiak	Slakken	x	x	x	x	x																					Expert Judgement

Soortnaam	Groep	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20_1	20_2	20_3	20_4	20_5	20_6	Bron (referentie, expert judgement)
Platte schiffhoren	Slakken	x																									Expert Judgement
Zeggekorfslak	Slakken	x	x	x	x																						Expert Judgement
Beekprik	Vissen																										Expert Judgement
Bittervoorn	Vissen		x						x								x										Steinmann et al. (2006a)
Fint	Vissen																										Expert Judgement
Grote modderkruiper	Vissen		x			x																					Steinmann et al. (2006b)
Kleine modderkruiper	Vissen		x						x																		Steinmann et al. (2006c)
Rivierdonderpad	Vissen																										Expert Judgement
Rivierprik	Vissen																										Expert Judgement
Baardvleermuis	Vleermuizen					x					x																Expert Judgement
Bechsteins vleermuis	Vleermuizen					x					x																Expert Judgement
Bosvleermuis	Vleermuizen					x					x																Expert Judgement
Brandts vleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Franjestaart	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Gewone dwergvleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Gewone grootoorvleermuis	Vleermuizen						x																				Expert Judgement
Grijze grootoorvleermuis	Vleermuizen					x																					Expert Judgement
Grote hoefijzerneus	Vleermuizen					x																					Expert Judgement
Ingekorven vleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Kleine dwergvleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Laatvlieger	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Meervleermuis	Vleermuizen						x																				Expert Judgement
Mopsvleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Rosse vleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Ruige dwergvleermuis	Vleermuizen						x				x																Expert Judgement
Vale vleermuis	Vleermuizen						x																				Expert Judgement
Watervleermuis	Vleermuizen						x																				Expert Judgement
Blauwborst	Broedvogels		x				x				x																Expert Judgement
Boomleeuwerik	Broedvogels		x				x				x																Expert Judgement
Bruine kiekendief	Broedvogels						x																				Expert Judgement
Duinpieper	Broedvogels		x				x																				Expert Judgement
Dwergstern	Broedvogels		x				x				x																Expert Judgement
Grauwe kiekendief	Broedvogels		x				x																				Expert Judgement
Grauwe klauwier	Broedvogels		x				x																				Expert Judgement
Grote stern	Broedvogels		x				x				x																Expert Judgement
Ijsvogel	Broedvogels						x				x																Expert Judgement
Kleine zilverreiger	Broedvogels						x				x																Expert Judgement
Kluut	Broedvogels		x				x																				Expert Judgement
Korhoen	Broedvogels		x				x																				Expert Judgement

Soortnaam	Groep	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20_1	20_2	20_3	20_4	20_5	20_6	Bron (referentie, expert judgement)
Kwak	Broedvogels			x	x									x			x									Expert Judgement	
Kwartelkoning	Broedvogels	x	x	x													x									Expert Judgement	
Lepelaar	Broedvogels				x				x					x												Expert Judgement	
Middelste bonte specht	Broedvogels													x	x											Expert Judgement	
Nachtzwaluw	Broedvogels	x	x	x	x									x	x											Expert Judgement	
Ooievaar	Broedvogels				x											x										Expert Judgement	
Porseleinhoen	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x												Expert Judgement	
Purperreiger	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x												Expert Judgement	
Roerdomp	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x												Expert Judgement	
Steltkluut	Broedvogels	x	x	x	x			x		x						x										Expert Judgement	
Strandplevier	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x												Expert Judgement	
Visdief	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x												Expert Judgement	
Wespendief	Broedvogels						x							x	x											Expert Judgement	
Woudaap	Broedvogels	x	x	x	x			x		x				x	x											Expert Judgement	
Zwarte specht	Broedvogels													x	x											Expert Judgement	
Zwarte stern	Broedvogels									x																Expert Judgement	
Zwartkopmeeuw	Broedvogels	x	x	x													x									Expert Judgement	
Bergeend	Overwinterende watervogels								x																	Expert Judgement	
Blauwe kiekendief	Overwinterende watervogels			x																						Expert Judgement	
Goudplevier	Overwinterende watervogels																							x		Expert Judgement	
Grote zilverreiger	Overwinterende watervogels			x					x															x		Expert Judgement	
Kemphaan	Overwinterende watervogels																							x		Expert Judgement	
Kleine rietgans	Overwinterende watervogels			x																						Expert judgement	
Kleine zwaan	Overwinterende watervogels																							x		Expert Judgement	
Kluut	Overwinterende watervogels																							x		Expert Judgement	
Kokmeeuw	Overwinterende watervogels			x																					x	Expert judgement	
Kolgan	Overwinterende watervogels			x																						Expert judgement	
Kraakeend	Overwinterende watervogels									x																Expert judgement	
Kuifeend	Overwinterende watervogels								x																	Expert judgement	
Pijlstaart	Overwinterende watervogels								x																x	Expert judgement	
Regenwulp	Overwinterende watervogels			x																						Expert judgement	
Rietgans	Overwinterende watervogels	x	x	x																						Expert judgement	
Slobeend	Overwinterende watervogels									x																Expert judgement	
Smient	Overwinterende watervogels			x						x																Expert judgement	
Tafeleend	Overwinterende watervogels									x																Expert judgement	
Waterietzanger	Overwinterende watervogels			x						x															x	Expert Judgement	
Wintertaling	Overwinterende watervogels									x																Expert judgement	
Wulp	Overwinterende watervogels			x						x																Expert judgement	
Europese bever	Zoogdieren									x																Van den Neucker & Van Den Berge (2011)	
Europese hamster	Zoogdieren			x	x																					Kuiter's et al. (2010)	

Soortnaam	Groep	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20_1	20_2	20_3	20_4	20_5	20_6	Bron (referentie, expert judgement)
Europese otter	Zoogdieren																										Mason & Macdonald (1986)
Hazelmuis	Zoogdieren	x																									Bright et al. (2006)