

Advies over het beheer van graslandstroken in het kader van beheerovereenkomsten

Adviesnummer:	<u>INBO.A.3743</u>
Auteur(s):	Marijke Thoonen & Andy Van Kerckvoorde
Contact:	Lieve Vriens (lieve.vriens@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	e-mail van 14 januari 2019
Geadresseerden:	Vlaamse Landmaatschappij Dienst Steun- en beheermaatregelen T.a.v. Karolien Michiel Koning Albert II laan 15 1000 Brussel> karolien.michiel@vlm.be
Cc:	Vlaamse Landmaatschappij Dirk Van Gijsegem (Dirk.VanGijsegem@vlm.be)

Dr. Maurice Hoffmann Administrateur-generaal wnd.
--

Aanleiding

Via beheerovereenkomsten worden grasstroken aangelegd op akkerland. Deze stroken worden aangelegd als bufferstrook langs kwetsbare landschapselementen, voor erosiebestrijding en voor akkervogels. In het Vlaams Programma voor Plattelandsontwikkeling (PDPO III 2014-2020) worden voor bepaalde stroken voorwaarden gesteld aan de samenstelling van het in te zaaien mengsel (gemengde grasstroken – zie bijlage voor samenstelling mengsel). Voor andere stroken mogen grassen naar keuze ingezaaid worden (erosiestrook en bufferstrook met maaidatum 15 juni).

De Vlaamse Landmaatschappij stelt vast dat veel van de gemengde grasstroken snel veel structuur en plantensoorten verliezen en sterk vergrassen waarbij vaak enkele grassoorten domineren en de stroken moeilijk toegankelijk worden voor bv. foeragerende of grondbroedende akkervogels.

Omdat heel wat van dergelijke stroken voor een veelvoud aan 5-jarige periodes behouden worden, wilt men weten hoe voor dergelijke stroken het beheer kan verbeteren zodat ze een continue bijdrage leveren aan de vooropgestelde doelstellingen (voor bv. akkervogels) en de algemene biodiversiteit.

Vraag

1. Hoe kan de biodiversiteitsbijdrage van graslandstroken (onder beheerovereenkomsten) in het algemeen verhoogd worden?
2. Op welke manier kunnen bestaande, sterk vergraste gemengde grasstroken beheerd worden om een hogere biodiversiteitswaarde te verkrijgen?

Toelichting

1 Biodiversiteitsherstel volgend op landbouwgebruik

In de meeste gevallen is de akker vóór de aanleg van een grasstrook intensief bewerkt (diep geploegd) en bemest. Vaak zijn er ook chemische bestrijdingsmiddelen gebruikt. Van de akker wordt een strook aan de rand ingezaaid met een mengsel van grassen en kruiden. In principe zou zich zo een soortenrijke grasstrook moeten ontwikkelen. In de praktijk gaan vaak ongewenste grassoorten domineren en verliest de strook aan structuurdiversiteit. Waar loopt het mis? Dit vraagt inzicht in het herstelproces van akker naar soortenrijker grasland. Wat is o.a. de invloed van het voormalig intensief gebruik en wat zijn de invloeden van het intensieve gebruik grenzend aan de grasstrook?

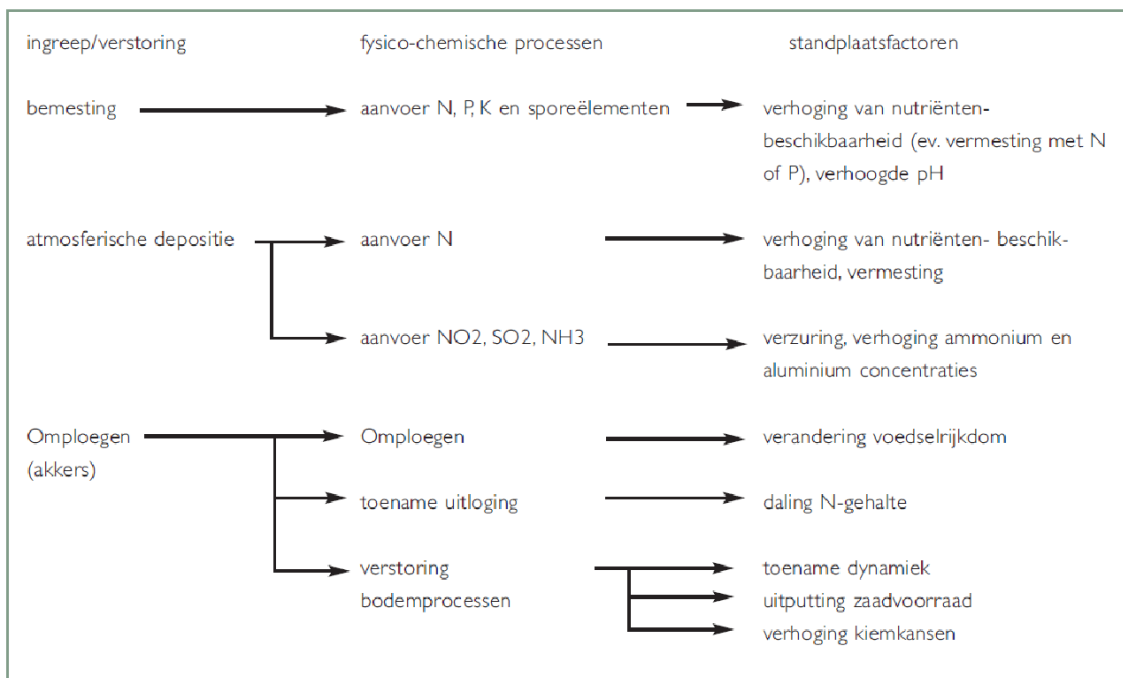
Welke planten of vegetaties voorkomen of stand houden, wordt bepaald door de standplaatsfactoren die heersen op een bepaalde plek. We beschrijven de factoren die inwerken op de standplaats 'grasstrook' in algemene termen, omdat die bepalend zijn voor de natuurwaarden die kunnen ontwikkelen. Factoren die op de standplaats inwerken kunnen als volgt ingedeeld worden (Van Wirdum, 1979):

- *operationele factoren* die direct inwerken op de plant, zoals de directe beschikbaarheid van water en voedingsstoffen,
- *conditionele factoren* die de operationele factoren sturen, zoals zuurtegraad, het bodemtype, de waterstand en de chemische samenstelling van het grondwater,
- *positionele factoren* of de positie in het landschap die bepaalt welke processen in lucht en water sturend zijn voor de conditionele factoren,
- *sequentiële factoren* die optraden in het verleden, maar toch nog bepalend zijn voor de huidige standplaats. Zo kan vroegere bemesting of bodembewerking nog tientallen jaren doorwerken in de nutriëntentoestand of het zuur bufferend vermogen van de bodem.

Deze categorieën werken in feite hiërarchisch in tijd en ruimte op elkaar in met de sequentiële factoren bovenaan de hiërarchie, gevolgd door de positionele, conditionele en tenslotte operationele factoren. Doordat de strook in het verleden intensief gebruikt werd, zijn de chemische en fysische eigenschappen van de bodem veranderd. Daarnaast moeten we er rekening mee houden dat de grasstrook ook vandaag nog grenst aan intensief agrarisch gebruik.

Laten we ervan uitgaan dat de graslandstrook waarvan de kwaliteit verbeterd moet worden arm is aan plantensoorten. De strook wordt gedomineerd door hoogproductieve raaigrassen en/of ruw beemdgras en indien kruiden aanwezig zijn, gaat het om witte klaver, paardenbloem en eenjarigen (bv. straatgras, herderstasje, vogelmuur, ...) (De Saeger & Wouters, 2018). Hoe kan zich vanuit deze situatie opnieuw een soortenrijke graslandvegetatie ontwikkelen? Hoe lang duurt dit proces?

Het herstelproces van een akker of soortenarme graslandvegetatie naar soortenrijke graslandvegetatie is niet goed voorspelbaar en is afhankelijk van de interactie tussen een hele reeks biotische en abiotische factoren (Van Uytvanck & Declerck, 2018). Experimenteel onderzoek toonde echter aan dat vooral de aanrijking met fosfor (Ceulemans *et al.*, 2011; Roem & Berendse, 2000) en de sterke verstoring van de bodem in het verleden door ploegen (Purschke *et al.*, 2013) de lage soortenrijkdom verklaren. Daarbovenop komen nog de invloeden van buitenaf zoals de atmosferische depositie van stikstof. Figuur 1 vat samen hoe de belangrijkste versturende factoren de standplaatsfactoren beïnvloeden.



Figuur 1: Overzicht van de belangrijke verstoringsprocessen die een rol spelen bij het herstel van intensieve landbouwgronden (zoals akkers) naar grasland.

Daarenboven is het landschap vaak sterk gefragmenteerd en is het voor minder mobiele plant- en diersoorten moeilijk om ter plaatse te geraken. Bovendien is de kans klein dat in voormalige landbouwgronden nog een levensvatbare zaadbank van kruidachtige planten aanwezig is. Dit probleem wordt bij de aanleg van gemengde graslandstroken deels omzeild door ze in te zaaien met een gras-kruidenmengsel.

Bemesting heeft op zowel planten- als ongewervelde gemeenschappen een vervlakkende invloed. Door de hogere nutriëntenbeschikbaarheid domineren productieve soorten en ontstaat een uniforme grasmat. Hierdoor krijgen lichtbehoevende planten weinig overlevingskansen (Dumortier *et al.*, 2005). Er is weinig structuur in de grasmat en de kruidenrijkdom (voedselplanten) is beperkt, wat minder gunstig is voor tal van ongewervelden. Zo is het aantal faunasoorten hoger in onbemeste situaties in vergelijking met bemeste graslanden (Verlinden *et al.*, 1989).

2 Standplaatsfactoren van een grasstrook op -of langsheen- intensieve akkers

Licht, water en anorganische voedingsstoffen beïnvloeden de groeisnelheid van planten. Wanneer voedingsstoffen op elk moment en onbeperkt ter beschikking zijn, zullen snel groeiende (productieve) plantensoorten domineren. Dit gaat ten koste van de andere, minder productieve soorten met een vermindering van de soortenrijkdom tot gevolg (Tilman, 1997; De Schrijver *et al.*, 2013a).

Op Vlaamse landbouwbodems werd jarenlang, systematisch meer stikstof (N) en fosfor (P) aangevoerd dan gewassen effectief konden benutten. Fosfor stapelt zich op in de bodem, terwijl stikstof uitspoelt naar het grondwater. Vandaag worden de plantbeschikbare fosforconcentraties in landbouwbodems tussen 60 en 150 mg/kg P_{olse}n geschat (De Schrijver *et al.*, 2013a).

Er is een directe relatie tussen de akker, waar potentieel stikstof wordt afgegeven en verspreid (de bron) en de grasstrook die immissies ontvangt (de put). Gezien bron en put

hier rechtstreeks aan elkaar grenzen is er wellicht sprake van een sterke stikstofflux (De Blust, 2016). Hoeveel stikstof er uit een bemeste akker komt hangt af van de aard, de hoeveelheid, de frequentie en het tijdstip waarop de mest wordt toegepast. Dit kan verschillen van perceel tot perceel en hangt samen met de individuele beslissing van een landbouwer en het type bedrijf (Jarvis *et al.*, 2011). De fluxen zijn daarbij afhankelijk van de vorm van stikstofinput, de milieucondities (temperatuur en vochtgehalte) en de groeifase van de gewassen (Sutton *et al.*, 1994).

De stikstofovermaat die niet door cultuurgewassen kan worden opgenomen, spoelt uit of vervluchtigt en tast de milieu- en natuurkwaliteit aan (De Keersmaeker *et al.*, 2018). In agrarische landschappen, zal voornamelijk ammoniak (NH₃), maar ook N₂O en N-oxides (NO₂ en NO₃) vervluchtigen vanuit stallen, mesthopen en door het toepassen van organische en anorganische bemesting op akkers. N₂O en NO_x hebben een minder grote invloed op lokale schaal. Via verdamping en hierop volgende depositie, wordt stikstof herverdeeld over het landschap. In Vlaanderen bedroeg de gemiddelde atmosferische stikstofdepositie in 2015 ongeveer 23 kg per ha/jaar (VMM 2017: www.milieurapport.be). De verspreiding en depositie van NH₃ daarentegen kan zeer sterk variëren op lokale schaal. De lokale immissie kan erg hoog zijn en wordt snel afgezet. Intensief begraaide weilanden en bemeste akkers vertonen frequent netto NH₃ emissies. Hoe dichterbij de bron, hoe hoger de concentratie NH₃ die wordt afgezet (Sutton *et al.*, 1994). NO₃⁻ tenslotte, zal deels infiltreren naar de diepere grondwaterlagen en een ander deel zal via oppervlakkige afstroming worden afgevoerd, waardoor het ook in nabijgelegen ecosystemen terecht komt.

3 Mogelijke doelstellingen voor natuur in de grasstrook



Een ecologisch goed ontwikkeld grasland met een diverse fauna en flora heeft een gevarieerde structuur met een afwisseling in hoge en lage vegetatie en kale plekken (Verlinden *et al.*, 1989). De minimum natuurkwaliteit die vooropgesteld kan worden voor een graslandstrook is een gras-kruidentmix¹ volgens Zwaenepoel 2000 (Tabel 1). Er is sprake van een fijn mozaïekpatroon van verschillende grassen. Ook de talrijk aanwezige kruiden zijn homogeen verdeeld over de strook (niet in haarden van één soort). Dit vegetatietype wordt bepaald door het voorkomen van meerjarige kruiden, eerder dan het voorkomen van specifieke indicatieve soorten. Deze toestand kan dus bereikt worden over heel Vlaanderen, onafhankelijk van de landschappelijke context. Indien meerjarige kruiden, reukgras, kamgras en/of schijngrassen frequent aanwezig zijn dan gaat het om een soortenrijke graslandvegetatie (zgn. glanshavergrasland). Kruiden die typisch worden teruggevonden zijn onder andere scherpe boterbloem, smalle weegbree, gewone hoornbloem, pinksterbloem, gewoon biggenkruid, duizendblad, peen, witte klaver, rode klaver, kleine klaver, madeliefje, veldzuring, ruige zegge, veenwortel, grasmuur, smalle weegbree, waterbies, zilverschoon, watermunt, echte koekoeksbloem en lidrus (De Saeger en Wouters, 2018).

Bij afnemende invloed van nutriënten zal een grasland in het algemeen soortenrijker worden. De botanische ontwikkeling verloopt gefaseerd. Zwaenepoel (2000) onderscheidt zes fasen waarbij er vanaf fase 3 sprake is van een gebiedskarakteristieke, gevarieerde gras-kruidentbegroeiing met minder algemene plantensoorten en de bijbehorende variatie aan dieren (vlinders, sprinkhanen e.d.). De graslanden in de fasen 0, 1 en 2 (raaigrasweide tot en met dominant-stadium) kenmerken zich door een geringer aantal soorten (zie tabel 1).

Fase 0 is de 'raaigrasweide' waarbij de begroeiing uniform is en uitsluitend bestaat uit sterk glanzend donkergroen gras: raaigras of ruw beemdgras. Kruidenhaarden ontbreken. Door bemesting met meer dan 200 kg stikstof/ha/jaar wordt deze situatie in het algemeen in stand gehouden. Bij verlaging van de stikstofinflux (150-200 kg/ha/j) ontstaat een

¹ Dit komt overeen met een soortenrijk cultuurgrasland, hp* volgens de BWK-typologie.

lappendeken van verschillende grassoorten: de 'grassen-mix' (fase 1). Het mozaïekpatroon is grof waarbij de kleuren variëren van licht- naar donkergroen. Raaigras en ruw beemdgras blijven dominant en her en der komen haarden van zeer algemene kruiden voor. Het grasland komt in fase 2: het 'dominant stadium' terecht wanneer de nutriënteninvloed verder afneemt. In fase 2 domineren gestreepte witbol, grote vossenstaart of gewone glanshaver. De vegetatie is nog steeds vrij kruidenarm en de soorten zijn zeer algemeen. De bemesting bedraagt 50-150 kg stikstof*/ha/jaar. Fase 3, de gras-kruidenmix, wordt pas bereikt wanneer een fijne mozaïek van grassen met talrijke kruiden ontstaat. De kruiden komen niet voor in haarden, maar zijn homogeen verdeeld over de vegetatie. De begroeiing is matig soortenrijk met 15-25 soorten per 25 vierkante meter en 30-40 per gemiddeld perceel (Zwaenepoel, 2000). Fase 3 komt overeen met het minimum natuurdoel dat voor ogen gesteld kan worden, het soortenrijk cultuurgrasland (hp*) volgens de Biologische Waarderingskaart. De stikstofgift ligt in dit geval tussen de 25-50 kg/ha/j.

Fase	Graslandtype	Productie (ton ds/ha/jr)	Soorten (per 25m ²)	Kwalificatie		
	Tussenfasen				Invloed mest	Invloed bodem/water
0	Raaigrasweide	> 10	05-10	zeer soortenarm		
1	Grassen-mix	8-10	10-15	soortenarm		
2	Dominant-stadium	6-8	10-15	soortenarm		
	Botanische doelen					
3	Gras-kruidenmix	5-7	15-25	matig soortenrijk		
4	Bloemrijk grasland	3-6	20-40	soortenrijk		
5	Schraalland	< 5	> 30	(zeer) soortenrijk		

ton ds = ton droge stof*

Tabel 1: De verschillende fasen in de ontwikkeling naar botanisch waardevol grasland bij afname van de bemestingsinvloed

4 Mogelijke aanpassingen aan de beheerovereenkomsten

Door de invloed van nutriënten te verminderen kunnen minder groeikrachtige soorten bevoordeeld worden. De vegetatie wordt lichter en lager, met soms open plekken, wat interessant is voor vlinders en sprinkhanen en voor het kiemen van kruiden (De Schrijver *et al.*, 2013b; Van Uytvanck *et al.*, 2012).

Het komt er dus op neer om de beschikbaarheid van stikstof- en fosforverbindingen in de bodem te verminderen. Voor stikstof is dit bijna onmogelijk, gezien de constante en grote aanvoer overal in het landschap. Het afvoeren van het overtollige fosfor is een betere strategie. Vanaf een concentratie van <50 mg P_{olsen}/kg droge bodem vormt fosfor een beperkende factor en valt een grassen- en kruidenmix te verwachten (Van Kerckvoorde *et al.*, 2015).

4.1 Ecologisch maaibeheer

Via een ecologisch maaibeheer (maaien en afvoeren) kan een verarmde of verruigde graslandvegetaties omgevormd worden naar een soortenrijkere situatie. Een ecologisch maaibeheer bestaat uit twee stappen: het maaien van de bovengrondse plantenmassa vlak boven het maaiveld en het verwijderen van het maaisel. Als tussenstappen kunnen het keren en samenharken van het maaisel worden onderscheiden. Bij een ecologisch maaibeheer worden de nutriënten die opgenomen zijn in de vegetatie afgevoerd (Schaffers *et al.*, 1998). Momenteel is het verwijderen van maaisel niet voorzien binnen de beheerovereenkomst en blijven de nutriënten met het maaisel in de grasstrook.

Het zorgvuldig verwijderen van het maaisel is cruciaal en essentieel bij een ecologisch maaibeheer. Immers, zelfs een korte periode waarin het maaisel onvoldoende wordt verwijderd, kan de inspanning van vele jaren correct uitgevoerd ecologisch bermbeheer volledig teniet doen (Sykora *et al.*, 1993). Niet verwijderd maaisel heeft rechtstreeks en onrechtstreeks een ongunstige invloed op de aanwezige vegetatie. Zo zorgt niet verwijderd maaisel rechtstreeks voor lichtgebrek van de onderliggende vegetatie waardoor fotosynthese wordt verhinderd en er een verhoogde kans voor ziekte of mortaliteit van de planten ontstaat (Parr & Way, 1988). Ook kieming en overleving van zaailingen is onder maaisel zo goed als uitgesloten. Het maaisel zal afbreken waardoor de voedingsstoffen terug worden vrijgegeven aan de bodem. Het terug vrijstellen van voedingsstoffen uit maaisel is bovendien een snel verlopend proces. Schaffers *et al.* (1998) bepaalden de vrijstelling van stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) in maaisel van onder andere glanshavergraslanden. Uit hun onderzoek bleek dat na 1 week reeds 29,0% van de K-fractie, 22,9% van de P-fractie en 11,2% van de N-fractie was uitgeloozd. Na 2 weken was de uitgeloozde K-, P- en N-fractie al opgelopen tot respectievelijk 48,8%, 32,0% en 17,5%. Deze onderzoeksresultaten tonen aan dat niet enkel het verwijderen van het maaisel essentieel is om een efficiënt (verschralings)beheer uit te voeren, maar dat dit bovendien best zo snel mogelijk gebeurt. Finaal leidt het laten liggen van maaisel tot het ontwikkelen of in stand houden van soortenarme vegetaties gedomineerd door productieve grassen en kruiden zoals kweek, kropaar of grote brandnetel (Parr & Way, 1988; Sykora *et al.*, 2002). Het is dan ook noodzakelijk om het maaisel binnen 1 of 2 weken na het maaien te verwijderen (Schaffers *et al.*, 1998; Sykora *et al.*, 2002). Ook het Bermbesluit² stelt dat het maaisel binnen de 10 dagen moet worden verwijderd. Voor vegetatie en fauna is het gunstig om het maaisel een paar dagen te laten liggen. Immers, wanneer het maaisel een paar dagen blijft liggen kunnen zaden op de bodem vallen en kan fauna die de maaibeurt overleefd heeft een veilig plekje zoeken. Bovendien zal het gewicht en het volume van de biomassa dat moet worden afgevoerd sterk verminderen. Onderzoek van de ongewervelde fauna in akkerranden van verschillende leeftijd toonde aan dat oudere randen meer verschillende groepen herbergen. Het aantal predatoren nam af in ouder wordende randen, terwijl het aantal herbivoren en omnivoren toenam. Dit is te wijten aan de opeenstapeling van organisch materiaal dat niet wordt afgevoerd uit de grasstrook en de verdere verdichting van de vegetatie wat minder gunstig is voor predatoren. Door maaien en afvoeren zou het aandeel predatoren kunnen verbeterd worden en zo ook de ecosysteemdienst plaagregulatie een boost kunnen krijgen (Noordijk *et al.*, 2010). Het effect van een ecologisch maaibeheer is in de beginjaren vooral een structuurverandering: dominanten worden minder dominant door het weghalen van de biomassa waardoor een grotere hoeveelheid licht tot de bodem kan doordringen. Hierdoor kunnen langzaam groeiende plantensoorten een grotere bedekking in de vegetatie opbouwen (Oomes, 1988).

Wanneer gemaaid wordt met klepelmaaiers is er geen meerwaarde om het sterk versnipperd maaisel te laten liggen. Er treedt immers snel uitloging van voedingsstoffen op en het versnipperd maaisel is moeilijk weg te halen in een volgende werkgang.

² Besluit van de Vlaamse Regering van 27 juni 1984 houdende maatregelen inzake natuurbehoud op de bermen beheerd door publiekrechtelijke personen.

Met het oog op natuurontwikkeling en een efficiënt gebruik aan middelen, adviseren Smolders *et al.* (2008) om een ecologisch maaibeheer pas in te zetten op terreinen met een plantbeschikbare fosforconcentratie lager dan 50-25 mg P_{Olsen}/kg droge bodem. Onderzoek van Van Kerckvoorde *et al.* (2015) leert dat vanaf een concentratie < 50 mg P_{Olsen}/kg droge bodem pas een grassen-kruidenmix (de voorgestelde doelvegetatie) te verwachten valt. Door de voorgeschiedenis van bemesting, zullen de meeste grasstroken wellicht meer dan 50 mg P_{Olsen}/kg droge bodem bevatten (De Schrijver *et al.*, 2013a). Aan een ecologisch maaibeheer zijn ook extra kosten verbonden. Deze variëren volgens de studie van Schelfhout *et al.* (2014) van 580 tot 1.872 euro per ha per jaar in natuurgebied. We bevelen daarom aan, alvorens een ecologisch maaibeheer in te voeren, te onderzoeken of de tot doel gestelde grassen-kruidenmix haalbaar is binnen het kader van een beheerovereenkomst (gelegen langsheen intensief landbouwgebruik en voor een beperkte tijdsduur). In de context van een beheerovereenkomst wordt best onderzocht wat de ecologische effecten van een ecologisch maaibeheer t.o.v. een maaibeheer zonder afvoer zijn. Wanneer de meerwaarde op vlak van biodiversiteit voldoende wordt geacht, kan het beheerpakket worden aangepast. Wanneer blijkt dat er nauwelijks verschillen zijn tussen grasstroken met een ecologisch maaibeheer versus een maaibeheer zonder afvoer, is een aanpassing van de voorwaarden niet gewenst.

4.2 Vernatting

Eveneens werd door de adviesvrager het verhogen van de watertafel geopperd om de soortenrijkdom te bevorderen. Deze piste is echter minder opportuun. Vernattingsprojecten vereisen een gedetailleerd (eco)hydrologisch onderzoek (systeemanalyse en het verzamelen van grond- en oppervlaktewaterpeilmetingen). De impact van vernattingsmaatregelen kan zich verder uitstrekken dan enkel de grasstrook en zo een invloed hebben op de gewasproductie. Gezien de ingrijpende veranderingen die vernatting tot gevolg heeft, worden best andere instrumenten ingezet dan de beheerovereenkomst.

Bovendien kan vernatting de biobeschikbaarheid van fosfor sterk verhogen. Enkel bij aanvoer van ijzer- of calciumrijk grondwater, treedt extra fosfaatbinding op. Wanneer het aangevoerde water arm is aan ijzer of calcium en een aanzienlijke fractie van de P in de bodem aan ijzer gebonden is, kan vernatting net leiden tot een extra vrijstelling van P in de bodemoplossing en waterlaag. Bij vernatting vermindert de zuurstofconcentratie in de bodem, wat maakt dat een deel van het in de bodem aanwezige Fe reduceert van Fe³⁺ naar Fe²⁺. De binding tussen Fe²⁺ en P is echter veel minder sterk dan tussen Fe³⁺ en P (van Gerven *et al.*, 2011). Het verhogen van de watertafel op voormalige landbouwbodems kan dus ernstige problemen opleveren voor het herstel van soortenrijke natuur (De Schrijver *et al.*, 2013b).

4.3 Inpassen van grasstroken volgens de landschappelijke context

Een meerwaarde voor biodiversiteit kan gecreëerd worden door de beheerovereenkomsten grasstrook te clusteren en/of in te zetten langs kwetsbare (lineaire) natuurelementen zoals een waterloop of een klein landschapselement. Het gaat om soortenrijke habitats, soortenrijke wegbermen, holle wegen, taluds, houtkanten, hagen, bomenrijen, poelen, waterlopen en grachten... (Van Uytvanck *et al.*, 2012).

Zo kan voor de buffering van een waterloop langsheen de oeverzone een aaneengesloten reeks grasstroken worden aangelegd. Rasmussen *et al.* (2011) onderzochten de capaciteit van bufferstroken om de afspoeling van pesticiden naar waterlopen te milderen. Volgens hun modellen is een minimumbreedte van 6,6 meter langsheen een waterloop nodig om de goede ecologische toestand te bereiken volgens de Kaderrichtlijn Water³. Grasstroken zijn

³ Richtlijn 2000/60/EG van 23 oktober 2000 van het Europees Parlement en de Raad tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid

daarnaast efficiënt voor het afvangen van plantennutriënten. Dorioz *et al.* (2006) stellen een breedte van 5-10 meter voor om de uitspoeling van fosfaat naar waterlopen afdoende te milderen. Een ander voorbeeld van een goede landschappelijke inpassing, is de bescherming van een hellingbos tegen de instroom van nutriënten, pesticiden en bodemmateriaal door de aanleg van een grasstrook aan opwaartse zijde van de helling. Langs houtige begroeiing zoals hagen of houtkanten biedt een parallelle grasstrook, naast buffering ook bescherming tegen mechanische destructie door bodembewerking.

Door de 'landschappelijke context' te stellen als randvoorwaarde kan op lange termijn een reële meerwaarde gecreëerd worden voor biodiversiteit. Door het bufferen van kwetsbare natuurelementen in het landbouwlandschap wordt de habitatkwaliteit voor diersoorten daarenboven verbeterd waardoor het natuurverbindend vermogen van het landbouwgebied stijgt.

In een gebied moet een bepaalde minimumdichtheid en/of oppervlakte van biodiversiteitsmaatregelen en natuurelementen aanwezig zijn alvorens die maatregelen ook effectief zijn (Chamberlain *et al.*, 2000; Depraetere *et al.*, 2012). Het is belangrijk dat naast de tijdelijke beheerovereenkomsten ook voldoende permanente natuurelementen aanwezig zijn. Voor het behoud van een duurzame populatie akkervogels bijvoorbeeld, is het nodig dat er een permanent aanbod is aan natuurlijke structuren in een gebied. De tijdelijke beheerovereenkomsten kunnen een tijdelijke, maar toch nuttige aanvulling betekenen in termen van dekking, foerageergebied of rustmogelijkheden (Leestmans *et al.*, 2012). Voor de voorziening van broedplekken zijn permanente structuren zinvol (grasstroken, al of niet gecombineerd met houtkanten). Hier is een afstemming met andere diensten (erosiebestrijding) aangewezen en zeer kansrijk. Voedselvoorziening in de vorm van gemengde grasstroken kan ruimtelijk variëren per jaar, waarbij vele kleine locaties zinvoller zijn dan enkele grote (Dochy & Hens, 2005).

Permanente natuurelementen bieden bovendien het voordeel dat ze kunnen 'rijpen' of ontwikkelen in de tijd, waardoor de functies die ze vervullen ook effectiever worden. Zo zijn gerijpte, erosiewerende grasstroken met een stabiele vegetatie en bodem effectiever dan tijdelijke stroken (Van Uytvanck *et al.*, 2012). Permanente bufferende stroken boven holle wegen laten toe dat de kwetsbare vegetaties van holle wegen de tijd krijgen om te herstellen. Bovendien valt de grote onzekerheid weg die jaarlijks of vijfjaarlijks terugkeert bij het sluiten van beheerovereenkomsten, waarbij het van toevallige factoren afhangt of er voldoende overeenkomsten zijn voor bijvoorbeeld de aanwezige populatie akkervogels (Van Uytvanck *et al.*, 2012).

Vergelijkend onderzoek van Kleijn *et al.* (2006) naar de betekenis van agro-milieumaatregelen voor biodiversiteit staft een marginaal tot bescheiden positief effect op biodiversiteit. De auteurs opperden de idee om maatregelen te differentiëren tussen minder en meer veeleisende soorten. Ondertussen werden beheerpakketten ontwikkeld op maat van hamster en grauwe kiekendief, en voor de groepen akker- en weidevogels. Een meer recente meta-analyse naar de ecologische impact van agro-milieumaatregelen (Batary *et al.*, 2011) gaat nog verder en stelt dat deze best ingezet worden op maat van de landschapsstructuur en de soortengroepen die tot doel gesteld worden. De generieke inzet van maatregelen is volgens deze auteurs onvoldoende effectief voor biodiversiteit.

Om de beperkte middelen zo effectief mogelijk aan te wenden, kan men ervoor kiezen om deze enkel nog in te zetten binnen hiervoor geselecteerde gebieden. Het lijkt goed dat binnen deze gebieden een bepaald minimum aandeel aan permanente natuurelementen aanwezig is, waarop faunasoorten kunnen terugvallen. Best worden beheerovereenkomsten pas ingezet wanneer de nodige combinaties met andere habitatvereisten van de doelsoorten mogelijk zijn. Zo is graanteelt bijvoorbeeld essentieel voor grauwe gorzen en

veldleeuweriken⁴. Deze praktijk wordt best gecombineerd met grasstroken die kunnen dienen als vlucht- en voedselstroken. Zo niet is de waarde van een grasstrook met uitgestelde maaidatum eerder beperkt.

Daarnaast wordt best ook rekening gehouden met de duurzaamheid van het aanpalend landgebruik, zoals een aangepast bemestings-, bewerkings- of drainageregime en het bannen van pesticidengebruik (De Blust, 2016). Cunningham *et al.* (2004) vonden bijvoorbeeld dat niet-kerende bodembewerking een positief effect kan hebben op kevers, spinnen en regenwormen en de hiermee samenhangende akkervogelpopulaties. Volgens de natuurrapportering 2016 is een duurzaam landgebruik, naast natuurbescherming en buffering, essentieel om een basisbiodiversiteit te behouden. Een groot deel van de oplossing ligt in het 'veranderen' of bijsturen van de intensief gebruikte systemen, zodat hun ecologische voetafdruk verkleint (Van Gossum *et al.*, 2016). Daarom bevelen we aan de beheerpakketten in te zetten op percelen die bepaalde duurzaamheidsstandaarden hanteren.

4.4 Eenjarige of meerjarige randen?

Eenjarige akkerranden komen al vroeg in het seizoen tot bloei en produceren meer bloemen dan meerjarige randen. In meerjarige randen gaan grassen in latere jaren vaak overheersen. Bloemen worden weggeconcentreerd. Echter deze types grasstroken bieden voedsel en leefgebied voor op de bodem levende (plaagbestrijdings)insecten. 's Winters kunnen deze stroken een rol spelen als schuilplaats (Noordijk *et al.*, 2010).

Een studie op een 400 ha groot akkerbouwgebied in Nederland vond dat meerjarige grasstroken en éénjarige bloemenranden aangelegd in aardappel- en tarwevelden het aantal en de invloed van natuurlijke vijanden en de piekdensiteiten van bladluizen reduceerden. Na een infocampagne gebruikten minder landbouwers insecticiden tegen bladluizen.

5 Evaluatie van het instrument

Het lijkt nuttig om te onderzoeken of de gebruiksbependingen binnen een beheerpakket worden gecompenseerd door de bijhorende vergoeding. De randvoorwaarden en vergoedingen van een bepaald beheerpakket zijn immers bepalend voor de keuze van de landbouwer.

Naast kennis over de betekenis van grasstroken voor biodiversiteit, is meer inzicht nodig in de voor- en nadelen van bepaalde beheerpakketten voor de landbouwer (Uyttenbroeck *et al.*, 2016). Uyttenbroeck *et al.* (2016) geven aan dat er nog een enorm kennishiaat is op vlak van de betekenis van beheerovereenkomsten op het totaalinkomen en de sociale erkenning van landbouwers. Volgens hen kan een betere kennis van deze aspecten leiden tot een toenemende opname van beheerovereenkomsten in landbouwpraktijken. De betekenis voor biodiversiteit en landbouw moeten samen beschouwd worden om te komen tot evenwichtige beheerpakketten.

Verder lijkt het moeilijk om te controleren of de randvoorwaarden zoals niet bemesten of niet op de grasstrook rijden, effectief worden toegepast. Bovendien wordt geen natuurdoel gesteld; er is geen resultaatverbintenis (Grontmij 2012).

Hoe gekozen wordt uit de waaier aan mogelijke beheerovereenkomsten bepaalt de totale biodiversiteitsbijdrage van de beheerovereenkomsten grasstroken (als 'instrument'). Momenteel zijn er vier types aan beheerpakketten grasstroken. Ze verschillen sterk in de toegelaten handelingen. Zo is het op grasstroken voor erosiebescherming toegelaten om erover te rijden en te mesten, waar dit voor gemengde grasstroken niet toegelaten is. De

⁴ De teelt van zomergranen en de overblijvende graanstoppels na de oogst bieden broed- en foerageerhabitats voor de meeste soorten van het open akkergebied en voor de veldleeuwerik in het bijzonder (Donald & Vickery 2000). Voor patrijzen bieden onkruidrijke stoppels goede dekkingsmogelijkheden.

biodiversiteitsbijdrage van een grasstrook erosiebescherming is wellicht beperkter dan de bijdrage van een gemengde grasstrook. Vanuit het standpunt van de landbouwer is het logisch dat hij/zij kiest voor de optie die het meest voordelig is. Gebruiksbeperkingen worden afgewogen ten opzichte van de vergoeding die daartegenover staat. De totale biodiversiteitsbijdrage van de groep aan beheerovereenkomsten voor grasstroken (het instrument) kan opgekrikt worden, door een minimum ambitieniveau op vlak van natuur- en milieukwaliteit in te bouwen. Dit kan door aan alle beheerovereenkomsten voor grasstroken de randvoorwaarden te koppelen dat niet meer gemest, gespoten of erover gereden mag worden, ecologisch maaibeheer wordt ingesteld en een minimumbreedte van 7 meter wordt vereist. Deze strenge voorwaarden moeten correct vergoed worden.

Conclusie

1. Hoe kan de biodiversiteitsbijdrage van graslandstroken (onder beheerovereenkomsten) in het algemeen verhoogd worden?

De bijdrage van beheerovereenkomsten graslandstroken kan opgekrikt worden door een minimum ambitieniveau op vlak van natuur- en milieukwaliteit in te bouwen. Dit kan door aan alle beheerovereenkomsten voor grasstroken volgende randvoorwaarden te koppelen:

- niet bemesten
- geen pesticiden gebruiken
- niet berijden
- ecologisch maaibeheer
- een minimumbreedte van 7 meter
- een minimumnatuurdoel voor grasstroken: een gras-kruidentmix of BWK-code hp*.

Verder kan de biodiversiteitsbijdrage van graslandstroken onder beheerovereenkomsten verbeterd worden door rekening te houden met de landschappelijke context. Algemeen worden volgende principes aanbevolen:

- gebiedsgerichte en geconcentreerde inzet in kansrijke gebieden,
- grasstroken aanleggen in functie van de permanente natuurelementen of tot doel gestelde soortengroepen,
- de beheerovereenkomsten ontwikkelen op maat van de doelsoort,
- een bepaalde minimumoppervlakte aan permanente en niet-permanente natuurelementen nastreven,
- verzekeren dat de nodige combinaties met andere habitatvereisten van de doelsoorten voorhanden zijn,
- voorrang geven aan percelen met duurzaam landgebruik, zoals een aangepast bemestings-, bewerkings- of drainageregime en het bannen van pesticidengebruik.

2. Op welke manier kunnen bestaande, sterk vergraste gemengde grasstroken beheerd worden om een hogere biodiversiteitswaarde te verkrijgen?

Graslandstroken dragen bij aan de biodiversiteit omdat ze ruimte bieden voor ongewervelden en gewervelden in het agrarisch gebied, maar de botanische mogelijkheden zijn beperkt door het naastliggende, intensieve agrarisch gebruik. De omvorming van grasstroken naar een soortenrijke situatie is niet eenvoudig en vaak onmogelijk gezien de voorgeschiedenis van bemesting en de ligging vlak naast een intensief gebruikte akker. De omvorming vraagt een drastische daling van de nutriënten in de bodem. Voor stikstof is dit bijna onmogelijk. Gezien de ligging naast een akker is extra inwaai van NH₃ en instroom van NO₃⁻ bovenop de atmosferische stikstofdepositie te verwachten. De hoeveelheden zijn daarnaast afhankelijk van de ligging in het landschap en de hoeveelheid en frequentie van bemesting. Fosfor kan limiterend werken in deze context. Maar ook een limitatie van fosfaat kan gezien de voorgeschiedenis niet gerealiseerd worden binnen een redelijke termijn. Hiervoor is de

hoeveelheid fosfaat die vastgelegd werd in de bodem wellicht te hoog (Schelfhout *et al.*, 2013). Wellicht blijven nutriënten in de grasstroken op elk moment in voldoende mate ter beschikking om productieve soorten te bevoordelen. Een ecologisch maaibeheer van maaien en afvoeren kan echter wel de structuurrijkdom bevorderen. Daarnaast wordt het aanbevolen om de grasstroken niet meer te klepelen waarbij het sterk versnipperde maaisel blijft liggen en dus geen verschraling bewerkstelligd.

Referenties

Batary P., Andras B., Kleijn D., Tschardt T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278(1713):1894-1902.

Ceulemans T., Merckx R., Hens M. & Honnay O. (2011). A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. *Journal of Applied Ecology* 48: 1155-1163.

Chamberlain D.E., Fuller R.J., Bunce R.G.H., Duckworth J.C., Shrubbs M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37(5):771-788.

Cunningham H.M., Chaney K., Bradbury R.B., Wilcox A. (2004). Non-inversion tillage and farmland birds: a review with special reference to the UK and Europe. *Ibis* 146:192-202.

De Blust G. (2016). gePASt beheer op landschapsniveau. NECOV symposium 26 april 2016: Passende maatregelen tegen stikstofeffecten.

De Keersmaecker L., Adriaens D., Anselin A., De Becker P., Belpaire C., De Blust G., Declerck K., De Knijff 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., Vandekerckhove 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.

De Saeger S. & Wouters J. (2018). BWK en Habitatkartering, een praktische handleiding. Deel 5: de graslandsleutel. (Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. 4). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

De Schrijver A., Wuyts K., Schelfhout S., Staelens J., Verstraeten G. & Verheyen K. (2012). Verzuring van terrestrische ecosystemen. Oorzaken, remedies en gevolgen voor de biodiversiteit. *Natuur.focus* 11(4): 136-143.

De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfhout S., Vergeynst J., De Smedt P. & Verheyen K. (2013a). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* 12(3): 92-102.

De Schrijver A., Schelfhout S., Demey A., Raman M., Baeten L., De Groot S., Mertens J. & Verheyen K. (2013b). Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.focus* 12(4): 145-153.

Dochy O. & Hens M. (2005). Van de stakkers van de akkers naar de helden van de velden. Beschermingsmaatregelen voor akkervogels. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2005.01, Brussel, i.s.m. het provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge.

Donald P.F. & Vickery J.A. (2000). The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks (*Alauda arvensis*) in the UK. 140-150 in: N.J. Aebischer, A.D. Evans, P.V. Grice and

J.A. Vickery (eds). Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds, British Ornithologists Union, Tring.

Dorioz J.M., Wang D., Poulenard J., Trévisan D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics — A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117: 4-21.

Dumortier M., Genouw G., Neiryck J., Overloop S., Van Avermaet P., De Schrijver A., Devlaeminck R. (2005). Hoofdstuk 19. Verzuring. In: Kuyken E., Boeye D., De Bruyn L., De Roo K., Dumortier M., Peymen J., Schneiders A., van Straaten D. & Weyembergt G. (Eds.). *Natuurrapport 2005. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.*

Depraetere D., Liberloo M., Nevelsteen I. (2012). Biodiversiteit in Landbouwgebied. Lessen uit SOLABIO. Houthalen-Helchteren: Regionaal Landschap Lage Kempen.

Fowler D., Cape J., Sutton M.A., Mourne R., Hargreaves K.J., Duyzer J.H., Gallagher M.W. (1992). Deposition of acidifying compounds. *Acidification research: evaluation and policy, applications* (ed. T Schneider): pp 553-572. Elsevier, Amsterdam.

Grontmij Vlaanderen. (2012). Actieplan ter herstel van graften in Voeren.

Jarvis S., Hutchings N., Brentrup F., Eivind Olesen J., van de Hoek K. W. Nitrogen flows in farming systems across Europe. In: Sutton M.A., Howard C. M., Erisman J. W., Billen G., Bleeker A., van Grinsven H., Grizzetti B. (2011). *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives.* Cambridge University Press.

Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R. et al (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol Lett* 9(3):243-254.

Leestmans S., Bernaerts J., Dielis G., Steeno R., Jardin S., Boyen M., Beele C., Jonckheere F., Liberloo M. (2012). *Beheersovereenkomsten, nieuwe sporen voor het beleid. Kennis en ervaringen uit het SOLABIO project.* Brussel: Vlaamse Landmaatschappij.

Noordijk J., Musters C.J.M., de Snoo G.R. (2010). De ongewervelde fauna in akkerranden van verschillende ouderdom. *De Levende Natuur* jaargang 111, nummer 3. p 148-151.

Oomes M.J.M. (1988). Het effect van verschrallend beheer op productie en soortenrijkdom van grasland. In: Verkaar H.J.P.A. & P.J.M. Melman. (1988). *Verslag van de workshop beheer grazige wegbermen.* Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Delft, 59 pp.

Parr T.W. & Way J.M. (1988). Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073-1087.

Purschke O., Schmid B.C., Sykes M.T., Poschlod P., Michalski S.G., Durka W., Kühn I., Winter M., Prentice H.C. & Fridley J. (2013). Contrasting changes in taxonomic, phylogenetic and functional diversity during a long-term succession: insights into assembly processes. *Journal of Ecology* 101: 857-866.

Rasmussen J. J., Baattrup-Pedersen A., Wiberg-Larsen P., McKnight U. S., Kronvang, B. (2011). Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering* 37(12): 1990-1997.

Roem W.J. & Berendse F. (2000). Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* 92: 151-161.

Schaffers A.P., Vesseur M.C. & Sykora K.V. (1998). Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349–364.

Schelfhout S., De Schrijver A., Mertens J., Demey A., De Block M., Herr C., De Smedt P. & Verheyen K. (2014). Natuurontwikkeling op landbouwgrond: herstelmaatregelen. *Natuur.focus* 13(1): p.31-39.

Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., van der Aalst M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M. (2008). Decreasing the abundance of *Juncus effusus* on former agricultural lands with noncalcareous sandy soils: Possible effects of liming and soil removal. *Restoration Ecology* 16(2): 240–248.

Sutton M.A., Asman W.A.H., Schjørring J.K. (1994). Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 46:4, 255-273.

Sýkora K.V., De Nijs L.J. & Pelsma T.A.H.M. (1993). Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 p.

Sýkora K.V., Kalwij J.M. & P.J. Keizer P.J. (2002). Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421–436.

Tilman D. (1997). Mechanisms of Plant Competition. In: Crawley M. (Ed). *Plant Ecology*, Second Edition, Blackwell Science, Oxford, England, pp. 239-261.

Uyttenbroeck R., Hatt S., Paul A., Boeraeve F., Piqueray J., Francis F., Danthine S., Frederich M., Dufrière M., Bodson B., Monty A. (2016). Pros and cons of flower strips for farmers. A review. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*. 20(S1), 225-235.

Van Gossum, P., Alaerts, K., De Beck, L., Demolder, H., De Smet, L., Michels, H., Peymen, J. Schneiders, A., Stevens, M., Thoonen, M., Van Reeth, W., Vught, I. (red.) (2016). *Natuurrapport – Aan de slag met ecosysteemdiensten*. Syntheserapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M. 2016.12342678, Brussel.

Van Kerckvoorde A., Vandevoorde B., Raman M., De Geest L., Vervaeke K., Willems K., De Haeck A., Pieters M., Dhaluin P. & Terrie T. (2015). Typologie en standplaatsonderzoek van berm- en dijkvegetaties langs enkele W&Z-waterlopen. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.7255881)*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Uytvanck J., Simoens I., Van Gossum P. (Red.). (2012). *Optimalisatie van natuurbeleid in landbouwgebied: landschapsvisie Gelinden*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Uytvanck J., Declerck K. (2018). Advies betreffende de impact van het verbod op het scheuren van 'permanent grasland' in het Vlaams Ecologisch Netwerk en het ecologisch belang van 'oud grasland'. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2018. (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. INBO.A.3595).

van Gerven L. P. A., Hendriks R. F. A., Harmsen J., Beumer V. & Bogaart P. W. (2011). Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodembodem. Metingen in het veengebied Krimpenerwaard. *Alterra-rapport 2217, Reeks Monitoring stroomgebieden 23*. Alterra, Wageningen UR.

Van Uytvanck J., Simoens I., Van Gossum P. (Red.). (2012). *Optimalisatie van natuurbeleid in landbouwgebied: landschapsvisie Gelinden*. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Wirdum, G. (1979). Trophiegradiënten in een kraggenlandschap. H2O 12(3): 46-57.

Verlinden A., Dumortier M., Maelfait J.P. (1989). Graslanden, ruigten en zomen. P. 87-95 In: Hermy M. Natuurbeheer.

Zwaenepoel A. (2000). Veldgids ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. WVI, in opdracht van Provinciebestuur West-Vlaanderen, Brugge. 99 p.

Bijlage 1: Voorwaarden in te zaaien mengsel

Gras(kruiden)mengsel			
samenstelling			Zaai- hoeveelheid
<p>Aan de hand van de soortenlijst op de volgende bladzijde samen te stellen zaadmengsel bestaande uit:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 85 % grassen, minstens drie soorten waaronder minstens twee soorten aangeduid met * - 15 % kruiden, bestaande uit: <ul style="list-style-type: none"> o vlinderbloemigen, minstens 1 soort en tussen 2% en 5% gewichtsaandeel in het mengsel o een- of tweejarige kruiden, minstens 2 soorten en tussen 5% en 10% gewichtsaandeel in het mengsel o meerjarige kruiden, minstens 2 soorten en tussen 5% en 10% gewichtsaandeel in het mengsel 			max. 15 kg / ha
groep	Nederlandse benaming	wetenschappelijke benaming	maximaal % op totaal gewicht
Grassen (minstens drie soorten, waarvan minstens twee aangeduid met *, 85% op totaal gewicht)	beemdlangbloem	<i>festuca pratensis</i>	5
	gestreepte witbol	<i>holcus lanatus</i>	5
	gewoon struisgras*	<i>agrostis tenuis</i>	25
	glanshaver	<i>arrhenatherum elatius</i>	5
	haver	<i>avena sativa</i>	10
	Italiaans raaigras	<i>lolium multiflorum</i>	15
	kroppaar	<i>dactylis glomerata</i>	5
	reukgras*	<i>anthoxanthum odoratum</i>	25
	rietzwenkgras	<i>festuca arudinaceae</i>	5
	rood zwenkgras*	<i>festuca rubra</i>	50
	ruw beemdgras*	<i>poa trivialis</i>	25
Vlinderbloemigen (minstens 1 soort, min. 2% en max. 5% op totaal gewicht)	gewone rolklaver	<i>lotus corniculatus</i>	2
	luzerne	<i>medicago sativa</i>	2
	rode klaver	<i>trifolium pratense</i>	2
	veldlathyrus	<i>lathyrus pratense</i>	2
	vogelwikke	<i>vicia cracca</i>	2
	hopklaver	<i>medicago lupulina</i>	2

Een- tweejarige kruiden (minstens soorten, 5% en 10% op gewicht)	of 2 min. en max. totaal	grote klaproos	<i>papaver rhoeas</i>	5
		bleke klaproos	<i>papaver dubium</i>	5
		korenbloem	<i>centaurea cyanus</i>	5
		wilde chicorei	<i>cichorium intybus</i>	5
		wilde peen	<i>daucus carota</i>	5
Meerjarige kruiden (minstens soorten, 5% en 10% op gewicht)	2 min. en max. totaal	avondkoekoeksbloem	<i>silene latifolia subsp. alba</i>	5
		duizendblad	<i>achillea millefolium</i>	5
		gewone margriet	<i>leucanthemum vulgare</i>	5
		gewone brunel	<i>prunella vulgaris</i>	5
		gewoon biggenkruid	<i>hypochaeris raidicata</i>	5
		groot kaasjeskruid	<i>malva sylvestris</i>	5
		groot streepzaad	<i>crepis biennis</i>	5
		kleine pimpernel	<i>sanguisorba minor</i>	5
		knoopkruid	<i>centaurea jacea/thuillieri</i>	5
		muskuskaasjeskruid	<i>malva moschata</i>	5
smalle weegbree	<i>plantago lanceolata</i>	5		
wilde marjolein	<i>origanum vulgare</i>	5		

Tips bij de aanleg

- ✓ Het inzaaien van een gemengde grasstrook gebeurt best in de nazomer (voorafgaand aan de start van de beheerovereenkomst) of rond half april.
- ✓ Indien ingezaaid wordt in het voorjaar en/of op percelen met een grotere onkruiddruk wordt bij voorkeur gewerkt met een vals zaaibed. Daarbij wordt de strook minstens twee weken voor de inzaai van het mengsel zaaiklaar gelegd. Het inzaaien gebeurt dan na een oppervlakkig bodembewerking (3 à 4 centimeter) die het aanwezige of kiemende onkruid bestrijdt zonder nieuwe onkruidzaden naar boven te halen.
- ✓ Het zaaien zelf dient zo oppervlakkig mogelijk te gebeuren.