

Herstelstrategie H6210: Kalkgraslanden

Smits, N.A.C. & R. Bobbink

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het habitatype.

Dit habitatype omvat matig droge tot droge, zogenoemd halfnatuurlijke graslanden op kalkrijke bodems. Kalkgraslanden komen voor op schrale, niet bemeste kalkbodems. Het kalkgrasland komt voor op plekken waar bovenop de kalkrots slechts een tot enkele decimeters dikke humeuze en lemige krijtverweringsgrond voorkomt. De vochtvoorziening is daarom zeer matig. De kalkgraslanden zijn soortenrijk en ze herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland min of meer tot de kalkgraslanden beperkt zijn. Daaronder zijn opmerkelijke orchideeën. Een opvallend kenmerk van de schrale hellingen in Zuid-Limburg is het kleinschalige samenspel van plantengemeenschappen. Daarbij wisselen de traditioneel door schapen begraasde kalkgraslanden af met heischrale graslanden, pioniergraslanden en struwelen op en langs rotsrichels, door koeien beweide kalkgraslanden, kalkzomen, kalkkokers en kalkbossen. De kalkgraslanden vormen plaatselijk afwisselende complexen met soortenrijke zomen (verbond *Trifolion medii*) en struwelen (verbond *Berberidion vulgare*). Die zomen en struwelen worden dan als onderdeel van het habitatype beschouwd. De kalkgraslanden worden in samenhang met de verschillende beheersvormen, tot twee verschillende verbonden gerekend (*Mesobromion* dan wel *Cynosurion cristati*). De associatie van ruige weegbree en aarddistel, die eveneens tot het habitatype gerekend wordt, komt voor op kalkrijke gronden die worden beweide door koeien en soms ook licht worden bemest. De standplaatsen zijn gemiddeld wat voedselrijker en beter vochthoudend dan die waar het kalkgrasland in strikte zin voorkomt. Het zwaartepunt ligt op de lemige bodems aan de voet van hellingen.

In de Kalkgraslanden komt een soort voor van de Habitatrictlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er gene typische soorten, waarvoor in dit habitattype mogelijke problemen als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitattype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

| Soortgroep | VHR-soort | Belang en functie | N-gevoeligheid van leefgebied | Effecten van stikstofdepositie |
|-------------|--------------|------------------------|--|---|
| Dagvlinders | Spaanse vlag | Groot: foerageergebied | Ja (enige verzuivering geen probleem, hogere KDW?) | Afname kwaliteit voedselplanten (4) (hypothese) |

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitattype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitat_type_6210.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (Runhaar et al. 2009) wordt volledig uitgegaan van de omstandigheden van Kalkgrasland en van de Associatie van Ruige weegbree en Aarddistel (15Aa01 en 16Bc02; Schaminée et al. 1996).

2.1 Zuurgraad

Als (kern)bereik geldt een pH (H₂O) van hoger dan 6,5 (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

Voor de voedselrijkdom geldt een (kern)bereik van matig voedselarm tot matig voedselrijk (Runhaar et al. 2009).

2.3 Vochttoestand

Voor de vochttoestand geldt een (kern)bereik van droog tot vochtig (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Op de hellingen in Zuid-Limburg komt een complex van voedselarme en iets voedselrijkere graslanden voor die samen hellingschraalland worden genoemd. Door hun ligging op de helling zijn deze halfnatuurlijke graslanden van nature matig tot zeer droog en staan zij niet onder invloed van het grondwater. Binnen de hellingschraallanden is vaak een gradiënt te onderscheiden waarin de verschillende habitattypen in een vaste volgorde worden aangetroffen. De hoogste delen kennen vaak een vrij zure en voedselarme bodem, bestaande uit zand, grind en/of vuursteen alluvium. Hier worden zure kiezelkopgraslanden en heischrale graslanden

(Habitatype 6230) aangetroffen. In het middendeel van de hellingen, op plekken waar kalkgesteente dagzoomt, kan kalkgrasland (Habitatype 6210) tot ontwikkeling komen. Onderaan de hellingen, op plaatsen waar zich colluvium verzamelt, vinden we voedselrijkere bloemrijke graslanden. Op plekken waar het kalkgesteente aan de oppervlakte komt, met name bij grotten, rotswanden en groeven kan het zeldzame habitatype van de kalkminnende of basofiele graslanden op rotsbodems (Habitatype 6110) worden aangetroffen. Daarnaast bevinden zich in hellingschraallanden van oudsher verspreid enkele struwelen en soms ook graften (Smits et al 2009a). De hellingschraallanden in het algemeen en kalkgraslanden in het bijzonder zijn zeer soortenrijk en herbergen een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland min of meer tot deze graslanden beperkt zijn. Daaronder zijn opmerkelijke orchideeën en een groot aantal insecten (o.a. sprinkhanen, vlinders, bijen, loopkevers en mieren). Deze grote soortenrijkdom staat echter onder druk. In de afgelopen eeuw zijn diverse karakteristieke hellingschraalland plant- en diersoorten sterk achteruit gegaan of zelfs geheel uit Nederland verdwenen. Ondanks grote beheerinspanningen in de laatste decennia is deze trend nog niet geheel gekeerd (Bobbink & Willems 2001; Smits et al. 2009a; Smits et al. 2009b; Wallis de Vries et al. 2002).

Kleinschalige variatie in expositie, hellingshoek, bodemmateriaal en plantengroei zorgen voor een zeer grote variatie in microklimaat op korte afstand (Stoutjesdijk & Barkman 1992). Deze grote variatie is een belangrijke oorzaak van de hoge biodiversiteit in de hellingschraallanden. Door de grote invloed van de vegetatiestructuur op het microklimaat leidt verhoogde biomassaproductie tot nivellering van het extreme microklimaat, met desastreuze gevolgen voor de karakteristieke warmte- en droogteminnende planten- en diersoorten van de hellingschraallanden (Smits et al. 2009a). Verminderde lichtdoordringing in de vegetatie en de veranderde kwaliteit van het licht (veranderde rood/verrood verhouding) pakt daarnaast sterk negatief uit voor laaggroeiende of kortlevende plantensoorten (Verkaar & Schenkelveld 1983, Verkaar et al. 1984). Van oudsher bestond een groot deel van de steile kalkhellingen in Zuid-Limburg uit hellingschraalland (Bobbink & Willems 2001). Daarbuiten speelden (begrasde) voedselarme bermen, overhoekjes en extensief benutte landbouwgrond een belangrijke rol in het verbinden van de terreinen. Door het grote verlies aan hellingschraallandareaal sinds het begin van de 20^e eeuw (Bobbink & Willems 2001), de intensivering van het omliggende landbouwgebied en het wegvallen van verbindende elementen als bloemrijke bermen (WallisdeVries et al. 2009), zijn de hellingschraallanden sterk versnipperd geraakt. Voor zowel flora als fauna blijkt deze hoge mate van versnippering en isolatie van de hellingschraallanden een belangrijk knelpunt te zijn (Smits et al. 2009a).

Uitwisseling tussen reservaten is voor de meeste karakteristieke plantensoorten niet meer mogelijk (Smits et al 2009a). Zelfs veel vliegende insectensoorten waaronder mieren, vlinders en sprinkhanen zijn niet meer in staat de afstand tussen de hellingschraallanden te overbruggen (Van Noordwijk in Smits et al. 2009a). Hierdoor kunnen soorten die eenmaal uit een terrein zijn verdwenen in de huidige situatie niet op eigen kracht terugkomen. Met name voor enkele diergroepen geldt daarnaast dat de reservaten zelf zo klein zijn dat zij slechts kleine populaties kunnen herbergen die veel sneller uitsterven (Van Noordwijk in Smits et al. 2009a).

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (deel III).

2.5 Regulier beheer

Het reguliere (traditionele) beheer van dit habitatype bestaat uit begrazing met schapen, eventueel (in combinatie met) een maairegime of begrazing met koeien.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor kalkgraslanden is vastgesteld op 1500 mol/ha/jaar (= 21 kg N/ha/jaar). Dit getal is gebaseerd op de gemiddelde modeluitkomst (Van Dobben et al. 2012) en passend binnen de empirische die loopt van 15–25 kg N/ha/jr (EUNIS E1.26) en is daarmee onveranderd gebleven ten opzichte van 2003 (Bobbink et al. 2003; Bobbink & Hettelingh 2011).

3.1 Verzuring

De optimale zuurgraad is 6,5 (pH-H₂O) en hoger voor beide vegetatietypen (15Aa01, 16Bc02, Runhaar et al. 2009). Gezien de standplaatseisen van kalkgraslanden (kalkrijke bodems), treedt er weliswaar wel bodemverzuring (= verlies van zuur neutraliserende capaciteit) op, maar geen daling van de pH door de hoge hoeveelheid CaCO₃ in de bovenlaag (in ZL vaak 5–10 %). Uit berekeningen door van Dam in de jaren 80 van de vorige eeuw (Van Dam 1990) blijkt dat het meer dan 100 jaar duurt bij voortdurende hoge verzurende depositie, voordat er een dunne laag 1 pH eenheid is gedaald.

3.2 Vermesting

De optimale voedselrijkdom bestaat uit de klasse matig voedselarm tot matig voedselrijk, waarbij het vegetatietype kalkgrasland (15Aa01) het bereik matig voedselarm tot licht voedselrijk beslaat en 16Bc02 licht voedselrijk tot matig voedselrijk (Runhaar et al. 2009). Bij verdere eutrofiëring kan het type niet voorkomen. De vermestende invloed van atmosferische depositie is een geleidelijk proces waarbij zich jaarlijks beperkte hoeveelheden stikstof ophopen in het systeem. Een deel van de atmosferisch toegevoerde stikstof wordt jaarlijks actief afgevoerd via het regulier beheer (maaien en afvoeren en eventueel via begrazing). De effecten van vermisting laten zich meestal zien in een toenemende biomassa-productie en uitbreiding van algemene soorten (Smits 2010). Er is een duidelijke relatie gevonden tussen een verhoogde gift van stikstof en een veranderde vegetatiesamenstelling (m.n. de toename van het gras *Brachypodium pinnatum* (Gevinde kortsteel) in combinatie met een afname van de soortenrijkdom (Bobbink et al. 1988; Bobbink 1991; Willems et al. 1993). Een belangrijk gevolg van vermisting is ook het dichter worden van de vegetatiestructuur met grote gevolgen voor het microklimaat die doorwerken op planten en dieren (Stoutjesdijk en Barkman 1992, Bennie et al. 2006, Van Noordwijk 2011)

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factor doorwerk: afname kwaliteit voedselplanten (hypothese). Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

Herstelmaatregelen die leiden tot het verdwijnen van in de winter overstaand gras (waardplanten) of het verdwijnen van nectarplanten, zijn schadelijk voor het geelsprietdikkopje.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

Er zijn meerdere omstandigheden die dezelfde effecten kunnen geven als stikstofdepositie of die de effecten van stikstofdepositie kunnen beïnvloeden, zowel positief als negatief. De belangrijkste daarvan passeren hierna de revue.

4.1 Ontoereikend regulier beheer

In het verleden (tot in de eerste helft van de 20^e eeuw) bestond het beheer op de meeste terreinen uit begrazing door een kudde schapen, geleid door een herder. Aangezien mest nog kostbaar was, werden de schapen 's nachts op stal gezet (een potstalsysteem), waardoor geconcentreerd mest werd verzameld die vervolgens op de akkers werd gebruikt. Daarnaast werd alle vegetatie veel meer dan nu gebruikt om vee te voeden, waardoor de hellinggraslanden er over het algemeen veel kaler bij lagen. Tegenwoordig worden schapen binnen een raster gehouden, waardoor alle mest binnen het terrein blijft en er geen netto afvoer van voedingsstoffen meer optreedt. Bovendien wordt het beheer aangepast aan de bloei en zaadsetting van soorten en wordt de biomassa van de hellingschraallanden niet meer primair ingezet als voedselbron.

De afgelopen jaren is gericht onderzoek gedaan naar de ontwikkeling van de hellingschraallanden (Smits et al. 2005, 2006, 2007, 2008a, 2009a). Hieruit is gebleken dat er de laatste decennia, ondanks een intensivering van het beheer vanaf omstreeks 1980 weinig herstel is opgetreden in de vegetatie- en faunasamenstelling van hellingschraallandcomplexen. Herinvoering of aanpassing van maai- en begrazingbeheer heeft een dominante vergrasser als Gevinde kortsteel in veel terreinen weliswaar teruggedrongen ten gunste van kenmerkende schraalgraslandsoorten, maar tegelijkertijd is duidelijk geworden dat sommige zeer karakteristieke plantensoorten toch nog achteruit zijn gegaan of zelfs zijn verdwenen. Bovendien worden de algemene soorten algemener, terwijl juist de meest gevoelige soorten achteruit gaan. Daarnaast heeft deze beheervorm niet geleid tot verdere verschraling van de bodem, de nutriëntenrijkdom in de bodem is zelfs toegenomen (Smits 2010). Korstmossen zijn in de kalkgraslanden momenteel slecht ontwikkeld. Ook bij een afnemende stikstofdepositie van de afgelopen periode komen de Cladonia's en andere voor kalkgraslanden kenmerkende soorten niet terug (Bijlsma et al. 2009). Dit komt waarschijnlijk mede doordat de ammoniakconcentraties nog te hoog zijn (Sutton et al. 2009): in 2009 zijn daarom de critical loads voor gevoelige korstmossen (waar deze toebehoren) door de UNECE verlaagd tot 1 (2) microgram per m². Mogelijk kunnen verspreidingsproblemen ook aanleiding zijn dat ze niet terugkomen, maar dit lijkt eerder een probleem voor zaadplanten dan voor organismen zoals korstmossen die zich via sporen verspreiden. De meeste diergroepen hebben zich na een drastische achteruitgang tot 1980 weten te stabiliseren, maar enkele bijzondere soorten zijn verder achteruitgegaan en soms zelfs geheel verdwenen. De dagvlinders zijn na instellen van het herstelbeheer juist verder achteruit gegaan. De wantsen hebben als enige diergroep duidelijk van de herstelmaatregelen geprofiteerd. Bestaande populaties van karakteristieke planten- en diersoorten blijven over het algemeen bijzonder klein en kwetsbaar. Voortzetting van het huidige beheer zal hoogstwaarschijnlijk niet leiden tot volledig herstel. Bovenstaande resultaten lijken eerder te wijzen op verdere achteruitgang van karakteristieke soorten flora en fauna. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

4.2 Inspoeling vanuit bovenliggende landbouwgronden

Kalkgraslanden in Nederland komen voor op hellingen waar kalkgesteente aan de oppervlakte komt. Van nature liggen bovenop de plateaus de meer voedselrijke lossgronden, waar van oudsher landbouw plaatsvond. Deze landbouwgronden op de plateaus worden tegenwoordig bijna altijd zwaar bemest, waarbij de kans groot is, dat voedingsstoffen over de plateau-rand de kalkgraslanden inspoelen. Dergelijke resultaten zijn (voor zowel N als P) gemeten nabij de Bemelerberg (Smits, niet gepubliceerd).

4.3 Bos

Veel hellingschraallanden (kalkgraslanden) op steile hellingen zijn na het verliezen van hun oorspronkelijke functie in het traditionele landbouwsysteem (tot begin 20^e eeuw) verlaten, waardoor de natuurlijke successie via struweel richting bos is opgetreden. De huidige, behouden reservaten liggen om die reden vaak omgeven door bos. Vanwege bladinvall en schaduw-effecten (temperende werking op de grote variatie in het graslandsysteem) kan het bos dat de kalkgraslanden omgeeft een negatieve invloed uitoefenen op de kwaliteit van het kalkgrasland zelf.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

De vermestende invloed van stikstofdepositie zelf kan in principe bestreden worden via extra afvoer van biomassa en dus stikstof. Instrumenten hiervoor zijn het beheer: actieve afvoer via maaien, intensieve begrazing of plaggen. In een langjarig experiment in het Gerendal werd de ontwikkeling na (o.a.) stikstofbemesting gevolgd. Tot en met 1967 werd dit grasland gebruikt voor grasproductie en werd intensief (voor die tijd) bemest. Vanaf 1967 tot 1970 werd het grasland begraasd en gemaaid, maar werd geen bemesting toegepast. De ontwikkeling van agrarisch grasland naar kalkgrasland wordt hier al sinds 1970 (dus meer dan 35 jaar) elk jaar gevolgd. 10–20 jaar nadat de bemesting is gestopt worden het maximaal aantal soorten gevonden, erna namen soorten van meer voedselrijke omstandigheden langzaam af. Effecten van bemesting met relatief veel stikstof blijken hierbij na 10 jaar niet meer te onderscheiden in soortensamenstelling en biomassasamenstelling van de vegetatie van de controle proefvlakken (Smits et al. 2008b).

Door Dorland et al. (2012) is gerekend aan de effectiviteit van maaien (en afvoeren) als herstelmaatregel. Als maat voor de effectiviteit is de Theoretische Effectieve Periode gehanteerd (TEP), uitgedrukt in het aantal jaren overschrijding van de KDW dat door de maatregel wordt afgevoerd (TEP_{kdwov}). Hierbij is er vanuit gegaan dat door middel van maaien alle levende en dode biomassa wordt afgevoerd, wat een overschatting van de werkelijkheid is. Door Dorland et al. (2012) is gerekend aan de effectiviteit van maaien (en afvoeren) als herstelmaatregel. Als maat voor de effectiviteit is de Theoretische Effectieve Periode gehanteerd (TEP), uitgedrukt in het aantal jaren overschrijding van de KDW dat door de maatregel wordt afgevoerd (TEP_{kdwov}). Hierbij is er vanuit gegaan dat door middel van maaien alle levende en dode biomassa wordt afgevoerd, wat een overschatting van de werkelijkheid is. Zomermaaien blijkt voor Kalkgrasland het meest effectief: de TEP_{kdwov} bedraagt dan 2,1 jaar bij een N-depositie van 2x KDW. De benodigde maaifrequentie om 1000 mol N/ha/jr te mitigeren bedraagt dan ongeveer 0,3 maal per jaar onder de gegeven modelrestricties (Dorland et al. 2012).

5.1 Optimalisatie beheer

Het beheer kan geoptimaliseerd worden (meer afvoer voedingsstoffen, meer structuur voor fauna) door het te verplaatsen naar voorjaar en zomer, en de vegetatie in het najaar en de winter iets meer te ontzien. Eventueel kan, waar nodig, aanvullende extensieve herfstbegrazing worden ingesteld. Dit beheer dient gefaseerd en gecompartmenteerd te worden uitgevoerd, maar hoe dit precies geoptimaliseerd kan worden, valt onder de **kennislacunes**. Op deze wijze kunnen kwetsbare plantensoorten op voldoende plekken in het terrein tot bloei en zaadzetting komen en wordt gewaarborgd dat er continue nectarbronnen en schuilmogelijkheden voor de fauna in het terrein aanwezig zijn. Voldoende kleinschalige fasering van het beheer is binnen de reservaten extra belangrijk geworden door de verslechterde landschappelijke samenhang. Buiten de reservaatsgrenzen zijn nauwelijks nog voldoende bloemrijke, schrale bermen en overhoekjes te vinden die tijdens beheeringrepen als refugium kunnen dienen. Zowel met maaien als begrazen ontstaan waardevolle vegetaties die echter onderling sterk verschillen in vegetatiestructuur en deels ook soortensamenstelling. Binnen de huidige relatief kleine hellingschraallanden biedt begrazing beduidend meer mogelijkheden tot lokale variatie die voor veel karakteristieke insectensoorten van groot belang is. Daarom is dit aspect hieronder verder uitgewerkt. Concrete aanbevelingen voor voorzichtig en kleinschalig maatwerk zijn:

- Maximaal eenderde deel tot de helft van een terrein tegelijk beweiden of maaien en het overige deel op een ander moment. In de Belgische terreinen worden hier goede resultaten mee behaald. Kwetsbare faunasoorten kunnen dan deels in de tijdelijk niet beheerde delen overleven en later weer naar de beheerde delen terugkeren. Om dit systeem te laten functioneren is het echter van belang dat het beheer plaatsvindt in een periode waarin de karakteristieke faunasoorten relatief mobiel zijn en zich daadwerkelijk van de ene beheerseheid naar de andere kunnen verplaatsen. Hiervoor zijn voorjaar en zomer de meest geschikte periodes. Tussen de beheeringrepen in de verschillende compartimenten dient voldoende tijd te zitten om planten tot herbloei te laten komen (twee tot vier weken) zodat er altijd voldoende beschutting en nectarplanten voorhanden zijn;
- Nagaan waar karakteristieke soorten aanwezig zijn, zodat waar nodig tijdelijk extra maatregelen kunnen worden genomen (maatwerk);
- Verstoring beperken door de opslag van houtige gewassen binnen de perken te houden door handmatige en gefaseerde verwijdering in plaats van eens per jaar machinaal maaien;
- Afstemmen van intensiteit van beheer op de lokale situatie in de terreinen. Met gescheperde kuddes kan meer ruimtelijke sturing plaatsvinden van waar binnen rasters begraaasd wordt. Voedselarme delen kunnen dan meer worden ontzien. Voedselrijke delen kunnen extra worden begraaasd (verschraling) of als zodanig in stand gehouden (ontwikkelen van meer structuurvariatie en geleidelijke overgangen naar ruigere delen). Er zijn een aantal subtiele factoren die meespelen in de balans tussen voldoende afvoeren van biomassa en zo min mogelijk verstoring. Dit hangt af van de gewenning van de schapen en de sturing door de herder. Als de schapen eraan gewend zijn dat de herder ze de laatste restjes dor gras laat oppeuzelen dan eten schapen veel meer dan wanneer ze net van een voedselrijke parkeerwei komen. Daarnaast hangt de graasefficiëntie af van de vegetatie in het terrein: schapen eten graag verse brandnetels en eikels, dus staan er eikenbomen in het terrein en is het een mastjaar dan gaat er in dezelfde tijd veel minder van het grasland af. Daarnaast is er variatie in de tijd. In een zeer droge zomer verdort er veel en is er weinig te eten. Minder intensieve begrazing voldoet dan, terwijl intensievere begrazing in een dergelijke periode zou zorgen voor veel verstoring.

Bij de voorgestelde optimalisatie van het beheer moet echter de kanttekening worden geplaatst dat de abiotische omstandigheden momenteel duidelijk anders zijn dan voorheen, samenhangend met de toegenomen nutriëntrijkdom in de bodem en de hogere nutriëntentoevoer (atmosferische depositie, inspoeling vanuit hoger gelegen landbouwgronden). Door de hogere nutriëntentoevoer moet in de huidige situatie intensiever beheerd worden om dezelfde abiotische omstandigheden in schraalgrasland te verkrijgen dan historisch het geval was. Deze hogere intensiteit gaat onvermijdelijk gepaard met een grotere mate van verstoring. Daarbij komt dat de gescheperde begrazing er vroeger voor zorgde dat de graasdruk en verstoring door de schapen ruimtelijk sterk werd gestuurd, waardoor vooral de voedselrijkere en meer productieve delen van een terrein intensief werden begraasd en de meest kwetsbare, voedselarme terreindelen werden gespaard. Bovendien waren de populaties van karakteristieke soorten in de historische situatie groter, meer aaneengesloten en was er veel meer uitwisseling tussen verschillende hellingschraallanden (via bermen etc.), waardoor verliezen veel makkelijker konden worden aangevuld. Dit betekent dat het beheer zoals dat historisch werd uitgevoerd niet automatisch goed uitpakt onder de huidige omstandigheden. Onderzoek zal moeten uitwijzen of dit beheer in de huidige omstandigheden goed werkt en of geen nieuwe knelpunten optreden. Dit kleinschalig werken maakt het beheer veel duurder.

Er is meer afvoer van nutriënten en ook minder verstoring als de schapen tijdens de nacht niet op het kalkgrasland zelf staan. Door de schapen 's nachts op te stallen of te parkeren op een parkeerweide, kan er bovendien voor worden gezorgd dat een belangrijk deel van de mest niet in de terreinen achterblijft waardoor een sterkere verschraling plaatsvindt.

5.2 Opslag verwijderen

In het mozaïekcomplex spelen ook de struwelen een belangrijke rol, maar bij onvoldoende beheerintensiteit slaat struweel spontaan op. De struwelen hebben de neiging zich snel uit te breiden waardoor het habitattype kan worden bedreigd. Dit kan worden vertraagd door het regelmatig terugzetten van het struweel.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

Het huidige oppervlak aan kalkgraslanden is bijzonder klein en versnipperd (Weeda et al. 2002). Om te komen tot duurzaam herstel is naast het behoud en herstel van de huidige groeiplaatsen, ook uitbreiding noodzakelijk.

7. Maatregelen voor uitbreiding

Voor instandhouding van de huidige kwaliteit is, naast optimalisering van het beheer, uitbreiding van het areaal hellingschraalland essentieel (Smits et al. 2009a; 2009b). Uitbreiding is noodzakelijk om terreinen te creëren die groot genoeg zijn om stabiele populaties van karakteristieke planten- en diersoorten duurzaam in stand te kunnen houden. Ook voor instandhouding van de voor hellingschraallanden karakteristieke mozaïekstructuur is een voldoende groot oppervlak noodzakelijk. Grotere terreinen bieden bovendien meer

mogelijkheden tot fasering van het beheer en afstemming van het beheer op lokale verschillen in abiotiek. Op basis van expert kennis en de voorbeelden uit het buitenland met soortenrijke complexen wordt gedacht aan een oppervlak van minimaal 10 ha. (expert oordeel). Naarmate het oppervlak groter is wordt de soortenrijkdom groter en wordt de kans op uitsterving kleiner. Een goed voorbeeld is de omgeving van de Bemelerberg waar nu al meerdere kleine hellingschraallanden in een complex voorkomen en waar gewerkt wordt aan verdere uitbreiding en verbinding. Ook in het droogdal waarin de Wrakelberg is gelegen, zijn zeer goede mogelijkheden tot de vorming van een veel groter hellingschraallandcomplex aanwezig. Verder zijn ook verbindingen tussen de bestaande kalkgraslandcomplexen van groot belang maar thans vrijwel overal ontbrekend. Een voorbeeld van zo'n belangrijke verbinding is die tussen Wrakelberg en Kunderberg (WallisdeVries et al. 2009).

7.1 Verschralingsbeheer vanuit kalkakker

Ontwikkeling van kalkgrasland vanuit een verlaten akkers op kalkgronden lijkt goed te werken. Hiermee is ervaring opgedaan op de Wrakelberg (inmiddels al kalkgrasland), de Wylre-akkers (Schaminee & Hennekens 1985) en de Piepert bij Eys (Roodborn). Kalkgrasland blijkt zich hier (bij een adequaat verschralingsbeheer) relatief gemakkelijk, maar niet altijd volledig, te herstellen.

7.2 Plaggen voedselrijke bovengrond

Graslanden met een geschiedenis van intensief landbouwkundig gebruik (bemesting) moeten intensief en meer consequent beheerd, zodat de N- (en P-) rijke bovengrond wordt verwijderd. Door de voedselrijke toplaag te plaggen of zelfs af te graven, worden kansen geboden voor een versnelde ontwikkeling richting kalkgrasland zoals is aangetoond op de Doeveberg (Smits et al. 2009a).

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Kalkgraslanden zijn afhankelijk van jaarlijks beheer. Het beheer moet nu echter intensiever om verdere toename van algemene en matig voedselrijke soorten te voorkomen, afname van karakteristieke kalkgraslandsoorten te voorkomen en de juiste vegetatiestructuur te creëren (Hoofdstuk 2 in Smits et al. 2010; Van Noordwijk 2011). Aanpassing van het beheer, zodat het doeltreffender is en beter is toegespitst op de eisen van de verschillende soorten planten en dieren, en door uitvoering van de mogelijke herstelmaatregelen (zie boven) is waarschijnlijk nog een kwaliteitsverbetering van de hellingschraallanden mogelijk (expert judgement; kennislacune). Hierbij moet ook aandacht zijn voor het opheffen van de dispersiebeperking, aangezien bijna geen enkele soort zich op dit moment weet uit te breiden van het ene reservaat naar het andere (Willems & Brouns 2005). Een gedegen monitorprogramma zal moeten uitwijzen of de verwachte verbeteringen ook daadwerkelijk zullen plaatsvinden. Op basis van de huidige verwachtingen is de inschatting van de experts dat de depositie de Kritische Depositiewaarde binnen 2-3 beheerplanperioden (12 -18 jaar) zal moeten benaderen om verder herstel van de hellingschraallanden niet in de weg te staan (expert judgement). Door de nalevering van N en P uit de bodem heeft verhoogde depositie dan nog lange tijd negatieve gevolgen voor het hellingschraallandsysteem. Als de depositie de KDW heeft bereikt zal nog jarenlang relatief intensief moeten worden beheerd om de vegetatie voldoende te verschralen, met alle negatieve verstoringseffecten tot gevolg. De inspoeling vanuit de plateaus dient binnen één

beheerplanperiode te worden gestopt. Deze inspoeling heeft invloed op de toch al zeer zwaar onder druk staande schraalgraslanden en met name het meest gevoelige heischrale grasland. De Berghofweide is hierbij het meest urgente voorbeeld). Het op korte termijn realiseren van grotere complexen hellingschraalland zal de kans op uitsterven van karakteristieke soorten (met name fauna) waarschijnlijk verkleinen. Door deze buffer zal het beter mogelijk zijn de huidige kwaliteit in stand te houden.

Karakteristieke kalkgraslandsoorten (fauna en flora) kunnen de gebieden vaak niet meer bereiken door de geïsoleerde ligging. Er moeten dan actief maatregelen worden genomen om karakteristieke soorten planten en dieren terug te krijgen. Het opbrengen van maaisel uit een goed ontwikkeld kalkgrasland is een beproefde methode voor de flora (Kiehl et al. 2010). Plaggen leidt tot kale bodem en dus goede kiemings- en vestigingsmogelijkheden voor de betreffende soorten: combinatie van plaggen en maaisel biedt goede perspectieven voor vestiging van karakteristieke soorten. Het lijkt ook voor de fauna positieve effecten te hebben, maar zal zeker niet voor alle slecht verspreidende karakteristieke faunasoorten een oplossing zijn. Momenteel wordt hier nader onderzoek naar verricht. Eerste resultaten laten zien dat de methode van maaien en het overbrengen van het maaisel van belang is voor de effectiviteit van het faunatransport (Van Noordwijk et al. 2011).

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soorten Beklierde ogentroost (*Euphrasia officinalis*), Franjementiaan (*Gentianopsis ciliata*), Trosgamander (*Teucrium botrys*) en Aarddistel (*Cirsium acaule*) in hun voortbestaan bedreigd worden, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen (Klimkowska et al. 2011).

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen (paragraaf 5, 6 en 7) en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

| Maatregel | Type | doel | potentiële effectiviteit | randvoorwaarden / succesfactoren | Vooronderzoek | herhaalbaarheid | responstijd | mate van bewijs |
|-------------------------|------|-----------------------|--------------------------|----------------------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|-----------------|
| (extra) maaien/begrazen | H/U | Afvoer nutriënten | matig | Behoud populaties | Niet noodzakelijk | Beperkte duur | Vertraagd | B |
| Opslag verwijderen | H/U | Terugzetten successie | groot | Effectief vervolfbeheer | Niet noodzakelijk | Zo lang als nodig | Direct | B |
| Verschralingsbeheer | U | Oppervlakte vergroten | groot | Voldoende kalk in ondergrond | Op standplaats | Beperkte duur | lang | B |
| Plaggen/afgraven | U | Oppervlakte vergroten | groot | Voldoende kalk in ondergrond | Op standplaats | Eenmalig | Even geduld/vertraagd | B |
| | | | | | | | | |

Verklaring kolommen:

Maatregel: soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5, 6 en 7

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

Doel: beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

Potentiële effectiviteit: klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

Randvoorwaarden / succesfactoren: de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

Vooronderzoek: niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

Herhaalbaarheid: eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).

Responstijd: dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

Mate van bewijs:

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Bennie, J., M.O. Hill, R. Baxter & B. Huntley 2006. Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. *Journal of Ecology* 94: 355–368.
- Bijlsma, R.J., A. Aptroot, K.W. van Dort, R. Haveman, C.M. van Herk, A.M. Kooijman, L.B. Sparrius & E.J. Weeda 2009. Preadvies mossen en kortmossen. LNV, Directie Kennis.
- Bobbink, R. & J.H. Willems 2001. Prae-advies kalkgraslanden. Rapport OBN-16. Expertisecentrum LNV, Ede/Wageningen, NL.
- Bobbink, R. 1991. Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 28–41.
- Bobbink, R., L.P.M. Bik & J.H. Willems 1988. Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland: a threat to a species rich ecosystem. *Biological Conservation* 40: 301–314.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43–170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244p.
- Dorland, E., A. van Loon, Y. Fujita, M. Jalink & G. Cirkel 2012. Kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieen Programmatische Aanpak Stikstof – Deel II. KWR 2012.020.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T.W. Donath, L. Rasran & N. Hölzel 2010. Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285–299.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R-J. Bijlsma, A. Schotman, H. van Dobben 2011, in prep. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. Alterra rapport, 299 p.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09-018, 45 pp.
- Schaminée, J.H.J. & S.M. Hennekens 1985. Bodem en vegetatie van de Wylré-akkers (Zuid-Limburg): van bouwland naar krijthellinggrasland. *De Levende Natuur* 86: 53–60
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De Vegetatie van Nederland deel 3. Graslanden, zomen en droge heiden. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H. Willems, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée 2005. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Onderzoeksplan (eerste tussenrapport), maart 2005.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H. Willems, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée, 2006. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Tweede tussenrapport, maart 2006, 44 pp.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H. Willems, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée 2007. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Derde tussenrapportage, maart 2007, 53 pp.

- Smits, N.A.C., R. Bobbink, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée, 2008a. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. Vierde tussenrapportage, maart 2008, 72 pp.
- Smits, N.A.C., J.H. Willems & R. Bobbink 2008b. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands, *Applied Vegetation Science* 11: 279–286.
- Smits, N.A.C., C.G.E. van Noordwijk, H.P.J. Huiskes, R. Bobbink, H. Esselink, A.T. Kuiters, J.H.J. Schaminée, H. Siepel & J.H. Willems 2009a. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. OBN rapport DKI 2009/dk118-O, 228p.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, A.T. Kuiters, C.G.E. van Noordwijk, J.H.J. Schaminée & W.C.E.P. Verberk 2009b. Sleutelfactoren en toekomstperspectief voor herstel van het Limburgse heuvelland. *De Levende Natuur* 110: 111–115.
- Smits, N.A.C. 2010. Restoration of nutrient-poor grasslands in Southern Limburg. PhD-thesis, Universiteit Utrecht, Utrecht, 136 pp.
- Stoutjesdijk, Ph. & J.J. Barkman 1992. Microclimate vegetation and fauna. Opulus Press AB. Sweden.
- Sutton, M.A., S. Reis, S.M.H. Baker (eds) 2009. Atmospheric ammonia. Detecting emission changes and environmental impacts. Springer.
- Van Dam, D. 1990. Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. Ph.D. Thesis. Utrecht University, Utrecht, NL.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.
- Van Noordwijk, C.G.E. 2011. Using life-history analysis to improve restoration management. *Proceedings of the Netherlands Entomological Society Meeting* 22: 79–89.
- Van Noordwijk, C.G.E., M. Weijters, N.A.C. Smits, J. Kuper, R. Loeb, H.P.J. Huiskes, W.J. Dimmers, R. Bobbink & H. Siepel 2011. Tussenrapport 2e fase OBN Hellingschraallandenonderzoek. Resultaten eerste jaar. mei 2010–mei 2011. Stichting Bargerveen, Nijmegen. rapport 2011.072.
- Verkaar, H.J. & A.J. Schenkeveld 1984. On the Ecology of Short-Lived Forbs in Chalk Grasslands: Life-History Characteristics. *New Phytologist* 98: 659–672.
- Verkaar, H.J., A.J. Schenkeveld & M.P. van de Klashorst 1983. The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. *New Phytologist* 95: 335–344.
- Wallis de Vries, M., A. Boesveld, W. Bosman, M. Reemer, J. Regelink, A.J. Rossenaar, J. Schaminée & K. Veling 2009. Verkenning Herstel kleinschalige lijnvormige infrastructuur Heuvelland. Rapport DK nr 2009/dk110-O, 82 p.
- Wallis de Vries, M.F., P. Poschlod & J.H. Willems 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273.
- Weeda E.J., J.H.J. Schaminée & L. van Duuren 2002. Atlas van de Plantengemeenschappen in Nederland deel 2: Graslanden, zomen en droge heiden. KNNV-uitgeverij, Utrecht, 224 p.
- Willems J.H. & A. Brouns 2005. Schraal hellinggrasland Hoefijzer te Bemelen. Een botanische evaluatie van 24 jaar natuurbeheer. *Natuurhistorisch Maandblad* 94: 94–99.
- Willems, J.H., R.K. Peet & L.P.M. Bik 1993. Changes in chalk grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. *Journal of Vegetation Science* 4: 203–212.