

René Verhagen, Rudy van Diggelen & Jan Bakker

Ontgronden van voormalige landbouw welk resultaat na tien jaar voor

Het begrip natuurontwikkeling is nog geen twee decennia geleden geïntroduceerd in het Nederlandse natuurbeleid (Ministerie LNV, 1986) en is nu niet meer weg te denken. Voor deze natuurontwikkeling zijn inmiddels in een groot aantal gebieden vaak rigoureuze maatregelen uitgevoerd. Een voorbeeld hiervan is het verwijderen van de toplaag van uit productie genomen landbouwgronden voor een snelle verschraling van de bodem. Het doel hiervan is dat plantengemeenschappen van arme tot matig voedselrijke milieus zich weer kunnen ontwikkelen. Sinds het begin van de jaren negentig is het aantal ontgrondingsprojecten snel toegenomen. Ook in Pleistoceen-Nederland zijn dergelijke maatregelen uitgevoerd. De vraag rijst in hoeverre deze maatregelen hier tot het gewenste resultaat hebben geleid.

Natuurontwikkeling moet leefgebieden voor bepaalde plant- en diersoorten verbinden, deze gebieden weer met elkaar verbinden en ecosystemen zoveel mogelijk zelfstandig laten functioneren (van Baalen, 1995). Hierbij streeft men naar herstel van oorspronkelijke gemeenschappen van soorten uit het betreffende gebied. Op de zandgronden van Pleistoceen Nederland betreft dit plantengemeenschappen van een arm tot matig voedselrijk milieu, zoals heides, heischraallanden, blauwgraslanden en kleine zeggenvegetaties.

In dit onderzoek is de effectiviteit van ontgronden bepaald op basis van de herstelkansen voor deze bedreigde plantengemeenschappen. Deze worden verder aangeduid als doelvegetaties. De kensoorten van de doelvegetaties heten doelsoorten. Onderzocht is in hoeverre met ontgronden de abiotische randvoorwaarden voor het herstel van de doelvegetaties zijn gecreëerd en of dit heeft geleid tot ontwikkeling van deze vegetaties.

De onderzoeksterreinen

Gedurende de periode 1994-2001 zijn de effecten van ontgronden onderzocht in negen gebieden (fig. 1). Deze terreinen zijn representatief voor de verschillende uitgangssituaties van de Nederlandse zandgronden, voor de ontwikkelingsmogelijkheden van het abiotische milieu, voor de aanwezigheid van zaadbronnen en voor het gevoerde beheer (tabel 1). Alle terreinen zijn onderdeel van een infiltratiegebied. De terreinen zijn ontgrond tussen 1989 en 1994. In een aantal van de terreinen is de gehele bouwvoor, dertig tot zestig centimeter dik, verwijderd tot op het minerale zand en afge-

voerd. In andere terreinen is lokaal de toplaag verwijderd en verwerkt in de bodem. De dikte van de lokaal verwijderde toplaag varieerde sterk tussen en binnen de betreffende terreinen. Hierdoor is in deze terreinen een afwisseling ontstaan van afgegraven laagtes en heuveltjes met de bouwvoor.

Effecten van ontgronden op de bodemchemie

Het effect van ontgronden op de gehalten organische stof, N_{totaal} , en P_{totaal} (tabel 2) is afhankelijk van de ontgrondingsdiepte, het betreffende nutriënt en het voormalige landgebruik. In terreinen waar de gehele bouwvoor verwijderd is, blijkt in de eerste jaren na ontgronden nauwelijks organische stof en stikstof meer aanwezig te zijn in de bodem. In de terreinen waar de bouwvoor is herverdeeld, heeft de gradatie in ontgrondingsdiepte geleid tot meer variatie in het organisch stof- en stikstofgehalte. Het fosfaatgehalte in de bodem is verlaagd in de studiegebieden of gebiedsdelen waar een diepe ontgroning is uitgevoerd. Dit is niet het geval op plaatsen waar een deel van de oude bouwvoor is blijven liggen.

Dit verschil tussen stikstof en fosfaat is het gevolg van hun verschillende gedrag in de bodem.

Stikstof bevindt zich vooral in het organische materiaal (Marrs et al., 1983). In gronden die niet regelmatig gediepteeld zijn tijdens het agrarische gebruik neemt het organische stofgehalte snel af met toenemende diepte. Hierdoor leidt een oppervlakkige ontgroning al snel tot aanzienlijke reductie van de hoeveelheid stikstof. Bovendien is stikstof erg mobiel in de bodem, waardoor het bij een lage vegetatiebedekking en lage grondwaterstanden gemakkelijk uitspoelt.

Fosfaat echter kan zich in minerale bodems binden aan calcium-, ijzer- en aluminiumdeeltjes en heeft een lage mobiliteit. Het blijft daardoor lang in de bodem aanwezig. Als de bovenste bodemlagen verzadigd zijn, spoelt het fosfaat uit naar diepere lagen, om alsnog aan de deeltjes te

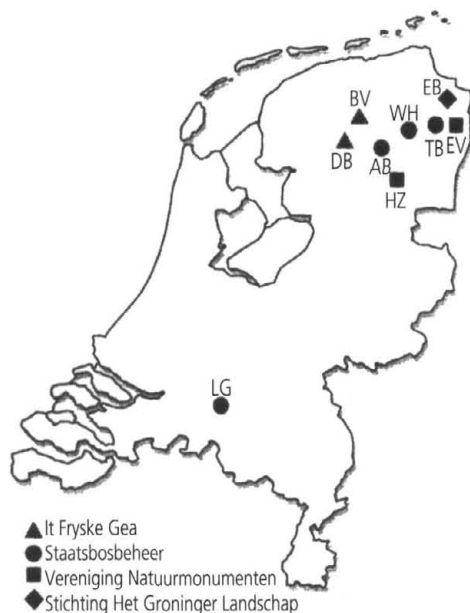


Fig. 1. Locaties van de negen onderzoeksterreinen.

EB Ennemaborg	DB Dellebuursterheide
EV Eemboerveld	AB Aekingerbroek
TB Tichelberg	HZ Hullenzand
WH Westerholt	LG Labbeget
BV Bakkeveensterduinen	

gronden: de vegetatie?

binden. Door overvloedige bemestingen tijdens landbouwkundig gebruik zijn zandige bodems in Nederland tot op grote diepte verzadigd met fosfaat.

Met het verwijderen van de bouwvoor wordt een groot deel van de nutriënten afgevoerd. Dan zijn er nauwelijks verschillen tussen voormalige akkers en graslanden. Bij de lokale verwijdering van de bouwvoor zijn de gemiddelde gehalten organische stof, N_{totaal} en P_{totaal} van voormalige akkers lager dan die van voormalige weilanden, doordat deze reeds in de uitgangssituatie beduidend lager waren. Voor zowel de voormalige akkers als weilanden geldt dat bij een oppervlakkige ontgroning het stikstof- en fosfaatgehalte lager is dan dat van een reeds enkele jaren braakliggende, niet-ontgronde akker.

Een bemestingsexperiment met grond uit de studieterrijnen toonde aan dat stikstof het limiterende nutriënt is



Door het afgraven van de toplaag komt het zeer voedselarme, minerale zand aan de oppervlakte (foto: R. Verhagen).

voor de vegetatie, waarbij in enkele terreinen co-limitatie door kalium optreedt (Klooker et al., 1999). De stikstofhuishouding is daarom een belangrijke factor voor het herstel van plantengemeenschappen van arme en matig voedselrijke milieus na ontgronden.

Veranderingen in de bodemchemie na zeven jaar

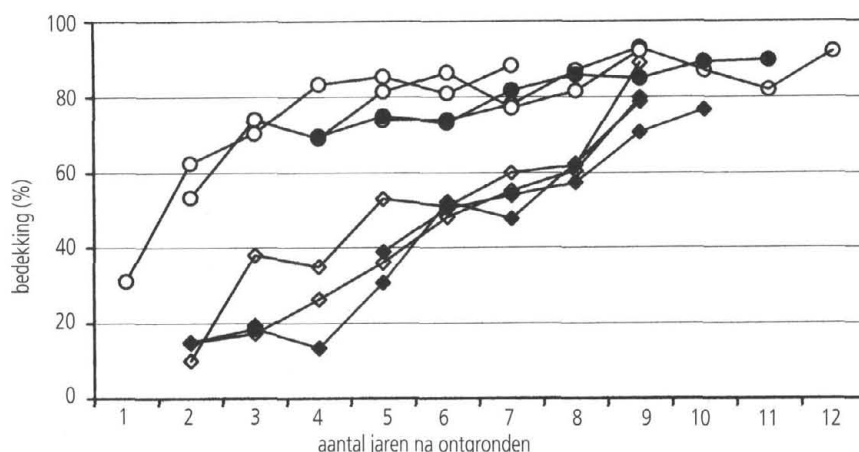
In 2001 zijn op dezelfde plaatsen als in 1994 bodemmonsters genomen. De bodem pH is in een aantal terreinen gedaald ten opzichte van 1994 (tabel 2). Dit wijst erop dat Ca- en Mg-restanten van de vroegere bekalkingen langzaam uitspoelen. Het organische stof- en P_{totaal} -gehalte en de C/P-ratio zijn in 2001 nauwelijks anders dan in 1994. Het gehalte N_{totaal} is wel in bijna alle studiegebieden toegenomen. Bovendien is in alle terreinen de C/N ratio van het organische materiaal in de bodem afgenomen. Deze

Tabel 1. Enkele kenmerken van de negen studiegebieden

Onderzoeksg gebied	Oppervlakte (ha)	Jaar van ontginning	voormalig landgebruik	Jaar van ontgroning	Ontgrondingswijze begrazingseenheid	Beheer na ontgroning	Karakteristieken en/of omgeving
Aekingerbroek	20	voor 1920	grasland	1992	Gehele bouwvoor verwijderd	Drentse heideschappen, runderen en selectief maaien	Stuifzand met heide, vennen en bos
Bakkeveensterduinen	3	± 1930	grasland	1989	Bouwvoor in centrale deel opgeschoven	Schotse hooglanders, Drentse heideschappen en maaien	Heide en bos
Dellebuursterheide	25	± 1930	grasland en akkers	1993	Bovenste 20 cm verwijderd, vervolgens opgeschoven	Schotse hooglanders, Exmoorpony's, Drentse heideschappen en maaien	Heide, oligotrofe en mesotrofe graslanden en bos
Eemboerveld	10	1910-1930	akker	1991	Slenken uitgegraven tot keileem	Lakenvelders (zomerbegrazing)	Mesotrofe graslanden en bos
Eexterveld	2	1940-1945	grasland	1994	Variërend van geheel verwijderd tot 10 cm diep	Schotse hooglanders, fjordenpaarden en maaien	Geplagde heide en schraallanden
Ennemaborg	7,5	voor 1900	akker	1992	Variërend van zeer diep tot oppervlakkig	Konikpaarden	Natuurplas met natuurontwikkeling en bos
Hullenzand	1,5	1940-1955	akker	1993	Gehele bouwvoor verwijderd	Schotse hooglanders en schapen	Heide, braakland en natuurontwikkeling
Labbegat	30	voor 1860	grasland	1990-1995	Varieert tussen percelen	Maaien	Natuurontwikkelingspercelen met elzenhagen
Tichelberg	2	voor 1900	grasland	1992	Gehele bouwvoor verwijderd	Shetlandpony's	Schraalland en struweel

Fig. 2. Gemiddelde vegetatiebedekking in de studiegebieden uitgezet tegen het aantal jaren na ontgronden. De bedekking is per studiegebied opgenomen in 100-200 vakken van 1m².

Ruit = geheel ontgrond; cirkel = bouwvoor opgeschoven; open symbolen = voormalig grasland; dicht symbool = voormalige akker.



afname duidt op een grotere beschikbaarheid van de aanwezige stikstof voor de vegetatie na afbraak van het organische materiaal. De beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie is dan ook in alle gebieden toegenomen (Verhagen et al., 2003). Een inschatting van de stikstofbalans voor afzonderlijke terreindelen laat zien dat deze toename het grootste is waar een deel van de oude bouwvoor is blijven liggen. Mogelijk is op een aantal van deze plaatsen kalium nu limiterend voor de vegetatie in plaats van stikstof. Daar waar de bouwvoor geheel verwijderd is, is de toename van de stikstofbeschikbaarheid nog beperkt en is stikstof waarschijnlijk nog steeds het limiterende nutriënt voor de vegetatie.

Vegetatieontwikkeling

Hoewel de vegetatieontwikkeling in elk studiegebied volgens een eigen en uniek patroon verloopt, zijn er toch een aantal algemeenheden af te leiden. Deze zullen

Tabel 2. Abiotische gegevens van de situatie na ontgronden gemeten in 1994 en 2001 in de studiegebieden. Ter vergelijking zijn ook de gegevens van een enige jaren braakliggende akker en enige jaren onbemest grasland weergegeven.

* = waarde gemeten in 2001 is significant verschillend van 1994.

Ontgrondingswijze	Voormalig landgebruik	studieterrain	pHwater		organische stof (%)		Ntotaal (mg N/g)		Ptotaal (mg P/100 g)		C/N-ratio		C/P-ratio	
			1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001	1994	2001
Geheel ontgrond	Grasland	Aekingerbroek	6,1	5,8 *	1,2	1,3 *	0,3	0,3 *	7,2	6,4 *	18	15 *	158	135 *
		Tichelberg-nieuw	5,6	5,6	2,8	2,8	0,4	0,5	13,6	12,7	21	19 *	100	105
		Labbegat	5,6	5,6	5,0	13,5 *	0,8	2,9 *	7,5	12,4 *	38	29 *	330	354
	Akker	Hullenzand	5,4	5,2 *	1,5	1,7	0,1	0,2 *	4,1	4,6	41	29 *	169	190
		Ennemaborg	5,9	6,0	2,2	2,0 *	0,1	0,2 *	4,1	2,9 *	32	28 *	97	122
Bouwvoor opgeschoven	Grasland	Bakkeveensterduinen	5,5	5,4 *	4,4	4,3	0,8	1,2 *	14,2	12,5	28	25 *	190	237
		Dellebuursterheide	5,4	4,9 *	4,4	4,5	1,0	1,2	15,8	19,9	25	19 *	181	217
		Eexterveld	5,5	5,7 *	4,3	4,8 *	0,7	1,6 *	28,0	23,6 *	30	24 *	151	180
	Akker	Eemboerveld	6,1	6,1	2,8	2,8	0,5	0,5	10,6	13,1 *	19	18	73	99
		Akker (braak)	5,9		5,7		1,7		37,4					
	Grasland (braak)	5,1		18,0		7,3		86,5						

eerst besproken worden, gevolgd door een meer gedetailleerde weergave van de vegetatieontwikkeling in het studiegebied het Hullenzand.

Bij ontgronden wordt de gehele vegetatie verwijderd en resteert een kaal substraat. De eerste jaren na ontgronden is de totale vegetatiebedekking in alle terreinen dan ook laag (fig. 2). In de terreinen waar de bouwvoor slechts lokaal is verwijderd, neemt de bedekking door kruiden en grassen in de eerste jaren snel toe. Alleen daar waar de bouwvoor geheel verwijderd is, behoudt de vegetatie een enigszins open karakter. In geheel ontgronde terreinen neemt de bedekking geleidelijker toe tot zo'n 80 % na tien jaar. Vooral haar-mossen breiden zich langzaam uit. Zonder betreding door paarden of runderen bereiken zij binnen tien jaar een bedekking van bijna 100 %.

In de eerste jaren na ontgronden bestaat de vegetatie voornamelijk uit pioniers en soorten van storingsmilieus, zoals Geknikte vossesstaart (*Alopecurus genicula-*

tus), Moerasdroogbloem (*Gnaphalium uliginosum*), Greppelrus (*Juncus bufonius*), Pitrus (*Juncus effusus*) en Straatgras (*Poa annua*). Na enige jaren stabiliseert de vegetatie zich, waarbij voornamelijk Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) zich in alle terreinen uitbreidt ten koste van de pioniers. Daarnaast wordt in de gedeeltelijk ontgronde terreinen de vegetatie in de lagere delen gedomineerd door Pitrus. Op de heuvels waarin de voedselrijke bouwvoor verwerkt is, komt Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) veelvuldig voor.

Ontwikkeling doeltypes

Om een goed beeld te krijgen van de kolonisatie van de terreinen door de doeltypes is hun voorkomen jaarlijks vastgelegd in 100 - 200 rastervakken per studiegebied. Binnen enkele jaren heeft van elk doeltypes ongeveer de helft van de doeltypes zich gevestigd in één of meerdere terreinen, met uitzondering van de soorten van de venvegetatie (fig. 3). In elk studiegebied afzonderlijk komt echter een klein deel van de doeltypes voor.

De situatie in het Hullenzand twee jaar na het verwijderen van de top laag van een voormalige akker (foto: J. Klooker).



In alle studiegebieden is de vestiging van doelsoorten, op een enkele uitzondering na, beperkt tot doelsoorten die in de directe omgeving van de studiegebieden voorkomen. Het zijn voornamelijk meer algemeen voorkomende doelsoorten, zoals Moerasstruisgras (*Agrostis caninae*), Waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*), Schapegras (*Festuca ovina*), Gewone dophei (*Erica tetralix*), Tormentil (*Potentilla erecta*), Gewoon biggekruid (*Hypochaeris radicata*), Vertakte leeuwentand (*Leontodon autumnalis*) en Schapezuring (*Rumex acetosella*). Deze soorten hebben zich in het merendeel van de studiegebieden in behoorlijke aantallen weten te vestigen. Daarnaast heeft een aantal zeldzamere (Rode Lijst) soorten, zoals Moeraswolfsklauw (*Lycopodium inundatum*), Pilvaren (*Pilularia globulifera*), Oeverkruid (*Littorhiza uniflora*) en Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*) zich op beperkte schaal in enkele terreinen gevestigd.

Het merendeel van de zeldzamere soorten heeft zich nog niet gevestigd in de studieterrinen, hoewel een groot aantal van deze soorten in de directe omgeving van meerdere terreinen voorkomt. Voor een aantal van deze soorten, zoals Blonde zegge (*Carex hostiana*), Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) en Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), is aangetoond dat ze zich kunnen vestigen, handhaven en uitbreiden na introductie van zaad (Klooker et al., 1999, Bekker et al., 2003). Het uitblijven van de vestiging van veel van de doelsoorten lijkt dan ook het gevolg te zijn van het gebrek aan zaden die de terreinen bereiken. Dit is in tegenstelling tot de resultaten van herstelmaatregelen in bestaande natuurreservaten waar dergelijke soorten nog in kleine aantallen voorkomen of pas recent verdwenen zijn. Binnen tien jaar na het uitvoeren van de maatregelen weten verscheidene Rode Lijstsoorten zich weer te vestigen in de herstelde gedeelten (Bekker & Lammerts, 2000). Het is echter hoopvol dat in de ontgronde terreinen jaarlijks toch enkele nieuwe doelsoorten zich vestigen, terwijl de reeds gevestigde soorten zich uitbreiden.

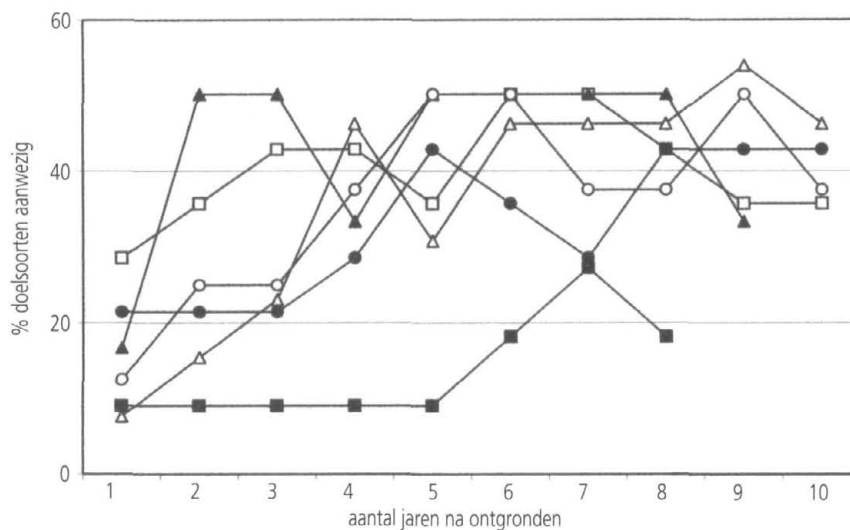


Fig. 3. Percentage van de doelsoorten per doeltypen aanwezig in één of meerdere van de studiegebieden uitgezet tegen het aantal jaren na ontgronden.

—□— kleine zeggenvegetatie
 —▲— droge heide
 —○— natte heide
 —■— olig. ven
 —△— heischraalland
 —●— droog schraalland

Vegetatieontwikkeling in het Hullenzand

Het studiegebied in het Hullenzand is een voormalige akker, waar in 1992 de eerste ontgrondingen in het kader van Plan Goudplevier zijn uitgevoerd. Er is een groot ven gegraven en van het aangrenzende landbouwperceel is de bouwvoor over een oppervlakte van 1,5 ha verwijderd. Dit ontgronde gedeelte grenst aan het bestaande natuurreservaat, en wordt begraaasd door Schotse hooglanders en, aanvankelijk, ook door Drentse heideschappen. De vegetatie in dit reservaat bestaat uit een afwisseling van natte en droge heides en stuifzandduinen begroeid met buntgrasvegetaties. Verder liggen er braakliggende akkers rond het ontgronde gedeelte. Een aantal hiervan is in latere jaren eveneens ontgrond.

Door het ontgronden is een zeer voedselarme uitgangssituatie gecreëerd (tabel 2). Toch domineren mesotrofe soorten als Gestreepte witbol en Gewoon

struisgras de droge delen, terwijl aan de randen van het ven voornamelijk Pitrus voorkomt. Daarnaast komen in de eerste jaren na ontgronden verscheidene pioniersoorten voor, zoals Straatgras en Grepelrus. Tevens vestigen de eerste boomsoorten zich snel, voornamelijk Berken (*Betula spec.*) en Wilgen (*Salix spec.*). De bedekking door kruiden blijft echter laag (< 20 % na 10 jaar). Mossen breiden zich gedurende de eerste jaren wel snel uit.

In een voor het vee uitgerasterd gedeelte bereikt de moslaag binnen vijf jaar een bedekking van bijna 100 %. Dit belemmert de regeneratie van de gewenste vegetaties, omdat een moslaag de overlevingskansen van kiemplanten fors reduceert (van Tooren, 1990). Er komen dan ook nauwelijks kruiden voor. Buiten de uitrastering trappen de runderen de moslaag open, waardoor er voldoende mogelijkheden zijn voor kruiden om zich te vestigen. Mogelijk heeft een open moslaag zelfs een positief effect, omdat dit

Tabel 3. Aantal opnamen waarin een doelsoort voorkomt in het Hullenzand in de periode 1994-2001. Jaarlijks zijn op 100 vaste plekken in het terrein vegetatieopnames van 1 m² gemaakt.

Soort	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Schapezuring	58	73	37	80	82	82	63	57
Knolrus	2	15	1		2	14	4	14
Trekkrus	2	2	3	1	16	17	16	26
Pilzegge	2	1	2	2	3	2	1	4
Gewoon biggekruid		2	2	8	43	32	49	49
Pijpestrootje		3	2		8	14	10	17
Struikheide			5	4	9	7	8	15
Schapegras			9	3	18	14	7	22
Rode schijnsparrie			1	2	3	2	1	1
Vertakte leeuwetand			1	1	10	10	11	6
Schermhavikskruid			4		17	12	17	20
Rood zwenkgras			1	7	2		7	5
Zwarte zegge			1			1	1	1
Gewone dophei				1	3	3	3	4
Reukgras				1	1	2	4	3
Gewoon duizendblad				1	2	2	1	2
Moerasstruisgras					5	5	2	
Waternavel		1					2	7
Vroege haver							2	4
Veldbies (spec.)						1		
Kraaiheide								1

het vochtvasthoudend vermogen van de bodem verbetert en veel soorten gemakkelijker kunnen kiemen. Binnen de uitrastering bereiken de boomsoorten binnen tien jaar een hoogte van enkele meters, daarbuiten houden de grote grazers hen kort.

De vestiging van doelsoorten in het terrein verloopt langzaam (tabel 3). Alleen Schapezuring heeft zich binnen enkele jaren in aanzienlijke aantallen weten te vestigen. In de loop van de tijd neemt het aantal doelsoorten geleidelijk toe en breiden de reeds gevestigde soorten zich langzaam uit. In de latere jaren hebben vooral enkele doelsoorten van het doeltype Kleine zeggenvegetatie zich aan de randen van het ven gevestigd.

De vestiging van een aantal doelsoorten van natte en droge heides is versneld door introductie van strooisel van een vergraste, natte heidevegetatie op een drietal plaatsen in het terrein. Op deze plaatsen heeft zich binnen enkele jaren een dichte vegetatie gevormd bestaande uit Struikheide (*Calluna vulgaris*), Gewone dophei, Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) en Schapegras. Van hieruit breiden deze soorten zich geleidelijk verder uit binnen het terrein. Ook in de Bakkeveensterduinen was het inbrengen van zaden van doelsoorten, in

dit geval door middel van het uitstrooien van maaisel van een heidevegetatie, succesvol. Actieve introductie kan de ontwikkeling van doelvegetaties aanzienlijk versnellen.

Beschikbaarheid van zaden

Bemonstering van de zaadbank in een aantal van de terreinen vóór het ontgronden toonde aan dat pioniersoorten en soorten van voedselrijke milieus de zaadbank domineren (Klooker et al., 1999). Zaden van doelsoorten waren nauwelijks aanwezig. Het verwijderen van de toplaaag heeft dan ook weinig invloed op de zaadvoorraad van de doelsoorten, maar verwijdert, afhankelijk van de ontgrondingsdiepte, wel een groot gedeelte van de zaden van niet-doelsoorten.

Het ontbreken van zaden van de doelsoorten in de zaadbank betekent dat kolonisatie van de terreinen alleen mogelijk is vanuit externe zaadbronnen. De wind kan bijvoorbeeld zaden aanvoeren. Uit onderzoek naar de rol van winddispersie bij de kolonisatie van de studieterreinen blijkt echter dat de zaadregen vooral bestaat uit soorten die in een straal van enkele meters rondom de zaadvallen voorkomen (Klooker et al., 1999). Dit

zijn ingegraven trechters, waar de zaden spontaan invallen. De wind kan ze dan niet meer wegblazen. Zaden van doelsoorten blijken nauwelijks in de zaadregen aanwezig, ook niet als deze soorten op een afstand van minder dan 50 m in overvloed voorkomen.

Daarnaast kunnen grote grazers zaden van doelsoorten, die in de aangrenzende natuurreservaten voorkomen, naar de ontgronde gedeelten transporteren. Om een beeld te krijgen van de zaden die aangevoerd kunnen worden via hun mest is verse mest verzameld in de Dellebuursterheide en het Hullenzand. In de mest zijn grote aantallen kiemkrachtige zaden gevonden, waaronder zaden van 14 doelsoorten (tabel 4). Dit toont aan dat doelsoorten door middel van de mest van grote herbivoren naar de ontgronde gedeelten getransporteerd kunnen worden. In vergelijking met algemenere soorten van (matig) voedselrijke milieus gaat het echter om zeer geringe aantallen.

Daarnaast bevat mest veel nutriënten die bij afbraak in de bodem vrijkomen. Dit stimuleert soorten van voedselrijkere plekken ten opzichte van soorten van schrale omstandigheden. In het Exterveld is waargenomen dat via de mest van schapen aangevoerde mesotrofe graslandsoorten zich op deze manier konden vestigen in de heidevegetatie (Schutter et al., 1987). Ook in het Hullenzand, waar de beschikbaarheid van nutriënten zeer



Moeraswolfsklauw een van de eerste soorten na afgraven t.b.v. natuurontwikkeling (foto: R.J. Popken).

laag is, domineren soorten van voedselrijke omstandigheden, zoals Engels raai-gras (*Lolium perenne*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*) en Witte klaver (*Trifolium repens*) de nog herkenbare mestplakken) (persoonlijke waarnemingen R. Verhagen).

Kolonisatie van de ontgronde terreinen door doelsoorten via zaden door de wind of mest aangevoerd, lijkt dan ook beperkt te zijn tot incidentele gebeurtenissen. Mogelijk dat zaadtransport via de vacht en hoeven van de grote herbivoren een grotere bijdrage levert aan de kolonisatie door doelsoorten. In enkele studiegebieden staan de laagste delen gedurende de winterperiode via oppervlaktewater in verbinding met aangrenzende heides en vennen, zodat doelsoorten met het water aangevoerd kunnen worden. Aan het effect van andere vormen van zaadtransport, zoals via maaimachines of door recreanten, is nog weinig aandacht besteed.

Aanvullende beheermaatregelen

Ontgroning heeft snelle verschraling tot gevolg, maar de ontwikkeling van de gewenste heides en schraallanden verloopt zeer langzaam door het geringe verspreidingsvermogen van veel van de kenmerkende soorten van deze vegetatietypen (Verhagen et al., 2003). Dit betekent dat na ontgronden aanvullende maatregelen nodig zijn om zowel de beschikbaarheid van stikstof laag te houden als de vestiging van de gewenste

soorten van schrale bodems te stimuleren. In de meer productieve terreingedeelten is het mogelijk met een beheer van maaien en afvoeren behoorlijke hoeveelheden stikstof en andere nutriënten uit het terrein te verwijderen. Op de langere termijn kan dit leiden tot een verschuiving van limitatie door stikstof naar limitatie door kalium en in een later stadium door fosfaat (Pegtel et al., 1996). Hierdoor neemt de gevoeligheid van het systeem voor de atmosferische depositie van stikstof af. Bovendien verschuift de soorten-samenstelling hierdoor in de richting van schralere vegetatietypen. Soorten van schralere omstandigheden vormen organisch materiaal dat langzamer afbreekt dan dat van soorten van voedselrijke omstandigheden (Cornelissen, 1996). Dit doet de beschikbaarheid van nutriënten voor de vegetatie nog verder afnemen. Met een weloverwogen volgorde in het maaien van percelen zouden bovendien zaden van doelsoorten met de maaimachines mee kunnen liften naar de natuurontwikkelingsgebieden (Strykstra & Verweij, 1995).

Daarnaast heeft de inzet van grote grazers in veel gebieden een positief effect. Deze zorgen door verschillen in begrazingsintensiteit voor pleksgewijze verschraling en meer structuur in de vegetatie (Bakker, 1989). Bovendien beperkt begrazing de opslag van houtige gewassen, en wordt de moslaag opengetrapt. Begrazing met grote herbivoren vergroot mogelijk ook de aanvoer van zaden via de vacht en hoeven. Teneinde het transport van zaden vanuit het reservaat naar het te ontwikkelen gebied te stimuleren, verdient het de aanbeveling om in verhouding tot het bestaande natuurgebied een relatief klein natuurontwikkelingsgebied in te rasteren (Londo, 1997; Schuttter et al., 1987).

Bij het uitblijven van de ontwikkeling van de beoogde vegetatie zou na een aantal jaren overwogen kunnen worden om specifieke soorten of vegetatietypen door middel van zaadmengsels, hooi of plagsel actief te introduceren. Het is mogelijk om op kleine schaal te introduceren om zo wellicht een aantal startpopulaties te creëren, die de rest van het natuurontwikkelingsgebied kunnen koloniseren. Maar ook dan blijft het probleem van een geringe verspreiding binnen het gebied bestaan

Door grote grazers wordt de opslag van bomen sterk teruggedrongen en wordt de moslaag open getrapt (foto: R. Verhagen).

Tabel 4. Het aantal opgekomen kiemplanten op de mest van Schotse hooglanders. In juli en oktober is in de Dellebuursterheide en het Hullenzand 10 l. mest verzameld, en gedurende drie maanden in een verwarmde kas geplaatst. Doelsoorten zijn vet gedrukt.

	Dellebuurster- heide	Hullenzand
Ruw beemdgras	8379	84
Gewoon struisgras	95	1493
Geknikte vossestaart	785	5
Gewone hoornbloem	559	118
Knolrus	625	2
Greppelrus	138	181
Grote weegbree	130	259
Pitrus	46	282
Kruipende boterbloem	304	5
Gestreepte witbol	162	35
Veldbeemdgras	138	43
Kantige basterdwederik		87
Engels raai-gras	61	17
Straatgras	63	15
Schapezuring	3	74
Tijmereprijs	73	1
Liggende vetmuur	57	6
Beklierde basterdwederik		63
Witte klaver	10	52
Schapegras	2	54
Fioringras	6	52
Veldereprijs	38	3
Moerasbasterdwederik	1	37
Bosdroogbloem		38
Grote brandnetel	36	1
Grote wederik		34
Hazezegge	29	3
Veldrus	30	
Smalle weegbree	23	
Moerasdroogbloem	19	
Vogelmuur	16	
Zwarte zegge	15	
Veldzuring	8	5
Pinksterbloem	7	3
Vertakte leeuwetand	9	1
Rode waterereprijs	10	
Slijpbladige ooievaarsbek		9
Pijpestrootje	5	2
Ridderzuring	4	2
Borstelgras		6
Schildereprijs	5	
Gewoon duizendblad	4	
Zomprus	4	
Egelboterbloem	4	
Wilgeroosje		2
Canadese fijnstraal		2
Mannetjesereprijs	2	
Bochtige smele		1
Trekrus		1
Veldbies spec.	1	



(Vegelin et al., 1997). Het aanvoeren van plagsel brengt tevens bodemorganismen mee, wat een stimulerend effect kan hebben op de verdere ontwikkeling van heides en schraallanden (Korthals & van der Putten, 2001).

Literatuur

- Baalen, J. van, 1995.** Natuurontwikkeling en natuurbeleid. *De Levende Natuur* 96 (5): 130 - 133.
- Bakker, J.P., 1989.** Nature management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bekker, R.M., R. Strykstra, J.H.J. Schaminée & S.M. Hennekens, 2003.** Zaadvorraad en herintroductie: achtergronden, spectra van plantengemeenschappen en voorbeelden uit de praktijk. Gorteria.
- Bekker, R.M. & E.J. Lammerts, 2000.** Naar een rode lijst met groene stip voor hogere planten in Nederland. Eindrapportage 1e en 2e fase. Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer en Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. OBN-rapport nr. 6, Wageningen.
- Cornelissen, J.H.C., 1996.** An experimental comparison of leaf decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytologist* 135: 109 - 114.
- Klooker, J., R. van Diggelen & J.P. Bakker, 1999.** Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? Rapport Rijksuniversiteit Groningen, Laboratorium voor plantenoecologie.
- Mestplak van een Schotse Hooglander in het Hullenzand; in de mest zitten voornamelijk zaden van meso- en eutrofe soorten. De nutriënten in de mest zorgen plaatselijk voor voedselrijke omstandigheden.**

Korthals, G. & W. van der Putten, 2001. Strooien met natuur: de cruciale rol van het bodemleven. *De Levende Natuur* 102 (1): 3 - 6.

Londo, G., 1997. Natuurontwikkeling. Bos- en Natuurbeheer in Nederland, deel 6. Backhuys Publishers, Leiden.

Marrs, R.H., R.D. Robberts, R.A. Skeffington & Bradshaw, 1983. Nitrogen and the development of ecosystems. In: Lee, J.A., S. McNeil & I.H. Rorison (eds.). Nitrogen as an ecological factor. Blackwell Scientific Publisher, Oxford.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer & Visserij, 1986. Structuurschema natuur en landschapsbehoud, deel d. Uitgave SDU, 's-Gravenhage.

Pegtel, D.M., J.P. Bakker, G.L. Verweij & L.F.M. Fresco, 1996. N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil* 178: 121 - 131.

Schutter, A., G.N.J. ter Heerdt & J.P. Bakker, 1987. Het Westerholt VIII. Veranderingen in de heidevegetatie na tien jaar beweiden. *De Levende Natuur* 88 (2): 72-77.

Strykstra, R.J. & G.L. Verweij, 1995. Maaimachines zijn ook zaaimachines! *De Levende Natuur* 96 (1): 6 - 10.

Tooren, B.F. van, 1990. Effects of a bryophyte layer on the emergence of seedlings of chalk grassland species. *Acta Oecologica* 11: 155 - 163.

Vegelin, K., R. van Diggelen, G. Verweij & T. Heinicke, 1997. Wind dispersal of a species-rich fen-meadow (*Polygono-Cirsietum oleracei*) in relation to the restoration perspectives of degraded valley fens. In: Cooper, A. & J. Power (eds.). Species dispersal and Land use processes. Proceedings of the sixth annual IALE (UK) conference, University of Ulster, Coleraine.

Verhagen, R., R. van Diggelen & J.P. Bakker, 2003. Natuurontwikkeling op minerale gronden. Veranderingen in de vegetatie en abiotische omstandigheden gedurende de eerste tien jaar na ontgronden. Rapport Rijksuniversiteit Groningen, Centrum voor communiteit en restauratie ecologie.

Summary

Top-soil removal of former agricultural used soils: what is achieved after ten years?

To gain more knowledge about the opportunities top-soil removal of set-aside agricultural lands provides for the regeneration of low-production plant communities, an investigation was started in nine sites. The results show that removal of the top-soil results in a fast impoverishment of the soil. This provides good opportunities for the regeneration of low-production plant communities. Nitrogen becomes the limiting nutrient for the vegetation. Phosphate is influenced much less by top-soil removal.

Over the first ten years after top-soil removal the amount of available nitrogen increases hardly in places where the top-soil has been removed entirely. Where part of the top-soil has left, the amount of available nitrogen increases faster. With all top-soil removed, the vegetation remains an open character during several years. Where part of the top-soil has been left, a high and dense vegetation develops within a few years. This will hamper the establishment of new species.

Over ten years several characteristic species of nutrient-poor conditions have established in the sites. Especially the more common species of such conditions have established in several sites. Many rare and endangered species are absent, although several can be found in the direct vicinity of the study sites. This is the result of the low dispersal potential of most species. Both by wind and dung of large herbivores hardly any seeds of these species are transported to the former agricultural land. Therefore, additional management after top-soil removal should aim at remaining the low-productivity state and stimulate the transport of seeds of low-production plant species to the regeneration sites.

Dankwoord

De auteurs willen de terreinbeherende instanties danken voor hun ondersteuning tijdens het verzamelen van de data. Het onderzoek is gefinancierd door de provincies Drenthe, Friesland en Groningen, het Prins Bernhard Cultuurfonds, It Fryske Gea, het Groningerlandschap, de Vereniging Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer.

Drs. R. Verhagen*, dr. R. van Diggelen & prof.dr. J.P. Bakker
Community and Conservation Ecology Group
Rijksuniversiteit Groningen
Postbus 14
9750 AA Haren

*huidige adres:
Stichting WBBS
Kanaaldijk 36
9409 TV Loon

