



Roos Loeb & Maaïke Weijters

Introductie van soorten via maaisel na herinrichting: ongeduld of wijsheid?

Op het symposium 'Biogeochemie en natuur- en waterkwaliteit: een onafscheidelijke combinatie!' ter gelegenheid van het 10-jarig bestaan van Onderzoekcentrum B-WARE werd een forumdiscussie gehouden over het water- en natuurbeheer van de toekomst (foto 1).

Eén van de discussiepunten was de vraag of introductie van soorten direct na uitvoering van verschrappingsmaatregelen altijd nodig is. Naar aanleiding hiervan, met inbreng van de panelleden en toehoorders uit de zaal, en met veelgehoorde andere argumenten, is onderstaande discussie geschreven.

Ontwikkeling doelvegetaties vaak niet optimaal na herinrichting

Het fundament voor natuurherstel is het op orde brengen van de abiotiek (voedselrijkdom, hydrologie, buffering). Voor nieuw verworven gronden betekent dit meestal ontgronden of plaggen, danwel maaien en afvoeren of uitmijnen om de voedselrijkdom van voormalige landbouwgronden te verminderen. De doelstelling voor deze gronden is meestal de ontwikkeling van hoogwaardige vegetatietypen, zoals habitattypen, natuurdoeltypen of specifieke associaties. De kwaliteit van de resultaten van deze herinrichtingen is echter wisselend. Samen met een onvoldoende herstelde abiotiek is het ontbreken van zaadbronnen van doelsoortpopulaties hiervoor een belangrijke oorzaak (Bekker, 2009). Tegenwoordig wordt daarom steeds vaker geadviseerd om na verschraling vers maaisel aan te brengen uit terreinen waar deze vegetatietypen goed ontwikkeld aanwezig zijn (van Mullekom et al., dit nummer).

Herstelbeheer of tuinieren?

Het op orde brengen van de abiotiek van terreinen kost veel gemeenschapsgeld. Alleen ontgrondingen kosten al tussen € 5.000,- en € 40.000,- per hectare (Bekker, 2009). Inclusief aankoop, hydrologische maatregelen, beheerkosten en aanpassingen in de infrastructuur gaat het al snel over een veelvoud van dit bedrag. De vraag is in hoe

Foto 1. Het deskundigenpanel van de forumdiscussie tijdens het jubileumsymposium ter gelegenheid van het 10-jarig bestaan van B-WARE.

Van links naar rechts: Ella de Hullu (Stichting Bargerveen), Bas van der Wal (Stowa), René Gerats (Stichting het Limburgs Landschap), Renée Bekker (Gegevensautoriteit Natuur), Bart van Tooren (Natuurmonumenten), Emiel Brouwer, Roland Bobbink, Leon Lamers, Fons Smolders, Jan Roelofs en Mark van Mullekom (allen Onderzoekcentrum B-WARE) (foto: Moni Poelen).

verre deze kosten te verantwoorden zijn als doelsoorten zich niet kunnen vestigen, bijvoorbeeld wanneer zowel de oorspronkelijke vegetatie als de mogelijkheden voor dispersie door menselijk handelen zijn verdwenen. Voor terugkeer van doelsoorten is het dan ook belangrijk de oorspronkelijke vegetatie zo goed mogelijk te herstellen. Tegelijkertijd wordt er onder zowel natuurbeheerders als publiek veel waarde gehecht aan het natuurlijk laten verlopen van processen en wordt 'tuinieren' gezien als onwenselijk. Maar wanneer spreek je van tuinieren? Bij het planten van volwassen planten? Bij het bestellen van zaadmengsels van kwekerijen, zoals in bijvoorbeeld Groot-Brittannië en de Verenigde Staten gangbaar is? Bij het aanbrengen van maaisel (inclusief bijbehorend zaad) uit gebieden met de doelvegetatie? Als maaimachines en schaapskuddes bewust eerst ingezet worden in gebieden met de doelvegetatie en daarna in herstelgebieden? Het is de glijdende schaal waarop deze processen plaatsvinden die een zwart-wit antwoord onmogelijk maken. Voor de herintroductie van volwassen individuen bestaat een IUCN-richtlijn en een afwegingskader (Groot Bruinderink et al., 2007), maar een concreet afwegingskader voor het inbrengen van maaisel ontbreekt voorsnog. Over hoe herstel zou moeten verlopen onder optimale condities – natuurlijke vestiging vanuit bronpopulaties in de buurt in afwezigheid van grote hoeveelheden zaad van ongewenste soorten – heerst consensus. De vraag is echter hoe vaak dit nog een reële optie is.

Zaadbank

De belangrijkste bron van zaden in een terrein is de zaadbank. Op voormalige landbouwgronden is nauwelijks een zaadbank van doelsoorten aanwezig. Ook als er niet wordt ontgrond, heeft het jarenlang (diep)ploegen en bemesten de historische zaadbank teniet gedaan. Verhoogde concentraties mineraal stikstof, vooral nitraat, dat in overvloed in kunstmest zit, bevordert de kieming van zaden (Williams, 1983). Veel van het zaad dat vóór intensivering van het agrarisch gebruik aanwezig was, is in de loop van de jaren meestal al gekiemd en daardoor uit de zaadbank verdwenen (Bekker et al., 1997). Als er

echter na ontgronden stukken onveraard veen aan het oppervlak komen liggen, kan het zijn dat hier toch nog zaden aanwezig zijn. Een voorbeeld hiervan is de ontwikkeling van een blauwgrasland na het afplaggen van percelen in de Krimpenerwaard (veenweidegebied) met onder andere Teer guichelheil (*Anagallis tenella*) en Blonde zegge (*Carex hostiana*) (Kerkhof, 2006). Ook in aquatische systemen is de zaadbank vaak nog wel vitaal, omdat zaden goed kunnen overleven in het sediment, zoals in vennen.

Omgeving en dispersiemogelijkheden

Soorten die niet meer aanwezig zijn in de zaadbank moeten uit de omgeving komen. Natuur in Nederland is echter sterk versnipperd geraakt. Populaties van zeldzame soorten zijn op veel plekken uitgestorven of veel kleiner geworden, waardoor er in de omgeving minder zaad beschikbaar is en de kans op vestiging van soorten in nieuwe gebieden eveneens veel kleiner is geworden. Per soort verschillen de dispersiemogelijkheden. Voor langeafstandstransport zijn zaden afhankelijk van wind, water en transport aan de vacht van dieren of via hun mest. Voor een aantal zeldzame soorten die zich via de wind verspreiden, zoals Valkruid (*Arnica montana*) en Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), is een afstand van 100 meter in praktijk al nauwelijks te overbruggen; slechts enkele (algemene) soorten zijn in staat om afstanden van een kilometer te overbruggen (Soons & Ozinga, 2005; Ozinga, 2008). Ook hebben dispersievectoren die vroeger belangrijk waren nu in belang ingeboet, zoals transport via de vacht van grote zoogdieren (Ozinga et al., 2009). Versnippering heeft tevens geleid tot genetische verarming van populaties, waardoor overgebleven individuen slechter om kunnen gaan met combinaties van druk op het milieu, zoals verzuring en vermessing (Vergeer et al., 2003). Hierdoor neemt niet alleen de kans op het bereiken van nieuwe terreinen af, maar ook de kans dat een soort zich succesvol kan handhaven. Op heringerichte voormalige landbouwpercelen die direct grenzen aan bestaande natuurgebieden zijn succesvolle voorbeelden bekend waarin geen maaisel is aangebracht. In het Banisveld (grenzend aan de Kampina) doken spontaan onder andere Teer guichelheil (*Anagallis tenella*), Bruine snavelbies (*Rhynchospora fusca*) en Moerashertshooi (*Hypericum elodes*) op. Toch verloopt vestiging vanuit naastgelegen natuurterreinen zeker niet altijd voorspoedig. Een voorbeeld hiervan is de ontwikkeling op het onderzoekerterrein op de Verlengde Bemelerberg (van Mullekom et al., dit nummer). Bij herstel ver van bronpopulaties lukt spontane vestiging meestal niet. Toch zijn er ook zeldzame voorbeelden bekend van spontane vestigingen op afgegraven landbouwgronden zonder dat er populaties dicht in de buurt waren, zoals een zeer goed ontwikkelde vegetatie met Moeraswespenorchis (*Epipactis palustre*) en Bonte paardenstaart (*Equisetum variegatum*) in afgegraven landbouwgrond in een tichelterrein in de Betuwe (foto 2).

Tijdspad

Doelvegetaties betreffen meestal schraallanden en/of heide. In een normale successiereeks ontstaan deze gemeenschappen uit pioniergemeenschappen. Het aanbrengen van maaisel uit goed ontwikkelde doelvegetaties heeft dan ook als risico dat er geen ruimte overblijft voor pioniergemeenschappen en dat achteruitgang van soorten uit juist deze gemeenschappen, die het moeten hebben van open plekken met kale bodem in het landschap, niet wordt gestopt. Als er om deze reden en vanwege de kansen op spontane vestiging een tiental jaren wordt afgewacht voordat wordt besloten om maaisel op te brengen, is helaas het risico groot dat in die tijd ongewenste soorten zich vestigen en gaan domineren. Als de vegetatie eenmaal gesloten is, komt er nauwelijks licht op de bodem. Zodra de bedekking hoog is, neemt de



vestiging van doelsoorten niet meer toe (Bekker, 2009). Het toedienen van maaisel of zaad uit donorgebieden heeft dan weinig effect meer (Klimkowska et al., 2007). Dit is een groot probleem op veel heringerichte terreinen, waar soorten als Pitrus (*Juncus effusus*) of op drogere terreinen Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*) sterk kunnen gaan domineren. Vaak hangt dit samen met te hoge nutriëntenconcentraties die in de bodem zijn achtergebleven, maar ook bij nutriëntenconcentraties die normaal zijn voor schraalgraslanden kan Pitrus dominant blijven (Bekker, 2009; van Mullekom et al., 2009). Eenzelfde probleem is te zien bij gronden die via maaien en afvoeren of uitmijnen verschaald zijn en waar vervolgens de gesloten vegetatie geen ruimte aan kiemplekken voor doelsoorten biedt; de vegetatie blijft dan bijvoorbeeld gedomineerd door Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). De aanwezigheid of vestiging van soorten net na herinrichting is sterk bepalend voor de soortensamenstelling op langere termijn (Egler, 1954). Het zijn dus twee kanten van de medaille: het aanbrengen van maaisel op kale bodem kan ervoor zorgen dat ongewenste soorten niet dominant worden, maar tegelijkertijd is er daardoor ook minder ruimte voor de vestiging van pioniersoorten.

Rol van bodembiota

Nog onbekend is de grootte van de rol die het bodemleven speelt in de soortensamenstelling van vegetaties. De bodemfauna- en microbiële gemeenschap van voormalige landbouwgronden lijkt 10-20 jaar na omvorming echter nog steeds het meest op die van landbouwgronden (Frouz et al., 2009; Kardol et al., 2005). De bodemfauna is mede sturend voor successie en soortenrijkdom van de vegetatie (De Deyn et al., 2003). Bacteriën en schimmels zijn verantwoordelijk voor de nutriëntenkringloop en daardoor deels sturend in de vegetatieontwikkeling. Bodemprocessen in landbouwgrond zijn meestal bacteriegestuurd, terwijl in voedselarmere natuurtypen de bodemprocessen vaak schimmel-gestuurd zijn. Ook kan de aan- of afwezigheid van mycorrhizaschimmels bepalend zijn voor de mogelijkheden voor plantensoorten die hiermee in symbiose leven om zich te vestigen. Mogelijk kan het enten met bodemmateriaal van goed ontwikkelde terreinen helpen om deze processen natuurlijker te laten verlopen (o.a. Kardol et al., 2009). Een aantal beheerders brengt deze vorm van introductie al in praktijk.



Foto 2. Spontaan gevestigde vegetatie met onder andere Moeraswespenorchis en Bonte paardenstaart op een afgegraven perceel in een tichelterrein in de Betuwe (foto: Roos Loeb).

Conclusie

Er zijn slechts weinig gegevens over hoe vaak natuurherstel volledig slaagt zonder introductie van soorten. Dit bemoeilijkt de discussie over de vraag hoe groot de noodzaak is om maaisel aan te brengen. Wat wel bekend is, is dat tweederde van de soorten van de Nederlandse Rode Lijst voor vaatplanten geen baat heeft gehad bij de herstelmaatregelen van de afgelopen jaren, ondermeer omdat zij een kortlevende zaadbank hebben, beperkte verspreidingsmogelijkheden hebben of alleen voorkomen op zeer geïsoleerde standplaatsen (Jansen et al., 2010). Deze soorten zullen zich dus niet zelfstandig kunnen vestigen in heringericht terrein. Voor de wetenschap ligt er nog een belangrijke taak om de voorspelbaarheid van verspreiding en vestiging van afzonderlijke soorten te vergroten op basis van de resultaten die de afgelopen jaren in herstelde terreinen behaald zijn. Vergroting van kennis in de afgelopen jaren heeft ervoor gezorgd dat herinrichtingsprojecten steeds succesvoller zijn geworden (Bekker, 2009). Meer kennisontwikkeling in de komende 10 jaar kan hier verder aan bijdragen.

Literatuur

- Bekker, R.M., 2009.** 20 jaar ontgronden voor natuur op zandgronden. *De Levende Natuur* 110 (1): 9-15.
- Bekker, R.M., G.L. Verweij, R.E.N. Smith, R. Reine, J.P. Bakker & S. Schneider, 1997.** Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293-1310.
- Deyn, G.B. De, C.E. Raaijmakers, H.R. Zoomer, M.P. Berg, P.C. de Ruiter, H.A. Verhoef, T.M. Bezemer & W.H. van der Putten, 2003.** Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422: 711-713.
- Egler, F.E., 1954.** Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- Frouz, J., van Diggelen, R., Pizl, V., Stary, J., Hanel, L., Tajovský, K. & Kalcik, J., 2009.** The effect of top soil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. *Biodiversity and Conservation* 18: 3963-3978.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A., M.J.M. Smulders & H.P. Koelewijn, 2007.** Een ecologisch en populatie-genetisch afwegingskader voor herintroducties. *De Levende Natuur* 108 (5): 199-203.
- Jansen, A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, H. van Dobben, G.A. van Duinen & M.F. Wallis de Vries, 2010.** De effectiviteit van de

- regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode-lijstsoorten. De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Kardol, P., T.M. Bezemer, A. van der Wal & W.H. van der Putten, 2005.** Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation* 126: 317-327.
- Kardol, P., T.M. Bezemer & W.H. van der Putten, 2009.** Soil organism and plant introductions in restoration of species-rich grassland communities. *Restoration Ecology* 17: 258-269.
- Kerkhof, Th. B.M., 2006.** Nieuw schraalland in de Krimpenerwaard. *De Levende Natuur* 107 (4): 162-169.
- Klimkowska, A., R. van Diggelen, J.B. Bakker & A.P. Grootjans, 2007.** Wet meadow restoration in Western Europe: A quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological conservation* 140: 318-328.
- Mullekom, M. van, F. Smolders, E. Brouwer & J. Roelofs, 2009.** Onderzoek naar de kansen voor natuurontwikkeling en -herstel in het Hierdense beekdal binnen Landgoed Staverden. Een biogeochemisch en hydrologisch onderzoek. B-WARE rapport 2008.44b. B-WARE, Nijmegen.
- Ozinga, W., C. Römermann, R.M. Bekker, A. Prinzing, W.L.M. Tamis, J.H.J. Schaminée, S.M. Hennekens, K. Thompson, P. Poschlod, M. Kleyer, J.P. Bakker & J.M. van Groenendael, 2009.** Dispersal failure contributes to plant losses in NW Europe. *Ecology Letters* 12: 66-74.
- Ozinga, W.A., 2008.** Assembly of plant communities in fragmented landscapes. The role of dispersal. PhD Thesis, Wageningen University.
- Soons, M.B. & W.A. Ozinga, 2005.** How important is long-distance seed dispersal by wind for regional survival of plant species? *Diversity and Distributions* 11: 165-172.
- Vergeer, P., R. Rengelink, N.J. Ouborg & J.G.M. Roelofs, 2003.** Effects of population size and genetic variation on the response of *Succisa pratensis* to eutrophication and acidification. *Journal of Ecology* 91: 600-609.
- Williams, E.D., 1983.** Effects of temperature fluctuation, red and far-red light and nitrate on seed germination. *Journal of Applied Ecology* 20: 923-935.

Summary

Species introduction by hay application after restoration: impatience or wisdom?

A panel discussion at the 10th anniversary symposium of B-WARE Research Centre raised the question whether species introduction by hay application is always necessary after restoration. The lack of seed sources is one of the main problems for restoration after the restoration of abiotic conditions. Ethical questions concerning different forms of species introduction have however led to discussion among nature management organisations and public. Agricultural practices before restoration have generally led to the absence of a seed bank and dispersal from outside the area is often hampered by the distance to other populations. Moreover, soil biota might as well play an important role in vegetation development, so soil inoculation might also be necessary. It is already known that two-third of the Dutch Red List plant species did not profit from restoration programs, dispersal problems being one of the main causes. Proper decision making needs to be fed by more facts about the chances of successful restoration with or without introduction of species. Also more scientific knowledge is needed to predict the dispersal success probabilities of separate species based on results achieved in recent restoration programs in order to improve restoration success in future.

Dr. ir. R. Loeb & Drs. M. Weijters
Onderzoekcentrum B-WARE
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen

r.loeb@b-ware.eu
m.weijters@b-ware.eu