



Foto 1. Herstel van dichtgroeibende duinvallei op Ameland (foto: Johan Krol).

Jan Bakker & Jaap Wiertz

## Effectiviteit van natuurbeheer

Nederland heeft een overwegend agrarisch en stedelijk karakter. Er resteert nog 18%, grotendeels versnipperd bos- en natuurgebied (Kramer et al., 2007). Het beheer van zoveel gebieden en zo'n groot oppervlak is een enorme opgave. Dat natuurbeheer wordt uitgevoerd door merendeels professionele terreinbeherende organisaties, zoals Vereniging Natuurmonumenten, de provinciale landschappen en Staatsbosbeheer alsmede door veel particuliere eigenaren. Beheermaatregelen worden meestal jaarlijks uitgevoerd, zijn arbeidsintensief en dus kostbaar. Per jaar wordt hiervoor meer dan 170 miljoen € subsidie gegeven. Enige reflectie is dus geen overbodige luxe. Daarbij zijn vragen aan de orde als: Wat is 'effectief'? Kunnen we die effectiviteit aantonen? Waardoor wordt die beperkt? Hoe effectief zijn verschillende vormen van natuurbeheer? Kunnen we de effectiviteit vergroten? Dit artikel vat enkele vragen en antwoorden samen (Bakker, 2012).

### 'Effectiviteit', voor welke natuur?

Effectiviteit is een synoniem voor doelgerichtheid en -bereiking; om die te kunnen toetsen, moeten de doelen duidelijk zijn. De doelen waren de afgelopen 20 jaar concreet en tot in detail uitgewerkt in o.a. de nationale natuurdoeltypenkaart (VROM, 2006) en de regelingen voor natuurbeheer (Bal et al., 2001; DLG, 2005; SBB, 2002). In 2007 heeft het Rijk echter veel van het

natuurbeleid losgelaten en overgedragen aan de provincies. Daardoor lijkt de doelstelling in beweging gekomen en veel losser geworden. De beheerder/eigenaar krijgt het vertrouwen om het natuurbeheer meer naar eigen verantwoordelijkheid en eigen mogelijkheden in te vullen. Alleen de Natura2000-doelen, circa 50% van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS), zijn per gebied en landelijk nog dwingend. De

andere, voorheen landelijk vastgestelde, doelen zijn nu flexibeler en meer afhankelijk van lokale invulling. Het oorspronkelijk beoogde biodiversiteitsdoel zal hierdoor waarschijnlijk niet worden gehaald, omdat dit meer zal moeten concurreren met andere lokale belangen. Dat geldt in de provinciale politieke arena, maar bijvoorbeeld ook voor de particulier die nu meer vrijheid krijgt om te kiezen voor 'niets doen' in plaats van maaien op een vroeger jaarlijks gemaaid soortenrijk grasland. Op nationaal niveau kan dit leiden tot verlies aan te beschermen soorten of ecosysteemtalen. Dat is een probleem als het specifieke soorten of typen van Europese Natura2000 -doelen raakt, maar ook als het afbreuk doet aan de ook door Nederland onderschreven mondiale doelstellingen, afgesproken in de Japanse stad Aichi. Die vragen ieder land om in 2020 de achteruitgang van biodiversiteit significant te beperken (CBD, 2011).

In dit artikel beperken we ons tot de doelen voor biodiversiteit, al realiseren we ons dat een belangrijk deel van het natuurbeheerbudget wordt besteed aan voorzieningen

voor recreatie zoals wandelpaden, parkeerterreinen etc. Het begrip 'natuurbeheer' verenigen we hier verder tot beheer van natuurgebieden. Effectiviteit van agrarisch natuurbeheer is geëvalueerd in deel 1 van dit themanummer (Kleijn, 2013).

### Effectiever dankzij milieubeleid?

De afgelopen jaren heeft het milieubeleid opmerkelijke successen geboekt. Dit geldt voor onder andere waterkwaliteit, depositie van zwavelverbindingen en, in mindere mate, van stikstof. Van oorsprong kansrijke abiotische locaties zijn deels weer teruggebracht in oorspronkelijke conditie. De verzurende depositie is in de periode 1980-2000 met 55-60% afgenomen (Dorland et al., 2005), vooral dankzij de sterke daling (85%) in de uitstoot van zwavel.

De vermestende stikstofbelasting is ook gedaald, maar minder sterk (ca. 35%), van 45 naar 30 kg N/ha/jaar. De kritische drempelwaarde voor stikstofdepositie, de waarde waarboven een systeem verandert en soorten verliest, ligt echter tussen 5 - 25 kg N/ha/jaar, afhankelijk van het ecosysteemtype. Men beschouwt 42 van de 51 habitattypen uit de Habitatrictlijn waarvoor Nederland Europese verantwoordelijkheid draagt, als 'gevoelig voor stikstofdepositie' (van Dobben et al., 2012). De huidige stikstofdepositieniveaus zijn dus veelal nog te hoog.

Voor 40% van alle doelsoorten planten, vogels en vlinders zijn de condities nu voldoende. Voor 60% zijn één of meer condities echter nog onvoldoende om de beoogde natuurkwaliteit te kunnen bereiken; de aandelen van de verschillende knelpunten (vermesting/verzuring, verdroging, versnippering en te klein leefgebied) hebben ieder een orde van grootte 10-17% (PBL, 2011; fig. 1).

Toch kan de conclusie luiden dat het milieubeleid de afgelopen 20-30 jaar heeft bijgedragen aan geboekte successen in het Nederlandse natuurbeheer, maar het is niet genoeg. Natuurbeheerders worden nog geconfronteerd met te hoge niveaus van vermesting, verdroging en versnippering en tekorten in areaal leefgebied. Dit zal de effectiviteit van natuurbeheer hebben verminderd. Maar wat is desondanks eigenlijk het effect van het gevoerde beleid en beheer?

### Blijkt effectiviteit beheer uit monitoring?

Natuurbeheer heeft 'over all' een positief effect. Dat blijkt onder andere uit het feit dat doelsoorten zijn toegenomen binnen

Fig. 1. Voor bijna 60% (rood) van alle doelsoorten planten, vogels en vlinders zijn nu nog één of meer condities onvoldoende om de gewenste natuurkwaliteit in de Ecologische Hoofdstructuur te kunnen bereiken. Voor 34% zijn er voor drie condities tegelijk knelpunten (PBL, 2011).

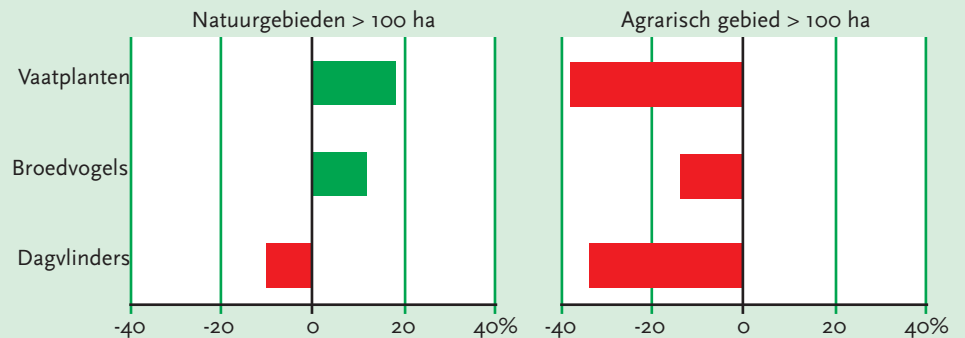
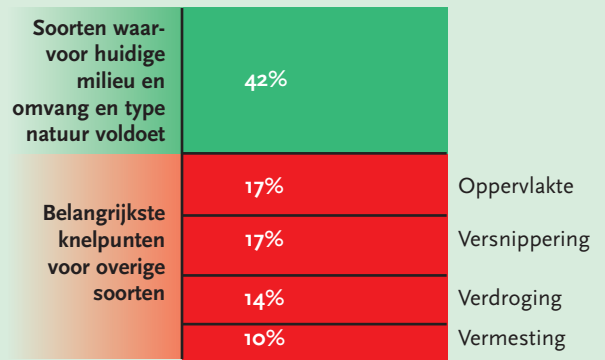


Fig. 2. Verandering in de aanwezigheid van doelsoorten tussen 1975-1989 en 1990-2005 in reservaten (links) en agrarische gebieden (rechts) groter dan 100 ha (CLO, 2013).

### Populatieomvang soorten

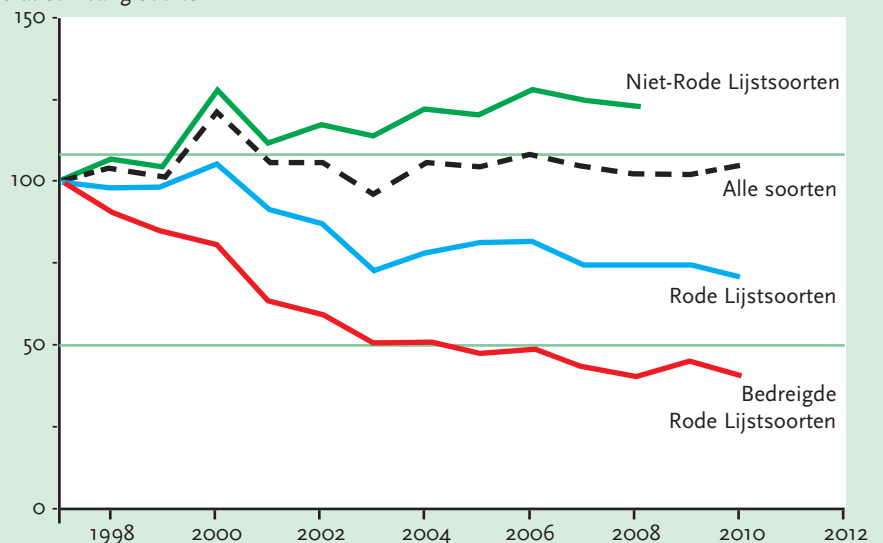
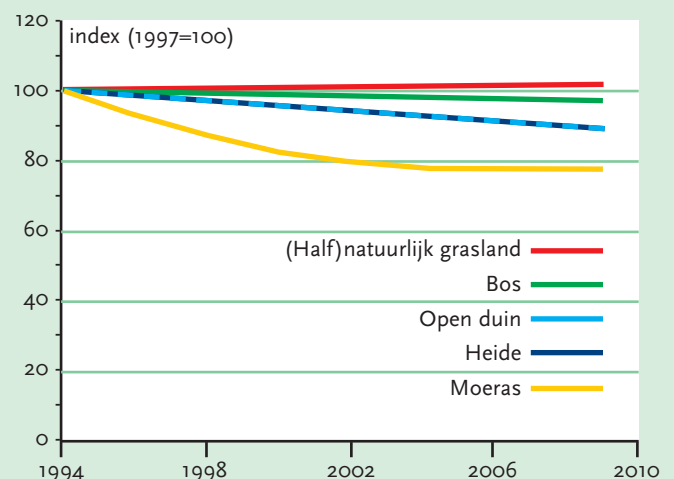


Fig. 3. De index van de gemiddelde populatieomvang van zeven groepen soorten tussen 1997 en 2010: alle soorten, niet-Rode Lijstsoorten, Rode Lijstsoorten en bedreigde Rode Lijstsoorten (PBL, 2011). Beschouwde soorten: dagvlinders, zoogdieren, reptielen, amfibieën, broedvogels, libellen, paddenstoelen

Fig. 4. De gemiddelde natuurkwaliteit tussen 1994 en 2009 van (half)natuurlijk grasland, bos, open duin, heide en moeras. De gemiddelde ecosystemekwaliteit is bepaald op basis van de NEM-meetnetten voor vogels, vlinders, planten en reptielen (PBL, 2011).





**Foto 2.** Verkweldering zomerpolder Noard Fryslân Bûtendyks. Zonder beweiding ontwikkelt zich ruigte (foto: Willem van Duin).

natuurgebieden, terwijl deze in agrarisch gebied sterk afnamen (fig. 2). Veranderingen in natuurkwaliteit worden standaard afgeleid uit trendlijnen voor soorten en ecosystemen (PBL, 2011; 2012). De trend voor de populatie-index van alle soorten in Nederland tezamen is gemiddeld genomen constant gebleven gedurende de afgelopen 20 jaar. Dat lijkt geruststellend. Bekijk je echter de index voor de groep Rode Lijstsoorten apart, dan blijkt deze met 20% gedaald en die voor de 'bedreigde' Rode Lijstsoorten zelfs met bijna 50%. Voor de 'algemenere' soorten daarentegen is de index gestegen, tot 120% van de waarde in 1997 (fig. 3). De trend voor de gemiddelde ecosysteemkwaliteit in natuurgebieden, afgemeten aan kenmerkende soorten, vertoont de afgelopen 20 jaar een (licht) dalende trend (fig. 4). Voor de afzonderlijke ecosystemen verschildt het beeld. De trend voor bos daalt een klein beetje, duin en heide echter 10%. De trend voor moeras is na een daling van ca. 20% omstreeks 2000 gestabiliseerd. Daarentegen is de kwaliteit van (half)-natuurlijk grasland licht verbeterd. In totaal lijkt de achteruitgang van ecosysteemkwaliteit dus geremd; zeker als we dit over een langere periode, bijvoorbeeld 50 jaar, inschatten. Binnen de natuurgebieden blijft echter nog veel te verbeteren, zelfs binnen Natura2000-gebieden. Daar heeft namelijk nog geen 20% van de habitattypen en -soorten een echt 'goede staat van instandhouding' (CLO, 2013). De doelen die samenhangen met verplichtingen ten aanzien van de

Vogel- en Habitatrichtlijn (Natura2000) staan dus nog onder druk. Eerder zagen we dat algemene soorten algemener, en reeds zeldzame en bedreigde (Rode Lijst)soorten nog zeldzamer worden. Kan regulier beheer daar verandering in aanbrengen?

#### **Is regulier beheer effectiever dan niets doen?**

Als het beheer in halfnatuurlijke, open ecosystemen en landschappen wordt opgegeven ontstaat ruigte, vervolgens struweel en daarna bos. Geleidelijk zal dan het grootste deel verbossen. Dat is natuurlijk gunstig voor soorten van bossen, maar niet voor de soorten van die halfnatuurlijke landschappen. In (zeer) grote natuurgebieden zorgen natuurlijke processen zoals sedimentatie, erosie, branden en begrazing voor variatie. In Nederland echter zijn de natuurterreinen daarvoor merendeels te klein en zorgt beheer voor variatie. In kleinere gebieden zal men in het beheer kappen, maaien, beweiden, plaggen of graven om de gestelde doelen op dat kleine oppervlak te maximaliseren. Over de jaren 2000-2006 is een meer systematische evaluatie van dergelijk beheer uitgevoerd (Wiertz & Sanders, 2007). Als men in de grotere gebieden naast elkaar verschillende beheervormen toepast, zoals hooien, beweiden en niets doen, is de soortenrijkdom van het hele terrein veel groter dan wanneer werd gekozen voor één beheervorm, omdat elke beheervorm een aantal kenmerkende soorten heeft. Voor (grote)

soorten van uitgestrekte wildernis zoals Eland (*Alces alces*) en Bruine beer (*Ursus arctos*) biedt dit weinig of geen soelaas. Daarvoor kan elders in Europa ruimte gezocht worden.

#### **Is ontwikkelings- resp. compensatie-beheer effectief?**

Vanaf de zeventiger jaren zijn ook intensief bemeste landbouwpercelen aangekocht en beheerd met het idee de vroeger daar voorkomende soorten, kenmerkend voor halfnatuurlijke landschappen, weer terug te krijgen. Beweiding is dan meestal onvoldoende, omdat vrijwel geen nutriënten worden afgevoerd maar vooral verplaatst binnen het terrein (Bokdam & Gleichman, 2000). Met hooien voert een beheerder effectiever nutriënten af dan met beweiding. Na het stoppen van bemesting leidt hooibeheer aanvankelijk tot afname van biomassa en afvoer van nutriënten. Na 5 – 20 jaar, afhankelijk van de productiviteit van de bodem, ontstaat er echter vaak een evenwicht tussen afvoer van nutriënten en toevoer via atmosferische depositie. Bij de huidige stikstofdepositie leidt hooien in veel gevallen niet tot vergaande verschraving of tot handhaven van optimaal ontwikkelde voedselarme systemen. Als er dan ook nog verdroging in het spel is, leidt de daardoor veroorzaakte mineralisatie van organische stof in de bodem tot nog grotere beschikbaarheid van nutriënten. Het regulier beheer schiet dan tekort. De regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) bood in principe mogelijkheden voor tijdelijk extra beheer zolang de milieudoelen nog niet bereikt waren. (Tijdelijke) verhoging van de frequentie van hooien

Successie tegengaan	naam	oppervlak (ha)	ingreep	planten	dieren	relief	dynamiek	beperkingen	kosten voor /ha/jaar	kosten vervolg/ha/jaar
	Ameland-Oost	22	ontgronden	+	+	+	+	N, ruigte	35	na 5 jaar 400
	Voornes Duin	55	ontgronden	+	+	+	+	N	0	100
	Kapenglop, Schiermonnikoog	10	vernatten	+		nvt	+	weinig doorstroming	210	210
	Nieuwkoopse Plassen	1	petgat maken	+	nvt	nvt	+	S, P, soorten	2000	0
	Oude Venen	5-10	ontgronden	+	nvt	nvt	+	N, peilboezem	0	2100
	Harener Wildernis	10	vernatten	+	-	+	+	wateronttrekking	0	1500
	Bocht fan Molkwar	3,5	ontgronden	nvt	+	nvt	+	verkeerd peilbeheer	0	600
<b>Nieuwe ecosystemen creëren</b>										
	Sinoutskerke	140	vernatten	nvt	+	nvt	nvt	ontpachten	65	405
	Medenerilsterpolder	30	vernatten	-	+	nvt	nvt	N,P	0	100
	Noard Fryslân Bûtendyks	135	zomerkade doorsteken	+	±	+	+	-	120	120
	Tiengemetten	150	getij toelaten	+	+	+	+	te weinig getij	0	105
	Schouwen Zuidkust	500	ontgronden, vernatten	+	+	+	+	N, te droog	0	130
	Ruidhorn	25	afgraven, verzilten	nvt	+	+	+	te zoet, bagger,soorten	0	100
	Klutenplas	11	vernatten, brak	+	+	+	+	te zoet, soorten	0	450
	Dellebuurster heide	25	ontgronden	+	+	+	nvt	P, N, ruigte, soorten	0	750
	Ellersinghuizerveld	100	ontgronden	+	nvt	+	nvt	P, ruigte	0	800
	Noordlaarder Bos	10	ontgronden	+	+	+	nvt	P	0	210
	Smeerling	4	vernatten	+	nvt	nvt	nvt	-	300	1200
	Eelder- Peizer Maden	2500	vernatten	+	+	+	+	P, soorten	240	100
	Westerbroekstermade-polder	200	vernatten	+	+	+	+	N, P, S	500	500

**Tabel 1.** Kosten en baten van een aantal grote, eenmalige ingrepen (successie tegengaan, nieuwe ecosystemen creëren), met o.a. de kosten van beheer voorafgaande aan de ingreep en de kosten voor vervolgbeheer (geschat aan de hand van de Subsidieregeling Natuur en Landschap, SNL). Dit is gebaseerd op interviews met beheerders. Beperkingen zijn er in de vorm van een overmaat aan verbindingen van stikstof (N), fosfor (P) en zwavel (S), of een aantal verwachte soorten dat (nog) niet is verschenen (soorten).

lijkt een oplossing voor de flora, maar te intensief beheer heeft negatieve gevolgen voor met name de kleine fauna. Met ontwikkelingsbeheer en compenserend beheer is dus verbetering te bereiken, maar wat te doen om echt verder te komen?

### Toch extra lokale ingrepen nodig?

Er zijn situaties waar jarenlang gewetensvol is beheerd, maar waar desondanks weinig bijzondere soorten terugkeren. Bij dergelijke problemen is vaak het Kennisnetwerk O+BN (Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit) actief betrokken (Jansen et al., 2010). De abiotische situatie is dikwijls een beperkende factor. Bij een te hoog nutriëntengehalte kan afplaggen worden overwogen. In het geval van verzuring in afgeplagde vergraste heide kan men de situatie soms lokaal verbeteren door eenmalige bekalking (Dorland et al., 2005). Soms kan ook een aanpassing van de waterhuishouding zowel de mineralisatie als de verzuring verminderen. Het kan ook zijn dat de abiotische milieuoedities lokaal goed zijn, maar soorten het gebied niet kunnen bereiken. Herintro-

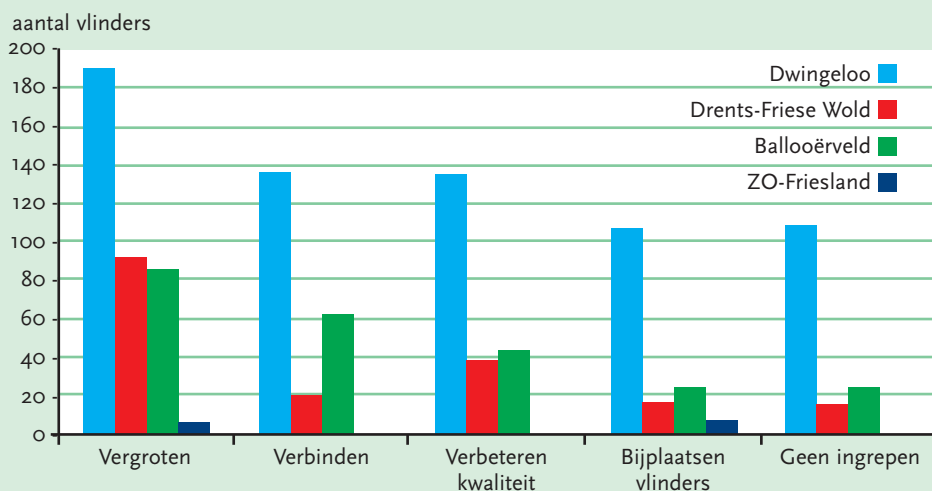
ductie is dan een optie. Voorwaarde voor herintroductie bij planten is dat een soort eerder op de plek aanwezig moet zijn geweest, geen langlevende zaadvoorraad heeft en een gering verspreidingsvermogen. Er zijn goede resultaten geboekt met het inbrengen van maaisel of strooisel met grond als herintroductie maatregel (Bekker et al., 2005). Herintroductie van diersoorten is vaker dan bij plantensoorten onderwerp van discussie (CLO, 2013). Regulier beheer als beweiden en hooien voldoet goed om binnen een reservaat successie naar bos tegen te gaan en een zeker verschalingsniveau te bewerkstelligen. Soms is tijdelijk intensivering van het beheer nodig zolang de vereiste milieudoelen nog niet bereikt zijn. Dit leidt wel tot kostenverhoging voor de beheerder. Kan herinrichting binnen het natuurgebied de effectiviteit verhogen?

### Herinrichting van terrein duur, maar effectief?

Kan tegenvallend regulier beheer effectiever worden door maatregelen die rigouze zijn dan beweiden en hooien, bijvoor-

beeld het omzetten van bos naar heide, ontgronden en vernatten? Dalen de beheerkosten en/of stijgt de natuurkwaliteit? Wat zijn de resultaten van grote investeringsprojecten in de terreinen? Omdat er niet zoveel gegevens zijn over zowel de kosten van herinrichting als de natuureffecten is een eerste verkenning gemaakt van een aantal van die inrichtingsprojecten. Bij veel herinrichtingsprojecten wordt doorgeschoten successie teruggezet (eerste deel van tabel 1), bijvoorbeeld door het verwijderen van struweel in een verruigde duinvallei, of het openmaken van een veld en dichtgegroeide petgat. Het aantal gewenste soorten neemt weer toe, de natuurlijke dynamiek is terug en soms is gedurende enkele jaren geen vervolgbeheer nodig (Nieuwkoopse Plassen, Ameland-Oost).

Voor pionier plantensoorten bleken te profiteren van de combinatie herinrichting en goed (herstel)beheer (Jansen et al., 2010). Het gaat hierbij om plantensoorten met een langlevende zaadvoorraad in de bodem. Deze soorten waren dus ter plaatse nog aanwezig. Voor andere plantensoorten zijn kostbare herinrichtingsmaatregelen zonder herintroductie minder effectief. Uit een overzicht van verschillende methoden van herintroductie in Centraal en Noordwest Europa blijkt zowel het inbrengen van zaadmengsels van kenmerkende planten-



soorten, maaisel met zaden of zoden van doelvegetatie met zaden, het succes te vergroten (Kiehl et al., 2010).

In een aantal gevallen is wel weer vervolfbeheer nodig in de vorm van beweiden of hooien, omdat anders het gebied opnieuw snel dicht kan groeien met struweel. De kosten waren vóór de ingreep vaak nihil, omdat geen beheer plaats vond. Vervolfbeheer leidt dan tot hogere kosten na de ingreep, maar daar staan de baten tegenover in de vorm van sterk verbeterde kansen voor biodiversiteit.

Een mooi voorbeeld van de afweging van kosten en baten bij een herinrichting is de studie naar populaties van het Gentiaanblauwtje (*Phengaris alcon*) in Noord-Nederland. Deze populaties zijn modelmatig onderzocht door Radchuk et al. (2012). Vergroten van het leefgebied middels omvorming van het ene beheertype in het andere binnen het natuurgebied blijkt qua kosteneffectiviteit het gunstigst. Second best is hetzij verbeteren van milieu kwaliteit van het leefgebied, hetzij het creëren van verbindingszones (fig. 5). Nieuwe hectares leefgebied in verbindingszones zou ecologisch soms effectiever zijn dan het omvormen in bestaand leefgebied, maar vanwege de hoge grondprijzen van landbouwgrond is dit veel duurder.

Soms kan een combinatie van maatregelen een oplossing zijn, zowel binnen als buiten het terrein: bijvoorbeeld beperken of verplaatsen van lokale N-emissie bronnen (bijv. stallen) en hydrologische maatregelen binnen en buiten het reservaat. In het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) ontwikkelt men per Natura2000-gebied dergelijke herstelstrategieën.

Ondanks de veelal positieve resultaten van een eenmalige herinrichting van het terrein is de beheerder nog niet altijd af van de effecten van verdroging, verzuring, vermesing en versnippering (tabel 1). De lokale condities hangen ook af van de condities buiten een reservaat. De inzet van natuurbeheer moet dus verschuiven van stand-

plaats naar landschap (Brouwer et al., 2009). Opschalen van herstelmaatregelen naar de schaal van het landschap met bijv. samenhangende regionale grondwaterhuishouding biedt de mogelijkheid de milieucondities te verbeteren en versnippering te verminderen.

De beheerkosten voorafgaand aan de ingreep waren meestal laag of zelfs nihil in het geval van een bestaand landbouwgebied. De kosten van de ingrepen zijn moeilijk te achterhalen. Ze worden niet centraal geregistreerd, men moet de afzonderlijke uitvoeringscontracten opzoeken. Er liggen nu wel voorstellen voor betere monitoring daarvan (vgl. Melman et al., 2009). Soms vond de ingreep plaats in het kader van een groter project en werd daarvoor mede gefinancierd door bijv. een waterschap, zoals bij een landinrichting of overloopgebied, of werden de inrichtingskosten voor recreatie meegemeld.

### Leidt oppervlaktevergroting tot effectiever beheer?

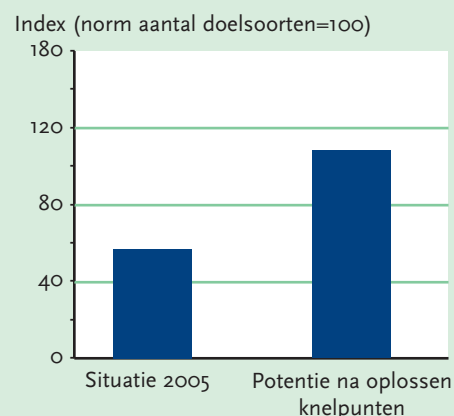
Een groot deel van de Nederlandse natuur ligt in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). De helft daarvan bestaat uit circa 750 reservaten van meer dan 100 ha groot. De andere helft is versnipperd over duizenden kleinere reservaten (CLO, 2013). Grote natuurgebieden hebben over het algemeen relatief minder randzone en daardoor minder negatieve externe invloeden. Gevoegd bij het tekort aan en de versnippering van geschikt habitat voor veel soorten zijn deze negatieve effecten te verminderen door natuurgebieden te vergroten. Een ander voordeel is dat de beheerkosten/ha in grote gebieden geringer zijn dan in kleine gebieden (Balmford et al., 2003).

Veel diersoorten gebruiken verschillende onderdelen van een landschap om te foerageren, zich voort te planten, te rusten en te overwinteren. Voor successiestadia van pionier tot climax van verschillende grootte bestaat ruimte op de schaal van het land-

**Fig. 5.** Voorspelde levensvatbaarheid van vier Nederlandse populatienetwerken van het Gentiaanblauwtje bij gelijke financiële investering in verschillende herstelsenario's. Weergegeven is de populatiegrootte waarbij de kans 50% is dat de populatie over een periode van 200 jaar beneden deze omvang belandt (Radchuk et al., 2012).

schap. Natuurlijke dynamiek (zonder beheer) en fine-tuning (met beheer) kunnen elkaar uitsluiten (want er moet worden gekozen). Daarom kunnen verschillende opties voor beheer waarvoor in een klein reservaat moet worden gekozen omdat ze strijdig zijn met elkaar, op de schaal van het landschap naast elkaar worden gerealiseerd. Bovendien kunnen door overgangen tussen afzonderlijke ecosystemen nieuwe ecosystemen worden gecreëerd. Vergroten van gebieden leidt ook tot grotere populaties van planten en dieren die daardoor een lagere lokale uitsterfkans hebben. Bovendien hebben ze meer genetische variatie en ook daardoor betere overlevingskansen.

Vergroting van natuurgebieden kan door omvorming van nabijgelegen landbouwgrond (tweede deel in tabel 1). Dat gaat dan een stap verder dan herinrichting binnen het reservaat. Het vraagt zorgvuldig extra omvormingsbeheer vanwege de vaak vroeger sterk bemeste grond. Opheffen van knelpunten binnen en buiten het natuurgebied, deels ook door vergroting, leidt in principe tot sterk herstel van natuurkwaliteit (fig. 6). Realisatie van de



**Fig. 6.** Door het oplossen van huidige knelpunten in milieu en ruimte (schaalvergroting) kan lokaal het gemiddeld aantal doelsoorten (binnen een oppervlakte van 250 m x 250 m) fors toenemen (Bronnen: nabewerking van verspreidingsgegevens van Sovon Vogelonderzoek Nederland, FLORON en De Vlienderstichting; in: Wiertz & Sanders, 2007).



Foto 3. Moerasvorming op Tiengemeten na doorsteken van de dijk. Zonder beweiding ontwikkelt zich wilgenbos (foto: Wouter van Steenis).

beoogde EHS biedt hiervoor in principe goede kansen. De doelen van de EHS zijn echter herijkt en verlaagd. De aanvankelijk beoogde omvang van 728.500 hectare is in 2011-2012 teruggebracht tot circa 570.000 hectare (PBL, 2012). Om dat in 2012 te bereiken kan niet meer dan 17.000 ha worden verworven (23% van de oorspronkelijke verwervingsdoelstelling). Daarnaast kan nog 40.000 ha worden ingericht, maar alleen als het benodigde geld hiervoor verkregen wordt door ruilgronden en natuur buiten de Ecologische Hoofdstructuur te verkopen: 'grond voor grond'. Nederland zal met de huidige beleidsinzet naar verwachting niet de ambities wat betreft de Natura2000-gebieden en de mondiale CBD-AICHI doelen in 2020 realiseren. Natuurlijk kan men nadenken over doelen op langere termijn ruim na 2020. Een kritische selectie van kansrijke gebieden is dan belangrijk: streef naar kenmerkende landschappen met een zo groot mogelijk oppervlak. Een voorbeeld zou kunnen zijn het Stroomdallandschap Drentsche Aa van midden Drents Plateau naar de stad Groningen en verder via het Reitdiep naar het Lauwersmeer. Voor zover de effectiviteit van natuurbeheer nu nog beperkt wordt door negatieve effecten van vermessing, verzuring, verdroging en versnippering, kan deze verbeterd worden met een verdergaand milieubeleid (nationaal en lokaal) en door het vergroten van gebieden tot een kenmerkend landschappelijk geheel. Verbinden van gebieden met corridors of ecoducten helpt daarbij onvoldoende.

### Organisatie van natuurbeheer

De effectiviteit hangt ook af van de organisatie: subsidies, samenwerking tussen partijen, goede monitoring en evaluatie van natuurbeheer en beleid en goede kennis. Overheidssubsidiëring van natuurbeheer is in zoverre effectief dat in de SNL-regeling (Subsidieregeling Natuur en Landschap) niet de gehele kostprijs (84%) vergoed wordt. De beheerders moeten de ontbrekende financiering zelf bijleggen. Voor de beoordeling van effectiviteit blijkt die nog onvolledig in beeld. We hebben ons beperkt tot biodiversiteitsdoelen. Naar schatting wordt echter ca. 30% van het natuurbeheerbudget gebruikt voor recreatievoorzieningen. In 2011 kwamen er bijna 4 miljoen Nederlandse vakantiegangers en ruim 2 miljoen buitenlandse toeristen (NIRT, 2012) in onze natuur. Dagrecreatie en andere natuur- en landschapsbeleving zijn hierbij niet meegerekend! Een preciezer oordeel is momenteel moeilijk te geven. Effectiviteit kan mogelijk nog verhoogd worden binnen een regio waar een aantal terreinbeherende organisaties en particuliere eigenaren naast elkaar actief zijn. Dit kan leiden tot versnippering van aandacht en activiteiten. Daarom is het zinvol te streven naar samenwerking of samenvoegen van terreinen onder één beheerder binnen een regio. Deels gebeurt dit al. Om slimmer en beter te kunnen beheren, is het nodig de effecten van genomen maatregelen te volgen. Daarvoor is monitoring nodig van milieucondities en van flora en fauna van beheerde gebieden.

Partijen betrokken bij Natura2000, bij SNL (EHS, provincies) en bij het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) zijn momenteel bezig de monitoring beter in te richten en te integreren. Voor een goed en efficiënt beheer en beleid is het van het grootste belang dat gegevens over areaal en kwaliteit van ecosysteemttypen en soorten op verschillende ruimtelijke schaalniveaus optelbaar zijn. Ze moeten immers op verschillende niveaus kunnen worden gebruikt: per (beheer)gebied, per provincie, landelijk en uiteindelijk op EU-niveau (voor Natura2000). Daar is nog veel te winnen.

De beperkte expertise van een aantal eigenaren en de overdracht van de verantwoordelijkheid voor natuurbeheer naar provincies maken dat de toegang tot relevante kennis en kunde extra aandacht behoeft. 'Evidence-based management' moet de basis zijn van een sterkere samenwerking tussen beheer, beleid en kennisinstellingen. Versterking van het goed functionerende kennisnetwerk O+BN zou hier een bijdrage aan kunnen leveren. Er is in ieder geval een snel en goed besluit nodig van Rijk en provincies over monitoring. Natuurbeheer kan voorts effectiever worden wanneer terreinbeheerders en kennisinstellingen beter regionaal en nationaal gaan samenwerken.

### Concluderend

Lettend op de toenemende verschillen in biodiversiteit tussen landbouw en natuurgebied is het beleid redelijk succesvol te noemen voor natuurgebieden. Tevens blijkt natuurbeheer ook in belangrijke mate effectief voor andere functies, zoals natuurbeleving en recreatie.

Natuurbeheer in natuurgebieden is essentieel, overigens in diverse vormen naast elkaar, om de huidige biodiversiteitsbeleidsdoelen te kunnen realiseren. Zonder beheer gaan halfnatuurlijke landschappen veruigen en uiteindelijk via struweelvorming over in bos. Binnen een natuurgebied is een combinatie van maatregelen als beweiden, hooien en niets doen het meest kosteneffectief.

Voor de effectiviteit van beheer is een verdergaand milieubeleid van belang. Daarnaast neemt de effectiviteit van natuurbeheer toe, wanneer wordt opgeschaald naar het niveau van regionale (grond)waterhuishouding en daarmee van standplaats naar landschap, en van soort naar voedselweb. Het vergroten van natuurgebieden zal daar eerder toe bijdragen dan het verbinden van gebieden met corridors of ecoducten.

Dan zullen de trends in soorten en ecosystemekwaliteit verder in positieve zin kunnen veranderen. Al zal het moeilijk zijn om – in een intensief gebruikt land als Nederland – het proces te stoppen dat algemene soorten algemener worden en reeds zeldzame en bedreigde soorten nog zeldzamer.

#### Literatuur

**Bakker, J.P., 2012.** Effectiviteit van natuurbeheer. Rapport in opdracht van de Raad voor Leefomgeving en Infrastructuur. [www.rli.nl/werk-in-uitvoering/natuur-en-landschap](http://www.rli.nl/werk-in-uitvoering/natuur-en-landschap) (met daarin tientallen literatuurverwijzingen, waaronder veel uit De Levende Natuur).

**Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal, F.J. van Zadelhoff, 2001.** Handboek Natuurdoeltypen. 2e editie. Rapport EC-Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij 2001/020, Wageningen.

**Balmford, A., K.J. Gaston, S. Blyth, A. James & V. Kapos, 2003.** Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings National Academy of Sciences* 100: 1046-1050.

**Bekker, R.M., L.J.L. van den Berg, R.J. Strykstra & R. Verhagen, 2005.** Maaisel opbrengen: het recept voor snel herstel van heidevegetaties? *De Levende Natuur* 106 (5): 214-218.

**Bokdam, J. & J.M. Gleichman, 2000.** Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37: 415-431.

**Brouwer, E., G.A. van Duinen, A.J.M. Jansen, H.L. Schimmel-ten Kate, B.F. van Tooren, T.J. Verstrael, A.M.P. de Wee-Barnas & A.T.H.M. van Kampen (red.), 2009.** OBN: van

standplaats tot landschap. Themanummer De Levende Natuur 110 (3): 102-167.

**CBD, 2011.** Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi-targets, Convention on Biodiversity. <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf>.

**CLO, 2013.** <http://www.compendiumvoorleefomgeving.nl/>; indicator 1483, 1474, 1299, 1543. Geraadpleegd 16-03-2013.

**DLG, 2005.** Objectivering Doelpakketten Versie aanvraagjaar 2006. Dienst Landelijk Gebied, Ministerie voor Landbouw, Natuurbeheer en Voedselkwaliteit, Den Haag.

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

**Dorland, E., R. Bobbink & E. Brouwer, 2005.** Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106 (5): 204-208.

**Jansen, A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, H.F. van Dobben, G.A. van Duinen & M.F. Wallis de Vries, 2010.** De effectiviteit van de regeling Effect Gerichte Maatregelen (EGM) voor Rode Lijstsoorten. Rapport nr. 2010/137. DKI, Ede.

**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.

**Kleijn, D., 2013.** Agrarisch Natuurbeheer: wat kost het, wat levert het op en hoe kan het beter? *De Levende Natuur* 114 (2): 51-55.

**Kramer, H., G.W. Hazeu & J. Clement, 2007.** Basiskaart Natuur 2004: vervaardiging van een landsdekkend basisbestand terrestrische natuur in Nederland. Wageningen, WOt-NM werkdocument 40.

**Melman, D., L. Kuiters, R. Huisjes & W. van Heusden, 2009.** Aandacht voor monitoring van natuurontwikkeling! *De Levende Natuur* 110 (1): 47-49.

**NIRT, 2012.** Trendrapport toerisme, recreatie en vrije tijd /2012. Rapport Nederlands Research Instituut voor Recreatie en Toerisme / Nationale Hogeschool voor Toerisme en Verkeer (NRIT/NHTV), Nieuwegein/ Breda.

**PBL, 2011.** Herijking van de Ecologische Hoofdstructuur; Quick Scan van varianten. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

**PBL, 2012.** Balans van de Leefomgeving 2012. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.

**Radchuk, V., M.F. Wallis de Vries & N. Schtickzelle, 2012.** Spatially and financially explicit population viability of *Maculinea alcon* in the Netherlands. *PLoS ONE* 7: e38684.

**SBB, 2002.** Catalogus Subdoeltypen. Staatsbosbeheer, Driebergen.

**VROM, 2006.** Nota Ruimte. Deel 4: Tekst na parlementaire instemming. Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Den Haag.

**Wiertz, J. & M.E. Sanders, 2007.** Ecologische evaluatie regelingen voor natuurbeheer; Programma Beheer en Staatsbosbeheer 2000-2006. Milieu en Natuur Planbureau, Bilthoven.

#### Summary

##### Effectiveness of nature conservation in The Netherlands

The international responsibility for nature conservation interest in The Netherlands is concentrated in semi-natural landscapes, and hence requires active management to prevent natural succession to forest. Management of existing biotopes by grazing and haymaking and creating new ones by top soil removal and rewetting is often successful. Both are, however, also often frustrated by atmospheric deposition, acidification, drainage and fragmentation of abiotic processes and species interactions. Conservation efforts could be more effective when working at the regional level including groundwater flow, thus scaling up from locality to landscape and from species to food web. Within a nature reserve, a combination of management practices such as grazing, hay making and laissez-faire is most cost-effective.

#### Dankwoord

Er is dankbaar gebruik gemaakt van informatie uit gesprekken met Roel Douwes, Wouter van Steenis, Bart van Tooren en Teo Wams (Vereniging Natuurmonumenten), Piet Schipper (Staatsbosbeheer), Jelle Brandsma (Het Groninger Landschap), Sietske Rintjema (It Fryske Gea), Chris Bakker (Het Utrechts Landschap), Renée Bekker (Gegevensautoriteit Natuur) en Roos Veeneklaas (Unie van Bosgroepen). Daarnaast is regelmatig overlegd met David Kleijn (Alterra, Wageningen), Bas van Leeuwen en Dominique Blom (Raad voor de leefomgeving en infrastructuur).

Prof. dr. J.P. Bakker  
Community and Conservation Ecology Group  
Rijksuniversiteit Groningen  
Postbus 11103  
9700 AC Groningen  
[j.p.bakker@rug.nl](mailto:j.p.bakker@rug.nl)

Drs. J. Wiertz  
PBL (Planbureau voor de Leefomgeving)  
Postbus 303  
3720 AH Bilthoven  
[Jaap.wiertz@pbl.nl](mailto:Jaap.wiertz@pbl.nl)