

Branden als EGM-maatregel

Roland Bobbink
Maaïke Weijters
Marijn Nijssen
Joost Vogels
Rense Haveman
Loek Kuiters



© 2009 Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

Rapport DK nr. 2009/dk117-O
Ede, 2009

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de directie Kennis onder vermelding van code 2009/dk117-O en het aantal exemplaren.

Oplage	150 exemplaren
Samenstelling	Roland Bobbink, Maaïke Weijters, Marijn Nijssen, Joost Vogels, Rense Haveman, Loek Kuiters
Druk	Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij
Productie	Directie Kennis Bedrijfsvoering/Publicatiezaken Bezoekadres : Horapark, Bennekomseweg 41 Postadres : Postbus 482, 6710 BL Ede Telefoon : 0318 822500 Fax : 0318 822550 E-mail : DKinfobalie@minlnv.nl

Voorwoord

De natuur in Nederland staat onder grote druk door de sterk veranderde milieuomstandigheden: vermesting, verzuring en verdroging. Aanvullend op brongerichte maatregelen wordt in het kader van Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) onderzoek gedaan en maatregelen getroffen (Effect Gerichte Maatregelen) om de effecten van vermesting, verzuring en verdroging terug te dringen en de voor Nederland karakteristieke (natuur)waarden duurzaam te behouden. Binnen EGM is veel aandacht besteed aan het herstel van vermestte en/of verzuurde ecosystemen in het Pleistocene heidelandschap en in de duinen. Veel verschillende methoden zijn hierbij ontwikkeld en uitgetest, maar periodiek branden is hierbij tot nu toe buiten beschouwing gebleven.

Periodiek branden is een traditionele gebruiks- of beheermethode die in het verleden op meerdere plaatsen werd toegepast. Dit gebeurde vooral in heideterreinen en soms in duingraslanden, om de vegetatie te verjongen en de opslag van struiken en bomen tegen te gaan. Geleidelijk is de beheermethode uit het zicht verdwenen, maar de laatste jaren zijn er door beheerders positieve ervaringen gemeld met kleinschalig branden.

In dit rapport zijn de ervaringen met periodiek branden en de kennis die er in binnen- en buitenland is over de effecten van periodiek branden op de beschikbaarheid van nutriënten, vegetatie en fauna op een rij gezet. Het rapport geeft aan in welke situaties branden een aantrekkelijke effectgerichte maatregel kan zijn en in welke situaties branden minder geschikt is. Voor beheerders is hier een schat aan informatie bij elkaar gebracht; kennis over de gevolgen van branden voor de natuur bij verschillende omstandigheden, ervaringen uit de praktijk en adviezen voor het wel of niet inzetten van branden als beheermaatregel.

Bij elkaar is het een bruikbaar en leeswaardig rapport. Het leert ons dat goed beheer van de Nederlandse natuur zicht bedien van verschillende beheersmaatregelen, die – als maatwerk ingezet – veelal tot verrassende kwaliteitsverbeteringen leiden. Het preadvies Branden is hierin een nieuwe handreiking en een aanzet tot verdere ontwikkeling van het beheersinstrumentarium.

Ik ben dan ook zeer verheugd met dit overzicht en adviseer iedereen met interesse voor natuurbeheer hierin te lezen en het, waar de natuur ermee gebaat is, ter hand te nemen.

DE DIRECTEUR DIRECTIE KENNIS
Dr. J.A. Hoekstra

Inhoudsopgave

1	Inleiding	9
1.1	Effectgerichte maatregelen	9
1.2	Branden als herstelmaatregel: achtergrond	9
1.3	Vraagstelling en werkwijze	10
2	Abiotische effecten van branden	13
2.1	Inleiding	13
2.2	Processen	13
2.3	Heide	16
2.3.1	Branden van heide	16
2.3.2	Nutriëntenbalans	17
2.3.3	Vegetatie	19
2.3.4	Conclusies wat betreft nutriëntenafvoer	19
2.4	Natte heide en hoogveen	20
2.4.1	Inleiding	20
2.4.2	Branden in natte heide en hoogveen	20
2.5	Duinen en graslanden	21
2.5.1	Inleiding	21
2.5.2	Branden in graslanden	21
2.6	Conclusies	24
3	Effecten van branden op de vegetatie	25
3.1	Inleiding	25
3.2	Processen	25
3.2.1	Biomassaverwijdering	25
3.2.2	Hergroei en herkolonisatie	26
3.2.3	Effecten op de mycoflora	27
3.2.4	Respons van vaatplanten	27
3.2.5	Veranderingen in vegetatiesamenstelling	28
3.3	Branden van droge en vochtige heide en heischrale graslanden	29
3.3.1	Inleiding	29
3.3.2	Brandintensiteit	29
3.3.3	Vegetatieontwikkeling na brand	30
3.3.4	Branden in vergelijking met maaien en plaggen	32
3.3.5	Spontane heidebranden	33

3.4	Branden van voormalige stuifzanden	34
3.4.1	Inleiding	34
3.4.2	Brandintensiteit	35
3.4.3	Vegetatieontwikkeling na brand	35
3.5	Branden van (duin)graslanden	36
3.5.1	Inleiding	36
3.5.2	Brandexperimenten in duingraslanden	36
3.5.3	Brandintensiteit	36
3.5.4	Vegetatieontwikkeling na brand	37
3.5.5	Spontane duinbranden	37
3.6	Branden in Hoogveen	38
3.7	Brandbeheer als reguliere maatregel	39
3.8	Conclusies	40
4	Effecten van branden op de fauna	43
4.1	Algemene effecten van branden	43
4.1.1	Inleiding	43
4.1.2	Directe effecten	44
4.1.3	Kortetermijneffecten	45
4.1.4	Langetermijneffecten	46
4.2	Effecten van branden op evertbrate fauna	49
4.2.1	Directe mortaliteit	49
4.2.2	Indirecte mortaliteit en/of emigratie	49
4.2.3	Herkolonisatie	50
4.2.4	Geschiktheid habitat	50
4.3	Effecten van branden op vertebrate fauna	51
4.4	Effecten van branden op sprinkhanen	52
4.5	Verschillen met andere maatregelen	55
4.5.1	Plaggen	55
4.5.2	Maaien	56
4.6	Combinatie met begrazen	56
4.7	Effecten van brandbeheer per landschapstype	57
4.7.1	Heide	57
4.7.2	Hoogveen	57
4.7.3	Duinen	58
4.8	Overwegingen bij uitvoering	59
4.8.1	Schaal	59
4.8.2	Tijdstip	60
4.8.3	Hervergrassing en implicaties voor de fauna	61
4.9	Conclusies	61
5	Branden in heden en verleden	63
5.1	Hoe werd branden vroeger toegepast?	63
5.2	Vegetatietypen en werkwijze van branden	64

5.3	Overwegingen voor keuze tot branden	64
5.4	Praktische uitvoering	65
5.5	Beschrijvingen brandbeheer	67
5.6	Effecten	70
5.6.1	Bodem en strooisel	70
5.6.2	Aanwijzing voor N-verarming door branden	70
5.6.3	Flora	71
5.6.4	Fauna	72
6	Synthese	75
6.1	Belangrijke processen die optreden bij branden	75
6.1.1	Complexiteit van processen die optreden bij brand	75
6.1.2	Periode voorafgaand aan branden	75
6.1.3	Tijdstip van branden	75
6.1.4	Korte termijn	76
6.1.5	Middellange tot lange termijn	77
6.2	Branden als effectgerichte maatregel (EGM)	77
6.2.1	Doel van branden als effectgerichte maatregel	77
6.2.2	Effectiviteit van branden als EGM	77
6.2.3	Voor- en nadelen van branden als effectgerichte maatregel	78
6.2.4	Noodzakelijkheid van begrazing als vervolgbeheer	79
6.2.5	Aanbevelingen voor uitvoering	79
6.3	Branden als reguliere maatregel	80
6.3.1	Doel van branden als reguliere maatregel	80
6.3.2	Effecten van branden als reguliere maatregel	80
6.3.3	Noodzakelijkheid van vervolgbeheer	80
6.3.4	Aanbevelingen voor uitvoering	80
6.4	Spontane branden in natuurterreinen	81
6.4.1	Omgaan met spontane branden	81
6.4.2	Mogelijkheden voor vervolgbeheer	81
6.5	Verschillen in effecten van brand per landschapstype	81
6.5.1	Droge heide	81
6.5.2	Natte heide en hoogveen	82
6.5.3	Droge duingraslanden	82
6.6	Kennislacunes en belangrijkste onderwerpen voor verder onderzoek	83
	Literatuur	85
	Bijlage: Vragenlijst aan beheerders met antwoorden	95

1 Inleiding

1.1 Effectgerichte maatregelen

In de laatste decennia van de vorige eeuw is het duidelijk geworden dat verzuring, vermisting (eutrofiëring) en verdroging tot een ernstige nivellering van Nederlandse natuurgebieden heeft geleid. Mede daarom is door de overheid in het Nationaal Milieubeleidsplan (1990) beleid gestart om deze drie V's bij de bron aan te pakken, het zogenaamde brongerichte beleid. Aangezien de reductie van ondermeer de emissies tot aanvaardbare niveaus zeker 20-30 jaar zou duren, is tegelijkertijd in het Natuurbeleidsplan in 1989 de aanzet gegeven tot het effectgerichte beleid. De regeling **Effectgerichte Maatregelen (EGM)** had als doelstelling het ontwikkelen en in praktijk brengen van herstelmaatregelen in door verzuring en eutrofiëring aangetaste ecosystemen. Begin 1995 is dit toen in de nieuwe regeling "**Overlevingsplan Bos en Natuur (OBN)**" nogmaals benadrukt, waarbij ook methoden voor herstel tegen de gevolgen van verdroging (o.a. daling grondwaterstand en verminderde kweltoevoer) in beschouwing zijn genomen. Met het nemen van herstelmaatregelen werd gepoogd de oorspronkelijke biodiversiteit terug te krijgen of de laatste resten duurzaam in stand te houden als bron voor uitbreiding in de toekomst. Oorspronkelijk kan hier het beste worden geïnterpreteerd als de situatie zoals die was voor de antropogeen versnelde verzuring, vermisting of verdroging in de tweede helft van de twintigste eeuw.

Het merendeel van de door EGM en OBN gefinancierde projecten betrof reguliere projecten, d.w.z. projecten met herstelmaatregelen waaraan verder geen onderzoek is verbonden doordat er voldoende kennis aanwezig is over de effectiviteit van de maatregel. Een deel van de subsidies is gebruikt voor onderzoek naar sturende factoren en processen in voor verzuring, vermisting of verdroging gevoelige ecosystemen, het ontwikkelen van nieuwe herstelmaatregelen en het vervolgens op praktijkschaal testen op effectiviteit. Dit kennisonderdeel van OBN werd per groep van ecosystemen uitgevoerd onder begeleiding van een zogenaamd deskundigenteam. In september 2006 is het kennisgedeelte van het overlevingsplan Bos en Natuur omgevormd tot het vernieuwde kennisnetwerk "**Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit**" (OBN). Het vernieuwde OBN-netwerk is daarbij verbreed naar een netwerk dat naast herstel (EGM) ook Natura 2000, inrichting van nieuwe natuur en soortenbeleid als opdracht heeft. Ook in deze nieuwe situatie zijn de deskundigenteams de basis van OBN gebleven. Wel zijn deze nu ingedeeld naar de hoofdlandschapstypen in Nederland, omdat voor het oplossen van veel problemen een aanpak op landschapsschaal gewenst is. Op dit moment bestaat het OBN-netwerk uit 7 deskundigenteams en 1 expertisegroep en is ook het DT Droog Zandlandschap als zelfstandige eenheid ingesteld.

1.2 Branden als herstelmaatregel: achtergrond

Behoud en herstel van biodiversiteit staat nationaal, maar ook internationaal hoog op de agenda. Binnen EGM is veel aandacht besteed aan het herstel van vermistte en/of verzuurde ecosystemen in het Pleistocene heidelandschap en in de duinen. Veel verschillende methoden zijn hierbij ontwikkeld en uitgetest, maar periodiek branden

is hierbij tot nu toe buiten beschouwing gebleven. Periodiek branden is een traditionele gebruiks- of beheermethode die in het verleden op meerdere plaatsen in het heidelandschap werd toegepast. Dit gebeurde vooral in heideterreinen en soms in duingraslanden, om de vegetatie te verjongen en de opslag van struiken en bomen tegen te gaan. In de jaren '80 van de vorige eeuw bleek dat branden minder efficiënt is voor de afvoer van nutriënten dan bijvoorbeeld plagen en bleek ook dat branden negatief kan uitwerken voor veel faunagroepen. Hierdoor werd brandbeheer nauwelijks meer toegepast en heeft deze maatregel in ons land nooit serieus aandacht gekregen als EGM-maatregel. De laatste jaren zijn er door beheerders positieve ervaringen gemeld met kleinschalig branden. Tegelijkertijd sorteren reguliere beheermaatregelen niet altijd het gewenste effect. Daarom is het zinvol om de ervaringen met periodiek branden en de kennis die er in binnen- en buitenland is over de effecten daarvan op de beschikbaarheid van nutriënten, vegetatie en fauna, op een rij te zetten.

Periodiek afbranden van de vegetatie vermindert, in ieder geval tijdelijk, de bovengrondse biomassa en de concurrentie tussen plantensoorten en vergroot de kans op (her)vestiging van soorten. Daarbij is in ieder geval van belang dat de zaadvoorraad door de brand niet wordt aangetast. Branden wordt traditioneel in hoofdzaak 's winters uitgevoerd, waardoor de brand niet diep in de bodem doordringt. Dit is ook gunstig voor faunasoorten die in de grond overwinteren en zullen profiteren van de open plekken die door branden tijdelijk worden gecreëerd, met gunstige microklimaatcondities. Van andere diergroepen overwinteren de larvale stadia juist bovengronds in de overstaande vegetatie. Deze worden door branden in de winterperiode juist vernietigd. De effecten lopen daarom sterk uiteen en hangen nauw samen met de levensgeschiedenissen van faunasoorten. Het grootste effect van brand op faunasoorten treedt echter op na brand, wanneer een (soms uitgedunde) populatie zich moet handhaven in een totaal veranderde omgeving, waar gedurende korte of langere tijd een gebrek aan geschikt voedsel is en een veel extremer microklimaat heerst. De effecten van brand op populatieniveau van diersoorten zullen daarom enerzijds sterk afhangen van het seizoen waarin en de schaal waarop wordt gebrand en anderzijds van de eigenschappen van de verschillende diersoorten.

Het "verschralende" effect van branden verschilt sterk, afhankelijk van het type vegetatie, de intensiteit van de brand en de weersomstandigheden tijdens en na de brand. Het verlies aan bovengronds aanwezige stikstof kan aanzienlijk zijn, terwijl fosfor en veel kationen in asdeeltjes achterblijven. Ook kan een tijdelijke verhoging van beschikbare ionen in de bovenste bodemlagen direct na brand optreden. Na een of twee seizoenen is dit effect doorgaans weer verdwenen. Bij een periodieke winterbrand is de temperatuur niet al te hoog en blijft het organisch deel van het humusprofiel nagenoeg onaangestast. Het brandproces is overigens sterk afhankelijk van de windsnelheid en het vochtgehalte van bodem en bovengrondse vegetatie. Branden heeft naar verwachting nauwelijks effect op de totaal aanwezige nutriëntenpool in de bodem.

1.3 Vraagstelling en werkwijze

De vraagstelling die aan dit rapport ten grondslag ligt luidt: onder welke omstandigheden en onder welke voorwaarden vormt branden een geschikte effectgerichte maatregel tegen de effecten van vermesting en verzuring in droge heide, natte heide, droge duingraslanden, en in vergrast hoogveen? Dit advies voorziet in een kritische analyse en evaluatie van de toepassing van 'branden' als herstelmaatregel in Nederland, waarbij ook onderscheid is gemaakt tussen branden als regulier beheer en als mogelijke herstelmaatregel.

Voor het opstellen van dit adviesrapport is geen experimenteel onderzoek verricht, maar gebruik gemaakt van oude en recente literatuurgegevens, aangevuld met kennis van beheerders. Er is begonnen met een literatuurstudie. Daarbij is op basis van

nationale en internationale literatuur een beeld verkregen van de *state-of-the-art* wat betreft het effect van periodiek branden op bodemchemie (nutriëntenpools) (hoofdstuk 2), vegetatie (hoofdstuk 3) en fauna (hoofdstuk 4). Aanvullende informatie over de methode van branden is verder verkregen door (ex)beheerders te interviewen (hoofdstuk 5). Bij hen is nog praktische kennis aanwezig over hoe cyclisch branden werd (en wordt) toegepast in open landschappen in Nederland en welke effecten daarbij optreden. Informatie die beschikbaar is gekomen uit het literatuuronderzoek en de interviews is vervolgens gecombineerd voor een synthese betreffende de toepasbaarheid van branden als herstelmaatregel of reguliere beheermaatregel in eerder genoemde natuurtypen (droge heide, natte heide, droge duingraslanden en vergrast hoogveen) (hoofdstuk 6). Tenslotte zijn de kennisleemtes in beeld gebracht en is een overzicht van gewenst OBN-onderzoek vervaardigd (hoofdstuk 6).

Dit preadvies is opgesteld door een consortium van Alterra, Centrum Ecosystemen, Stichting Bargerveen/Radboud Universiteit Nijmegen en het Onderzoekcentrum B-WARE BV, Radboud Universiteit Nijmegen. Het project stond onder leiding van laatst genoemde organisatie.

Het project is begeleid door het OBN-DT Droog Zandlandschap, bestaande uit de volgende personen:

- Henk Siebel, Vereniging Natuurmonumenten
- Theo Verstrael, De Vlinderstichting
- Pieter Joop, LNV Directie Kennis
- Roland Bobbink, B-ware Research Centre
- Frans Borgonje, Ministerie van Defensie
- Ido Borkent, Bosland Advies
- Han van Dobben, Alterra
- Wouter van Heusden, DLG
- Gerard Koopmans, Unie van Bosgroepen
- Douwe Joustra, Staatsbosbeheer
- Marijn Nijssen, Stichting Bargerveen
- Jan den Ouden, Wageningen Universiteit
- Michel Riksen, Wageningen Universiteit
- Henk Siepel, Alterra
- Laurens Sparrus, Universiteit van Amsterdam
- Mark Zekhuis, Landschap Overijssel



Foto 1.1. Branden van droge heide, winter 2009. Foto: Rense Haveman.

2 Abiotische effecten van branden

2.1 Inleiding

De abiotische effecten van een brand zijn moeilijk te voorspellen. Vaak wordt (een deel van) de staande vegetatie omgezet in CO₂ en as en verdwijnen er stoffen doordat ze vervliegen. De chemische processen die plaatsvinden zijn voornamelijk afhankelijk van de temperatuur en duur van de brand. Deze factoren worden beïnvloed door de vegetatiesamenstelling (heide, gras, strooisel) van het te branden gebied en de weercondities tijdens de brand (fig. 2.1). Sturend zijn onder meer de hoeveelheid vocht in de bodem en de sterkte en richting van de wind. Verder zijn de gebeurtenissen na het branden van invloed. Regen en wind verplaatsen as en nutriënten door en soms uit het gebied en de zich nieuw vestigende vegetatie neemt een deel van de vrijgekomen nutriënten op. In het volgende hoofdstuk worden de chemische processen tijdens en na een brand beschreven. Vervolgens wordt ingegaan op de beschikbare kennis over de effecten van branden op de abiotiek van heide-, duinen- en hoogveensystemen.

2.2 Processen

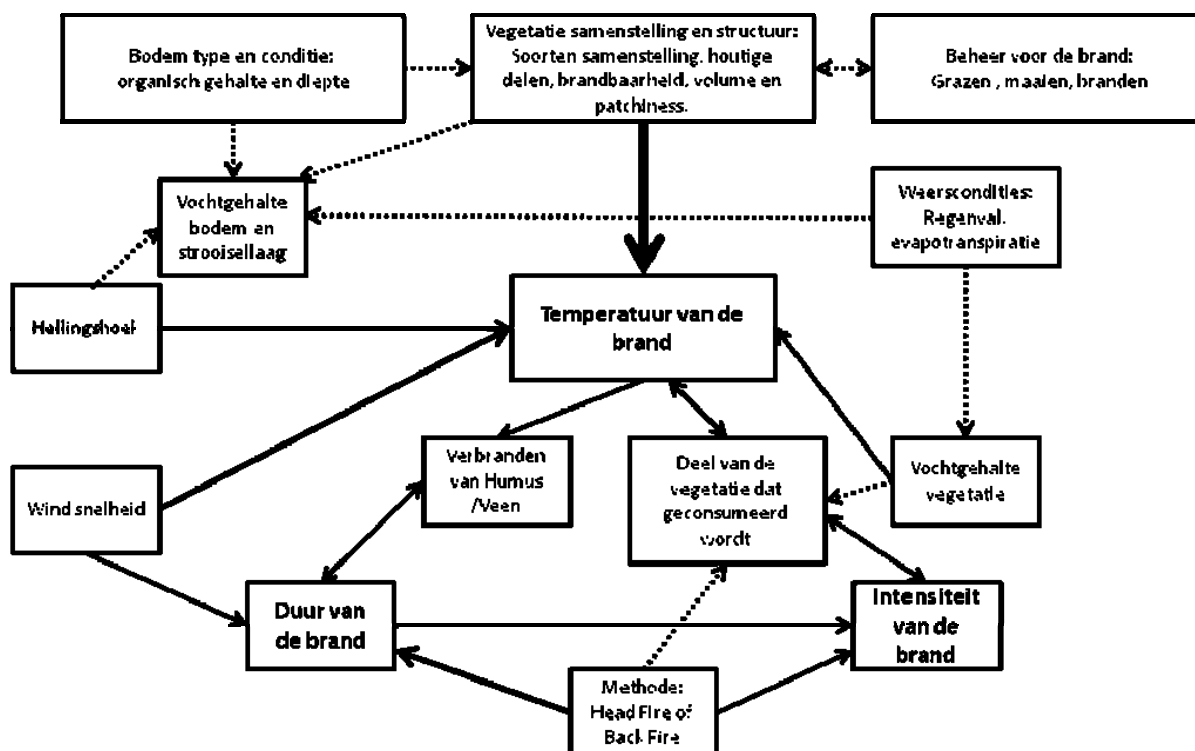
Tijdens een brand treden verschillende chemische processen op. Een deel van de in de biomassa en strooisellaag aanwezige nutriënten kunnen door de lucht uit het systeem verdwijnen of via as naar de bodem worden getransporteerd. De mate waarin deze processen optreden is voornamelijk afhankelijk van de temperatuur van de brand.

Temperatuur

De temperatuur van een brand is afhankelijk van de aanwezige brandstof (biomassa, dood organisch materiaal, strooisellaag) en de sterkte van de wind. Er vanuit gaande dat we te maken hebben met een beheerbrand ligt de temperatuur van de brand gemeten boven de grond tussen de 200°C (Castelli & Lazzari 2002) en 700°C (Van de Vijver *et al.* 1999). Vegetatietypen met veel houtige delen (zoals heide) zorgen vaak voor een brand met hogere temperaturen dan vegetatietypen gedomineerd door grassen. Tabel 2.1 geeft kort de effecten van verschillende temperaturen op bodem, wortels en organisch materiaal weer.

Vervluchtiging

Vervluchtiging is het proces waarbij organische stoffen zo sterk worden verhit dat ze naar de lucht verdwijnen. Voor stikstof ligt de temperatuur waarbij dit proces optreedt rond de 200°C, voor fosfaat en kalium gebeurt dit bij temperaturen boven de 700°C (Raison 1979, Neary *et al.* 1999). Voor mineraal stikstof, opgeslagen in de plant, treedt dit proces op vanaf 500°C (Raison 1979). Bij temperaturen boven de 500°C kan meer dan de helft van de stikstof in organisch materiaal vervliegen (Neary *et al.* 1999). Op deze manier verdwijnt een groot gedeelte van de stikstof aanwezig in biomassa en organisch materiaal uit het systeem.



Figuur 2.1. Effecten van verschillende factoren die het karakter van een brand bepalen. De breedte van de lijnen is een indicatie voor de grootte van het effect. Stippellijnen geven een indirect effect weer (Turner 2003).

Tabel 2.1. Effect van de intensiteit van een brand op o.a. bodem, organisch materiaal, micro-organismen en wortels in de bodem van een Chaparral systeem (uit Neary et al., 1999). OM=organisch materiaal, Ver= Vervluchtiging).

Parameter	Intensiteit van het vuur		
	Licht	Gemiddeld	Hoog
Temperatuur oppervlakte	250 °C	400 °C	675 °C
Temperatuur -25mm	100 °C	175 °C	190 °C
Temperatuur -50mm	<50 °C	50 °C	75 °C
Oppervlakte strooisel, OM	Gedeeltelijk verschroeid	Grotendeels geconsumeerd	Volledig geconsumeerd
Bodem OM, -25mm	OM begint te destilleren	Gedeeltelijk verschroeid	Geconsumeerd/verschroeid
Bodem OM, -50mm	Geen effect	OM begint te destilleren	OM begint te destilleren
Wortels aan oppervlakte	Dood	Dood	Dood
Wortels, -25mm	Dood	Dood	Dood
Wortels, -50mm	Levend	Levend	Dood
Microben oppervlakte	Dood	Dood	Dood
Microben, -25mm	Levend	Gedeeltelijke sterfte	Dood
Microben, -50mm	Levend	Gedeeltelijke sterfte	Gedeeltelijke sterfte
Nutriënten oppervlakte, Ver	N	N, organische P	N, K, P, S
Nutriënten Ver, -25mm	Geen	Geen	Geen
Nutriënten Ver, -50mm	Geen	Geen	Geen

As

As is het minerale residu van plantenmateriaal dat achterblijft na een brand. Een deel van de in het systeem aanwezige nutriënten kan na een brand alsnog uit het systeem verdwijnen, doordat de achtergebleven as uit het systeem verplaatst wordt door bijvoorbeeld wind (Harwood & Jackson 1975). Voor graslanden is aangetoond dat tussen de 13 en 20% van het gewicht van de aanwezige biomassa na een brand achterblijft in de vorm van as (Green 1971). In het geval van onvolledige verbranding kan de as organische stikstof bevatten, dat gebruikt kan worden als bron voor mineralisatie (Raison 1979). Echter, in de regel bevat as zeer weinig mineraal stikstof (Allen 1964). Verder zorgt as voor

een verhoging van de pH. Het vernatten van as kan leiden tot de hydrolyse van de aanwezige kationen, waardoor een alkalisch residu (pH-waarde boven 12 gemeten) kan ontstaan (Raison 1979).

De hoeveelheid basische kationen (Ca, Mg en K) die vrijkomt bij een heidebrand is relatief hoog in vergelijking met de totale en beschikbare hoeveelheid. Dit blijkt in mindere mate te gelden voor grasvegetaties. Gecombineerd met een stijging van de pH in de bodem kan dit leiden tot een toename van de hoeveelheid beschikbare basische kationen (Raison 1979). Door de mogelijke verhoging van de bodem-pH en de aanvoer van anorganische nutriënten en kationen is het mogelijk dat asdepositie de activiteit van de bodem micro-organismen beïnvloedt. Een directe relatie tussen asdepositie en microbiologische activiteit is echter niet aangetoond (Raison 1979).

Bodem

Slechts 5% van de hitte-energie die vrijkomt tijdens een brand wordt naar de bodem getransporteerd, en de temperatuur in de bodem overstijgt de 100°C pas nadat al het water in de bodem is verdampt (Raison 1979). Bij een beheerbrand waar de bovengrondse temperatuur van de brand meestal niet boven de 700°C ligt en die vaak plaatsvindt in het najaar, mag worden verwacht dat de temperatuur in de bodem niet boven de 100°C uitkomt (Hobbs & Gimingham 1984b). Dit betekent dat de directe effecten van brand op de bodem gering zullen zijn en de organische laag van de bodem niet wordt beïnvloed (Mohamed *et al.* 2007). Aangezien NH_4^+ pas vrijkomt bij temperaturen boven de 100°C, vindt dit alleen plaats in de humuslaag of de bovenste paar centimeter van de bodem. Nitraten verdwijnen pas uit de bodem vanaf temperaturen boven de 150°C.

Wanneer de temperatuur van de bodem boven de 300°C uitkomt, wordt de gehele organische horizont van de bodem verbrand. Andere effecten van branden op de bodem zijn dat er een waterafstotende laag kan ontstaan waardoor erosie en runoff van nutriënten toeneemt (Neary *et al.* 1999). Deze waterafstotende laag ontwikkelt zich vanaf temperaturen rond de 176°C (DeBano 2000). Verder zorgt branden voor het verwijderen van biomassa waardoor er open plekken ontstaan. Gevolg hiervan is dat de temperatuur van de bodem hoger is doordat deze niet meer wordt overschaduwd door de vegetatie (Neary *et al.* 1999). Dit kan weer effecten hebben op de micro-organismen in de bodem en daarmee op de nutriëntencyclus (Anderson & Hetherington 1999). Tijdens een zeer hete, intense brand kunnen wassen en oliën in het veen verbranden. Dit leidt tot een laag van teerachtig bitumen, dat een soort harde korst vormt over de bodem. Deze laag voorkomt tot op zekere hoogte erosie, maar zorgt er tegelijkertijd voor dat het veen moeilijker te herkoloniseren is voor gewenste soorten zoals Struikhei (*Calluna vulgaris*) (Legg *et al.* 1992). Verder kan de vorming van deze harde korst infiltratie van water naar diepere lagen bemoeilijken, waardoor er in niet vlakke gebieden meer afvloeiing plaatsvindt waardoor erosie ontstaat (Shaw *et al.* 1996).

Micro-organismen

Het meest voorkomende effect van branden op micro-organismen in de bodem is een directe afname in de microbiële biomassa. Dit wordt gevolgd door een geleidelijk herstel tot "pre-burn" aantallen of meer. Dit herstel duurt meestal enkele dagen tot maanden. Afhankelijk van de soort, kunnen temperaturen van 50°C tot 210°C dodelijk zijn of de reproductiesnelheid aantasten. Schimmels blijken gevoeliger te zijn voor temperatuurstijgingen (Dunn *et al.* 1985). Verder blijkt dat bacteriën beter tegen verhitting kunnen in droge bodems in vergelijking met vochtige bodems. De lethale temperatuur voor bacteriën is 210°C in een droge- en 110°C in een vochtige bodem. Voor schimmels is dit respectievelijk 155°C en 100°C. Natte bodems geleiden de warmte namelijk beter dan droge bodems, waardoor de schade bij branden aan micro-organismen in natte bodems groter is dan in droge bodems. Door de dunne wanden van de cellen zijn nitrificerende bacteriën zeer gevoelig voor temperatuurstijgingen. Ze worden gedood bij temperaturen tussen de 53°C en 58°C, terwijl sommige ammonificeerders juist dikke wanden produceren, waardoor ze tot 100°C kunnen overleven (Neary *et al.* 1999).

Verder is het mogelijk dat branden een positief effect op nitrificerders heeft doordat de verbrande vegetatie bijna geen NH_4^+ meer opneemt en er dus meer beschikbaar is voor deze groep van organismen. Doordat allelopatische componenten zoals terpenen en fenolen in het strooisel verdwijnen tijdens een brand kan dit positieve effect op de nitrificatie nog versterkt worden (Klopatek & Klopatek 1997). Dit heeft tot gevolg dat al de beschikbare NH_4^+ genitrificeerd kan worden tot NO_3^- dat vervolgens gedennitrificeerd kan worden onder gereduceerde omstandigheden of kan uitspoelen (Klopatek *et al.* 1990a,b). Dit verlies van stikstof kan grote effecten hebben op de vegetatiesuccessie. Zoals eerder vermeld, kan de gemiddelde dagtemperatuur van de bovenste laag van bodem toenemen na een brand (Mohamed *et al.* 2007). Dit kan onder vochtige omstandigheden leiden tot een verhoogde microbiële activiteit en een snellere mineralisatie van organisch materiaal (Anderson & Hetherington 1999, Mohamed *et al.* 2007).

2.3 Heide

2.3.1 Branden van heide

In droge heidesystemen is veruit het meeste onderzoek gedaan naar de effecten van branden. De volgende paragraaf geeft een overzicht van de veranderingen in abiotiek van het heidesysteem. Het effect van branden is afhankelijk van het ontwikkelingsstadium van de heide. In een typische droge heide met Struikheide worden de volgende fases (Gimingham 1972) onderscheiden:

Pionierstadium: koloniestadium, waarbij jonge planten samen voorkomen met een aantal andere soorten (totdat de planten 2 tot 6 jaar oud zijn)

Opbouwfase: het stadium van maximale groei en productiviteit. Individuen groeien samen en een dichte begroeiing ontstaat van een gelijke leeftijd (totdat de planten 10 tot 15 jaar oud zijn). Struikheide domineert.

Volwassen stadium: Fase waarin de begroeiing onregelmatig wordt en er tekenen van gaten ontstaan (totdat de planten 20 tot 25 jaar oud zijn).

Afsterffase: stadium waarin de planten afsterven vanuit het centrum waardoor er grote gaten in de vegetatie ontstaan.



Foto 2.1. Branden van droge heide. Foto: Rense Haveman.

De leeftijd van de heide bepaalt de mate van herstel. Het branden van jonge heide zorgt voor een verminderd verlies in nutriënten, doordat er minder brandstof voor handen is. Tevens treedt een sneller herstel van de vegetatie op, omdat er meer twijgen zijn waaraan knoppen kunnen groeien. Branden van oudere heide heeft een groter effect en het herstel duurt langer.

2.3.2 Nutriëntenbalans

Een studie van Chapman in Zuid-Engeland in de '60 jaren van de vorige eeuw geeft aan dat bij een beheerbrand van een droge heide van 12 jaar oud, 95% van de stikstof uit biomassa en strooisel verdwijnt (173 kg N/ha). Voor de andere nutriënten was dit 20 tot 30% (Chapman 1967). Uit de massabalans van het betreffende gebied blijkt dat door branden op de lange termijn voornamelijk stikstof en fosfor uit het systeem verdwijnen en dat bij een 12-jarige brandfrequentie de verwijderde stikstof en fosfaat niet op 'natuurlijke' wijze worden aangevuld (tabel 2.2). Dit wordt bevestigd door studies van (Allen 1964, Kenworthy 1964, Robertson & Davies 1965, Kinako & Gimingham 1980). In deze studies was echter sprake van lage stikstofdepositie, t.w. 5,2 kg N/ha/jaar als natte depositie (Chapman 1967).

Tabel 2.2. Nutriëntenbalans in een 12 jaar oude heide wanneer deze gebrand wordt. Data in kg/ha (uit Chapman 1967).

		Na	K	Ca	Mg	P	N
Heide van 12 jaar oud	Vegetatie	4.7	34.4	33.0	13.4	4.1	107.7
	Strooisel	0.7	5.0	15.2	3.8	4.2	74.5
	Totaal	5.4	39.3	48.2	17.2	8.3	182.2
	Bodem (0-20 cm)	84	288	229	236	37	2210
% verlies vegetatie en strooisel bij brand		28%	21%	26%	23%	26%	95%
Blijft achter		3.9	31.0	35.7	13.2	6.1	9.1
Direct verlies		1.5	8.3	12.5	4.0	2.2	173.1
Nutriënten in neerslag	1 jaar	25.4	1.2	4.7	5.6	0.01	5.2
	12 jaar	305	14	56	67	0.12	62
Nutriëntenbalans (winst-verlies)		+303	+ 5.7	+43.5	+63	-2.08	-111

Meer recent zijn in twee Duitse heiden, gedomineerd door Struikhei, gedurende enkele jaren de effecten gevolgd van gecontroleerd winterbranden op de mineralenbalans van de 10-15 jaar oude heidevegetatie (Niemeyer *et al.* 2004). Het direct verdwijnen van nutriënten door branden via het verdwijnen van biomassa en de secundaire afvoer via uitspoeling naar diepere lagen is vergeleken met de jaarlijkse input via atmosferische depositie. Via de bovengrondse biomassa verdween, afhankelijk van het terrein, door brand 53–90% van de hoeveelheid N en 14–25% van de hoeveelheid P (tabel 2.3). De invloed van het uitspoelen van de mineralen na de brand was klein, de uitspoeling bedroeg 4 tot 6 kg N/ha, terwijl geen uitspoeling van fosfaat kon worden aangetoond.

Tabel 2.3. Nutriëntenopslag in de bovengrondse biomassa, O-horizont en A-horizont voor en direct nadat de proefvlakken zijn gebrand. Gemiddelde waardes (n=4) en SD (tussen haakjes). Significante verschillen zijn aangegeven door een * (P < 0,05). Nutriëntenopslag in de O-horizont nam toe door depositie van as (Niemeyer *et al.* 2005).

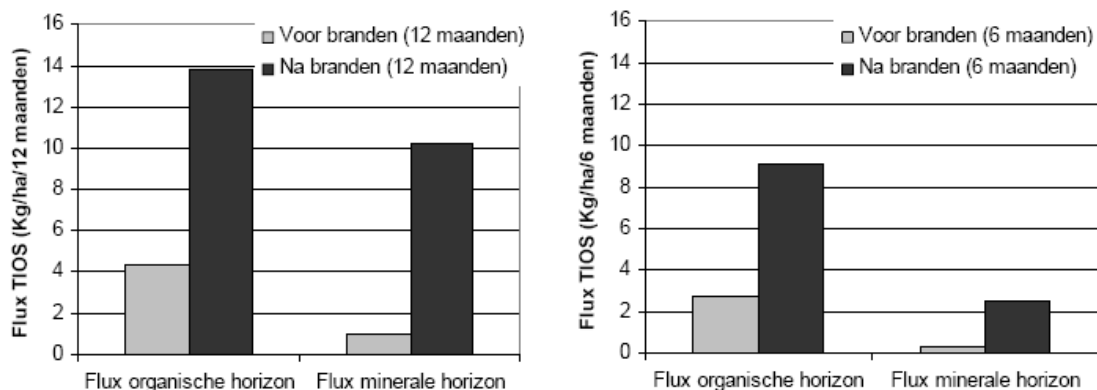
Nutriënten opgeslagen in		Nutriënten (kg/ha)				
		N	Ca	K	Mg	P
Bovengrondse biomassa	Voor	196.9 (28.3)	67.4 (7.5)	56.3 (10.3)	18.2 (1.2)	12.9 (1.4)
	Na	92.7 (10.5)	28.2 (5.2)	13.0 (5.3)	6.2 (1.2)	4.9 (0.7)
	Verlies uit biomassa	104.2	39.2	43.3	12.0	8.0
O-horizont	Voor	736.1 (95.4)	56.1 (11.1)	31.2 (5.1)	16.9 (3.4)	23.5 (5.1)
	Na	741.3 (139.0)	91.6 (13.1)	49.3 (13.4)	27.8 (6.4)	23.5 (5.1)
	Nutriënten in as	5.2	35.5	18.1	10.9	6.4
A-horizont	Geen effect van branden	1782.3 (196.0)	156.8 (22.6)	298.2 (18.2)	70.6 (14.0)	114.0 (12.0)

De nutriëntgehalten zijn ook bepaald in de O-horizont. Daar traden verhogingen op voor Ca, K en Mg (bijdrage van asregen), maar niet voor N. Na een jaar zijn deze verschillen nagenoeg verdwenen of zijn in sommige gevallen zelfs wat lager dan in de uitgangssituatie.

In een recente studie van Mohamed *et al.* (2007) in NW-Duitsland (Lüneburger Heide) zijn de effecten van branden op een door Struikhei en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) gedomineerd heidegebied onderzocht. Deze studie laat zien dat een beheerbrand een duidelijke toename van de NH_4^+ concentratie in de O-horizont tot gevolg had. Deze toename werd veroorzaakt door een verhoogde mineralisatiesnelheid, doordat de bodemtemperatuur na het branden toenam. De effecten op de hoeveelheid NO_3^- , PO_4^{3-} en Mg waren slechts tijdelijk en op K en Ca had de brand geen significant effect. Gevolg was wel dat, doordat de nutriëntenopname door planten sterk was verminderd, uitspoeling van N, Ca, K en Mg significant toenam, voor stikstof bedroeg deze toename 3,7 kg/ha. Een verhoogde uitspoeling van N is ook gevonden door Pilkington *et al.* (2007) (fig. 2.2). Mallik & FitzPatrick (1996) rapporteren een verhoogde porositeit van de bodem in Calluna-heideterreinen na branden. Dit kan het verticale transport van nutriënten vergemakkelijken. Dit wordt ook bevestigd in een studie van Pilkington *et al.* (2007).

Pilkington *et al.* (2007) vonden ook een paradoxaal verband tussen stikstofdepositie en de hoeveelheid stikstof in de minerale horizont na branden. Terwijl het N-gehalte van de minerale horizont groter werd na de brand, werd een zwak negatief verband gevonden tussen deze toename en een toename in N input gedurende de afgelopen 12 jaar. Dit suggereert dat gebieden in een meer schone omgeving een relatief grotere post-brand toename in het N gehalte van deze horizont hebben dan gebieden die een hogere stikstofdepositie ontvangen. Dit lijkt paradoxaal, gebieden met een hoge stikstofdepositie hebben meer N geaccumuleerd in strooisel en organisch materiaal, waardoor ze een relatief hogere post-burn mineralisatie snelheid hebben waardoor meer stikstof vrijkomt. Deze resultaten laten dit echter niet zien. Er wordt verondersteld dat de horizont van deze verontreinigde gebieden stikstofverzadigd is waardoor het na de brand extra vrijkomende stikstof niet kan worden vastgehouden door de bodem en direct uitspoelt naar het grondwater (Pilkington *et al.* 2007).

De studie van Allan (1964) laat zien dat de pH in de bovenste laag van de bodem stijgt na een brand. Deze verhoogde pH kan enkele jaren aanhouden (Shaw *et al.* 1996). In de studie van Mohamed *et al.* (2007) werd geen effect op de pH gemeten. Dit hangt vermoedelijk samen met een toename in nitrificatiesnelheid door de verhoogde bodemtemperatuur (bij nitrificatie komen protonen vrij die een toename in pH kunnen compenseren). Verder blijkt dat het merendeel van de plantbeschikbare kationen die vrij zijn gekomen na de brand niet worden gebonden door het bodemhumus complex maar uitspoelen. Dit kan worden versterkt door de toename in NH_4^+ waardoor kationen van het adsorptiecomplex worden losgemaakt.



Figuur 2.2. Vergelijking van het verlies door uitspoeling van Totaal Opgelost Anorganisch Stikstof (TOIS) uit de organische en minerale horizont, 6 en 12 maanden na branden (Pilkington *et al.* 2007).

2.3.3 Vegetatie

Uit de studie van Mohamed *et al.* (2007) in NW Duitsland, blijkt dat de C/element ratio's van Struikhei niet waren veranderd door de brand (tabel 2.4). De C/element ratio's van Bochtige smele waren echter significant hoger in de gebrande plots in vergelijking tot de controle plots, met uitzondering van de C/N ratio. Deze veranderinge niet door een overmaat aan stikstof in de gebrande proefvlakken. Dit werd bevestigd doordat de N-concentratie van Bochtige smele niet significant werd beïnvloed door het branden. De N/P ratio van Struikhei veranderde niet door branden, die van Bochtige smele was significant hoger in planten in de gebrande proefvlakken in vergelijking met de controle. De N/P ratio van alle soorten en alle planten was hoger dan 14. Een studie van Hardtle (in druk) daarentegen laat zien dat na het branden van droge heide de N/P ratio van Struikhei juist was verlaagd, doordat er meer P beschikbaar kwam via de as die op de bodem terecht was gekomen. Na grazen, maaien en plagen werd juist een verhoogde N/P ratio in Struikhei gevonden, hetgeen wees op een verandering in limitatie.

Zeer recent zijn ook de gevolgen van brand onderzocht in een alpiene heidevegetatie gedomineerd door Struikhei in Schotland met een laag achtergrondniveau van N-depositie. In tegenstelling tot de eerder genoemde studies, bleek deze lage-temperatuur brand de N-, P- en K-gehaltenes significant te verhogen in Struikhei (lagere C/element ratio's), maar na 4-5 jaar werden weer dezelfde waarden gevonden als in de ongebrande situatie (Britton *et al.* 2008). Ook trad na 5 jaar een significante daling in het C/N-verhouding van de bodem op, hetgeen het risico van uitspoeling in de vorm van nitraat verhoogt.

Tabel 2.4: Effecten van een beheerbrand op de C/element ratio's, N/P ratio's en de N- en P-gehaltenes van *Calluna vulgaris* en *Deschampsia flexuosa* (19 maanden nadat de proefvelden waren gebrand). Significante verschillen zijn weergegeven in 'vet' en met een * (*=P <0.05, **=P <0.01). Gemiddelde waarden (n=10) en SD tussen haakjes (Mohamed *et al.* 2007).

	<i>Calluna vulgaris</i>		<i>Deschampsia flexuosa</i>	
	Controle	Gebrand	Controle	Gebrand
C:Ca	125.5 (7.9)	107.6 (8.3)	309.2 (60.3)	*396.0 (98.4)
C:K	119.5 (21.0) ¹	106.4 (7.2)	39.2 (3.8)	*57.4 (17.5)
C:Mg	345.7 (38.7)	355.0 (24.0)	725.9 (160.3)	**1041.1 (305.5)
C:P	631.3 (93.7)	594.9 (72.7)	560.8 (112.6)	**844.2 (277.3)
C:N	39.0 (2.7)	36.9 (4.0)	27.4 (1.7)	30.3 (4.5)
N:P	16.1 (1.6)	16.1 (0.7)	20.5 (4.1)	*28.7 (7.7)
N mg g ⁻¹	13.5 (0.9)	14.4 (1.6)	17.4 (1.1)	17.2 (3.1)
P mg g ⁻¹	0.9 (0.1)	0.9 (0.1)	0.9 (0.3)	*0.6 (0.1)

Deze resultaten geven aan dat branden de nutriëntengehaltes in Bochtige smele verlaagt. Dit wordt mogelijk verklaard doordat het microklimaat verandert na een brand. In de controleplots wordt Bochtige smele overschaduwed door Struikhei en is de fluctuatie in temperatuur gering, maar na branden is deze overschaduwing weg en kan de bodemtemperatuur oplopen tot 60°C. Dit kan tot een watertekort leiden en daarmee tot een verminderde transpiratie en nutriëntenopname (Tomassen *et al.* 2004). Struikhei blijkt aangepast te zijn aan deze veranderingen na een brand en nemen effectiever nutriënten op omdat de wortelgroei voornamelijk in de bovenste organische laag plaatsvindt (Genney *et al.* 2000).

2.3.4 Conclusies wat betreft nutriëntenafvoer

Uit de bovengenoemde nutriëntenbalansstudies naar winterbranden in droge heidebegroeiingen in het Verenigd Koninkrijk en Duitsland komt naar voren dat door branden 100-170 kg N/ha uit het systeem kan verdwijnen (Chapman 1967, Niemeyer *et al.* 2005, Hardtle *et al.* 2006, Pilkington *et al.* 2007). Afhankelijk van de

brandfrequentie (10-15 jaar) betekent dit dat er in gebieden met verhoogde N-depositie zoals in Duitsland (N-depositie 23 kg N/ha/jaar) toch nog een aanzienlijke N-accumulatie in de heide kan plaatsvinden ondanks het periodieke brandbeheer. Door de brand werd daar voor 5 jaar geaccumuleerde N-depositie verwijderd, terwijl dat in Engeland tussen de 6–10 jaar bedroeg.

Met gerichte beheermaatregelen kunnen, naast stikstof, ook flinke hoeveelheden fosfor (P) uit het systeem worden verwijderd. Het systeem schuift dan mogelijk van N-gelimiteerd of door N- en P-cogelimiteerd naar P-gelimiteerd. Soorten als Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) die zijn aangepast aan een fosfaatarme bodem, hebben dan meer kans om Struikhei weg te concurreren (Hardtle *et al.* in druk). Het effect van N-depositie, waardoor het van origine N-gelimiteerde systeem opschuift naar P-gelimiteerd (Verhoeven *et al.* 1996, Diemont & Oude Voshaar 1994), wordt op deze manier versterkt. Bij branden is de hoeveelheid fosfaat die uit het systeem verdwijnt relatief gering, in vergelijking tot maatregelen als plagen en maaien, waardoor dit risico mogelijk kleiner is, zeker wanneer er ook vervolfbeheer plaatsvindt.

Overigens is het goed te vermelden dat eind jaren '80 van de vorige eeuw de N-depositie op Veluwe droge heidebegroeiingen 30-40 kg N/ha/jaar bedroeg, met in Noord-Brabant en Noord-Limburg niveaus van 40–60 kg N/ha/jaar (Bobbink *et al.* 1992), en onder de toenmaliger condities branden in de winter maar een zeer beperkt deel van de opgehoopte N zou hebben verwijderd. Echter, door de sindsdien ingevoerde emissiebeprekende maatregelen is de N-depositie nu met 30-40 % verminderd (Boxman *et al.* 2008), wat betekent dat nu bij winterbranden in droge heidebegroeiingen een veel groter deel van de geaccumuleerde N-depositie zal worden verwijderd.

2.4 Natte heide en hoogveen

2.4.1 Inleiding

In tegenstelling tot branden in droge heide is er weinig bekend van de effecten van branden op nattere systemen zoals hoogveen en natte heide. Het meeste onderzoek is gedaan in spreihogvenen of *Calluna*-‘moorlands’ in Engeland en Schotland, maar over branden in deze vegetaties op het Europese vasteland is weinig bekend. Er zijn vrijwel geen meetgegevens beschikbaar over de abiotische effecten van het branden in hoogveen en natte heide.

De effecten van branden op de vegetatie van natte heide en hoogveen zijn voornamelijk afhankelijk van de samenstelling van de vegetatie, de intensiteit en frequentie van de brand, het seizoen waarin wordt gebrand en het vochtgehalte van de bodem.

Het verwijderen van vegetatie door branden is in veel gevallen gunstig, bijvoorbeeld om de hoeveelheid struiken te verminderen en om de heide te verjongen. In andere gevallen is het echter schadelijk, zoals bij het vernietigen van *Spaghnum*-bulten. Dit is zeker het geval wanneer een ongecontroleerde brand optreedt.

2.4.2 Branden in natte heide en hoogveen

Voor zover er onderzoek is gedaan naar branden van natte heide en hoogvenen, zijn alleen de gevolgen voor de vegetatie in kaart gebracht. Achterliggende bodemchemische processen zijn bij deze studies niet onderzocht. Het is daarom niet mogelijk een exact beeld te geven van de bodemchemische effecten van branden in deze systemen. Overigens is te verwachten dat de bodemchemische effecten van niet al te hete brand in natte heidesystemen op zandbodems, zoals in Nederland veelal het geval is, niet opvallend zullen verschillen van die in droge heidesystemen, maar dit dient zeker nog te worden geverifieerd. Opgemerkt dient te worden dat dit natuurlijk niet opgaat voor (hoog)veenbranden waarbij ook de veenlaag deels verbrandt.

2.5 Duinen en graslanden

2.5.1 Inleiding

De invasie van grassen in duingraslanden is een groeiend probleem in de kustduinen in Nederland en heel West-Europa. Vanaf de jaren '50 van de vorige eeuw is de bedekking van hoge gras- en ruigtesoorten sterk toegenomen, hetgeen resulteert in een dichte, homogene vegetatie met een dikke strooisellaag (Veer & Kooijman 1997, Ketner-Oostra & Sykora 2004). Als mogelijke oorzaak voor deze toename wordt onder meer een verhoogde N-depositie aangegeven, naast een lagere graasdruk en minder dynamiek in het vastgelegde duinlandschap (De Vries *et al.* 1994, Kooijman *et al.* 1998, Jones *et al.* 2004). Stikstofdepositie zorgt ervoor dat stikstof niet langer limiterend voor de vegetatie is en dat er verzuring van de bodem optreedt. Volgens Veer & Kooijman (1997) kan er ook nog een andere oorzaak voor deze toenemende dominantie zijn. Recente experimenten in Engeland in droge duingraslanden laten zien dat N-additie geen effecten meer heeft op de soortensamenstelling bij hoge begrazing door konijnen en bij sterke P-limitatie. Indien de begrazing door konijnen en/of de P-limitatie wegvalt, kunnen grassen zeer dominant worden.

De gebruikelijke manier om deze toename van grassen te remmen is door middel van maaien of begrazing. Over branden als mogelijke beheersoplossing in vergraste duingebieden is vrijwel niets bekend, terwijl branden N-accumulatie uit het systeem zou kunnen verwijderen en bodemverzuring mogelijk zou kunnen remmen in de vorm van as. Om een indruk te krijgen van de effecten van branden op de bodemchemie in duinsystemen zijn vooral gegevens uit prairies en savannes gebruikt. Er is vrijwel geen informatie beschikbaar over branden in relatie tot de bodemchemie in West-Europese kustduinen of graslanden op zand. Het lijkt erop dat branden in graslanden weinig tot geen effect heeft op de P-huishouding (Marafa & Chau 1999). Een brand is hier doorgaans intensief maar kort van duur. Hierdoor is er weinig tot geen direct effect van de brand op de bodem (Neary *et al.* 1999). Ook zijn er zeer weinig gegevens bekend over de relaties tussen fosfaat en branden in dit type systeem. De focus zal hier dan ook op stikstof liggen.

2.5.2 Branden in graslanden

In een studie van Van de Vijver *et al.* (1999) wordt het branden en maaien van grasland in een Oost-Afrikaanse savanne met elkaar vergeleken. In het gebied waren een vijftal proefvelden geselecteerd van 25 x 25 m. In elk veld werden drie proefvlakken van 5 x 5 m gekozen. Van deze kleinere proefvelden werd één veld eenmalig gebrand, één veld gemaaid tot 5 cm hoogte en één veld werd gebruikt als controle. De branden waren heet, met temperaturen variërend tussen de 400°C en 700°C, met een gemiddelde temperatuur van 560°C. Hierbij werd 95% van het de bovengrondse biomassa verwijderd. Uit dit onderzoek bleek dat er geen significante verschillen waren in de hoeveelheid bodemnutriënten tussen de gebrande en gemaaide proefvelden. Wel werd een toename in mineralisatie gemeten, in de eerste maand na branden en maaien, vergeleken met de controlebehandeling waarin niet werd gemaaid of gebrand.

Sanchez & Lazzari (1999) hebben eenzelfde experiment gedaan in Argentinië, waar werd gebrand in de Caldenal regio. De vegetatie bestond uit struiken en een dichte grazige vegetatie. Zij vonden dat branden een afname in de hoeveelheid totaal-N in de bodem veroorzaakte, de hoeveelheid nitraat in de bodem toenam en ammonium afnam (tabel 2.5). Romanya *et al.* (2001) vonden juist een toename in NH₄ in de bodem (tabel 2.6). In deze studie zijn graslanden in de Spaanse Pyreneeën gebrand. In deze studie werd ook een toename in N-uitspoeling gevonden in de eerste 45 dagen na de brand, vergeleken met de niet-gebrande proefvelden. Deze verhoogde uitspoeling kwam overeen met een versnelde nitrificatie in de gebrande proefvelden. Net als bij branden in droge heide werd een toename in stikstofuitspoeling en -mineralisatie gevonden (Romanya *et al.* 2001). Ook Dudley & Lajtha (1993) vonden een afname in stikstof door branden in een grasland op zandbodem. Drie jaar na de brand bleek er minder stikstof in de vorm van nitraat in de bodem gemeten te worden dan daarvoor

(afname van 3,15 ng/g bodem in de controleplots naar 1,40 ng/g bodem drie jaar na branden). Wel is drie jaar na brand de hoeveelheid ammonium hoger. Hier is een toename te zien van 2,03 ng/g bodem in de controleplots naar 5,51 ng/g bodem in de gebrande plots, drie jaar na de brand. De hoeveelheid beschikbaar stikstof in de vorm van nitraat was direct na de brand verhoogd, maar nam na de brand af tot waarden lager dan voor het branden. Dit werd verklaard doordat een deel van het beschikbare stikstof uitspoelde naar diepere bodemlagen.

Tabel 2.5. Totaal en anorganisch stikstof in de bodem (mg/kg). Waardes met verschillende letters zijn significant verschillend van waardes in dezelfde diepteklasse en stikstofvorm. (Bron: Sanchez & Lazzari 1999).

	Diepte (cm)	Voor het branden		Na het branden		
		Struiken	Gras	Struiken	Gras	
Totaal N	0-1	2240 (884) a	1749 (526) ab	2169 (557) a	1457 (447) b	
	1-3	1690 (539) a	1603 (490) a	1700 (359) a	1180 (375) b	
	3-5	1450 (346) a	1320 (369) a	1288 (313) a	999 (249) b	
Anorganisch N	0-1	6.3 (5.4) ab	3.3 (1.4) a	20.8 (12.5) c	11.5 (7.2) b	
	NO ₃	1-3	3.5 (2.5) a	3.3 (1.4) a	10.5 (8.2) b	5.8 (4.6) a
		3-5	3.7 (3.3) a	4.2 (2.9) a	5.6 (4.3) a	4.1 (2.6) a
Anorganisch N	0-1	15.1 (13.7) a	8.2 (3.6) a	11.1 (13.5) a	6.1 (5.3) a	
	NH ₄	1-3	7.5 (4.7) a	8.0 (4.4) a	2.7 (1.9) b	1.5 (1.2) b
		3-5	10.3 (13.0) a	8.5 (4.7) a	1.4 (0.7) b	1.7 (1.1) b

Tabel 2.6. Toename in N direct na branden uitgedrukt per m² bodem en per gram verbrande biomassa. De toename in N is het verschil tussen controle en gebrande plots drie dagen na de brand. (Bron: Romanya et al. 2001).

Vegetatietype	Toename in N per bodem opp. (mg/m ²)			Toename in N per verbrande biomassa (µg/g)		
	N-NH ₄	N-NO ₃	Mineraal N	N-NH ₄	N-NO ₃	Mineraal N
Resprouting	105.5 a	6.99 a	112.04 a	117.35 a	9.60 a	126.95 a
N-fixeerdere	372.48 b	36.59 b	409.07 b	291.96 a	29.73 b	321.68 b
Seeders	731.47 c	8.30 a	662.23 c	459.38 b	5.46 a	415.64 c

Een studie van Fynn *et al.* (2003), gesitueerd in Zuid-Afrikaanse grassavanne, laat de lange termijn effecten van branden op de bodemchemie zien (tabel 2.7). Hiervoor werd 50 jaar lang gebrand met verschillende frequenties (jaarlijks, een keer per 2 jaar en een keer per 3 jaar). Vervolgens zijn bodemonsters genomen in de verschillende gebieden. Uit deze studie blijkt dat het herhaaldelijk branden in savannegebieden op de lange termijn leidt tot een afname van de hoeveelheid organisch C in de bovenste 2 cm van de bodem. Eenzelfde resultaat werd gevonden door Ojima *et al.* (1994) en Materechera *et al.* (1998). Verder werd een afname in N in de bodem gevonden, en deze afname is groter dan de afname in C. Dit resulteert in een toename in de C/N ratio van de bodem. Reden hiervoor is dat N uit het systeem verdwijnt doordat het vervliegt tijdens de brand. De hoeveelheid N wordt maar langzaam aangevuld (voornamelijk d.m.v. N-depositie, maar is heel laag in Zuid-Afrika), terwijl de hoeveelheid C sneller wordt aangevuld door fotosynthese, plantengroei en de afbraak van strooisel. Dit leidt ertoe dat de vegetatie een tekort aan N ondervindt, waardoor soorten met een lage N-behoefte gaan domineren.

Conclusies

Er is zeer weinig bekend over de effecten van branden op de abiotiek in Europese duingraslanden. Uit bovengenoemde studies blijkt dat het effect van branden op de bodemchemie verschilt. Vaak wordt gevonden dat de hoeveelheid beschikbaar

stikstof vlak na de brand toeneemt, door een verhoogde mineralisatiesnelheid. Deze extra vrijgekomen stikstof spoelt echter betrekkelijk snel uit, waardoor op de lange termijn netto stikstof uit de bodem verdwijnt. Dit zien we terug in studies van Dudley & Lajtha (1993), Romanya *et al.* (2001) en Fynn *et al.* (2003). In de studie van Fynn *et al.* (2003) wordt dit verlies van stikstof ook teruggemeten in een hogere C/N ratio van organisch bodemmateriaal en in de vegetatie. Het is echter niet mogelijk dit stikstofverlies op basis van deze studies te kwantificeren.

Tabel 2.7. Concentraties van organisch C, Totaal N en de C/N ratio van het organisch materiaal in de bodem. Fynn *et al.* (2003).

Behandeling	Organisch C (g/kg)					Totaal N (g/kg)					C:N ratio				
	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10
Controle	42.6	34.5	32.2	30.1	27.5	3.4	2.88	2.6	2.4	2.2	12.6	12.4	12.4	12.8	12.8
1x per jaar Winter	35.5	33.5	31.3	31.2	29.6	2.4	2.3	2.2	2.2	2.1	14.7	14.4	14.3	13.9	13.9
1x per jaar Lente	39.8	35.3	32.3	31.1	29.2	2.8	2.5	2.4	2.3	2.1	14.2	13.9	13.6	13.7	13.7
1x per 2 jaar Winter	37.4	34.5	32.3	30.4	27.9	2.6	2.5	2.3	2.2	2.0	14.3	14.0	13.9	13.9	13.9
1x per 2 jaar Lente	39.8	34.5	32.4	29.6	27.1	2.7	2.5	2.3	2.1	2.0	14.7	14.1	14.0	13.9	13.8
1x per 2 jaar Herfst	36.0	33.9	31.8	30.8	28.2	2.5	2.4	2.3	2.2	2.0	14.2	14.0	14.0	14.2	14.2
1x per 3 jaar Winter	41.6	35.4	32.8	30.4	27.4	2.9	2.5	2.3	2.1	1.9	14.4	14.0	14.5	14.7	14.6
1x per 3 jaar Lente	40.3	35.8	32.8	30.9	28.5	2.9	2.6	2.4	2.2	2.0	14.1	13.8	13.7	13.8	14.3
1x per 3 jaar Herfst	35.7	35.2	32.8	30.6	27.2	2.5	2.5	2.4	2.2	2.0	14.1	14.2	13.6	113.7	13.7
Jaarlijks maaien Winter	42.4	34.7	32.1	30.4	28.4	3.1	2.6	2.4	2.2	2.0	13.9	13.5	13.7	13.8	14.0
Jaarlijks maaien Lente	39.8	34.0	31.9	30.6	28.4	3.0	2.6	2.4	2.3	2.1	13.3	13.2	13.2	13.4	13.6
LSD ($P < 0,05$)	4.9	2.7	2.7	2.1	2.6	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	1.2	1.2	1.4	1.1	1.2



Foto 2.2. Gecontroleerd winterbranden van droge heide. Foto: Rense Haveman.

2.6 Conclusies

Algemeen

- De processen die optreden tijdens een brand worden beïnvloed door de temperatuur en duur van de brand. Deze zijn afhankelijk van diverse factoren, waardoor het voorspellen van de effecten van een brand complex is.
- Bij een brand wordt biomassa, strooisel en soms bodemorganisch materiaal verwijderd, waardoor een kale bodem achterblijft. Deze warmt sneller op, waardoor bodemprocessen zoals mineralisatie worden versneld.
- Branden leidt tot een verlies van stikstof en, in mindere mate, fosfor en door de depositie van as worden kationen tijdelijk beter beschikbaar.
- Bij een beheerbrand is het effect op de bodem gering, bij een zeer hete brand kan de bodem worden aangetast waardoor de kans op erosie toeneemt en planten zich moeilijker kunnen vestigen.

Droge Heide

- Branden gedurende de winter verwijdert in droge heidesystemen 100-170 kg N/ha en circa 2 kg P/ha.
- De C/N ratio van heide neemt na branden af, in tegenstelling tot maatregelen als maaien en plaggen. De C/element ratio van Bochtige smele wordt soms hoger na branden.
- Branden gecombineerd met vervolfbeheer kan effectief de in de tussenliggende jaren geaccumuleerde N-depositie verwijderen.

Natte heide en hoogveen

- Er is zeer weinig bekend over de effecten van branden op de abiotiek van natte heide en hoogveen.
- Bij het branden van (hoog)veen bestaat de kans dat de veenlaag verbrandt.

Duingraslanden

- Op basis van gegevens uit van branden in savanne- en steppesystemen lijkt branden een deel van de N uit het systeem te verwijderen, deels doordat bij mineralisatie vrijgekomen N uitspoelt. Dit stikstofverlies kan op basis van de huidige gegevens echter niet worden gekwantificeerd voor droge duingraslanden.
- Over het effect van branden van graslanden in Nederland en West-Europa is zeer weinig bekend. Er zijn vrijwel geen gegevens beschikbaar over de effecten op abiotische processen in de bodem en op de vegetatie.

3 Effecten van branden op de vegetatie

3.1 Inleiding

Gecontroleerd branden van heideterreinen wordt sinds enige tijd weer opnieuw toegepast in onder meer Duitsland (Lüneburger Heide, grootschalige heide en stuifzanden, wordt weer gebrand sinds 1993; Westruper Heide, zandduinen met heide; wordt weer gebrand sinds 2002) vaak in combinatie met andere vormen van beheer, zoals beweiding met schapen. Brandvlakten zijn hier gemiddeld 1 ha groot waarbij meestal in de late winter (jan/feb) wordt gebrand, soms eerder in de herfst (sep/okt) (Koopmann & Mertens 2004). Met uitzondering van de UK is deze traditie op veel plaatsen lange tijd niet meer toegepast, onder andere omdat men bang was voor sterk negatieve effecten op de fauna. Gecontroleerd branden heeft bijvoorbeeld ook een lange traditie in het Rijndal, waar tot aan '70er jaren van de vorige eeuw braakliggende wijngaarden, zomen en akkerranden werden gebrand om ze open te houden. Er werd vooral in de winter gebrand (jan/feb) of herfst (sep/okt). De brandvlakten varieerden in grootte tussen 0,1 en 1,0 ha. Branden werd niet alleen aangewend om grasstadia te behouden, maar er werd ook gekeken of het kon worden ingezet als middel om weer open, xerotherme habitats te creëren.

Branden als beheermaatregel is lange tijd vrijwel verdwenen in Nederland, maar is sinds de jaren '90 van de vorige eeuw weer een plek aan het veroveren binnen het natuurbeheer. Het moet een wetenschappelijke basis krijgen en er moeten maatschappelijke weerstanden worden overwonnen (Goldammer *et al.* 2004).

Voor het beheer relevante vragen zijn:

- Hoe snel treedt na branden herstel op?
- In welke mate is dit afhankelijk van de intensiteit van de brand?
- Hoe is dit afhankelijk van het seizoen waarin wordt gebrand?
- Komt branden de soortendiversiteit ten goede?
- Welke soorten worden bevoordeeld?
- Wat bepaald de mate waarin biomassa bij branden verdwijnt?
- Krijgen korstmossen, mossen en kruiden de kans zich te vestigen op brandvlakten voordat meer productieve soorten hun intrede doen?
- Wanneer treden ongewenste ontwikkelingen op, zoals de vestiging van invasieve soorten als Grijs kronkelsteeltje (*Campylopus introflexus*) of verruigende soorten zoals Duinriet (*Calamagrostis epigejos*)?
- Wat is de meest gewenste vorm van vervolgbeheer na branden?

3.2 Processen

3.2.1 Biomassaverwijdering

Branden leidt in de eerste plaats tot een gedeeltelijke of gehele verwijdering van de bovengrondse biomassa. Bij winterbranden blijft de humus/strooisellaag en de moslaag meestal grotendeels ongeschonden en verbrand hoofdzakelijk de kruidlaag. Bij voorjaar- en zomerbranden, verbrandt vaak ook een groot deel van de moslaag en

de strooisel-/humuslaag (Diemont 1996a). Wanneer de brand heel intensief is kan dit zelfs leiden tot kaal zand, waarbij lokaal alle aanwezige biomassa is verbrand. Het moment van branden (zomer-winter) is dus erg bepalend voor de mate waarin biomassa wordt verwijderd.

De vegetatiesamenstelling bepaald mede de mate waarin biomassa verbrand. Zo staan door Kraaihei (*Erica tetralix*) gedomineerde begroeiingen erom bekend dat branden hier doorgaans intensiever zijn vanwege de vluchtige etherische oliën in kraaiheistruiken. Daardoor verbrand hier vaker ook een deel van mos- en strooisel-/humuslaag. In buntgrasvegetaties daarentegen is de afvoer van biomassa heel beperkt. Gebleken is dat in helmvegetaties (duinlandschap) de meeste biomassa wordt afgevoerd, waarbij ook een groot deel van de mos- en strooisellaag verbrand, mits het een zomerbrand betreft. Dus ook de vegetatiesamenstelling bepaald in grote mate de biomassaverwijdering als gevolg van brand.

Bij zomerbranden kan de strooisel- en humuslaag geheel verbranden. Op de plekken waar nog organische stof voorkomt kunnen meerjarige grassoorten zoals Bochtige smele snel regenereren.

Een van de kenmerken van brandvlaktes is dat ze doorgaans heterogeen zijn qua microhabitat. Naast plekken waarbij de biomassa geheel is verbrand komen plekken voor zoals mostapijten die als gevolg van een hoog vochtgehalte nauwelijks zijn gebrand. Brandvlakten zijn gekenmerkt door een warm microklimaat, hetgeen leidt tot een verhoogde mineralisatiesnelheid (hoofdstuk 2).



Foto 3.1. Het moment van branden bepaalt in belangrijke mate de hoeveelheid biomassa die door branden wordt verwijderd. Foto: Rense Haveman.

3.2.2 Hergroei en herkolonisatie

De vegetatieontwikkeling op brandvlakten wordt bepaald door vegetatieve hergroei van soorten of door kieming vanuit de zaadbank. Doorgaans blijven de ondergrondse delen van de vegetatie grotendeels gespaard bij branden, vooral bij winterbranden. Daardoor kan de vegetatie weer snel uitlopen vanuit ondergrondse delen. De biomassa is meestal al na enkele jaren (<5 jaar) weer op een vergelijkbaar niveau als ongebrande delen van de vegetatie. Vooral meerjarige grassen kunnen snelle hergroei vertonen. Vaak zijn dit de verruigende grassen als Duinriet, Zandzegge (*Carex arenaria*) (duinlandschap), Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) (kalkgraslanden) of Pijpestrootje (heidelandschap). Wanneer de brand intensief is geweest kunnen

dwergstruiken als Kraaihei en Struikhei geheel zijn afgestorven. Herkolonisatie zal dan moeten plaatsvinden vanuit zaad.

De vegetatiesamenstelling voor de brand is sterk bepalend voor de samenstelling van de soorten die na de brand verschijnen. Daarbij speelt de ouderdom/ontwikkelingsfase van de vegetatie een belangrijke rol, zoals in heidebegroeiingen is aangetoond (Hobbs & Gimingham 1984b). De chronosequentie (*pyric succession*) na brand is sterk variabel en is dus in belangrijke mate afhankelijk van de ontwikkelingsfase van de vegetatie.

3.2.3 Effecten op de mycoflora

Brandvlakten hebben een specifieke mycoflora. Er zijn in totaal 48 paddenstoel-soorten gebonden aan brandplekken of komen daar hoofdzakelijk voor (Arnolds *et al.* 1995). Ze kennen een snelle successie met veel bijzondere soorten (tabel 3.1). Veel schimmelsporen kiemen pas na verhitting. Ook speelt de nutriëntensamenstelling van de aslaag en de, vaak wat hogere, pH een rol (hoofdstuk 2). Als eerste verschijnen soorten die betrokken zijn bij de afbraak van wortels van grassen, kruiden en bomen (o.a. *Anthracobia melanoma*, *Ascobolus carbonarius*, *Coprinus angulatus*, *Faerberia carbonarium*, *Geopyxis carbonaria*, *Pholiota highlandensis*, *Rhizina undulata*). Een tweede groep is betrokken bij de afbraak van organische stof in de humuslaag (*Peziza* sp.). En een derde groep verschijnt pas op het moment dat er zich een mostapijt heeft gevormd op de brandplekken, en vertegenwoordigers van deze groep leven parasitair op bepaalde mossoorten (o.a. *Omphalina postii*, *O. pyxidata*, *Lamprospora carbonicola*, *Neottiella hetieri*, *Octospora* sp.). Ook zijn er soorten die parasitair zijn op de levende wortels van bomen (o.a. *Rhizina undulata*, *Geopyxis carbonaria*, *Spaerosporella brunnea*, *Trichophaea hemisphaerioides*) (Petersen 1970). Er zijn soorten met een specifieke voorkeur voor loofhout, andere komen uitsluitend voor op verbrand naaldhout. De meest zeldzame soorten verschijnen vaak na 3-4 jaar.

De afgelopen decennia is de mycoflora van brandplekken sterk achteruitgegaan (Veerkamp 1998). Van de typische mycoflora van brandvlakten staat maar liefst 94% op de Rode Lijst. Deze achteruitgang is al in de '50-er en '60-er jaren van de vorige eeuw begonnen, waarschijnlijk samenhangend met de afname in het aantal (bos)branden (IKC-Natuurbeheer 1995).

Tabel 3.1. Mycoflora van brandvlaktes van verschillende leeftijd op de Veluwe (Meijer zu Schlochtern & Koop 2000).

Soort	Wetenschappelijke naam	KW	SZ	OB	RL-status
		1 jaar	20 jaar	26 jaar	KW
Brandplek-bundelzwam	<i>Pholiota highlandensis</i>	+	-	-	BE
Brandplek-franjehoed	<i>Psathyrella pennata</i>	+	-	-	BE
Bosbrandvlamhoed	<i>Gymnopilus odini</i>	+	+	-	BE
Bekerzwam	<i>Periza spec.</i>	+	-	-	BE
Gewoon houtskoolbekertje	<i>Anthracobia melanoma</i>	+	-	-	BE
Tolzwam	<i>Coltricia perennis</i>	+	+	+	BE
Oliebolzwam	<i>Rhizina undulata</i>	+	-	-	BE
Brandplekvaalhoed	<i>Hebeloma anthracophilum</i>	+	-	-	-
Brandplekmosklokje	<i>Galerina carbonicola</i>	+	-	-	GE
Spinragkuddeschijfje	<i>Pyronema omphalodes</i>	+	-	-	KW
Glanzende houtskoolzwam	<i>Daldinia vernicosa</i>	+	-	-	EB
	<i>Mycena galopus</i> var. <i>nigra</i>	+	-	-	BE-
Rondsporig spekwammetje	<i>Tephroclype anthracophila</i>	+	-	-	KW

Rode lijststatus: EB Ernstig bedreigd; BE Bedreigd; KW Kwetsbaar; GE Gevoelig (Arnolds *et al.* 1995).

3.2.4 Respons van vaatplanten

De respons van een soort op brand hangt af van bepaalde 'traits', aanpassingen van de soort aan deze specifieke vorm van verstoring (Noble & Slatyer 1980). Het betreft planteigenschappen die te maken hebben met de resistentie van soorten voor brand en het vermogen om zich na brand vegetatief te regenereren of uit diasporen te ontwikkelen. De meeste soorten hebben echter een kortlevende zaadbank (Hobbs &

Gimingham 1984c). Wanneer ze tijdens veroudering van de heide geleidelijk uit de vegetatie verdwijnen, verdwijnen ze daarmee op termijn tevens uit de zaadbank. Pilzegge (*Carex pilulifera*) en Struikhei vormen een uitzondering. Deze laatste blijft aanwezig onder de dominante heide en daarmee tevens in de zaadbank. Vegetatieve regeneratie komt het meest voor op brandvlaktes (Hobbs & Gimingham 1984c). Jeneverbes (*Juniperus communis*) is een van de weinige soorten die brand meestal niet overleeft (Mallik & Gimingham 1985) en zich dus via zaad moet hervestigen, waarvoor het een open bodem nodig heeft. Deze soort maakt dus geen kans wanneer struikhei zich snel uitbreidt via vegetatieve hergroei.

Een korte blootstelling aan hoge temperaturen kan de kieming van bepaalde soorten stimuleren. Zo zou een korte blootstelling van de bodem aan 40-160°C de kieming van Struikhei zaden stimuleren, terwijl een langere blootstelling remmend werkt (Hobbs & Gimingham 1987). Het lijkt erop dat ook bij andere soorten van heidevegetaties zoals Vossebes (*Vaccinium vitis-idea*), Blauwe bosbes (*V. myrtillus*), Stekelbrem (*Genista anglica*) en Fraai hertshooi (*Hypericum pulchrum*), stimulatie van kieming optreedt bij een bepaalde combinatie van temperatuur en blootstellingsduur (Mallik & Gimingham 1985, Hobbs & Gimingham 1987).

Ook de hergroei na brand verschilt sterk per soort. Soorten zoals Kraaihei, Rode dophei (*Erica cinerea*), Stekelbrem, Berendruif (*Arctostaphylos uva-ursi*), *Pyrola media*, Vossebes (*Vaccinium vitis-idea*), Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), Bochtige smele en Schapengras (*Festuca ovina*) bleken prima te regenereren na een blootstelling aan 400-800°C gedurende twee minuten (Mallik & Gimingham 1985). Jeneverbes was gevoelig voor brand en regenereerde nog maar gedeeltelijk na een korte blootstelling aan 400-600°C en in het geheel niet meer na 800°C. Een soort als Struikhei kan slechts een korte blootstelling aan brand tot 500°C verdragen, evenals Kraaihei. Soortspecifieke gevoeligheid voor brand is voor een belangrijk deel terug te voeren op morfologische verschillen. Soorten als Struikhei en Rode dophei regenereren vanuit de stambasis op of iets boven het bodemoppervlak. Bij een relatief ongevoelige soort als Gewone dophei vindt ook hergroei plaats vanuit rhizoomachtige delen van de stam onder het bodemoppervlak. Bosbessoorten regenereren vanuit rhizomen. Berendruif heeft een kruipende groeiwijze, waardoor delen van de stam begraven zijn in de strooisellaag. Kraaihei heeft dit ook, maar daar bevinden de meest actieve knoppen voor regeneratie zich aan de stam boven het bodemoppervlak, wat deze soort gevoeliger maakt voor brand (Mallik & Gimingham 1985). Stekelbrem ondervindt bescherming van een betrekkelijk dikke bast. Pollenvormende grassen zijn ongevoelig voor brand doordat hun geclusterde groeipunten worden beschermd door diverse bladlagen. Andere soorten zoals Grasklokje (*Campanula rotundifolia*), Knollathyrus (*Lathyrus montanus*), Gewone rolklaver (*Lotus corniculatus*) en Tormentil (*Potentilla erecta*) beschikken over meerjarige ondergrondse organen die bij brand niet aan hoge temperaturen worden blootgesteld en snel vegetatieve uitlopers kunnen vormen.

3.2.5 Veranderingen in vegetatiesamenstelling

De vegetatiesamenstelling na hergroei/herkolonisatie wijkt doorgaans weinig af van de vegetatie voor de brand, met uitzondering van brandgevoelige soorten als *Ericaceëen*. Veel soorten, vooral grassen, lopen snel uit vanuit intact gebleven ondergrondse delen. Bepaalde mossoorten kunnen tijdelijk snelle uitbreiding laten zien, zoals Gewoon purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*), maar na enkele jaren neemt de bedekking meestal weer af. Een invasieve soort als Grijs kronkelsteeltje lijkt te profiteren van brand. In het eerst jaar vestigen zich vaak soorten met windverspreide zaden, zoals distels (*Cirsium* sp.), paardenbloemen (*Taraxacum* sp.), kruiskruiden (*Senecio* sp.), Canadese fijnstraal (*Coryza canadensis*) en Wilgeroosje (*Chamerion angustifolium*). Ook komen er veel rozetvormers voor.

Hierna zullen, voor zover bekend, de effecten van brand voor heide- en stuifzandbegroeiingen, voor hoogveenrestanten en voor duingraslanden afzonderlijk worden besproken.

3.3 Branden van droge en vochtige heide en heischrale graslanden

3.3.1 Inleiding

Er zijn ervaringen met gecontroleerd branden van heideterreinen (Hobbs & Gimingham 1984a,b; Niemeyer *et al.* 2004) of met heidebranden die toevallig zijn ontstaan (Gloaguen 1990, Meyer zu Schlochtern & Koop 2000). Gecontroleerd branden vindt doorgaans in de winterperiode plaats, terwijl spontane branden meestal in het voorjaar of gedurende de zomer ontstaan. De belangrijkste inzichten die hierbij naar voren zijn gekomen worden hier samengevat.

3.3.2 Brandintensiteit

De intensiteit van de brand van heidebegroeiing wordt in sterke mate bepaald door de vegetatiestructuur, met name de beschikbaarheid aan brandstof (*fuel load*), die weer een functie is van de leeftijd van de begroeiing (Hobbs & Gimingham 1984b), door de breedte van het vuurfront en in mindere mate door de windsterkte tijdens de brand (meer wind, lagere temperatuur). De intensiteit van de brand bepaalt de mate waarin biomassa verbrandt (zie ook fig. 2.1).

Bij gecontroleerd branden van heide in de winter verbrandt doorgaans het grootste deel van de bovengrondse biomassa, vooral Struikhei. Maar de verbranding is niet volledig. Dikke verhoutte delen en een deel van de twijgen blijven in meer of minder mate afhankelijk van het verloop van de brand als restanten achter. Het verloop van



Foto 3.2. Bij winterbranden verdwijnt een groot deel van de bovengrondse biomassa. Foto: Rense Haveman.

de brand is van diverse factoren afhankelijk, onder meer van vochtigheid van de vegetatie, weersgesteldheid, ouderdom en dichtheid van de begroeiing. Zo worden moshopen slechts ten dele verbrand bij winterbranden en alleen dat deel dat in de heidestruiken omhoog is gegroeid. Maar vrijwel de gehele moslaag sterft als gevolg van de hitte naderhand wel af, met uitzondering van mospollen die zich in laagtes in het bodemreliëf bevinden. Grassen als Bochtige smele en Pijpestrootje worden door branden nauwelijks beïnvloed. Ze sprouiten weer uit vanuit de ondergrondse delen. Evenzo wordt de O-horizont vanwege zijn hoge vochtgehalte nauwelijks beïnvloed.

3.3.3 Vegetatieontwikkeling na brand

De respons van heidebegroeiing na brand hangt sterk af van de leeftijd van de heidebegroeiing (Stoutjesdijk 1953, Hobbs & Gimingham 1984b). Vooral het regeneratievermogen van heidestruiken (Struikhei) na brand neemt af, naarmate de struiken ouder zijn. Vanaf een leeftijd van 15 jaar neemt het vermogen van Struikhei om vegetatief te regenereren na brand sterk af (Kayll & Gimingham 1965). In oudere bestanden (>30 jr) verloopt de regeneratie na brand dan ook voornamelijk via zaad. Het aantal grassen en kruiden dat de jaren na de brand op de brandvlakte terugkeert, is het hoogst in jonge heidestadia, en is maar gedeeltelijk gerelateerd aan het ontwikkelingsstadium. Vooral in de midden categorie (9-18 jr) vestigen zich meer soorten ten opzichte van de situatie voorafgaand aan de brand. In de oudere stadia keren minder soorten terug. Van veel soorten zijn hier geen zaden meer in de zaadbank aanwezig. Voor de instandhouding van soortenrijke heide (type *Arctostaphyleto-Callunetum*, met als dominante soorten Struikhei, Beredruif, Rode dophei en veel lichenen, m.n. *Cladonia* spp.) lijkt periodiek branden met een frequentie van eens in de 12-15 jaar een adequate beheervorm (Hobbs & Gimingham 1984b). Het branden van oudere bestanden (>15 jr) resulteert in een verlies aan soortendiversiteit (zowel van grassen, kruiden als lichenen) en een heel langzame hergroei. De persistentie van een kale bodem maakt de grootschalige vestiging van pioniersoorten als berken (*Betula* sp.) of Grove den (*Pinus sylvestris*) waarschijnlijk.

Het branden van oude stadia (>25 jr) van soortenarme heide (type *Callunetum*) bevordert de uitbreiding van rhizoomvormende soorten zoals bosbes (*Vaccinium* sp.) of Adelaarsvaren *Pteridium aquilinum*) wanneer deze al aanwezig waren. De uitbreiding van Struikhei moet vooral komen vanuit zaad en verloopt traag, waardoor er langere tijd kale bodem aanwezig is, met weinig voedsel voor grazers, een risico van bodemerosie, vooral in geaccidenteerde terreinen (Hobbs & Gimingham 1984b) en een kans op de massale vestiging van soorten met windverspreide zaden zoals berken en Grove den.

Het opnieuw uitlopen van Struikhei is naast de leeftijd van de heide ook afhankelijk van de temperatuur (hoogte en duur) van de brand. De brandtemperatuur stijgt met de leeftijd van de heidebegroeiing van ca. 500°C tot ca. 800°C bij heidebegroeiing van 20-30 jaar oud, samenhangend met het aandeel verhoude struiken en een geringer watergehalte (Gimingham 1972). Temperaturen van meer dan 500°C voor de duur van langer dan een minuut aan de stambasis van Struikhei zijn fataal, ongeacht de leeftijd. Tegelijkertijd zijn oudere struiken minder vitaal, en is het regeneratievermogen na brand geringer (Niemeyer *et al.* 2004).

Hobbs & Gimingham (1984b) beschrijven de vegetatieontwikkeling van jonge heidestadia (type *Arctostaphyleto-Callunetum*) na branden:

- snelle uitbreiding van grassen en kruiden (Boschtige smele, struisgrassen (*Agrostis* sp.) en Mannetjesereprijs (*Veronica officinalis*), samen met pionier mossoorten en lichenen gedurende de eerste 2-3 jaar; belangrijkste mossoorten: Gewoon purpersteeltje (*Ceratodon purpureus*), Zandhaarmos (*Polytrichum juniperum*) en Ruig haarmos (*P. piliferum*); de eerste korstmossoorten: *Lecidea granulosa* en *L. uliginosa* gevolgd door diverse *Cladonia*-soorten;
- tot dominantie komen van Rode dophei en Berendruif;
- afname van grassen en kruiden, pioniermossen en lichenen;
- geleidelijke toename van Struikhei tot deze dominantie bereikt na 8-10 jr;
- toename van pleurocarpe mossoorten zoals Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) en Bronsmos (*Pleurozium schreberi*);
- na degeneratie van Struikhei (na 25 jr) breekt de vegetatie open en komen er vestigingskansen voor pioniersoorten; tevens ontstaan er kansen voor vestiging van soorten als berken en Grove den.

Hobbs & Gimingham (1984a) vergeleken *post-fire* successie op heideterreinen van verschillende leeftijd variërend van 6 tot 40 jaar. Ten behoeve van het Schots sneeuwwoen (*Lagopus lagopus scoticus*) worden steeds stroken gebrand zodat iedere patch gemiddeld iedere 10-15 jaar eenmaal gebrand heeft. Struikhei kan worden

gebrand vanaf 10 jaar (of vanaf een hoogte van 20-30 cm). Meestal wordt 1/10 deel gebrand, bij voorkeur in stroken van 0,5-1,0 ha (25-30 m breed). In Schotland wordt er gebrand tussen 1 oktober en 15 april, maar meestal in de herfst of in het voorjaar.

Ook Bochtige smele regeneert goed in jonge heidebegroeiingen, maar nauwelijks in oude begroeiingen. De meeste, algemene soorten regenereren zowel vegetatief als generatief. Schapegras, Pijpestrootje, struisgrassen (*Agrostis* sp.) en Pilzegge breiden zich doorgaans snel uit na brand vanuit vegetatieve uitlopers (Stoutjesdijk 1953) en soms ook Tandjesgras (*Sieglingia decumbens*). Verder kunnen er zaailingen voorkomen van Rozenkransje (*Antennaria dioica*), Grasklokje, Gewone rolklaver, *Pyrola media* en Mannetjesereprijs. Diverse mossen regeneerden snel, vooral in jonge heidebegroeiingen (Boskronkelsteeltje, *Campylopus flexuosus*, Purpersteeltje, Zandhaarmos en Ruig haarmos), Purpersteeltje ook in oudere begroeiingen. Andere mossoorten die snel brandvlaktes koloniseerden waren Glanzend etagemos (*Hylocomium splendens*), Heideklauwtjesmos, en Bronsmos. Lichenen werden weinig waargenomen in de eerste jaren na brand (Hobbs & Gimingham 1984b).

Bij herhaald en frequent branden zou een heidebegroeiing kunnen overgaan in een grasvlakte met Pijpestrootje. Stoutjesdijk (1953) beschrijft een dergelijke ontwikkeling voor een heideveld bij Hoenderloo (Oostheide) waar na 25 jaar jaarlijks branden een door Pijpestrootje gedomineerde begroeiing was ontstaan.

De mate waarin Struikhei regeneert na brand bepaalt ook in sterke mate de hergroei van Bochtige smele en Blauwe bosbes. In de pionier heidebegroeiingen (<8 jr) verhindert de snelle en sterke regeneratie van Struikhei de uitbreiding van deze soorten, resulterend in een Struikhei-gedomineerde vegetatie. Bij weinig hergroei van Struikhei treden Bochtige smele en Blauwe bosbes veel sterker op de voorgrond (Hobbs & Gimingham 1984b). Deze hinderen vervolgens de herkolonisatie van Struikhei uit zaad. Branden van oudere Struikhei-bestanden kan dus leiden tot een vegetatie gedomineerd door bosbes. Vermoedelijk zijn ook andere rhizoomvormende soorten als Adelaarsvaren en Vossebes hiertoe in staat.

In situaties dat grassoorten zoals Bochtige smele tot dominantie kunnen komen na brand is opvallend dat in het tweede jaar na brand er vaak uitbundige bloei en zaadzetting optreedt. Dit hangt samen met de stimulatie van primordia-vorming in het eerste seizoen als gevolg van de bodemverhitting. Dit is voordelig voor de grassoorten aangezien dit in de daaropvolgende jaren leidt tot een omvangrijke kiemgolf.

Het gevaar van branden in het natte heidesysteem is, net zoals bij droge heide, dat soorten die beter tegen brand bestand zijn gaan overheersen, zoals Pijpestrootje en Wollegras (*Eriophorum vaginatum*). Hierdoor ontstaat een verschuiving in vegetatiesamenstelling. Hoe groter de abundantie van grasachtigen voor de brand, hoe waarschijnlijker het is dat deze soorten na de brand zullen overheersen (Hobbs 1984). Vooral deze nattere gebieden zijn gevoelig voor te frequent of te intens branden en voor branden gevolgd door intensieve begrazing. Dit leidt vaak tot een sterke achteruitgang of zelfs sterfte van de heide. Studie van Hobbs (1984) in een *Calluna-Eriophorum* veen bij Moor House laat zien dat de tijd tussen branden een groot effect heeft op de vegetatie na branden. Een kort rotatieschema (elke 10 jaar) leidt tot een toenemende dominantie van *Eriophorum* spp. Terwijl een langere rotatietijd (elke 20 jaar) tot een dominantie van Struikhei leidt. Een vergelijkbaar effect werd gevonden door (Currall 1981) in door Pijpestrootje gedomineerde gemeenschappen. Hier leidde het zeer frequent branden bijna tot het uitroeien van Struikhei. Lance (1983) verklaart dit doordat het verdwijnen van Struikhei voor niet-groenblijvende soorten zoals Pijpestrootje leidt tot een toename in strooisel, waardoor er een nutriëntenrijkere situatie ontstaat. Dit zorgt er voor dat er steeds vaker gebrand moet worden om Pijpestrootje terug te dringen en het strooisel te verwijderen.



Foto 3.3. Periodiek branden van heide is een effectieve maatregel om de heide te verjongen, mits niet te vaak wordt gebrand. Foto: Rense Haveman.

3.3.4 Branden in vergelijking met maaien en plaggen

Chytrý *et al.* (2001) vergeleken het verschil in effect van plaggen, maaien en branden op de regeneratie van heidebegroeiing (*Genista-Callunetum*). Er werd in het vroege voorjaar gebrand (april). De vegetatie werd acht jaar gevolgd in permanente kwadraten na de beheeringrepen en de ontwikkelingen werden vergeleken met net voor de ingrepen en de controle (geen ingrepen; BACI-opzet). Er werd geplagd in april en gemaaid in juli (vegetatie op fenologisch optimum; maaihoogte 3-5 cm boven de grond). Branden had, evenals maaien een heel bescheiden positief effect op de soortdiversiteit (vaatplanten) gedurende de regeneratie. Plaggen had een veel groter positief effect. Het snelle dichtgroeien van de heidevegetatie na brand door regeneratie vanuit vegetatieve delen verhinderde dat zich veel nieuwe soorten konden vestigen, zoals wel het geval was op geplagde plekken. Ook op de diversiteit aan cryptogamen had branden een bescheiden positief effect.

Calvo *et al.* (2002) beschrijven de vegetatieontwikkeling van een 30 jaar oude droge heidebegroeiing in Noordwest Spanje (1600 m) na gecontroleerd zomerbranden en vergeleken dit met maaien of ploegen. Regeneratie van Struikhei na branden vond plaats zowel via vegetatieve regeneratie als via kieming, maar verliep heel traag. Van Blauwe bosbes nam de bedekking sterk toe tot een niveau dat veel hoger was dan voor de brand (20 vs. 2% voor de brand). De bedekking na 10 jaar was echter substantieel lager dan voor de brand (22 versus 87% voor de brand). Dophei verdween voor enkele jaren na het branden en verscheen pas na 6 jaar weer. Een eenjarige soort als Zilverhaver (*Aira caryophyllea*) nam tijdelijk sterk toe de eerste jaren na de brand, om na 3 jaar weer geleidelijk af te nemen qua bedekking. Ook een meerjarige grassoort als Bochtige smele nam aanvankelijk sterk toe (van 3 naar 12% bedekking), om de jaren daarna weer geleidelijk af te nemen tot het oorspronkelijke niveau. Rood zwenkgras (*Festuca rubra*) en Borstelgras (*Nardus stricta*) namen blijvend toe (respectievelijk van 1 naar 8% en van 3 naar 12%, na 10 jaar). Andere soorten die blijvend toenamen waren Muizenootje (*Hieracium pilosella*), Zandblauwtje (*Jasione montana*), *Polygala microphylla*, Dichte bermzegge (*Carex muricata*) en Tormentil.

Sedláková & Chytrý (1999) vergeleken het effect van gecontroleerd branden in april van een oude heidebegroeiing (40 jr) in Tsjechië met een continentaal klimaat (altitude 300-340 m) (*Carici humilis-Callunetum* en *Potentilla arenariae-Agrostietum vinealis*) met maaien en plaggen. De vegetatieontwikkeling werd gevolgd over een

periode van vijf jaar. De vegetatie was grotendeels afgebrand met hier en daar ook een volledig verbrande strooisel- en humuslaag. Regeneratie van Struikhei na brand vond plaats, zowel vegetatief als generatief. Schapenzuring (*Rumex acetosella*) breidde zich in de eerste twee jaar snel uit. Na zes jaar was de bedekking van grassen, acrocarpe mossen (Ruig haarmos, Purpersteeltje) en korstmossen (*Cladonia* sp.) beduidend toegenomen ten opzichte van de oorspronkelijke vegetatie.

3.3.5 Spontane heidebranden

Hieronder volgt een korte samenvatting van onderzoek aan spontane heidebranden die meestal in voorjaar of zomer ontstaan en daarmee een afwijkend beeld kunnen laten zien ten opzichte van gecontroleerde branden die doorgaans gedurende het winterseizoen plaatshebben.

Gloaguen (1990) onderzochten de effecten van een zomerbrand op heidebegroeiingen in Bretagne (F), gedomineerd door Rode dophei, *Erica ciliaris*, Struikhei, Gaspeldoorn (*Ulex europaeus*), *U. minor* en Bezembrem (*Cytisus scoparius*). Er was in 1976 sprake van een intensieve zomerbrand, waarbij vrijwel alle biomassa werd verbrand, inclusief een deel van de humuslaag. De daaropvolgende secundaire successie is gedurende 10 jaar met pq's gevolgd. Er worden drie fasen onderscheiden: koloniseringsfase (0-2 jaar), competitiefase (2-8 jr), stabiliseringsfase >8 jr. In de koloniseringsfase vond kolonisatie plaats voornamelijk uit diasporen, soms van *alien species*, eenjarige soorten als Straatgras (*Poa annua*) en Boskruiskruid (*Senecio sylvaticus*) namen slechts een bescheiden plek in; vooral mossen breidden zich snel uit en bereikten een hoge bedekking tot >90% na een jaar; de belangrijkste mossoorten waren Purpersteeltje en Ruig haarmos. Was voor de brand Gaspeldoorn dominant, na de brand was dit vooral berk, wat laat zien dat de successie van brandvlaktes voor een belangrijk deel wordt gestuurd door de (toevallige) aanwezigheid van zaadbronnen.

Bryophyten: Brandvlaktes werden eerst gekoloniseerd door mossen, met name Purpersteeltje en Ruig haarmos die een bedekking bereikten van ruim 90%, na 2 jaar nam de bedekking snel af tot vrijwel 0 na respectievelijk 5 tot 8 jaar. Een andere snelle koloniseringsfactor, maar in lage bedekking (2%) was Gewoon krulmos (*Funaria hygrometrica*), maar deze soort verdween ook weer na een jaar. Zandhaarmos had een piek na 3 jaar; daarna trad kolonisatie op met geleidelijke toename in bedekking van *Agrostis curtisii*, Ruwe berk (*Betula pendula*) en Zachte berk (*B. pubescens*), *Ulex minor*, en Fraai haarmos (*Polytrichum formosum*), Rode dophei, Struikhei, *Erica ciliaris*. Fraai haarmos en Gewoon haarmos (*Polytrichum commune*) vormden in de loop van de jaren dikke kussens (70% bedekking na 5 jaar en beven over langere periode dominant aanwezig). Dit belemmerde de uitbreiding van andere soorten, zelfs van struisgrassen, die overgroeid raakten met moskussens. Gewoon haarmos werd uiteindelijk het meest dominant in de moslaag.

Vaatplanten: *Agrostis curtisii* nam gestaag toe tot >50% na 5 jaar. Deze soort gaf een grazig aspect aan brandvlaktes na 5 jaar; nam daarna wat af tot 30% bedekking, onder meer door uitbreiding van *Ulex* sp. of door competitie met de moskussens. Andere grassoorten zoals Pijpestrootje en Moerasstruisgras (*Agrostis canina*), bleven beperkt qua bedekking. *Ulex minor* is een langzame maar gestage 'invader' met na 10 jaar een bedekking van 45%. Gaspeldoorn nam ook toe, maar beleefde qua bedekking beperkt. Gelijktijdig met *U. minor* nam ook *Betula* gestaag toe tot 40% na 10 jaar. Ook Rossige wilg (*Salix atrocinerea*) nam toe. Na 10 jaar had Berken-Wilgenstruweel een bedekking van >50%. Ericaceën vestigden zich na 2-3 jaar en breidden zich langzaam uit tot 2-5% na 10 jaar.

Forgeard (1990) onderzocht spontane en gecontroleerde branden in Bretagne. Het betrof hier heidebegroeiingen van het type *Ulici-Ericetum*. Een lage intensiteit brand gedurende het voorjaar leidde tot een snelle regeneratie van de vegetatie, voornamelijk vegetatief vanuit ondergrondse biomassa (Pijpestrootje, struisgrassen, *Erica ciliaris*, *Ulex minor*). Een lage intensiteit zomerbranden leidde tot een langzame regeneratie, de bodem bleef geruime tijd open en kaal. *Agrostis curtisii* was de belangrijkste soort (65% bedekking na 2 jaar), en belangrijker dan voor de brand. *Ulex*

en *Erica* waren beduidend geringer qua bedekking in vergelijking tot voor de brand; Struikhei regenereerde nog langzamer en was sterk afgenomen qua bedekking. Na zomerbrand domineren aanvankelijk mossen zoals Gewoon krulmos, Purpersteeltje, Fraai haarmos en Ruig haarmos.

Bullock & Webb (1995) stelden voor laagland heide in Dorset (UK) vast dat ongecontroleerde zomerbranden (in de lange en droge zomer van 1976) de opslag van houtachtigen terugdrong.

3.4 Branden van voormalige stuifzanden

3.4.1 Inleiding

In de zomer van 1995 (augustus) had een omvangrijke brand plaats in het Caitwickerzand langs de A1 bij Kootwijk. Er ontstond een brandvlakte van ruim 80 ha, voor eenderde deel bestaande uit aangeplant Grove dennenbos, eenderde deel spontaan opgeslagen bos met vliegdennen en eenderde deel vastgelegd stuifzand. Het effect van brand op vermoste stuifzandvegetatie kon zo worden bestudeerd. Twee maanden na de brand is een inventarisatie uitgevoerd en gedurende vijf jaar een jaarlijkse monitoring (Ketner-Oostra 2002).

Vóór de brand kwamen in het stuifzandgebied op grote schaal mostapijten voor van Grijs kronkelsteeltje. Als gevolg van de zomerbrand brandde de vegetatie af, inclusief een groot deel van de humuslaag tot op het minerale zand. Daarnaast waren er ook plekken waar de vegetatie niet was verbrand. In beide delen werden PQ's uitgezet (4 x 4 m).

De vroege successie op brandplekken werd gekenmerkt door mostapijten met Purpersteeltje. Er vond een snel herstel plaats van de oorspronkelijke vegetatie met Ruig haarmos en Grijs kronkelsteeltje. Beide kunnen vegetatief regenereren vanuit rhizomen. Na vijf jaar was op de vlakke duinvaaggrond de oorspronkelijke vermoste stuifzandbegroeiing weer aanwezig, waarbij het aantal (korst)mosses niet hoger was dan voor de brand. Grijs kronkelsteeltje bereikte opnieuw een bedekking van ruim 90% (Ketner-Oostra 2002). De bedekking van grassen was vijf jaar na de brand tweemaal zo hoog als in de niet-verbrande delen, met Zandstruisgras (*Agrostis vinealis*) als dominante soort. Heidespurrie (*Spergula morisonii*) nam aanvankelijk sterk toe, maar de bedekking liep na een paar jaar weer sterk terug. Vooral fosfaat bleek in de bovenste bodemlaag in het eerste jaar na brand verdubbeld, maar was na vijf jaar weer terug op het oorspronkelijke niveau. Voor stikstof werden geen verschillen waargenomen. Ook op plekken met grindrijke vlakvaaggrond was na vijf jaar een vergraste vorm van de Heidespurrie-Buntgras gemeenschap (*Spergulo-Corynephorum*) teruggekeerd. Op zuidhellingen had de oorspronkelijke begroeiing met Ruig haarmos zich na vijf jaar volledig hersteld, inclusief de oorspronkelijke verscheidenheid aan korstmossoorten. Daarbij dook ook de Rode lijstsoort Ezelspootje (*Cladonia zopfii*) op. Op de zuidwesthelling kwam na brand vooral Buntgras (*Corynephorus canescens*) tot ontwikkeling. Ook hier trad tijdelijk sterke uitbreiding van Heidespurrie op. De extra fosfaat die ook hier werd gevonden gaf aanleiding tot sterk uitbreiding van grassen. Ketner-Oostra (2002) concludeerde dat brand geen effectieve maatregel is om Grijs kronkelsteeltje terug te dringen wanneer sprake is van een hoge stikstofdepositie. Alleen op stuifhellingen die oost- of zuidgeëxponeren zijn kan de diversiteit aan korstmossen door branden worden bevorderd. Op andere plekken zal Grijs kronkelsteeltje met zeer grote kans snel terugkeren.

Meyer zu Schlochtern & Koop (2000) hebben de effecten op de brandvlakte bij Kootwijk vergeleken met oudere brandvlaktes op Stroeërzand en Oldebroek. Hieronder worden de belangrijkste resultaten samengevat.

Brandlocaties

- Kootwijk: 11 aug 1995 langs A1 (Amersfoort-Apeldoorn); brandvlakte 93 ha; bestond voor eenderde deel uit aangeplant Grove dennenbos, eenderde deel spontaan opgeslagen bos met vliegdennen en een derde deel vastgelegd stuifzand;
- Stroeërzand: brand in 1976 op 70 ha; eerste generatie aangeplant Grove dennenbos van ca. 50 jr op uitgestoven laagte; bos is na de brand gekapt; geen vermelding over datum brand winter/zomer;
- Oldebroek: (defensieterrein, 't Harde); brand in 1970; brandvlakte ca. 300 ha; bestond uit 40 jaar oud aangeplant Grove dennenbos en heide. Bomen zijn na brand gekapt en 95% is opnieuw aangeplant met bos. Onderzoek uitgevoerd op 3 ha stuifzand in het midden van het verbrande gebied bestaande uit uitgestoven laagtes met opgestoven landduinen. Dit deel is nooit herplant en heeft zich spontaan ontwikkeld; geen vermelding over datum brand.

3.4.2 Brandintensiteit

Het feit dat op Kootwijkerzand de brand in de zomer plaatsvond, leidde er toe dat op veel plaatsen de strooisellaag en humuslaag geheel zijn verbrand. Slechts op enkele plekken was nog een deel van de humuslaag aanwezig. Daar kon Bochtige smele snel regenereren. Brand had vooral het karakter van grondvuur. Daarnaast waren er ook plekken met loopvuur (oppervlakkige brand in strooisellaag en lage vegetatie) en kronenvuur (brand in broomkronen; komt vooral voor in naaldbossen vanwege lager vochtgehalte van naalden in vergelijking tot bladeren van loofboomsoorten). Kenmerk van grondvuur is dat nadat het vuurfront is gepasseerd het nagloeien het verdere humusprofiel verbrandt.

In terreindelen met vastgelegd stuifzand had de brand een pleksgewijs karakter en bestond het uit loopvuur waarbij delen van de (korst)mosvegetatie zijn verbrand, maar er zijn ook delen gespaard gebleven. De overleving van de struiklaag was gering.

3.4.3 Vegetatieontwikkeling na brand

Het eerste jaar na de brand (Kootwijkerzand) werd de brandvlakte gekoloniseerd door soorten die kenmerkend zijn voor voedselrijke of verstoorde groeiplaatsen. Wat mossen betreft zijn dit Purpersteeltje, Zandhaarmos, Ruig haarmos, Paraplutjesmos (*Marchantia polymorpha*), Gewoon krulmos, Slangmos (*Leptobryum pyriforme*) en Gewoon peermos (*Pohlia nutans*). Deze soorten zijn na 5-10 jaar meestal weer verdwenen. Wat kruiden betreft zijn dit windverspreide soorten als Paardebloem (*Taraxacum* sp.), distels (*Cirsium* sp.), Canadese fijnstraal (*Conyza canadensis*) en Wilgeroosje. Zaailingen van soorten als Grove den lopen grote kans na kieming uit te drogen.

Twintig jaar na brand (Stroeërzand) bestond de vegetatie uit een open landschap met groepen Grove den, met daartussen een vegetatie getypeerd als *Spergulo-Corynehoretum*. Kenmerkende soorten: Buntgras, Zandstruisgras en Schapezuring en veel mossen en korstmossen. Van mossen kwam vooral Grijs kronkelsteeltje in hoge bedekking voor. Na afsterven raakte dit overgroeid met korstmossen, vooral *Cladonia coccifera* en *C. floerkeana*. Van de grondbewonende korstmossen kwamen naast meer humicole korstmossoorten als *C. bacilaris/macilenta*, *C. floerkeana*, *C. chlorophaea/meochlorophaea* ook soorten voor van mineraal zand zoals Spruitend beermos (*C. ramulosa*), *C. gracilis*, Open rendiermos (*Cladina portentosa*) en Kraakloof (*Coelocaulon aculeatum*).

Zesentwintig jaar na de brand (Oldebroek) bestond de voormalige brandvlakte uit een open landschap met verspreide groepen Grove den. Op zuidhellingen kwamen hier en daar nog kleine plekken met kaal zand voor, de rest bestond uit vastgelegd stuifzand. Open plekken waren bedekt met mossen, kostmossen en grassen (Zandstruisgras, Buntgras, Schapengras) of Struikhei (*Calluna vulgaris*). Verder waren er veel plekken met bodembewonende korstmossen van mineraal zand (*C. ramulosa*, *C. coccifera* en

C. cervicornis). De samenstelling van de (korst)mosflora kwam na 20-26 jaar overeen met niet-verbrande stuifzandvegetaties. Elders is gevonden dat na 15 jaar al geen verschillen meer voorkomen (Daniëls & Krüger 1996).

3.5 Branden van (duin)graslanden

3.5.1 Inleiding

Met gecontroleerd branden van (duin)graslanden als beheermaatregel is in ons land weinig ervaring. Slechts incidenteel zijn er de laatste jaren wat spontane branden geweest in duingebieden en is er op bescheiden schaal geëxperimenteerd met branden van duingraslanden (op Terschelling en Ameland). Op een aantal plaatsen is hier de vegetatieontwikkeling na brand met onderzoek gevolgd.

In Deense duingebieden is branden op diverse plaatsen een reguliere beheermaatregel (Van der Spek *et al.* 2005). Vooral duinheides worden gebrand met als doel de opslag van naaldboomsoorten te bestrijden (veel opslag van de exoot Bergden, *Pinus mugo*). Gunstig neveneffect is dat de duinheide zich periodiek verjongt. Soorten die profiteren van het gecontroleerd branden zijn Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) en Stekende wolfsklauw (*Lycopodium annotinum*). Het branden gebeurt in de regel in februari/maart in oppervlaktes van 0,5-1,5 ha.

3.5.2 Brandexperimenten in duingraslanden

Er zijn enkele brandexperimenten uitgevoerd in de duinen op Ameland en Terschelling.

Ameland: februari 2003; er werd met de wind mee gebrand; proefvlakken van 0,5 ha; intensiteit was laag door de nog vochtige mos- en strooisellaag; vervolgbeheer bestond uit begrazing; er bleek relatief weinig biomassa te zijn verwijderd; de mos- en strooisellaag vertoonden geen biomassaverlies; er was alleen een biomassa-afname in de kruidlaag van ca. 200-250 g/m² (80% van totaal).

Terschelling: late winter van 2004; proefvlakken van 0,5 ha. Deze brand was intensiever dan op Ameland. Maar ook hier bleek relatief weinig biomassa te zijn verbrand; er zijn slechts biomassametingen verricht.

3.5.3 Brandintensiteit

Bij gecontroleerde winterbranden in maart in kalkgraslanden (*Festuca-Helictotrichon*) in Engeland, werden temperaturen gemeten van 650-800°C, gedurende enkele minuten (Lloyd 1968). Aan het bodemoppervlak bedroeg deze 290-440°C.

Een brand is minder effectief wanneer de strooisel- en moslaag en het onderste deel van de kruidlaag te vochtig zijn om te kunnen branden. Dit kan het geval zijn in dichte grasvegetaties. Dit kan voor een deel worden ondervangen door tegen de wind in te branden. De brandsnelheid is dan lager, waardoor er meer biomassa wordt verbrand. Wanneer te weinig van de mos- en strooisellaag wordt verbrand zijn weinig tot geen positieve effecten op de vegetatie te verwachten.

De intensiteit van een brand is tevens afhankelijk van de vegetatiesamenstelling. Bij een intensieve brand op Terschelling verdween Kraaihei. Temperaturen in deze vegetaties lopen tijdens brand hoog op vanwege het vrijkomen van vluchtige verbindingen.

De hoeveelheid biomassa die door branden verdwijnt, is afhankelijk van het vegetatietype. Buntgrasvegetaties blijven meer onverbrand dan kraaihei- of helmvegetaties. In kraaiheivegetaties loopt de temperatuur hoog op waardoor een groter deel van de kruidlaagbiomassa verbrand. Bij Helm (*Ammophila arenaria*) kan een effectieve verbranding van de strooisellaag optreden, vooral wanneer deze los en

goed droog is. Vaak is na een jaar de biomassa van de kruidlaag weer op het oude niveau.

3.5.4 Vegetatieontwikkeling na brand

Duingraslanden

Na branden van duingraslanden treedt in de meeste gevallen een snelle hergroei op van grassen zoals Duinriet, Zandzegge en Helm vanuit ondergrondse delen. Door te branden in combinatie met begrazing kan de hergroei sterk worden vertraagd, waardoor de vegetatie gedurende een langere periode een open karakter houdt (Vogels *et al.* 2006). Purpersteeltje is een soort die na brand in duingraslanden tijdelijk sterk toeneemt. De soort bereikt een maximum in bedekking drie jaar na de brand. Daarna neemt Grijs kronkelsteeltje het vaak over. Op zuidhellingen komt daarna vaak het xerofytische mos Zandhaarmos op, met een maximale bedekking circa zes jaar na de brand. Grijs kronkelsteeltje is een invasieve soort en kenmerkend voor kalkarm zand. De soort kent een snelle uitbreiding vanwege een hoge aseksuele regeneratiesnelheid. Het hindert de vestiging van korstmossen. Op zuidhellingen is de soort minder invasief, waardoor andere mossoorten als Zandhaarmos meer kans krijgen. (Vestergaard & Alstrup 2001). Er zijn verder aanwijzingen dat bij hoge stikstofdepositie het branden van een duingrasland, gedomineerd door hoge grassen, deze niet zal veranderen in een open korstmosrijk grasland (Ketner-Oostra *et al.* 2006).

Kalkgraslanden

Lloyd (1972) beschrijft het effect van gecontroleerd winterbranden (maart) op een kalkgrasland in midden-Engeland over een periode van twee jaar. Op een op het zuiden geëxponeerde helling werd de vegetatie gedomineerd door Schapengras en Beemdhaaver (*Helictotrichon pratense*). De temperatuur tijdens het branden bereikte een maximum van 640-715°C. Schapengras bleek gevoelig voor branden en had in de jaren na de brand een lagere bedekking. De bedekking van Zeegroene zegge (*Carex flacca*) en Fakkелgras (*Koeleria cristata*) werd niet beïnvloed. Kale bodem werd in de jaren na het branden gekoloniseerd door één-of tweejarige soorten als Ruige scheefkelk (*Arabis hirsuta*), Knikkende distel (*Carduus nutans*), Driedistel (*Carlina vulgaris*), *Hieracium* sp., Donderkruid (*Inula conyza*), Jacobskruiskruid (*Senecio jacobaea*) en Gekroesde melkdistel (*Sonchus asper*). Ook een soort als Geelhartje (*Linum catharticum*) nam tijdelijk in bedekking toe. Een ander opvallend fenomeen was dat Beemdhaaver in het jaar na branden een sterke toename liet zien van het aantal bloeiaren. In het daaropvolgende jaar was dit effect weer verdwenen.

Het onderzoek in Engeland had slechts betrekking op de effecten van winterbranden over een periode van twee jaar. In zowel Duitse kalkgraslanden (Kahmen *et al.* 2002) als Nederlandse kalkgraslanden (Bobbink & Willems 1987) is aangetoond dat na een periode van 5 tot 20 jaar van jaarlijks (of tweejaarlijks) winterbranden de vegetatie sterk gedomineerd raakte door één grassoort (Gevinde kortsteel). De diversiteit aan vaatplanten in deze gebrande delen was in alle gevallen beduidend lager dan in begraasde of gemaaide terreindelen. Vooral kenmerkende, laag opgroeiende kalkgraslandsoorten gingen sterk achteruit. Recent is in een Zwitserse kalkgrasland gevonden dat naast deze toename van dominante grassoorten ook de diversiteit aan kostmossen en mossen sterk verminderde (Jetschke *et al.*, in druk).

3.5.5 Spontane duinbranden

In het vroege voorjaar 1993 was er een spontane duinbrand op Terschelling op een helling gedomineerd door Helm, Duinriet en Zandzegge, met ook Kraaihei op de westkant (Ketner-Oostra *et al.* 2006). Er lag een tweetal permanente transecten die al lange tijd werden gevolgd (1966, 1990, 1993 en daarna jaarlijks tot 2001). Er kwam oorspronkelijk een korstmosrijke vegetatie voor behorend tot het *Violo-Corynephorretum* (Grijze duinen); korstmossen hadden een bedekking van >40% in 1966; in 1990 was deze vegetatie sterk verrijgd met hoge grassen. Binnen drie jaar na brand was er weer een bijna volledige bedekking met mossen, kruiden en grassen. Naast overjarige grassen kwamen er veel rozetplantenvoor. Grijs kronkelsteeltje was de dominante soort onder de mossen, daarnaast kwamen Purpersteeltje (nam na 3

jaar weer sterk af) en Zandhaarmos voor in hoge bedekking. Lichenen keerden slechts terug in hele lage bedekking (<2% na 8 jaar). Kraaihei keerde helemaal niet terug. De vegetatie leek na enkele jaren weer sterk op die van voor de brand.

Op 15 mei 2005 was er een spontane, intensieve duinbrand op Terschelling waarbij 55 ha verruigd duingrasland en berkenbos verbrande. De effecten zijn in drie vegetatietypen gevolgd: a) Duinviooltje en Buntgras, b) Eikvaren en Kraaihei, c) met Helm vergrast duingrasland. De biomassaverwijdering hing in sterke mate af van het vegetatietype; branden van buntgrasvegetatie had weinig effect op de biomassaverwijdering, alleen de moslaag was gedeeltelijk verbrand (37%). In kraaiheibegroeiingen trad een veel grotere biomassa-afname op, maar niet van de strooisellaag. In helmvegetaties was het effect op biomassaverwijdering het grootst. Ruim 80% bleek verwijderd, ook in mos- en strooisellaag (60-90%). Na anderhalf jaar was de totale biomassa weer ongeveer gelijk aan de ongebrande controleplots. De strooiselbiomassa was dan toen nog wel lager. Alleen in kraaiheibegroeiingen was biomassa na anderhalf jaar nog significant lager.

3.6 Branden in Hoogveen

In Engeland is het meeste onderzoek gedaan naar en ervaring opgedaan met het branden in spreihogveen (*blanket bogs*). De algemeen heersende mening in Engeland over branden in hoogveen is dat er óf een langere brandcyclus moet plaatsvinden, óf helemaal niet moet worden gebrand. Dit beeld wordt bevestigd door een studie van Stewart *et al.* (2005), waarin resultaten uit 11 datasets van natte veenheide en hoogveen door middel van meta-analyse zijn bekeken. Hieruit blijkt het volgende effect van branden op de vegetatie van hoogveen:

- dominantie van enkele soorten (4 datasets) of een verschuiving van dominantie van dwerstruiken naar grassen (twee datasets);
- toename in oppervlakte van kale grond (4 datasets);
- verminderde abundantie van doelsoorten (9 datasets).

Voor hoogveen worden de volgende nadelen van branden op hoogveen gegeven, gebaseerd op ervaringen in Engelse en Schotse natuurgebieden (Shaw *et al.* 1996):

- branden zorgt voor een toename in monocotylen zoals Pijpestrootje, Eenarig wollegras of Veenbies (*Scirpus cespitosus*) ten koste van Struikhei;
- branden leidt tot een afname in het aantal soorten, vooral van *Sphagnum* spp.;
- het verlies aan nutriënten door het branden van hoogveen kan schadelijk zijn;
- te hete en intensieve branden beschadigen de acrotelm van het veen, waardoor een slecht doorlaadbare laag ontstaat, water slechter infiltreert en erosie en run-off worden verergerd.

De RSPB (1995) adviseert dat, wanneer het beheerdoel voor het gebied het beschermen en verbeteren van een levend, actief, hoogveensysteem is, branden niet gebruikt mag worden om de vegetatie te controleren. Wanneer toch voor branden wordt gekozen, worden de volgende adviezen gegeven door (Usher & Thompson 1993):

- branden moet tot een minimum worden beperkt;
- variërende cyclussen moeten worden toegepast zodat de complexiteit van het systeem wordt versterkt;
- natte graslanden/gebieden moeten worden beschermd;
- het mozaïek met bos en struiken moet in tact worden gehouden.

In Schotland wordt het spreihogveen nog wel gebrand, maar onder de volgende voorwaarden (Shaw *et al.* 1996):

- branden beperkt tot de periode van 1 december tot 8 maart;
- heide moet meer dan 70% bedekken en minstens 25 cm hoog zijn;
- minimum frequentie is 12 jaar;

- stukken die niet gebrand zijn moeten groter zijn dan 2 ha;
- *Spaghnum* moet worden beschermd (bijvoorbeeld door alleen te branden als de moslaag voldoende vochtig is).

3.7 Brandbeheer als reguliere maatregel

Terreinen van Defensie

Defensie is de enige beheerorganisatie waar branden als beheermaatregel regulier wordt toegepast (Van der Zee 1998). Brandbeheer vindt onder meer plaats op grote delen van ASK Oldebroek (ca. 4500 ha) en ISK Harskamp (ca. 2500 ha). Op het laatste terrein komen heischrale graslanden voor van het type *Nardo-Galion saxatilis* (Hornman & Haveman 2001). Het grootste deel van de graslanden wordt jaarlijks in augustus gemaaid. Daarnaast wordt een deel van de schietbanen jaarlijks gecontroleerd gebrand in maart. Er wordt een cyclisch brandbeheer toegepast waarbij iedere plek ongeveer eens in de 5-8 jaar wordt gebrand (Haveman *et al.* 1999). De brand wordt er met een grote snelheid doorheen gejaagd, zodat de temperatuur niet te hoog oploopt. Daarnaast breken er op andere momenten in het jaar vaak brandjes uit tijdens schietoefeningen.

Branden heeft een positief effect op de regeneratie van de heide. Daarnaast zijn er verschillende andere soorten die van branden lijken te profiteren. Bekendste voorbeeld is Valkruid (*Arnica montana*), waarvan de grootste populatie van ons land voorkomt op ISK Harskamp. Op plekken die recentelijk hebben gebrand zijn de planten beduidend vitaler.



Foto 3.4. Op de Harskamp wordt jaarlijks een stuk van de heide gebrand in de winter.
Foto: Rense Haveman.

Andere bijzondere soorten die worden aangetroffen zijn: Gevlekte orchis (*Dactylorhiza maculata*), Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*), Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala serpyllifolia*), Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*), en Kleine schorseneer (*Scorzonera humilis*), allemaal soorten van heischraal grasland. Op het ISK Harskamp komt Valkruid ook massaal voorop op vergraven grondhopen. Branden heeft tot gevolg dat grassen als Pijpestrootje en Bochtige smeide niet in de karakteristieke horsten groeien maar als spruiten in een losse mat (Haveman *et al.* 1999), die voldoende ruimte laat voor de vestiging van bijzondere soorten. Op de ongebrande, gemaaide delen van de schietbanen blijft heischraal grasland weliswaar in stand, maar ontbreken de bijzondere soorten (Haveman *et al.* 1999).



Foto 3.5. Heischraal grasland met massaal voorkomen van Valkruid (*Arnica montana*) na branden.

Op het ASK Oldebroek worden vooral de heidebegroeiingen op de Oldebroekse Heide gebrand. Het beheer bestaat hier uit eens per 8 jaar branden van aanzienlijke oppervlaktes. In een recente kartering van het gebied is het effect op de vegetatiesamenstelling onderzocht van beheer versus bodem (Haveman & Hornman, in druk). In het doelengebied, waar behalve het reguliere beheer ook vaak spontane brandjes ontstaan, bestaat de vegetatie vooral uit grazige begroeiingen met Zandstruisgras en Pilzegge. De omringende heide wordt eens in de acht jaar gebrand. De vegetatie verkeert hierdoor in een permanent pionierstadium, met Struikhei in de opbouwfase. De dominante en vrijwel enige soort in de moslaag is Breekblaadje (*Campylopus pyriformis*). Een dergelijk brandregime heeft een nivellerend effect op de vegetatiesamenstelling, op stuifzanden en op stuwwalmateriaal wordt hetzelfde heidetype aangetroffen (Haveman & Hornman, in druk).

Overigens is dit ongeveer de enige plek waar ook de Kleine wrattenbijter (*Gampsocleis glabra*) voorkomt. Deze soort blijkt echter een grote voorkeur aan de dag te leggen voor de smalle stroken ongebrande *Molinia*-heide langs de paden door het gebrande gedeelte. Het idee bestaat nu dat de soort de gebrande delen gebruikt als jachtgebied: de vegetatie is nutriëntenrijker, waardoor er meer prooidieren voorkomen. De hoge, niet gebrande vegetatie gebruikt de soort als schuilgebied (Haveman & Hornman, in druk).

3.8 Conclusies

Heide

- Het effect van branden is vooralsnog vooral onderzocht in heidebegroeiingen. Het overheersende beeld is dat de effecten van brandbeheer sterk afhankelijk zijn van de leeftijd van de heidevegetatie.
- Branden van oude heidebegroeiingen (>25 jaar) leidt doorgaans tot een verschuiving van soorten, waarbij Struikhei deels vervangen wordt door andere soorten, waaronder meerjarige grassen en soms ook Blauwe bosbes. Branden van jonge heidebegroeiingen leidt doorgaans tot een snelle regeneratie van Struikhei,

waardoor de vegetatiesamenstelling na een aantal jaren sterk lijkt op voor de brand.

- Periodiek branden met een frequentie van eens in de 10-15 jaar kan een heidebegroeiing in stand houden, soms wordt ook frequenter gebrand met goed resultaat (eens in de 7-8 jaar). Wanneer frequenter wordt gebrand neemt de kans toe dat Struikhei wordt verdrongen door grassen en de heidebegroeiing overgaat in heischraal grasland.
- Bepaalde soorten zijn bijzonder gevoelig voor brand, zoals Jeneverbes en Kraaihei. Deze keren vaak niet terug na intensieve (zomer)branden. Er zijn aanwijzingen dat een korte verhitting zoals bij brand optreedt, de kieming van bepaalde soorten stimuleert, zoals van Struikhei, Rode bosbes, Blauwe bosbes, Stekelbrem en Fraai hertshooi.
- Spontane heidebranden die meestal in voorjaar en zomer ontstaan, kunnen intensief zijn en over grote oppervlakten niet alleen de staande biomassa verbranden, maar ook een (groot) deel van strooisel en humuslaag. Mossen kenmerken de vroege successie. Aangezien de regeneratie voornamelijk uit zaad moet plaatsvinden, blijft de vegetatie langer open en kunnen soorten met windverspreide zaden, zoals berken en Groveden al snel massaal de brandvlakte koloniseren.
- Als gevolg van atmosferische depositie kan de verrijking dermate groot zijn dat al binnen vijf jaar het verschrallingseffect van branden teniet wordt gedaan. Frequenter branden is voor het verschrallen van heidebegroeiingen geen oplossing, aangezien deze bij frequent branden overgaan in grasland. Wanneer het doel verjonging van de heidebegroeiing is, is periodiek branden wel een geschikte maatregel.
- Een krappe brandcyclus kan nivellerend werken op de soortensamenstelling van de vegetatie, doordat de vegetatie overal in hetzelfde pionierstadium wordt gehandhaafd.
- Onder bepaalde omstandigheden lijkt het periodiek branden van heiden een gunstig effect te hebben op de instandhouding en soortenrijkdom van de vegetatie.

Heischrale graslanden en stuifzanden

- Voor heischrale graslanden lijkt frequent branden een geschikte maatregel. De ervaringen met jaarlijks branden op een aantal natuurterreinen van Defensie zijn in ieder geval positief. Verschillende typische heischrale soorten profiteren van frequent branden, met Valkruid als meest uitgesproken voorbeeld. De grootste populaties komen in ons land voor op heischrale graslanden met een regulier brandbeheer. Het precieze mechanisme achter de effectiviteit van deze maatregel is nog niet bekend.
- De eerste jaren na de brand komt er op brandplekken een karakteristieke mycoflora voor. Veel van deze typische brandschimmels staan op de Rode lijst van bedreigde paddenstoelsoorten.
- Onder bepaalde omstandigheden lijkt het periodiek branden van heischrale graslanden een gunstig effect te hebben op de instandhouding en soortenrijkdom van de vegetatie;
- In het stuiflandschap lijkt brand geen effectieve maatregel om in vermoste stuifzandbegroeiingen de dominantie van Grijs kronkelsteeltje terug te dringen.

Natte heide en duingraslanden

- Over het branden van natte heide en duingraslanden is nog te weinig bekend om algemene conclusies te kunnen trekken.

4 Effecten van branden op de fauna

4.1 Algemene effecten van branden

4.1.1 Inleiding

De respons van faunasoorten op brandbeheer kan sterk variëren. Deze variatie kan zowel tussen verschillende soorten of soortgroepen optreden bij één en dezelfde brand als binnen één en dezelfde soort of soortgroep bij verschillende branden. Hierin zijn zowel voorbeelden van afname van habitatkarakteristieke soorten op zowel korte al langere termijn, als een toename van deze soorten gedocumenteerd (Swengel 1996, Panzer & Schwartz 2000, Swengel 2001, Panzer 2002, Swengel & Swengel 2007).

De effecten van brand op evertbrate fauna zijn onder te verdelen in vier factoren; die op verschillende tijdschalen van invloed zijn op de opbouw van de faunagemeenschap na branden:

- de mate van directe mortaliteit als gevolg van de maatregel (direct);
- de mate van indirecte mortaliteit/emigratie uit het gebrande gebied als gevolg van de situatie na de uitvoering (korte termijn; enkele weken/maanden na branden);
- de mogelijkheden tot herkolonisatie (korte tot lange termijn);
- de geschiktheid van de nieuwe vegetatie (korte, middellange tot lange termijn).

(Warren *et al.* 1987) gaat enkel uit van de vegetatie en omgevingseigenschappen en maakt onderscheid in vier fasen: *preburn habitat*; *combustion phase*; *shock phase* en *recovery phase*. De eerste fase bepaalt het verloop en intensiteit van de brand. De *combustion phase* valt samen met de directe mortaliteit in bovengenoemde tijdschaal; de *shock phase* omvat het habitat na brand welke gekarakteriseerd wordt door extreme droge en warme omstandigheden, totdat initiële hergroei van de vegetatie enige buffering heeft aangebracht aan deze extremen. Deze fase valt ruwweg samen met de tweede factor. De *recovery phase* omvat in het bovengenoemde model de factoren herkolonisatie en geschiktheid van de vegetatie tezamen. Beide indelingen zijn in essentie hetzelfde. Ze gaan uit van 1) primaire mortaliteit 2) secundaire mortaliteit in combinatie met emigratie-immigratie en 3) herkolonisatie op de lange termijn in relatie tot secundaire vegetatiesuccessie.

De verklaring van deze verschillende responsen kan vaak worden herleid door de interactie tussen door het brandbeheer gecreëerde omgevingseigenschappen en eigenschappen van soorten, zoals life-history, voedselgilde en species traits nader te onderzoeken. Deze interacties zijn op alle vier de genoemde factoren en bijbehorende tijdschalen van belang (Warren *et al.* 1987). Daarbovenop zijn voor de directe effecten van branden een aantal aanvullende parameters met betrekking tot de het gevoerde brandbeheersregime van invloed op de interactie branden-fauna:

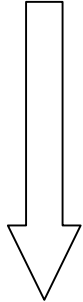
- intensiteit van de brand (hoogte van de temperatuur en tijdsduur waarop deze temperatuur van invloed is geweest);
- tijdstip in het jaar waarop wordt gebrand;
- *fire return interval* oftewel; de frequentie van terugkerend brandbeheer.

4.1.2 Directe effecten

De mate van directe mortaliteit van een soort hangt af van 1) de intensiteit van de brand; 2) het seizoen waarin wordt gebrand; 3) het levensstadium waarin de soort zich op dat moment bevindt en 4) de precieze locatie in het habitat waarin dit levensstadium zich bevindt.

Kort samengevat is voor de verschillende levensstadia het patroon van mortaliteit als volgt:

Hoog



laag-mobiel stadium in vegetatie (bijv: slakken; insectenlarven; ei op/in stengels);
klimmende en/of lopende levenswijze van mobiel stadium in vegetatie; geen vliegcapaciteit;
bodemactieve levenswijze; geen vliegcapaciteit;
immobiel stadium in strooisel;
ei-afzet in strooisellaag;
immobiel stadium in bodem;
ei-afzet in bodem;
mobiel stadium met goede dispersiecapaciteit (goede vliegers);
ei-afzet diep in bodem.

Laag



Foto 4.1. Bij gecontroleerd winterbranden ondervindt de ongewervelde bodemfauna die in de strooisellaag of bodem overwintert nauwelijks negatieve effecten. Foto: Rense Haveman.

Afhankelijk van de gebruikte brandtechniek, duur van de brand, hoogte van de temperatuurstijging in strooisel en bodem, treedt variatie op in de mate van mortaliteit. Soorten die zich tijdens de brand in de brandbare vegetatie bevinden zullen, wanneer zij niet mobiel genoeg zijn om te vluchten, nagenoeg altijd aan lethale temperaturen worden blootgesteld. De mogelijkheid tot vluchten is met name aanwezig wanneer een *back-fire* brand gebruikt wordt ten opzichte van een *head-fire*. *Head-fires* verlopen dermate snel dat vluchten dan vaak niet mogelijk is. In tabel 4.2 is de mate van kwetsbaarheid van een bepaald levensstadium in relatie tot brandintensiteit verder uitgewerkt. De resultaten van onderzoeken naar de directe impact van branden op faunagroepen zijn meestal te herleiden tot deze mechanismen. Onderlinge verschillen in de resultaten zijn vaak het effect van verschillen in de gevoerde techniek van branden (Warren *et al.* 1987).

Een goed voorbeeld van de interactie tussen de vier bovengenoemde factoren is het onderzoek van Van der Toorn & Mook (1982). In de Flevopolder werd Riet (*Phragmites australis*) ingezet om de inpoldering te versnellen. Na enkele jaren traden echter plagen van de stengelborende uiltjes *Archanara gemipunctata* en *Rhizedra lutosa* (*Lepidoptera, Noctuidae*) op. Van der Toorn & Mook (1982) vergeleken de effectiviteit van branden als plaagbestrijding met die van maaien en niets doen. De Gestippelde rietboorder (*Archanara gemipunctata*) en de Herfstrietboorder (*Rhizedra lutosa*) bleken beide door brandbeheer in de vroege lente effectief te bestrijden. De Gestippelde rietboorder overwintert als ei op overstaande rietstengels op een hoogte van 20-40 cm boven het maaiveld, de larven verschijnen midden mei en leven van bovengrondse rietstengels. Zowel branden als maaien verwijderde de eipopulatie effectief. De Herfstrietboorder overwintert als ei nabij de basis van rietstengels en in strooisel, de larven verschijnen begin mei en leven eerst van jonge rietstengels, waarna ze naar de wortelstokken emigreren. Voor deze soort bleek enkel branden effectief als plaagbestrijding. De effectiviteit van branden hing ook samen met het feit dat deze soort enkel in landriet voor kan komen. Branden in de vroege lente verwijdert in dat geval dan ook de droge strooisellaag of de temperatuur aan de stengelbasis en in het strooisel loopt hoog genoeg op om lethale waarden te bereiken. Doordat branden in de vroege lente werd ingezet ontbrak de mogelijkheid om als larve te overleven in de wortelstokken. Samenvattend is de mortaliteit bij beide soorten nabij 100% omdat 1) de brand-intensiteit in droge rietvelden ook nabij de bodem hoog genoeg is om eieren van de Herfstrietboorder te elimineren, 2) het tijdstip van branden in de eiperiode optreedt, 3) de larven nog niet naar refugia hebben kunnen emigreren, en 4) de eieren van beide soorten zich bevinden in de locatie waar de temperatuur van branden lethale waarden bereikt.

4.1.3 Kortetermijneffecten

Zoals reeds vermeld is de leefomgeving na optreden van een brand, afhankelijk van het type vegetatie dat gebrand is en de intensiteit van het brandverloop, gedurende enkele maanden tot enkele jaren in sterke mate veranderd. Warren *et al.* (1987) noemt deze periode de *shock phase*, welke wordt gekarakteriseerd door sterke fluctuaties in faunistische samenstelling, als gevolg van de sterk veranderende omgeving. Hier zal verder ingegaan worden op de mechanismen die ten grondslag liggen aan deze veranderingen. Na een brand treden grote veranderingen in o.a. vegetatiestructuur, bodemstructuur en humuslaag op (hoofdstuk 2 en 3), afhankelijk van de temperatuur van de brand, de frequentie van branden en het jaargetijde waarop is gebrand. Het branden heeft dus grote gevolgen voor het microklimaat in het gebrande gebied.

Deze interacties zijn op dezelfde wijze interpreteerbaar met betrekking tot schuilmogelijkheden voor fauna. De mate waarin fauna zich na een brand op een gebrande vegetatie kan handhaven is derhalve afhankelijk van soorteigenschappen die betrekking hebben op vocht- en warmtehuishouding, voedselbehoefte en mobiliteit. In tabel 4.1 zijn deze eigenschappen samengevat in relatie tot de geschiktheid van de leefomgeving na branden. In de periode dat de vegetatie zich nog niet opnieuw heeft gevestigd na branden zijn de omstandigheden voor herbivore soorten zeer ongunstig; mobiele herbivore soorten zullen uit het gebied emigreren, de niet mobiele soorten die de brand hebben overleefd kennen in deze periode een hoge mortaliteit (Bulan & Barrett 1971, Anderson *et al.* 1989, Bock & Bock 1991). Afhankelijk van de overgebleven hoeveelheid detritus en de vocht en temperatuursomstandigheden in de bodem, zullen detritivoren in de eerste periode matig tot niet worden aangetast. Mobiele carnivore soorten laten vaak direct na brand geen verschil zien (Bulan & Barrett 1971) of nemen toe in dichtheden (Warren *et al.* 1987, Vogels *et al.* 2006), doordat de prooibeschikbaarheid door het wegvallen van schuilmogelijkheden tijdelijk is verhoogd. Omnivoren zijn tenslotte het best aangepast aan de veranderde leefomgeving, zij kunnen overstappen op alternatieve voedselbronnen zoals detritus en/of evertebraten. Hoog mobiele geofiele soorten zijn vaak direct na brand in verhoogde dichtheden aanwezig op brandvlakken (Bock & Bock 1991), het is echter niet duidelijk of deze exclusief in deze brandvlakken kunnen overleven of dat deze soorten het open karakter van het gebrande vlak gebruiken

voor opwarming. Als gevolg van het xerothermer worden van de omgeving zullen soorten die hier niet aan zijn aangepast verhoogde stress ondervinden en in dichtheid afnemen. Een nachtactieve levenswijze levert voordelen op door het ontwijken van predatie door zichtjagers en doordat de meest extreme temperaturen ontweken kunnen worden.

Tabel 4.1 Geschiktheid van soorteigenschappen in relatie tot de leefomgeving na branden.

Geschiktheid leefomgeving	Mobiliteit	Oriëntatie	Trofie	Fysiologie T	Fysiologie vocht	Activiteit
Laag	Laag	Fytofiel	Herbivoor Detritivoor Carnivoor	Mesofiel	Hygrofiel	Dagactief
Hoog	Hoog	Geofiel	Omnivoor	Thermofiel	Xerofiel	Nachtactief

4.1.4 Langetermijneffecten

Vegetatiesuccessie en habitatkwaliteit

Na de periode van schokeffecten tijdens en na branden vindt vervolgens een periode van successie plaats. De snelheid van deze successie is afhankelijk van de invloed van branden en het type vegetatie dat is gebrand. Het successieverloop zal afhankelijk van de condities die door de brand gecreëerd zijn in de richting van de oorspronkelijke situatie gaan of richting een alternatieve toestand verlopen. Grote veranderingen in bodemstructuur, nutriëntstatus, vochthuishouding etc. zullen grote veranderingen in de vegetatieopbouw initiëren, geringe veranderingen leiden tot een snel herstel van de vegetatie in haar oorspronkelijke vorm.

Herkolonisatie en populatiedynamische effecten

Wanneer het gevoerde brandbeheer het beoogde doel wat betreft vegetatieregeneratie behaalt, is het herstel van de faunagemeenschap en de snelheid hiervan afhankelijk van een viertal factoren:

- mate van overleving na brand en *shock-phase*;
- bij extinctie in gebrande terrein; de nabijheid van bronpopulaties,
- mate van mobiliteit;
- eisen ten aanzien van het habitat (vegetatiestructuur, voedselkwaliteit, etc).

In snel herstellende graslandgemeenschappen vond Panzer (2002) een drietal negatieve predictors voor de directe respons van fauna na brand: a) afhankelijkheid van het habitat, b) het leven in goed gedraineerde vegetatie (leidt tot hogere kans op extinctie) en c) het ontbreken van zwerfgedrag. Na een jaar herstelde 68% van de negatief beïnvloede populaties en na twee jaar hadden alle negatief beïnvloede populaties zich hersteld. Dit herstel kan zo snel verlopen doordat vegetatieregeneratie in deze prairiesystemen vaak binnen een jaar volledig is. In minder snel regenererende vegetaties, zoals heide, verloopt het herstel van de faunagemeenschap naar de oorspronkelijke situatie beduidend langzamer. Herkolonisatie verloopt ook in deze systemen vaak snel, maar herstel van de dichtheden en onderlinge dominantieverhoudingen verloopt vaak trager (Haysom & Coulson 1998). Dit geldt met name voor soorten die gebonden zijn aan een gebufferd microklimaat. Oudere vegetaties hebben zowel een hoger aandeel aan biomassa als een gunstiger microklimaat, waardoor voedselaanbod en ontwikkelingsomstandigheden optimaal zijn voor deze groep.

Soorten die niet gebonden zijn aan een gebufferd, maar juist aan een warm microklimaat zullen hun optimum in diversiteit en abundantie hebben bij lage bedekking. Een warm en droog microklimaat is, afhankelijk van de snelheid waarin hergroei optreedt, met name in de eerste maanden tot jaren na het branden aanwezig. Xero- en/of thermofiele soorten hebben hun optimum in de vroege successiestadia. Zo was de dichtheid aan sprinkhanen het hoogst in prairievegetaties 1 of 2 jaar na branden. Dichtheden aan sprinkhanen vertoonden een positieve correlatie met de variatie in vegetatiehoogte en negatief met gemiddelde vegetatiehoogte en totale biomassa van grassen (Joern 2004). Naast microklimatologische limitatie van

evertebrate populaties is vaak sprake van limitatie door nutriënten. Met name verteerbaar N (in de vorm van proteïnen) is de limiterende factor voor veel herbivore soorten (White 1993 in Joern & Behmer 1997). Joern & Behmer (1997) vonden voor een Amerikaanse veldsprinkhaan dat zowel adult gewicht als de eiproductie door de hoeveelheid N in het voedsel gelimiteerd was. Eiwitrijker voedsel in de veldsituatie zal derhalve leiden tot een hogere eiproductie, een hogere adulte overleving en bijgevolg hogere dichtheid aan sprinkhanen. Detritivoren vertonen eenzelfde trend: de dichtheid aan terrestrische Dansmuggen (*Diptera, Chironomidae*) in gebrande heidevegetaties nam in een tot enkele jaren na brand sterk toe, om in het daaropvolgende jaar weer sterk af te nemen (Delettre 1994). Dit wijst op het tijdelijk beschikbaar zijn van een verhoogd voedselaanbod voor de larven, welke vervolgens weer uitgeput raakte.

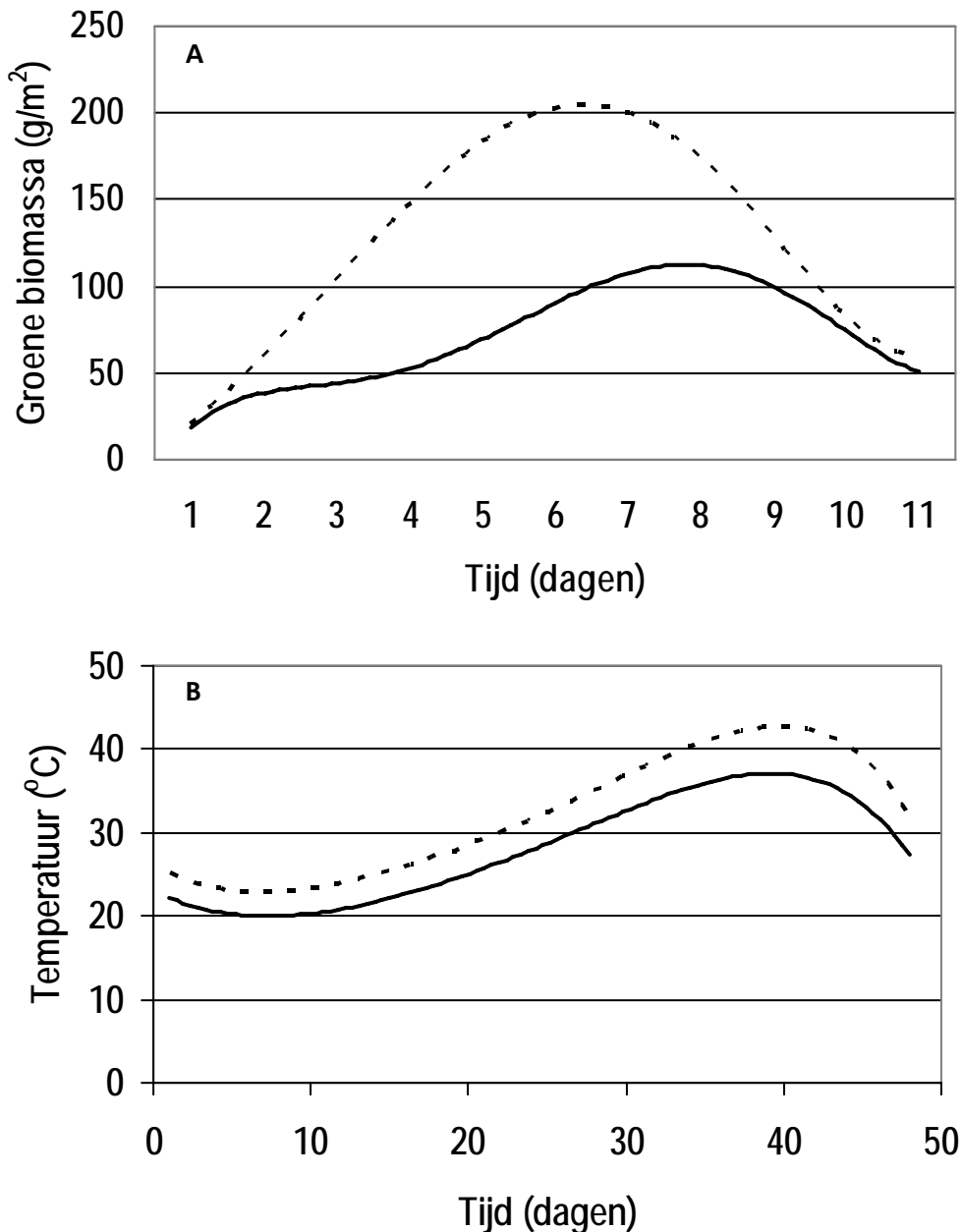
Voedsellimitatie werkt bovendien door in het voedselweb: bij een detritus-gebaseerd voedselweb vonden Chen & Wise (1999) een positieve respons op nutriëntadditie over ten minste twee trofische niveaus. Zowel detritivoren (*Collembola*), omnivoren, fungivoren en carnivoren namen allen toe. In de top van het voedselweb namen spinnen en duizendpoten nog steeds met een factor twee toe. Een tijdelijke toename van nutriëntenrijk voedsel in de vorm van beter verteerbare humus en/of voedingsstoffenrijke vegetatie als gevolg van branden zal naar verwachting dus leiden tot een toename van de draagkracht voor het gehele voedselweb.

Bij de effecten van fauna op branden speelt bovendien de interactie warm x voedselrijk een belangrijke rol. In de gematigde klimaatzone kennen veel soorten een co-limitatie in voedsel en temperatuur. Het wegvallen van de mogelijkheid tot thermoregulatie wordt vaak genoemd als belangrijkste reden voor de achteruitgang van veel karakteristieke soorten van duinen en heidegebieden (Van Turnhout *et al.* 2003, Stuijzand *et al.* 2004). Toch wordt vaak onderkend dat deze mogelijkheden plaatselijk nog aanwezig zijn, terwijl de warmtegelimiteerde soorten ook daar achteruit gaan of verdwenen zijn. De meest voor de hand liggende verklaring hiervoor is een te laag voedselaanbod in deze gebieden. Bij branden treedt een tijdelijke verhoging van de temperatuur en een verhoging van de productiviteit vaak simultaan op (Whelan 1995; zie figuur 4.1), dit kan mogelijk bijdragen aan het behoud van populaties die door voedsel en temperatuur gelimiteerd zijn.

Gedurende de successie kan worden gesteld dat in de eerste jaren na branden de meeste effecten op fauna te verwachten zijn en dat naarmate de tijd voortduurt, de faunagemeenschap steeds meer op de oorspronkelijke situatie gaat lijken. De hoogste diversiteit en soortenrijkdom zijn te verwachten na de eerste herstelijaren, wanneer de vegetatiestructuur het meest heterogeen is en de voedselkwaliteit van vegetatie en strooisel nog steeds hoger is dan de uitgangssituatie. Buiten een verhoogde diversiteit aan evertebraten op middellange termijn is daarnaast een verhoging van de dichtheid aan evertebraten op korte tot middellange termijn te verwachten. Deze dichtheidsverhoging aan evertebraten is waarschijnlijk een belangrijke factor die de hogere broedvogeldichtheden van Schots sneeuwhoen (*Lagopus lagopus scoticus*) in het onderzoek van Tharme *et al.* (2001) kan verklaren. Kuikens van het Schots sneeuwhoen consumeren in de eerste weken evertebraten, waarna zij overstappen op een plantaardig dieet. Beide lijken volgens de literatuur een voorkeur te vertonen voor een voor hen zo voedselrijk mogelijke leefomgeving. Zo noemt (Gimingham 1985) opbouw-fasen (7-10 jaar) als meest gebruikt foerageergebied voor volwassen vogels en pionier fasen (0-7 jaar oud) als voedselbron voor kuikens.

Dat brandbeheer op de lange termijn op systeemniveau een positieve invloed kan hebben op dichtheden van doelsoorten is in een onderzoek door (Panzer & Schwartz 2000) aangetoond. De meeste habitat-karakteristieke soorten in zijn onderzoek naar brandbeheer in prairiegemeenschappen bleken de hoogste dichtheden te behalen in de door middel van branden beheerde relicten. Van 70% van deze soorten was daarnaast bekend dat zij op korte termijn juist negatief reageerden op brandbeheer en derhalve enkel op indirecte wijze door brandbeheer bevoordeeld werden. Dit laatste gegeven maakt de resultaten ook relevant voor de Nederlandse systemen,

welke minder door brand zijn gevormd dan de Amerikaanse prairies. Immers, soorten in Nederlandse systemen zouden in theorie veel negatiever op branden kunnen reageren en daardoor ook op de langere termijn last ondervinden van brandbeheer. Het hoge aandeel van op de lange termijn positief reagerende, brand-sensitieve soorten levert aanwijzingen dat de voordelen op de lange termijn meer dan voldoende opwegen tegen de nadelen op de korte termijn.



Figuur 4.1 Productiviteit (A) en bodemtemperatuur (B) van graslanden na brand. Gebrand: stippellijn; Controle: vaste lijn. A: De productiviteit van gebrande vegetatie is in de eerste dagen sterk verhoogd. B: De bodemtemperatuur is voor lange tijd 2 tot 4 graden hoger in gebrande vegetaties (Naar Whelan 1995).

4.2 Effecten van branden op evertibrate fauna

4.2.1 Directe mortaliteit

Veel insectensoorten nemen direct na brand sterk af. Directe mortaliteit als gevolg van brand leidt tot een sterke afname van individuen en voor een aantal groepen ook tot een afname in het aantal soorten in de eerste maanden na branden. Rice (1932) constateerde een afname van alle gevonden faunasoorten na branden van vegetatie, maar daarnaast dat er verschillen in de mate van afname tussen faunagroepen en soorten bestond. Afhankelijk van de mate waarin een bepaalde soort of soortgroep wordt blootgesteld aan het vuur varieert de mortaliteit van zeer hoog (~100%) tot zeer laag (<5%). Siemann *et al.* (1997) vonden een afname in soortenrijkdom en dichtheid van evertibraten direct na branden in Amerikaanse eik-savanne. Met name Cicaden (*Auchenorrhyncha*), Bladluizen (*Sternorrhyncha*) en Vlinders (*Lepidoptera*) vertoonden een sterke reductie in soortenrijkdom en dichtheid direct na branden. In contrast hiermee vonden Gibb & Hjältén (2007) geen verschil in soortopbouw of dichtheid van mierengemeenschappen (*Hymenoptera: Formicidae*) tussen gebrande en ongebrande plots direct na branden van gekapt bos in Zweden. In het eerste voorbeeld zijn weinig mobiele Cicaden en rupsen van vlinders, die zich bovendien in de vegetatie bevinden het sterkst blootgesteld aan het vuur. De mieren in het Zweedse voorbeeld zijn in hun ondergrondse nesten goed beschermd tegen het vuur.

4.2.2 Indirecte mortaliteit en/of emigratie

In de eerste weken tot maanden na de brand kunnen nog grote verschillen ontstaan in de soortopbouw en -verhoudingen als gevolg van de sterk veranderde omgevingseigenschappen. Belangrijke mechanismen hierin zijn mortaliteit als gevolg van ongeschiktheid van het habitat na brand; emigratie/immigratie of juist verhoogde overleving als gevolg van het geschikter worden van het habitat. Welk van deze factoren de overhand krijgt voor een bepaalde soort is sterk afhankelijk van de specifieke habitateisen. Grote verschuivingen in de habitateigenschappen die optreden na brand zijn onder andere het ontbreken van (bepaalde typen) vegetatie waardoor voedselbronnen en schuilmogelijkheden drastisch zijn afgenomen; extreme droge en warme condities na brand en een algehele verlaging van de diversiteit aan niches (simplificatie).

In een experiment waarin een gemaaid haverveld met een gemaaid en vervolgens gebrand haverveld met elkaar vergeleken werden (Bulan & Barrett 1971) bleek het effect van branden op dichtheid en biomassa van arthropoden 6 maal langer aanwezig. De belangrijkste reden die hiervoor werd aangegeven was het ontbreken van geschikte voedselbronnen na branden in relatie tot maaien. Kevers hadden een lagere diversiteit in gebrande plots als gevolg van een verlaagd voedselaanbod en een verlaging van het aantal niches; herbivore keversorten vertoonden een lagere diversiteit voor een lange periode na branden; in tegenstelling tot carnivore soorten welke geen verlaging in diversiteit lieten zien. Bock & Bock (1991) constateerden dat een jaar na het optreden van een spontane brand in een Amerikaans graslandecosysteem de absolute dichtheid van sprinkhanen met 60 % was afgenomen. Een groot aantal andere soorten nam tijdelijk sterk af in dichtheden, hoofdzakelijk als gevolg van de sterke reductie in bedekking door grassen in het eerste jaar na brand. Een beperkt aantal soorten die open, droge en vegetatiearme omgeving prefereren waren juist relatief talrijk na optreden van brand.

Een soortgelijk onderzoek in Duitse hoogvenen leverde andere resultaten op. Geen van de aangetroffen soorten vertoonde een drastische afname in dichtheden in gebrande vlakken. Er was wel een indirecte reactie op de factor branden opgetreden. Door brand geïnduceerde verschillen in vegetatiesamenstelling, mate van openheid van het habitat en hoogte van de vegetatie bepaalden in belangrijke mate de opbouw van de sprinkhaangemeenschap. Soorten zoals het Negertje (*Omocestes rufipes*), Knopsrietje (*Myrmeleotettix maculatus*) en de Ratelaar (*Chortippus biguttulus*) reageerden positief op branden als gevolg van het toenemen van kale bodem en afnemen van de gemiddelde vegetatiehoogte. De Heidesabelsprinkhaan (*Metrioptera brachyptera*) reageerde negatief

op branden, hoofdzakelijk als gevolg van het afnemen van bedekking door Struikhei en Eenarig wollegras (Hochkirch & Adorf 2007).

4.2.3 Herkolonisatie

De snelheid waarmee faunasoorten het gebied kunnen herkoloniseren is afhankelijk van de mogelijkheden tot dispersie. Soorten die een gebrande vegetatie het eerst koloniseren zijn vaak hoog-mobiele, generalistische soorten. Soorten met vliegvermogen zijn de eerste koloniatoren, laag-mobiele bodemorganismen zijn vaak de laatste groepen die herkoloniseren (Lamotte 1975 en Pippins & Nichols 1996 in Swengel 2001). In de eerste jaren na brand in Amerikaanse graslandgemeenschappen waren vlindersoorten met een breed habitatspectrum, een multivoltiene levenswijze en/of een zwerfende levenswijze oververtegenwoordigd (Swengel 1996). Karakteristieke vlindersoorten van deze graslandgemeenschappen reageerden slecht op brandbeheer en namen pas weer toe na 3-5 jaar. In Britse kalkgraslanden was zes maanden na branden een significant lagere soortdiversiteit en significant lagere dichtheden van Cicaden en Wantsen (*Heteroptera*) in gebrande vegetatie aanwezig (Morris 1975). Veel van deze soorten hebben weliswaar vliegvermogen, maar zijn blijkbaar niet in staat om een gebied snel te herkoloniseren. In een onderzoek naar branden in Nederlandse duingebieden werden ook aanwijzingen gevonden voor verschillen in koloniatiesnelheid tussen soorten (Vogels *et al.* 2006). Een jaar na optreden van de spontane duinbrand bij Castricum was het aandeel aan loopkevers met vliegvermogen licht hoger in de gebrande vegetatie ten opzichte van ongebrande vegetatie. Het individuele aandeel eurytope soorten was ook hoger in het gebrande deel ten opzichte van de omliggende ongebrande vegetatie. De samenstelling van nabijgelegen, ongebrande soortelijke vegetaties speelde tenslotte een belangrijke rol in het uiteindelijke herkoloniatieverloop. Het aantal habitatkarakteristieke loopkeversoorten dat binnen een jaar de gebrande delen had weten te herkoloniseren werd bepaald door de aanwezigheid van deze soorten in de nabije refugia. De loopkevergemeenschap op Terschelling was in de ongebrande vegetaties al verarmd; de soortenrijkdom was de helft van die in Castricum en bevatte slechts 1/3e van het aantal duinkarakteristieke soorten ten opzichte van Castricum. Na brand trad hier geen verbetering in op; enkel de nog aanwezige soorten in de refugia herkoloniseerden de gebrande delen. Ook in Castricum waren er weinig soorten die enkel in de gebrande vegetatie werden aangetroffen; de soortensamenstelling van de loopkevergemeenschap hing sterk samen met de opbouw in nabijgelegen refugia. Aangezien deze refugia beduidend meer karakteristieke soorten herbergden dan die op Terschelling was het aandeel karakteristieke soorten in de gebrande delen beduidend hoger dan op Terschelling. Voor loopkevers geldt dus dat koloniatie over grotere afstanden dan enkele honderden meters niet waarschijnlijk is.

4.2.4 Geschiktheid habitat

Na branden treedt vaak een enigszins afwijkend successiepatroon op. In het eerste jaar kiemen er relatief veel annuellen en ruderaal soorten (hoofdstuk 3). Het zijn deze plantensoorten waar de hierbovengenoemde mobiele generalisten op afkomen. Afhankelijk van de uitgangssituatie en het vegetatietype wordt vervolgens een successiepatroon richting de oorspronkelijke vegetatie in gang gezet, waardoor veel van deze soorten weer snel verdwijnen of hun dominantie verliezen. Wanneer grassen ondergronds (wortels) de brand overleefd hebben kunnen deze in de eerste jaren na brand dominant worden en dit voor langere tijd blijven, met name als er geen vervolfbeheer plaatsvindt. Dit successieverloop lijkt vooral op te treden bij stikstofverrijkte, al dan niet verzuurde bodems en is in de Nederlandse situatie dan ook een factor om rekening mee te houden. Wanneer sterke vergrassing optreedt in van oorsprong meer open door kruiden- of houtachtigen gedomineerde vegetaties, nemen soorten die een voorkeur hebben voor constante vochtige leefomgeving toe ten nadele van soorten die een voorkeur hebben voor (periodiek) droge leefomgeving.

Over langere tijdschalen spelen met name verschillen in successiestadium van de vegetatie een bepalende rol in de opbouw van de faunagemeenschap. Haysom & Coulson (1998) onderzochten in Engelse en Schotse heidegebieden, die met brandbeheer cyclisch verjongd werden, de relatie tussen aan Struikhei geassocieerde vlindersoorten en de opbouw van de vegetatie. De hoogte van Struikhei correleerde sterk met de

rupsendichtheid. De hoogte van de Struikhei was op haar beurt gecorreleerd met de leeftijd van de vegetatie. Daarnaast was ook de vlinderdiversiteit (licht) positief gecorreleerd met de vegetatiehoogte. Wel kwamen nagenoeg alle soorten in alle hoogteklassen voor. De verklaring voor de gevonden relaties werd gezocht in een toename van het aantal niches naarmate heidevegetatie ouder wordt, een limitatie in voedsel in jongere stadia en een stabielere en relatief vochtig microklimaat in oudere vegetatie. Deze relatie is niet hetzelfde voor alle fauna, ze geldt alleen voor *Lepidoptera* en andere faunagroepen die hoofdzakelijk gestuurd worden door parameters als voedselaanbod en buffering van microklimaat. Zo zijn loopkevers juist het meest talrijk in struikheivegetaties die recent zijn gebrand (Gimingham 1985). Vlindersoorten die karakteristiek zijn voor prairiegemeenschappen (welke gezien worden als ecosystemen waarin branden historisch gezien veelvuldig voorkwamen en hebben bijgedragen aan het ontstaan van deze systemen) blijken paradoxaal gezien slecht tegen brandbeheer bestand te zijn. (Swengel & Swengel 2007).

4.3 Effecten van branden op vertebrale fauna

Hoge mortaliteit van vertebraten (vogels en reptielen) als gevolg van brandbeheer is niet tot nauwelijks gedocumenteerd. Adulte vogels zijn dermate mobiel dat een significante mate van mortaliteit als gevolg van branden alleen zal optreden bij eieren of nestjongen. Branden die tijdens de broedperiode optreden kunnen mogelijk een negatief effect hebben op de broedvogelpopulatie. Reptielen zijn minder mobiel. Als gevolg van branden in de periode dat reptielen actief zijn kan de mortaliteit onder zowel adulten als onvolwassen dieren hoog zijn (Stumpel 2004). Voor beide groepen geldt dan ook dat brandbeheer in de zomerperiode negatief uitpakt. Branden in de winterperiode, wanneer reptielen zich ondergronds bevinden en wanneer de temperatuur niet te hoog oploopt in de bodem, zal naar verwachting niet leiden tot een significante mate van mortaliteit bij deze groepen.

Kolonisatie zal naar verwachting voor vogels geen beduidende rol spelen. De hoge mobiliteit van deze groep in vergelijking tot evertrebraten geeft vogels de mogelijkheid om gebrande vlakken snel te kunnen herkoloniseren. Reptielen en amfibieën hebben een lagere dispersiecapaciteit dan vogels, maar nog altijd beduidend hoger dan veel groepen evertrebraten. Wanneer brandbeheer leidt tot de extinctie van een geïsoleerde populatie kan gebrek aan dispersievermogen leiden tot het niet optreden van succesvolle herkolonisatie. Wanneer er alleen extinctie is opgetreden in het gebrande deel, waarbij in de directe omgeving nog individuen bespaard zijn gebleven, zal herkolonisatie van het gebrande deel naar verwachting snel verlopen.

Afhankelijk van de habitateisen van de soort kan brandbeheer leiden tot zowel een toename als afname van populaties. Zo worden in Groot-Brittannië heidegedomineerde venen intensief gebrand ten behoeve van de jacht op het Schots sneeuwhoen (*Lagopus lagopus scoticus*). Branden wordt gebruikt om de heide te verjongen ten behoeve van verhoging van het voedselaanbod voor de adulte vogels. Tharme *et al.* (2001) vonden in deze voor de jacht beheerde gebieden sterke verschillen in broedvogeldichtheden ten opzichte van niet voor de jacht beheerde gebieden. Goudplevier (*Pluvialis apricaria*), Kievit (*Vanellus vanellus*) en Wulp (*Numenius arquata*) hadden een 2 tot 5 maal hogere broeddichtheid in jachtgebieden. Graspieper (*Anthus pratensis*), Veldleeuwerik (*Alauda arvensis*), Paapje (*Saxicola rubetra*) en kraaien (*Corvus corone* en *C. cornix*) waren minder abundant in jachtgebieden. Daarnaast vonden de auteurs een positief verband tussen brandbeheer en broeddichtheid van Schots Sneeuwhoen, Goudplevier en Kievit en een negatief verband tussen brandbeheer en broeddichtheid van de Graspieper. In Duitsland wordt brandbeheer in een aantal veenrestanten ingezet voor het verbeteren van het habitat voor de Goudplevier die nog steeds in deze gebieden broedt (Hochkirch 1997, Hochkirch & Adorf 2007). Reptielen hebben een structuurrijk habitat nodig; zowel in het horizontale vlak (structuur van de vegetatie) als het verticale vlak (type vegetatie); in heide- en duingebieden zijn dergelijke habitats vaak oude successiestadia, die verworden zijn tot een mozaïek van verschillende vegetatietypen met afwisselend hoge en lage vegetatiehoogten. Branden van dergelijke terreinen leidt tot verlies van ruimtelijke

heterogeniteit waardoor het gebied voor vele jaren (15-30 jaar) minder geschikt voor reptielen wordt (Stumpel 1985).

4.4 Effecten van branden op sprinkhanen

Veruit de meeste *Orthoptera* overwinteren als ei. Doortjes (*Tetrigidae*) overwinteren als imago en nymf, de Veldkrekel (*Gryllus campestris*) overwintert als nymf. Nymfen van de Veldkrekel gaan in winterrust door een overwinteringshol te graven en dat voor de winter af te sluiten. Doortjes overwinteren waarschijnlijk ondiep verscholen in moslagen of tussen strooisel. Binnen de ei-overwinterende sprinkhanen bestaan grote verschillen in ei-afzetsubstraat. Eieren kunnen zowel in en op plantenstengels, in strooisel of in de bodem afgezet worden. Wanneer in de bodem wordt afgezet, kan bovendien de diepte waarin deze eieren worden afgezet van soort tot soort verschillend zijn. Sprinkhaaneieren zijn vrij gevoelig voor uitdroging (Ingrisch & Köhler 1998). De aan droge omstandigheden aangepaste soorten leggen hun eipakketten dan ook dieper in de bodem dan soorten die aangepast zijn aan een mesofieler microklimaat. In tabel 4.3 zijn de soorten opgesomd die in ieder geval hun verspreiding kennen in heidegebieden, duinen en/of hoogvenen. Uit dit schema valt op te maken dat 9 van de 24 soorten hun eipakket ondiep tot bovengronds in plantenmateriaal afzetten; van de overige 15 soorten zijn er twee soorten die hun eieren ondiep afzetten en 1 soort die hetzij bovengronds, hetzij diep in de bodem eieren afzet. De imago's en nymfen van beide doortjes overwinteren oppervlakkig in strooisel- en moslagen. De overige 10 soorten zijn allen goed tot vrij goed aangepast aan droge omstandigheden of bezitten lange ovipositors, waardoor aangenomen mag worden dat deze allen hun eieren vrij diep afzetten (5-30 mm).

In een laboratoriumexperiment, waarbij de brandresistentie van de eipakketten van twee Noord-Amerikaanse veldsprinkhaansoorten werden vergeleken, bleek de ei-overleving van de soort die eipakketten ondiep (6 mm) afzet significant afgenomen bij een experimentele brandintensiteit die vergelijkbaar was met een brand in grasvegetaties met een standing crop van 3.100 kg ha^{-1} . Totale mortaliteit van de eieren trad op bij een brandintensiteit corresponderend met een standing crop van 4500 kg ha^{-1} . De soort die haar eipakketten diep afzette (2 cm) toonde geen significante eisterfte als gevolg van het experiment. (Branson & Vermeire 2007). Een volgroeide door Struikheide gedomineerde vegetatie heeft een totale standing crop van $13.000\text{-}21.000 \text{ kg ha}^{-1}$, afhankelijk van de leeftijd van de vegetatie (Gimingham 1972). De biomassa van duingraslanden in Nederlandse duinen varieert van 420 kg ha^{-1} (soortenrijk begraasd open duingrasland) tot 6.130 kg ha^{-1} (sterk vergrast onbegraasd duingrasland) (Ten Harkel 1998). De biomassa van vaatplanten in een door verhoogde stikstofdepositie aangetast hoogveen kan oplopen tot 3.000 kg ha^{-1} (Heijmans *et al.* 2001). In heideterreinen en vergraste duingraslanden is derhalve te verwachten dat enkel soorten die diep in de bodem als ei overwinteren een winterbrand zullen overleven; in vergrast hoogveen zullen de eipopulaties van soorten als Moerassprinkhaan, Krasser, Wekkertje en Zompsprinkhaan aangetast worden, maar geen volledige mortaliteit kennen. De eipopulaties van alle soorten die bovengronds als ei overwinteren zullen in alle gevallen een hoge mortaliteit kennen, met name wanneer ook de strooisellaag droog is. Hochkirch (1997) inventariseerde sprinkhanen in een Duits hoogveen waar regelmatig brandbeheer werd uitgeoefend. Hij identificeerde vier soorten die vrij typisch in veenheiden voorkwamen; de Heidesabelsprinkhaan, het Gewoon doortje, het Wekkertje en het Negertje. Op gebrande locaties ontbraken Heidesabelsprinkhanen, de dichtheid aan Wekkertjes was beduidend lager. Het Gewoon doortje nam beduidend toe, evenals het Negertje. De populatie van het Gewoon doortje zal naar verwachting wel enige schade ondervinden als gevolg van brand, toename is dan waarschijnlijk het gevolg van kolonisatie. Het Negertje overwintert als ei diep in de bodem en ondervindt derhalve nauwelijks mortaliteit als gevolg van branden. Bovendien draagt een verhoogde temperatuur door het open karakter na branden waarschijnlijk bij aan een optimale ontwikkeling van de eieren, hetgeen de verhoogde dichtheid op gebrande vlakken kan verklaren.

Tabel 4.2. Interactie tussen tijdstip van branden, lokale factoren op moment van branden en mortaliteit van fauna. Afhankelijk van de mobiliteit en de locatie waarop een levensstadium zich bevindt varieert de mortaliteit. Imm= immobiel. Mob=mobiel S= strooisel B= bodem V=vegetatie. NS=weinig significante mortaliteit (~5-10%). Matig = significante mortaliteit maar veel overleving (~10-50%) hoog = hoge mortaliteit, maar niet volledig (~50-90%).

			Back-fire					Head-fire						
seizoen			winter	winter	lente	zomer	herfst	herfst	winter	winter	lente	zomer	herfst	herfst
bodem temperatuur			vorst	vorst	nvt	nvt	nvt	nvt	vorst	vorst	nvt	nvt	nvt	nvt
strooisel vocht			hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag	hoog	laag
bodem vocht			hoog	hoog	hoog	laag	hoog	laag	hoog	hoog	hoog	laag	hoog	laag
meeste stadia			imm	imm	imm	imm/mob	imm/mob	imm/mob	imm	imm	imm	imm/mob	imm/mob	imm/mob
meeste in locatie			S/B	S/B	V/S/b	V/S	V/S/B	V/S/B	S/B	S/B	V/S/B	V/S	V/S/B	V/S/B
mate van biomassaverlies			laag	matig	laag	hoog	matig	hoog	laag	laag	laag	hoog	laag	matig
Fauna			Specifieke Mortaliteit											
stadium	mobiliteit	locatie												
Pop	laag	vegetatie	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%
		strooisel	matig	hoog	matig	~100%	matig	~100%	NS	hoog	NS	hoog	NS	hoog
		bodem	NS	NS	NS	matig	NS	matig	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Larve	laag tot	vegetatie	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%
	matig	strooisel	matig	hoog	matig	~100%	matig	~100%	NS	matig	NS	hoog	NS	hoog
		bodem	NS	NS	NS	hoog	NS	matig	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Ei	laag	vegetatie	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%
		strooisel	matig	hoog	matig	~100%	matig	~100%	NS	matig	NS	hoog	NS	hoog
		bodem	NS	NS	NS	matig	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Adult	hoog met	vegetatie	matig	matig	matig	matig	matig	matig	hoog	hoog	hoog	hoog	hoog	hoog
	vliegverm	strooisel	matig	matig	matig	hoog	matig	hoog	NS	matig	NS	matig	NS	matig
		bodem	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	hoog met	vegetatie	hoog	hoog	hoog	hoog	hoog	hoog	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%
	loopverm	strooisel	NS	matig	NS	matig	NS	matig	NS	matig	NS	hoog	NS	hoog
		bodem	NS	NS	NS	matig	NS	matig	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	matig tot	vegetatie	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%	~100%
	laag	strooisel	matig	hoog	matig	hoog	matig	hoog	NS	hoog	NS	hoog	matig	hoog
		bodem	NS	NS	NS	matig	NS	matig	NS	NS	NS	NS	NS	NS
totale mortaliteit			laag	matig	matig	hoog	matig	hoog	laag	laag	laag	hoog	matig	matig

Tabel 4.3. Overwinteringsstrategieën van verschillende soorten Orthoptera die (onder andere) in duinen, heideterreinen of hoogveenrestanten voorkomen. Veruit de meeste soorten overwinteren als ei; doortjes (Tetrigidae) en de Veldkrekel (*Gryllus campestris*) overwinteren als adult of nymf. Soorten zijn gerangschikt op type substraat en op diepte van de ei-afzet (of nymf-overwintering). Het kopje relevante biotopen dient enkel om de verschillen in de verspreiding tussen de soorten binnen hoogveen, heide en duinen weer te geven; veel van de genoemde soorten hebben een bredere ecologische bandbreedte en komen ook in andere biotopen voor. Gegevens naar Ingrisch & Köhler (1998) en Kleukers et al. (1997).

Soort	Relevante biotopen	Afzetsubstraat	Diepte	
Veldkrekel	<i>Gryllus campestris</i>	heide, schraalgrasland, binnenduinen	bodem: nymfen overwinteren	nymf in afgesloten holte in bodem
Wrattenbijter	<i>Decticus verrucivorus</i>	duinen (verleden), heide	bodem	onbekend (legboor 19-24 mm)
Kleine wrattenbijter	<i>Gampsocleis glabra</i>	heide, heischraal grasland	bodem	onbekend (legboor 18-23 mm)
Ratelaar	<i>Chorthippus biguttulus</i>	droge heide	bodem	5-30 mm
Snortikker	<i>Chorthippus mollis</i>	duinen en heide	bodem	5-25 mm
Negertje	<i>Omocestus rufipes</i>	hoogveen en droge heide	bodem	5-20 mm
Blauwvleugelsprinkhaan	<i>Oedipoda caerulescens</i>	duinen, stuifzand, heide	bodem	onbekend
Bruine sprinkhaan	<i>Chorthippus brunneus</i>	duin, heide, hoogveen	bodem	onbekend
Steppesprinkhaan	<i>Chorthippus vagans</i>	heide en schrale graslanden	bodem	onbekend
Knopsrietje	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	duinen, heide	bodem	onbekend
Zadelsprinkhaan	<i>Ephippiger ephippiger</i>	heide	bodem, plantestengels, mos, schors	bovengronds, bodem (legboor 18,5-22,5 mm)
Krasser	<i>Chorthippus parallelus</i>	(vochtige) heide, hoogveen	bodem	ondiep
Zompsprinkhaan	<i>Chorthippus montanus</i>	natte heide, gedegenereerd hoogveen	bodem	ondiep, tot 5 mm
Gewoon doortje	<i>Tetrix undulata</i>	heide, hoogveen	bodem; adult en nymf-overwintering	adult en nymf: onbekend
Zanddoortje	<i>Tetrix ceperoi</i>	vochtige habitats in duinen	bodem; adult en nymf-overwintering	adult en nymf: onbekend
Zoemertje	<i>Stenobothrus lineatus</i>	heide en heischrale graslanden	plantenmateriaal of boven graswortels	ondiep tot bovengronds
Schavertje	<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	heischrale graslanden	plantenmateriaal of boven graswortels	ondiep tot bovengronds
Moerassprinkhaan	<i>Stetophyma grossum</i>	veen, natte heide	basis van grassen	ondiep tot bovengronds
Heidesabelsprinkhaan	Metrioptera brachyptera	heide, hoogveen	Plantenstengels (soms in bodem)	bovengronds; (bodem: legboor 8-12,5 mm)
Gewoon spitskopje	<i>Conocephalus dorsalis</i>	duinen, natte heide, hoogveen	plantenstengels	bovengronds
Duinsabelsprinkhaan	<i>Platycleis albopunctata</i>	duinen	plantenstengels	bovengronds
Wekkertje	<i>Omocestus viridulus</i>	heide, duin, veen	plantenmateriaal of boven graswortels	bovengronds
Kustsprinkhaan	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	duinen, vochtig grasland	basis van grassen	bovengronds
Gouden sprinkhaan	<i>Chrysochraon dispar</i>	veen, natte heide	plantenstengels	bovengronds

4.5 Verschillen met andere maatregelen

4.5.1 Plaggen

Er zijn in verhouding tot branden zeer weinig onderzoeken uitgevoerd naar de successie van de faunagemeenschap na plaggen. Nagenoeg alle onderzoek dat is uitgevoerd naar de effecten van plaggen is gericht op vegetatiesuccessie. In Nederland is slechts één correlatief onderzoek uitgevoerd naar plaggen door (Verstegen *et al.* 1992).

Plaggen verwijdert de gehele strooisellaag, en afhankelijk van de wijze van uitvoering, delen van tot de gehele organische laag. Met het afvoeren van deze lagen wordt ook alle fauna die zich in deze lagen ophoudt uit het systeem verwijderd. De Goede (1996) vond in zijn onderzoek naar de effecten van plaggen op de nematodenpopulatie een afname van aantallen, soorten en aantal volwassen soorten. De eerste kolonistoren overleefden veelal in de minerale bodem en behoorden tot de bacterie-, schimmel- en algeneters. Herbivoren, omnivoren en carnivoren waren voor langere tijd afwezig.

Verstegen *et al.* (1992) concluderen dat herkolonisatie van een aantal soorten snel verloopt, zoals mieren, hangmatspinnen en wolfspinnen. De soortenrijkdom van deze groepen is slechts weinig lager dan in andere, niet geplagde vegetaties. Wel zijn in de eerste jaren de dichtheden van al deze soorten laag. Al deze groepen hebben een hoge dispersiecapaciteit. Soorten waarvoor aan de habitateisen in jonge geplagde vegetaties nog niet worden voldaan, zijn in de eerste jaren ondervertegenwoordigd zowel qua soorten als aantallen. Zo waren kortschildkevers, welke in strooisel jagen, in de eerste jaren sterk ondervertegenwoordigd. Een kwalitatief aspect van plaggen is een toename van het aantal xerothermofiele soorten op geplagde delen. Verstegen *et al.* (1992) maakt daarin de vergelijking met het effect van branden.

Wanneer geplagd wordt tot op de minerale bodem zal het herstel van de faunagemeenschap afhankelijk zijn van de opbouw van strooisel- en organische lagen. In droge heide kan dit herstel soms jaren in beslag nemen. Wanneer een deel van de organische laag behouden blijft, zal door een snellere herkolonisatie van soorten die de ingreep hebben overleefd de faunagemeenschap sneller herstellen. De effecten van plaggen zijn in de eerste jaren na de ingreep dus vergelijkbaar met die van branden; in beide gevallen zal herstel van de faunagemeenschap het snelst verlopen wanneer de organische laag onvolledig verwijderd is door de beheermaatregel; zullen in de eerste jaren de soorten met een hoge dispersiecapaciteit als eerste zich opnieuw vestigen en zijn in de eerste jaren na branden de xerothermofiele soorten relatief talrijk.

Op de middellange termijn zijn verschillen in faunagemeenschappen tussen plaggen en branden te verwachten. Deze zijn gerelateerd aan de in de vorige paragraaf beschreven mechanismen wat betreft voedselkwaliteit van de hergroeiende vegetatie. Er vindt bij plaggen geen depositie van potentieel zuurbufferende stoffen plaats. Bovendien vindt er geen differentiatie plaats in de afvoer van nutriënten. Bij branden kunnen vanuit de as veel stoffen terug in het systeem worden opgenomen, terwijl N uit het systeem wordt verwijderd. Bij plaggen worden deze elementen zonder onderscheid in dezelfde verhoudingen uit het systeem verwijderd. Bij een ingrijpende maatregel als plaggen moet hervestiging van planten bovendien vanuit zaad optreden, in tegenstelling tot branden, waar veel soorten vegetatief kunnen regenereren. Een hoge wortel-spruitverhouding en bijgevolg hogere concentratie macronutriënten in de vegetatie zal in geplagde delen derhalve niet optreden. Tegenwoordig wordt met het oog op het tegengaan van negatieve effecten van verzuring het toevoegen van zuurbufferende stoffen na plaggen aanbevolen (De Graaf *et al.* 2004, Dorland *et al.* 2004). Herstel van de buffercapaciteit van de bodem bevordert de kieming en vestiging van veel heischrale soorten. Onbekend is wat het effect van bekalking op de faunagemeenschappen is. Evenmin is bekend wat de

verschillen zijn tussen plaggen en bekalking en branden wat betreft het herstel van het zuurbufferend vermogen en de reactie van faunasoorten daarop.

4.5.2 Maaien

Evenals bij branden is de hervestiging van faunasoorten, die negatief worden beïnvloed door maaien, afhankelijk van de dispersiecapaciteit, nabijheid van bronpopulaties en de geschiktheid van het habitat na de maatregel. Bij eenmalig maaien blijft de strooisellaag relatief ongemoeid, wanneer regelmatig wordt gemaaid, wordt strooiselophoping tegengegaan en zal de strooisellaag sterk in dikte afnemen. De organische laag wordt bij maaien ongemoeid gelaten. Maaien is daarmee te vergelijken met een oppervlakkige brand (*head-fire*); de faunarespons zal naar verwachting dan ook vergelijkbaar zijn met die van een oppervlakkige brand. Voor vlinders in prairiegraslanden is echter aangetoond dat brandbeheer leidt tot een significante afname in dichtheden van karakteristieke soorten voor een periode van 3 tot 5 jaar. Bij vegetaties die gemaaid werden trad geen significante afname op in dichtheden voor deze soorten. (Swengel 1996). Snelheid van hergroei van de vegetatie is bij maaien maximaal. Afhankelijk van het type vegetatie treedt herstel van bovengrondse biomassa binnen een jaar (meeste graslanden, vergrast hoogveen) tot enkele jaren (droge en natte heide) op. Bij branden kan herstel, afhankelijk van het type vegetatie wat langer duren.

4.6 Combinatie met begrazen

Branden werd in Europa tot eind 19e eeuw veelvuldig ingezet ten behoeve van begrazing (Gimingham 1972), een techniek waarvan elders in de wereld nog steeds veelvuldig gebruik wordt gemaakt (Van de Vijver 1999). De verhoogde voedingswaarde van de hergroeiende vegetatie ("*greenflush*", Van de Vijver *et al.* 1999) levert een verhoogd voedselaanbod voor grazende kuddes. Wanneer rotationeel branden structureel maar duurzaam wordt ingezet, leidt het tot een verhoging van de draagkracht per oppervlakte-eenheid voor grazers (Anderson *et al.* 2006). Zonder inzet van begrazing verloopt het vegetatieherstel na branden vaak snel. In duingraslanden is de staande biomassa na een jaar terug op het oude niveau (Vogels *et al.* 2006), in heide verloopt de successie langzamer (Vestergaard & Alstrup 2001, Nilsen *et al.* 2005), maar kan binnen vijf jaar het pionierstadium doorlopen (Gimingham 1972). Grazers hebben een duidelijke voorkeur voor gebrande vegetaties, en blijft deze in de regel voor een aantal jaar houden, totdat een jongere gebrande vegetatie voorhanden is. Gedurende deze periode is de totale hoeveelheid N in de planten verhoogd (Anderson *et al.* 2006). De hoge graasdruk op gebrande vegetaties heeft daarnaast een langere periode van een hoge wortel/stengelverhouding tot gevolg. Mogelijk blijft hierdoor de concentratie aan voedingsstoffen in de planten voor langere tijd hoog dan enkel bij branden het geval zal zijn. Wanneer branden wordt gecombineerd met begrazing leidt dit in heideterreinen tot een verhoging van zowel de diversiteit aan plantensoorten als de totale terreinheterogeniteit (Vandvik *et al.* 2005). Een toename van het aantal plantensoorten, verhoging van de heterogeniteit in vegetatiesamenstelling, vegetatiesuccessie en/of abiotische condities verhogen het aantal potentiële niches voor fauna en kunnen daarom tot een verhoging van de totale faunadiversiteit leiden. McFerran *et al.* (1995) vonden een vertragend effect van begrazing van gebrande heide op de successie. Struikhei nam in niet-begraasde, gebrande vegetaties eerder een dominante positie in dan in gebrande en begraasde vegetaties. In open, gebrande vegetatie namen andere soorten loopkevers en spinnen een dominante positie in dan in dichte, volwassen heidebestanden. Begrazing verlengt daarmee de periode gedurende welke deze soorten dominant kunnen zijn in dit intermediaire successiestadium.

4.7 Effecten van brandbeheer per landschapstype

4.7.1 Heide

Branden wordt in het buitenland veelvuldig in heidegebieden toegepast. Onderzoek naar de effecten op fauna in heideterreinen richt zich vooral op de effecten op de lange termijn en zijn veelal gekoppeld aan verschillende successiestadia van struikheidedomineerde vegetatie. Het verschil tussen verjongingsmaatregelen als plaggen, maaien, chopperen en branden in heidegebieden in Nederland is tot op heden enkel correlatief onderzocht (Verstegen *et al.* 1992). Voor heide geldt dat de pioniersituatie evenals de degeneratieve situatie (voor beschrijvingen van de verschillende stadia zie Gimingham 1972) meer extremen in microklimaat kennen ten opzichte van de opbouw- en volwassenfase. Thermofiele soorten laten derhalve een piek zien in zeer jonge vegetaties en in zeer oude vegetaties. Een deel van de soorten dat naast een extreem microklimaat ook een hoog voedselaanbod nodig heeft om te overleven, zal een optimum hebben in pioniersituaties. Gimingham (1985) vond in een onderzoek naar vier leeftijdsfasen van Struikheide die met brandbeheer verjongd waren duidelijke verschillen in opbouw van de faunagemeenschap. De soortendiversiteit was hoger in de pionier- (1-6 jaar oude) en degeneratieve (30 jaar en ouder) fase in relatie tot opbouw (7-15 jaar) en volwassen (15-30 jaar) fase. Verschillende taxa vertoonden een piek in populatiegrootte in een of twee leeftijdsklassen. Snuitkevers (herbivoren), sap-zuigende insecten (*Hemiptera: Psyllidae; Cercopidae*) en *Lepidoptera* haalden de hoogste dichtheid in de opbouwfase. Sprinkstaarten (detritivoren) en Loopkevers (bodemactieve herbivoren en carnivoren) hadden de hoogste dichtheid in pionier- en degeneratiefasen. De hoogste diversiteit en soortenrijkdom werd gevonden in een onbeheerde vegetatie; waar binnen een vlak Struikheide van verschillende leeftijdsklassen voorkwam. De hoeveelheid niches was in dergelijke vegetaties maximaal, wat resulteerde in een maximale soortenrijkdom en –diversiteit. Naast het tegengaan van vergrassing en verstruweling is (brand) beheer, in combinatie met andere maatregelen noodzakelijk om de karakteristieke heidefauna als geheel te kunnen behouden. In Nederland komt één soort voor waarvan wordt vermoed dat deze als gevolg van brandbeheer voor uitsterven is behoed. De Kleine wrattenbijter werd als uitgestorven beschouwd (Kleukers *et al.* 1997), maar werd in 1999 herontdekt in het Artillerie schietkamp de Oldebroekse Heide (Van der Berg *et al.* 2000). De heide wordt hier enkel door brandbeheer in stand gehouden, aangezien de aanwezigheid van onontpofte munitie andere beheervormen niet toelaat. De enige overgebleven populatie in Duitsland is eveneens in een heidegebied waar brandbeheer wordt toegepast. Van der Berg *et al.* (2000) noemen het *Genisto-Callunetum danthonietosum* als optimaal habitat voor de soort, een iets rijkere heidegemeenschap in vergelijking tot het *Genisto-Callunetum typicum*. De conclusie dat de Kleine wrattenbijter enkel en alleen als gevolg van brandbeheer stand heeft weten te houden is echter te voorbarig. De Nederlandse populatie is binnen het gebied hoofdzakelijk geconcentreerd in het doelengebied (Timmer, pers. med). De soort lijkt hier te profiteren van een door granaatinslagen verstoorde heidebodem. Deze wordt gekenmerkt door een gevarieerder macroreliëf, een grote beschikbaarheid van kaal zand en een structuurrijke heidevegetatie, waar tevens ruderaal soorten zoals *Brem (Cytisus scoparius)* aanwezig zijn. Het is mogelijk dat de opwerping van diepere zandlagen leidt tot een minerale aanrijking en bijgevolg hogere voedselkwaliteit van de vegetatie, die in combinatie met de hoge structuurvariatie aan de eisen van deze soort kan voldoen. Brandbeheer alleen lijkt derhalve niet afdoende om het voorkomen van deze soort te verklaren, maar kan mogelijk wel een factor van belang zijn.

4.7.2 Hoogveen

In hoogvenen is slechts sporadisch onderzoek uitgevoerd naar de effecten op fauna. Onderzoek beperkt zich tot de reactie van broedvogels op landschapschaal met betrekking tot brandbeheer (Tharme *et al.* 2001), individuele broedvogelsoorten met betrekking tot habitatpreferentie (Pearce-Higgins & Yalden 2004) en de effecten van brandbeheer op sprinkhanenpopulaties van hoogvenen (Hochkirch 1997, Hochkirch & Adorf 2007).

In jachtgebieden worden voor het Schots Sneeuwhoen delen van door heide gedomineerde hoogvenen jaarlijks gebrand. In een onderzoek naar de reactie van andere broedvogelsoorten bleken deze voor veel karakteristieke broedvogelsoorten positief te zijn: Goudplevier, Kievit en Wulp hadden een 2 tot 5 maal hogere broeddichtheid in jachtgebieden. Graspieper, Veldleeuwerik, Paapje en kraaien waren minder abundant in jachtgebieden. Deze verschillen waren bovendien gerelateerd aan het gevoerde brandbeheer (Tharme *et al.* 2001). De causale relatie tussen brandbeheer en broedsucces is in dit artikel niet nader toegelicht. Dit is wel onderzocht bij de Goudplevier. Jonge goudplevieren prefereren een korte open vegetatie. De aanwezigheid van een groot aanbod van larven van langpootmuggen (*Diptera: Tipulidae*) bleek een belangrijke voorwaarde voor een hoog broedsucces (Pearce-Higgins & Yalden 2004). Deze groep was het meest abundant in open door *Eriophorum* gedomineerde vegetatie, die door begrazing of door branden in stand wordt gehouden. In een onderzoek naar de distributie van sprinkhanen in gebrande hoogvenen in Duitsland vond Hochkirch (1997) een negatief effect op bovengronds en epifytisch ei-afzettende soorten sprinkhanen in gebrande vlakken; ondergronds ei-afzettende soorten ondervonden geen last van brandbeheer. Daarentegen vond dezelfde auteur in een uitvoeriger onderzoek (Hochkirch & Adorf 2007) geen aantoonbaar effect op de sprinkhaanpopulatie na brand. Ratelaar, Krasser, Negertje en *O. viridulum* namen allen niet af in gebrande vlakken. Twee van deze vier soorten overwintert evenwel als ei in lage vegetatie of de strooisellaag. Een van de verklaringen voor het uitblijven van hoge mortaliteit is dat het vochtgehalte van de strooisellaag hoog was ten tijde van de brand, waardoor temperaturen hier mogelijk weinig opliepen. In dit onderzoek werd melding gemaakt van de aanwezigheid van een hoge waterstand en een bevroren acrotelm. Bovendien werd de dichtheid van adulten als maat genomen, die mogelijk door middel van dispersie het gebied hebben kunnen herkoloniseren, waardoor een eventuele afname in ei-populatie geen effect had op lokale dichtheden van adulten.

4.7.3 Duinen

Veel voormalig schaars begroeide duinregio's hebben als gevolg van stikstofdepositie, verzuring en het wegvallen van de graasdruk door konijnen te kampen met verstruweling en/of vergrassing (Ehrenburg *et al.* 1988). Als gevolg hiervan is de hoeveelheid brandbare biomassa in de duinen sterk gestegen, zelfs zo sterk dat in het laatste decennium veel spontane branden in de duinregio hebben gewoed (onder andere op Texel, Terschelling, op verscheidene locaties in de Amsterdamse Waterleidingduinen en in de duinen bij Castricum). Deze branden waren niet zelden van substantiële omvang en intensiteit. Naast het optreden van spontane branden zijn recent ook enkele experimentele branden uitgevoerd om na te gaan wat de potentie is van branden als effectgerichte maatregel. Deze brandexperimenten zijn vergeleken met een aantal spontane duinbranden wat betreft effectiviteit van biomassaverwijdering, hergroei van de vegetatie na een jaar en effecten op loopkevers en mieren. De resultaten van dit onderzoek (Vogels *et al.* 2006) wezen uit dat bij de experimenteel uitgevoerde branden slechts weinig staande en liggende biomassa werd verwijderd. Dit was het gevolg van suboptimale weercondities (te vochtige bodemlaag), waardoor alleen de staande biomassa verbrande, strooisel- en humuslagen namen niet significant af. Als gevolg van het marginale effect van de brandexperimenten op de vegetatie en strooisellaag was het effect op loopkevers ook zeer beperkt. Direct na brand waren nog kleine verschillen aanwezig in samenstelling, maar na een jaar was ook dit verschil verdwenen. Er was geen toename van karakteristieke soorten van het duinlandschap geconstateerd. Daarmee konden de experimentele branden als mislukt tot weinig effect sorterend beschouwd worden.

In tegenstelling tot de experimentele branden hadden de spontane branden wel een duidelijk effect op de vegetatie, opgehoopt strooisel en samenstelling van de loopkevergemeenschap. In een spontane brand in de kalkrijke duinen bij Castricum was het aandeel storingindicatoren in het eerste jaar hoger in gebrande delen. Soorten met een goede dispersiecapaciteit (met vliegvermogen) hadden een groter aandeel in de gebrande vegetatie. De soortenrijkdom in de gebrande delen was hoger dan in de omringende vegetatie, waarschijnlijk als gevolg van het ontbreken van een

of enkele dominante, hoog competitieve soorten, waardoor in totaal meer soorten zich konden vestigen en handhaven in het brandvlak. Een jaar na de brand was in het gebrande deel ook een vrij groot aandeel karakteristieke soorten aanwezig, deze waren ook in de omringende vegetatie aangetroffen en hebben het gebied waarschijnlijk via deze refugia kunnen herkoloniseren.

Op Terschelling is een spontane brand onderzocht waarbij de vegetatie een grote invloed had op het brandverloop. Deze was in een door Kraaihei-gedomineerde vegetatie dermate intensief dat op veel plaatsen enkel mineraal zand overbleef. Extinctie van in deze delen aanwezige loopkevers was zeer hoog. Hervestiging van soorten verliep in deze delen trager dan in minder zwaar verbrande vegetatietypen, waardoor de loopkeversamenstelling zeer arm was. In door Buntgras en korstmossen gedomineerde vegetaties was de invloed van brand het laagst, de loopkeversamenstelling was hier het minst verarmd als gevolg van brand en was het meest vergelijkbaar met een ongebrande vergelijkbare vegetatie. Anders dan in de duinbrand in Castricum was het aandeel karakteristieke faunasoorten van duinen op Terschelling in alle onderzochte vegetaties laag. Door het gebrek aan relictpopulaties in de nabijheid kon hier geen vestiging van soorten plaatsvinden, zelfs al zouden de condities voor succesvolle vestiging als gevolg van de brand hersteld zijn geweest.

4.8 Overwegingen bij uitvoering

4.8.1 Schaal

Swengel (2001) vergelijkt de resultaten van verschillende studies na het optreden van brand, waarbij met name de schaal waarop de branden optraden verschilde. Branden over een zeer groot oppervlak (dichtstbijzijnde ongebrande vegetatie 2-7 kilometer) werden in de eerste jaren gekoloniseerd door hoog mobiele, generalistische soorten welke weinig specifiek waren voor het betreffende landschapstype. In een onderzoek van Chambers & Samways (1998) waarbij kleinschalige plots (0,04 ha) met verschillende brandfrequentie werden onderzocht was de diversiteit en soortenrijkdom binnen de groep van sprinkhanen hoger in jaarlijks gebrande plots ten opzichte van driejaarlijks gebrande plots. In een ander onderzoek, waarin vlakken op een schaal van vele hectaren werden gebrand (14-134 ha), was het effect omgekeerd. De soortenrijkdom nam toe met toenemend tijdsinterval tussen het branden (Evans, in Swengel 2001).

Bij Noord-Amerikaanse prairiebewoende vlinders is aangetoond dat intensief brandbeheer negatieve invloed had op de dichtheid van habitat-specifieke soorten (Swengel 1996). Deze verschillen werden vooral toegeschreven aan de interactie tussen extinctie na branden, de tijd die nodig was voor hergroei van de vegetatie en voor herkolonisatie, en de intensiteit van het brandrotatiebeheer. De schaal waarop werd gebrand was in dit onderzoek groot, gemiddeld 25% (5-99%) van het gehele reservaat werd jaarlijks gebrand, wat neerkomt op een gemiddeld *fire return* interval van eens in de vier jaar. Aangezien veel karakteristieke soorten pas na 3-5 jaar herstelden van het brandbeheer mag geconcludeerd worden dat dit beheer op de lange termijn blijvende negatieve effecten heeft op deze soorten. De auteur beveelt dan ook aan om brandbeheer op een extensievere manier uit te voeren (kleinere oppervlakken met een langer interval) en deze in combinatie met andere maatregelen te gebruiken.

Dergelijke schaalniveau's zullen in de Nederlandse beheerpraktijk niet voor komen. Grootchalige populatie-effecten zoals in de hiervoor beschreven studies zijn zullen daarom naar verwachting niet optreden. Wel moet in ogenschouw worden genomen dat de oppervlakte van natuurterreinen in de Nederlandse situatie vaak vele malen kleiner in vergelijking tot buitenlandse terreinen. Daarom zal brandbeheer in Nederland kleinschaliger moeten zijn. Het is beter om meerdere kleine oppervlakken te branden dan één enkel groot oppervlak. De schaal van brandbeheer zou vergelijkbaar moeten zijn met kleinschalig maai- of plagbeheer (Van Turnhout *et al.*

2008). Net als bij plag-, maai- en elke andere vorm van beheer gericht op het terugzetten van de successie, is het zaak om brandbeheer zodanig toe te passen dat in een terrein voldoende afwisseling in standplaatscondities ontstaat. Hierbij is van belang dat er een heterogene verdeling van successiestadia ontstaat. Veel soorten maken gedurende hun levenscyclus gebruik van verschillende onderdelen van het landschap. Zandhagedissen gebruiken oude heidebegroeiingen voor opwarming, schuilmogelijkheden en overwintering (Stumpel 2004). Het voedselaanbod in deze vegetaties is echter relatief gering, deze is optimaal in de laat-pionier en opbouwfasen. Een heterogene verdeling van leeftijdsklassen is derhalve optimaal voor deze soort.

4.8.2 Tijdstip

Zoals in de voorgaande paragrafen besproken, is het tijdstip van branden van grote invloed op zowel de mate van extinctie van de aanwezige faunapopulaties als de effectiviteit van de verwijdering van biomassa en macronutriënten uit het systeem. Is het streven veel biomassa te verwijderen, dan is het van belang dat strooisel en humus een laag vochtgehalte bezitten, wat vooral gedurende de zomermaanden het geval zal zijn. Toch bestaan dergelijke condities ook in de winter, met name na een periode van weinig neerslag gevolgd door een vorstperiode (Smits, pers. comm).



Foto 4.2. Na een vorstperiode is het vochtgehalte van de vegetatie en strooisel laag relatief laag, waardoor er effectief veel biomassa wordt verwijderd bij branden. Foto: Rense Haveman.

Voor fauna in het algemeen is het meest gunstig om in de winter te branden. De meeste soorten zijn dan in winterrust, en zijn vaak in de bodem of onder strooisellagen ingegraven. Wanneer echter naar afzonderlijke soortgroepen wordt gekeken, zijn er verschillen in de relatie tussen het seizoen waarin wordt gebrand en de mate van schade die de lokale populatie ondervindt. Soorten die zich in de vegetatie bevinden zijn bijvoorbeeld meer gebaat bij branden in de zomer. Veel soorten van deze groep zijn dan in het meest mobiele levensstadium, waardoor het effect van branden op de populatie gering is. Afhankelijk van de aanwezige populaties van evertebraten en vertebraten en de mate waarin bepaalde populaties bescherming behoeven, zal een afweging moeten worden gemaakt welke periode in dat geval het meest gunstig is. Hierbij kan als vuistregel worden genomen dat branden in het winterseizoen vaak het meest gunstig is, maar dat in specifieke gevallen (bijvoorbeeld de aanwezigheid van in ondiep strooisel overwinterende poppen van de Aardbeivlinder, *Pyrgus malvae*) besloten kan worden om een ander tijdstip voor het brandbeheer te kiezen. Voor de planning van het beheer is het

daarom van belang om een goed beeld te hebben van de aanwezige fauna in het gebied, zodat de uitvoering van de maatregel daarop kan worden afgestemd.

4.8.3 Hervergrassing en implicaties voor de fauna

In Nederland, waar in nutriëntarme ecosystemen atmosferische stikstofdepositie leidt tot een dominantie van grassen (Bobbink *et al.* 1998), kan na branden een sterke groei van grassen optreden vanuit ondergrondse uitlopers (Vogels *et al.* 2006) en in mindere mate vanuit zaad, met een soortenarme, homogene vergraste vegetatie als resultaat. Door in de periode direct na branden te begrazen kan deze hervergrassing succesvol worden tegengegaan (zie interviews hoofdstuk 5). Doordat de regenererende grassen worden geprefereerd door de grazers en begrazing zich voor lange tijd kan concentreren op deze delen, kunnen andere plantensoorten zich in het gebied vestigen en worden dominantieverhoudingen in de vegetatie veranderd. Zonder inzet van begrazing na branden verloopt de successionele opbouw van de faunagemeenschap naar verwachting anders dan in de eerdere paragrafen beschreven. Hervergrassing leidt tot een snelle successie naar een homogene vergraste vegetatie, waardoor de periode van xerotherme microklimatologische omstandigheden veel korter zal zijn. De voedingswaarde van de bovengrondse vegetatie (levende en dode biomassa) zal ook sneller afnemen, waardoor soorten die afhankelijk zijn van een warm microklimaat, verhoogd voedselaanbod of een combinatie van beide een kortere, zo niet te korte periode hebben om dominant te worden in deze vroege successiefase. Vergrast duingrasland, heide en/of veen is bovendien een min of meer stabiel eindstadium, waardoor de vegetatie ook op de langere termijn geen geschikt habitat biedt voor soorten die normaliter later in de post-brand fase de vegetatie herkoloniseren.

4.9 Conclusies

Algemeen

- Bij de effecten van brand op evertrebrate fauna zijn vier aspecten te onderscheiden, die op verschillende tijdschalen van invloed zijn op de opbouw van de faunagemeenschap na branden:
 - de mate van directe mortaliteit als gevolg van de maatregel (direct);
 - de mate van indirecte mortaliteit/emigratie uit het gebrande gebied als gevolg van de situatie na het branden (korte termijn; enkele weken/maanden na branden);
 - de mogelijkheden tot herkolonisatie (korte tot lange termijn);
 - de geschiktheid van de nieuwe vegetatie (korte, middellange tot lange termijn).
- Verschil in response tussen faunagroepen kan worden begrepen door de interactie tussen door het brandbeheer gecreëerde omgevingseigenschappen en eigenschappen van soorten, zoals life-history, voedselgilde en species traits nader te onderzoeken. Deze interacties zijn voor alle vier voornoemde aspecten en bijbehorende tijdschalen van belang (Warren *et al.* 1987). Daarenboven zijn voor de directe effecten van branden een aantal aanvullende parameters met betrekking tot het gevoerde brandbeheerregime van invloed op de interactie branden-fauna:
 - intensiteit van de brand (hoogte van de temperatuur en tijdsduur waarop deze temperatuur van invloed is geweest);
 - tijdstip in het jaar waarop wordt gebrand;
 - *fire return interval*, oftewel de frequentie van het terugkerend branden.

Droge Heide

- Gimingham (1985) vond in een onderzoek naar brandbeheer van vier ontwikkelingsfasen van Struikheide duidelijke verschillen in de opbouw van de faunagemeenschap. De diversiteit was hoger in pionier (1-6 jaar oude) en degeneratie (30 jaar en ouder) fasen in vergelijking met opbouw (7-15 jaar) en

volwassen (15-30 jaar) fasen. Verschillende taxa vertoonden een piek in populatiegrootte in een of twee leeftijdsklassen. Snuitkevers (herbivoren), sapzuigende insecten (*Hemiptera: Psyllidae; Cercopidae*) en *Lepidoptera* haalden de hoogste dichtheid in de opbouwfase. Springstaarten (detritivoren) en loopkevers (bodemactieve herbivoren en carnivoren) hadden de hoogste dichtheid in pionier en degeneratie fasen. De hoogste diversiteit en soortenrijkdom werd gevonden in een onbeheerde vegetatie, waar Struikhei van verschillende leeftijdsklassen voorkwam. De hoeveelheid niches was in dergelijke vegetaties maximaal, wat resulteerde in een maximale soortenrijkdom en -diversiteit.

- In Nederland komt één soort voor waarvan wordt vermoed dat deze als gevolg van brandbeheer voor uitsterven is behoed. De Kleine wrattenbijter werd als uitgestorven beschouwd (Kleukers *et al.* 1997), maar werd in 1999 herontdekt in het ASK de Oldebroekse Heide (Van der Berg *et al.* 2000). De heide wordt hier enkel door brandbeheer in stand gehouden, aangezien de aanwezigheid van onontplofte munitie andere vormen van beheer niet toelaat.

Hoogveen

- In jachtgebieden worden voor het Schots Sneeuwhoen delen van door heide gedomineerde hoogvenen jaarlijks gebrand. In een onderzoek naar de reactie van andere broedvogelsoorten bleek branden voor veel karakteristieke broedvogelsoorten positief uit te werken: Goudplevier, Kievit en Wulp hadden een 2 tot 5 maal hogere broeddichtheid in jachtgebieden. Graspieper, Veldleeuwerik Paapje en kraaien waren minder abundant in jachtgebieden.
- In een onderzoek naar het voorkomen van sprinkhanen in gebrande hoogvenen in Duitsland vond Hochkirch (1997) een negatief effect op bovengronds en epifytisch ei-afzettende soorten sprinkhanen in gebrande vlakken; ondergronds ei-afzettende soorten ondervonden geen last van brandbeheer.

Duinen

- Spontane duinbranden blijken, in tegenstelling tot beheerbranden, een duidelijk effect te hebben op de vegetatie, strooisellaag en samenstelling van de loopkevergemeenschap. In een spontane brand in de kalkrijke duinen bij Castricum was het aandeel storingsindicatoren in het eerste jaar hoger in gebrande delen. Soorten met een goede dispersiecapaciteit (met vliegvermogen) hadden een groter aandeel in de gebrande vegetatie. De soortenrijkdom in de gebrande delen was hoger dan in de omringende vegetatie, waarschijnlijk als gevolg van het ontbreken van een of enkele dominante, hoog-competitieve soorten, waardoor in totaal meer soorten zich konden vestigen en handhaven in het brandvlak. Een jaar na de brand was in het gebrande deel ook een vrij groot aandeel karakteristieke soorten aanwezig. Deze waren ook in de omringende vegetatie aangetroffen en hebben het gebied waarschijnlijk via deze refugia kunnen herkoloniseren.

5 Branden in heden en verleden

5.1 Hoe werd branden vroeger toegepast?

Dit hoofdstuk is gebaseerd op de verschillende interviews met beheerders die tot op heden of in het verleden ervaring hebben met de beheermaatregel “branden”. Deze beheerders zijn (of waren) verspreid over het land werkzaam, behoren tot verschillende natuurbeherende organisaties en hebben ervaring met branden in heidegebieden, hoogveenrestanten en/of duingraslanden. De uitgewerkte interviews zijn toegevoegd in Bijlage 1. In heides en veengebieden is in het verleden regulier brandbeheer uitgevoerd, in duingraslanden enkel experimenteel. Tegenwoordig wordt regulier brandbeheer enkel nog (incidenteel) in heidegebieden uitgevoerd. In de defensieterrinen ASK-Oldenbroek en ISK-Harskamp wordt uit veiligheidsoverwegingen brandbeheer nog structureel ingezet. In een aantal Zuid-Nederlandse heidegebieden, met name op de Strabrechtse Heide wordt incidenteel brandbeheer gebruikt als aanvullende maatregel. Beheerders van beide gebieden zijn geïnterviewd. De overige beheerders hebben in meer of mindere mate praktijkervaring met brandbeheer, maar passen dit tegenwoordig niet meer toe.

Beheerders die zijn benaderd en hebben gereageerd op het schriftelijke interview zijn:

- Japs Smits; Staatsbosbeheer regio Zuid; heeft ervaring met brandbeheer in natte en droge heide, ook in huidige beheerpraktijk
- Brand Timmer: beheerder defensieterrinen en betrokken bij brandbeheer op o.a. ASK Oldenbroek.
- Roelof Schuiling: oud-beheerder Natuurmonumenten regio Noord; is in het verleden betrokken geweest bij brandbeheer in heideterreinen in Drenthe, onder andere het Nationaal Park Dwingelderveld.
- Gerrit Pastink: Landschap Overijssel; is in het verleden betrokken geweest bij brandbeheer in het Wierdense veld (hoogveenrestant) en de Lemelerberg (droge heide)
- Rienk Slings: PWN Duinwaterleidingbedrijf Noord Holland; heeft in het verleden enkele brandexperimenten in duingraslanden uitgevoerd en volgt de vegetatieontwikkeling van een spontane duinbrand nabij Castricum.

Daarnaast heeft Henk Beije een waardevolle bijdrage geleverd. De vader van Henk werkte destijds bij Natuurmonumenten als beheerder van o.a. het heidegebied Kampina. Zijn vader was daarnaast hoofd van de bosbrandweer, waardoor hij nauw betrokken was bij de bestrijding van deze branden. Daarbij werd de hulp van boeren ingeschakeld, in de laatste jaren soms uitgerust met giertank gevuld met bluswater. In de periode 1965-1969 was een pyromaans actief die verantwoordelijk was voor het aansteken van honderden branden in het terrein gedurende het hele jaar en in elk vegetatietype kwamen deze voor (heide, maar ook bos, gagelstruweel, etc). Vanwege de grote alertheid bleven deze branden meestal beperkt tot kleine oppervlakten. In de overige jaren kwamen ook grote branden voor tot soms 100 ha, waarbij meermalen o.a. het leger werd ingeschakeld. Henk Beije heeft in de jaren dat hij daar woonde van 1950-1980 veel in het gebied rondgestruind en gewerkt en heeft daar toen ook de nodige ervaringen opgedaan met de daar toen veelvuldig voorkomende branden. De ervaringen van Henk met betrekking tot deze branden en de verschuivingen die hij tussen 1960 en 1970 waarnam zijn een waardevolle aanvulling op de ervaringen van beheerders.

5.2 Vegetatietypen en werkwijze van branden

- In het verleden werd brandbeheer in Nederland hoofdzakelijk toegepast in heidegebieden en (vergraven) hoogveengebieden. In heidegebieden werd in zowel natte als droge heide brandbeheer toegepast, hoofdzakelijk echter in droge heide. In duinen zijn voornamelijk enkel experimenten uitgevoerd met brandbeheer, als regulier beheer is het hier nooit toegepast.
- De beheerders die gecontacteerd zijn hebben ervaring met branden in hoogveen, natte heide (Dophei-gedomineerde vegetatie met Klokjesgentiaan, droge heide (meerdere typen door Struikhei gedomineerde vegetaties, alsmede een voormalig door Kraaiheide gedomineerde vegetatie in de duinen), duingrasland, duinstruweel en vergraste typen van genoemde vegetatietypen.
- De werkwijze per vegetatietype verschilde weinig; over het algemeen werd er voor een intensiever brandverloop gekozen wanneer de vegetatie door grassen gedomineerd werd. In de praktijk betekent dit een langzaam verloop van het vuurfront, te bereiken door bij lage windsnelheid tegen de wind in te branden. Hiermee werd getracht om de ondergrondse reserves van de grassen zoveel mogelijk uit te putten. Wanneer enkel voor verjonging gebrand werd, werd meestal gekozen voor een snel brandverloop; met wat hardere windsnelheid met de wind mee branden. Het branden werd hoofdzakelijk in de winter uitgevoerd. In hoogvenen was branden in de winter gemakkelijker dan in heidegebieden, de hoge vochtigheid van de ondergrond maakte dat er minder voorbranden of maaien nodig was dan in heidegebieden.

Mogelijke aanwijzing van traditioneel brandgebruik van de heide op de Kampina

Een verbrande heidevegetatie liet een merkwaardig patroon zien, iets wat voor de brand niet duidelijk zichtbaar was als gevolg van de gesloten struiklaag. De aanwezige planten stonden niet willekeurig verspreid, maar stonden in rijen gerangschikt, met een tussenruimte van zo'n anderhalve meter. Toentertijd kon hiervoor geen goede verklaring worden gevonden, maar onlangs heeft Henk bij een excursie in België de mogelijke verklaring voor dit fenomeen gevonden. In de Belgische heidestreek waren heidevlakken die ver van de woonkernen verwijderd lagen niet geschikt om struiken en strooisel te vergaren; het loonde niet om deze grote hoeveelheden strooisel en vegetatie over grote afstanden te vervoeren. In plaats daarvan werd door de boeren een vlak heide afgebrand, vervolgens werd de as op richels geharkt en op de kar geladen. Op deze wijze konden nutriënten in geconcentreerde vorm naar de stal en akker vervoerd worden. Onbekend is via welk mechanisme de heidestruiken in rijen zijn gaan groeien. Onbekend is of dit op de geharkte delen plaatsvond (hier zullen veel zaden aan de oppervlakte gekomen zijn, mogelijk waren vochtcondities hier optimaal) of juist op de plaatsen waar de as op richels werd gezet (mogelijk waren kiemingscondities hier optimaal als gevolg van een hoge concentratie aan spore-elementen en hoge bufferstatus). Of deze waarneming inderdaad een dergelijk brandgebruik betrof, en zo ja, of dit gebruik in meer heidegebieden in de Kempen heeft plaats gevonden is tot op heden echter niet opgehelderd.

5.3 Overwegingen voor keuze tot branden

Beoogd doel van branden

In het verleden werd brandbeheer voor een ander doel toegepast dan tegenwoordig vaak het geval is. In het verleden waren beoogde doelen van de inzet van brandbeheer:

- verjongingsmaatregel voor struikheivegetatie;
- reductie van ophoping van organisch materiaal;
- tegengaan van bosopslag;
- tegengaan van vergrassing;
- voorbereidende maatregel voor begrazing.

Deze doelstellingen van brandbeheer (exclusief begrazing) bestaan in de huidige situatie alleen in het ASK-Oldenbroek en ISK-Harskamp, waar als gevolg van praktische beperkingen de inzet van alternatieve beheermaatregelen zoals maaien, begrazen en plaggen niet mogelijk is. Het is door aanwezigheid van (on)gesprongen munitie de enige beheermaatregel die kan worden toegepast.

In de huidige situatie is verschraling vaak een hoofddoel van het beheer. De inzet van brandbeheer wordt tegenwoordig derhalve vaak gebruikt als verschralingsmaatregel en/of maatregel tegen vergrassing. Om dit doel te bereiken wordt brandbeheer ingezet als voorbereidende maatregel op begrazing, zowel ingerasterde begrazing als gescheperde begrazing. Zonder de inzet van begrazing is uit praktijkervaring bekend dat brandbeheer niet effectief is tegen vergrassing, in sommige gevallen zelfs vergrassing stimuleert.

Afweging tussen branden of ander beheer

Afgezien van het ASK, waar andere vormen van beheer niet mogelijk zijn, was in de afweging van het gebruik van brandbeheer meestal sprake van het streven naar het maximaliseren van de diversiteit in standplaatscondities. In heideterreinen werd bewust gekozen om brandbeheer naast maai- en plagbeheer in te zetten, aangezien iedere beheervorm leidt tot andere omgevingscondities. In de Strabrechtse heide is kleinschalig brandbeheer blijvend toegepast omdat het een gunstig effect op heidefauna lijkt te hebben. Geen van de beheerders ziet brandbeheer als vervanging van maaien of plaggen, maar als een alternatieve maatregel. Bij enigszins vitale heide werd gekozen voor maaien, bij oude, vergraste heide voor branden, omdat gemaaide vergraste heide niet kon worden gebruikt voor bepaalde gebruiksmogelijkheden. In heideterreinen die sterk geaccidenteerd zijn, is brandbeheer een makkelijker uitvoerbare maatregel dan maai- of plagbeheer. In duingraslanden is in het verleden “uit nieuwsgierigheid” enkele malen brandbeheer toegepast om te evalueren of het effectief was in het tegengaan van vergrassing.

5.4 Praktische uitvoering

Tijdstip van uitvoering

Branden werd en wordt hoofdzakelijk uitgevoerd in het winterseizoen, soms in het najaar en het vroege voorjaar. Zie tabel 5.1 voor de verschillende perioden opgegeven door de beheerders.

Tabel 5.1. Periode van branden per landschapstype.

Beheerder	Landschapstype	periode
Brand Timmer	Heide	Half november tot half maart, beste omstandigheden in februari en maart
Gerrit Pastink	Heide en hoogveen	Januari tot uiterlijk 10 maart
Jap Smits	Natte en droge heide	Laatste twee weken van februari, soms eerste week van maart, afhankelijk van activiteit Levendbarende hagedis.
Rienk Slings	Duingrasland	Maart
Roelof Schuiling	Heide	Eind februari tot begin maart

Weersomstandigheden

Brandbeheer wordt bij voorkeur uitgevoerd wanneer de bodem bevroren is of een hoog vochtgehalte heeft. De vegetatie dient zo droog mogelijk te zijn. Wanneer het doel is om zoveel mogelijk biomassa te verbranden dient de strooisellaag ook zo droog mogelijk te zijn. Deze condities zijn in de wintermaanden het meest ideaal na een periode van lichte vorst met oosten of noordoosten wind. In het verleden werd vaak een vochtige bodem en strooisellaag geprefereerd, aangezien in de bodem overwinterende fauna zo het beste beschermd werd geacht. Of dit in werkelijkheid het geval is, verdient nader onderzoek.

De minimale en maximale windsnelheid is afhankelijk van de gevoerde brandtechniek. Bij tegen de wind in branden (*back-fire*) is enige wind noodzakelijk, echter niet harder dan windkracht 2. Met de wind mee branden (*head-fire*) kan het beste worden uitgevoerd met een windsnelheid tussen 2 en 5, minimaal kracht 2 en maximaal kracht 6.

Brandtechniek

De meest gebruikte techniek is tegen de wind in branden (*back-fire*). In de experimentele branden in duingraslanden is met de wind mee gebrand (*head-fire*); op het ASK wordt *head-fire* toegepast. Het beheer kent hier een zeer kort *fire return interval*; eens in de 8 jaar. Het vuurfront verloopt bij tegen de wind in branden trager, waardoor er effectief meer strooisel en organisch materiaal in de bodem meeverbrandt. In het Wierdense veld en de Lemelerberg werden beide technieken toegepast; de beste resultaten werden volgens de beheerder behaald bij toepassing van *back-fire*.

Vorbereidingen van brandbeheer; gebruik en herkomst van bluswater

Voorafgaand aan de brand worden *fire-breaks* (brandgangen) gecreëerd rondom het te branden oppervlak. Dit kan door gebruik te maken van “voorbranden”; een klein vuur wordt door twee personen aan beide zijden met vuurzwepen of water onder controle gehouden en zo wordt een *fire-break* gecreëerd. Als voorzorg was hierbij altijd bluswater aanwezig. Een andere gebruikte methode is het maaien van een strook rondom het te branden oppervlak; deze strook wordt vervolgens met een gierton met sproei-installatie natgemaakt. Tenslotte wordt ook wel eens alleen gebruik gemaakt van het nat maken van de omringende vegetatie zonder maaien.

Op het ASK wordt altijd voldoende capaciteit aan blusvoertuigen ingezet in het geval van ongewenste vuuruitbreiding door vonken. De herkomst van het bluswater is meestal uit lokale bronnen. Het ASK herbergt verscheidene bluswatervijvers in het gebied. In het Wierdense veld werd lokaal oppervlaktewater gebruikt, evenals in de Drentse heidegebieden. Op de Strabrechtse heide wordt afhankelijk van de locatie beekwater gebruikt of water uit een brandweerput. Alleen bij de brandexperimenten in de duinen is geen gebruik gemaakt van bluswater, hier is met behulp van brandschoppen en vuurzwepen het vuur onder controle gehouden. De spontane duinbrand in de Duvelshoek bij Castricum is door een Chinook-helicopter met zeewater geblust.



Foto 5.1. Bluswater wordt gebruikt om de brand onder controle te houden.
Foto: Rense Haveman.

Calamiteiten en voorzorgsmaatregelen hiertegen

Calamiteiten die hebben plaatsgevonden variëren van overlast door rook en neerdalende asdeeltjes, tot uit de hand gelopen branden. Uit de hand gelopen branden zijn bij alle beheerders incidenteel voorgekomen. Op de Strabrechtse heide is dit 20 jaar geleden voor het laatst voorgevallen. De experimenten in de duinen zijn in beide gevallen bijna uit de hand gelopen, maar is met behulp van voldoende mankracht onder controle gekregen. Op het ASK-Oldenbroek is nog nooit een ongewenste uitbreiding voorgekomen. Hier is eenmaal een klacht binnengekomen van een bewoner die last had van neerdalende asdeeltjes.

Alle beheerders proberen calamiteiten zoals ongewenste uitbreiding van het vuur tegen te gaan door vooraf voldoende voorzorgsmaatregelen te nemen. Het wordt aanbevolen om bluswater bij de hand te hebben, de enige branden die enkel met vuurzwepen in de hand werden gehouden waren moeilijk controleerbaar.

Samengevat is de volgende actie aan te bevelen bij de uitvoering van brandbeheer:

- Creëer vooraf van *fire-breaks*, bij voorkeur met water natmaken.
- Houd rekening met de windrichting; zowel om onvoorziene uitbreiding tegen te gaan als het minimaliseren van rookoverlast van omwonenden;
- Altijd de brandweer waarschuwen dat er heide wordt gebrand, dit maakt dat de brandweer weet waar ze moet zijn als het uit de hand loopt en wat er aan de hand is. Ook wordt voorkomen dat de brandweer uitrukt omdat anderen, bijvoorbeeld wandelaars, fietsers enz., alarm slaan.
- Aanwezigheid van de brandweer tijdens de uitvoering is niet per se nodig, maar behoort tot de mogelijkheden.
- Een giertank met water stand by houden om snel in te kunnen grijpen, mocht het onverhoopt mis gaan.

Vervolgbeheer en effecten

In de meeste gevallen wordt door de beheerders begrazingsbeheer als vervolgbeheer ingezet. Alleen op het ASK wordt geen begrazingsbeheer noch ander vervolgbeheer na branden toegepast. In het Wierdense veld en Lemelerberg werd na branden met een schaapskudde begraasd, op de Strabrechtse heide zowel binnen een begrazingseenheid met runderen en schapen als met een gescheperde kudde; op o.a. het Dwingelderveld met een schaapskudde. Wanneer na branden opslag van houtachtigen plaatsvindt, wordt deze enkele jaren na branden gekapt. Daar waar begrazing als vervolgbeheer wordt ingezet, geven alle beheerders aan dat zonder begrazing brandbeheer een averechts effect heeft, vergrassing neemt dan toe. Een mogelijke reden waarom dit op het ASK niet optreedt, is de frequentie waarmee in deze percelen wordt gebrand. Begrazing van gebrande percelen werd in de eerste jaren intensief uitgevoerd, en gedurende de tijd steeds verder afgebouwd.

De plekken met experimentele duinbranden zijn pas na lange tijd in begrazing genomen, de plekken waar een spontane duinbrand was geweest is meteen opgenomen in een begrazingsgebied met een vrij hoge graasdruk. In de begraasde delen heeft hier een sterke toename van de bloemenrijkdom plaatsgevonden en hebben enkele zeldzame plantensoorten zich kunnen vestigen.

5.5 Beschrijvingen brandbeheer

De beheerders die veel ervaring hebben/hadden is gevraagd om de uitvoering van het beheer zo uitgebreid mogelijk te beschrijven; onderstaande beschrijvingen zijn onveranderd uit het interview overgenomen.

Brand Timmer

Defensie; ASK Oldenbroekse heide

Voor de Oldebroekse heide is een afbrandplan opgesteld, de ruim 1800 ha welke door branden wordt beheerd is hiervoor in 55 percelen verdeeld. Elk perceel wordt volgens planning eens in de 8 jaar afgebrand. Dit betekent tussen de 6 en zeven percelen per winterseizoen. De te branden percelen voor één seizoen zijn in de meerjarenplanning reeds vastgesteld en liggen afzonderlijk verspreid van elkaar door het terrein om een zo groot mogelijke leeftijdsvariatie door het gehele terrein aanwezig te hebben.

Wanneer de weersvoorspellingen gunstig zijn wordt de bedrijfsbrandweer hierop geattendeerd en wordt in principe een 'afbranddag' vastgesteld. Op de dag zelf wordt in de ochtend bepaald welk van de voor dat seizoen geplande percelen zal worden afgebrand, dit is met name afhankelijk van de windrichting. Zo zal een perceel zuidelijk van de nabij gelegen autosnelweg alleen met een noordwestelijke tot noordoostelijke wind kunnen worden afgebrand. Vervolgens voeren de beheerder bos en natuur en de dienstdoende commandant van de brandweer een terreinverkenning uit en wordt bepaald of er met de wind mee of tegen de wind in wordt gebrand. Daarnaast wordt gezien of er waarden aanwezig zijn die niet mogen worden meegebrand, bijvoorbeeld een aanwezig struweel van Jeneverbes of Brem.

Rond elf uur wordt er gestart met de uitvoering, de beheerder voert steeds overleg met de brandweercommandant die mogelijk de afzonderlijke brandweer ploegen bijstuurt. Het tijdstip van 11 uur is meestal het tijdstip dat de af te branden vegetatie voldoende droog is om vlam te vatten. Eerst wordt er een strook heide aangrenzend aan een niet af te branden perceel vorgebrand om een buffer te creëren, tijdens het voorbranden van zo'n strook rijdt er constant een brandweerauto met het lopende vuur mee. Wanneer dit is gedaan wordt het perceel in zijn volle lengte of breedte aangestoken. Hierbij wordt een strook heide van ongeveer 1 meter langs de volle lengte van omliggende wegen niet aangestoken om een rand oude heide te behouden. Het aansteken wordt gedaan door een brandweerman te voet, met een groot model gasbrander. Delen van de vegetatie binnen een te branden perceel die om welke reden dan ook geen vlam vatten worden niet opnieuw aangestoken maar blijven ongemoeid. Dit heeft een positief effect op de variatie.

Minimaal vijf blusvoertuigen met een vijf koppige bemanning zijn actief tijdens het afbranden. Daarnaast is er een waterbevoorradingswagen en een auto met pomp aanwezig. Verder is er in het terrein in ons geval een munitietechnicus aanwezig en een militaire, terreinvaardige ambulance. Wanneer het perceel is afgebrand wordt het door de brandweer geheel gecontroleerd op smeulende resten etc.

Gerrit Pastink

Landschap Overijssel; Wierdense veld en Lemelerberg

De beheerder hield de droogte van het te branden materiaal in de gaten. Vaak na vorst was het 's morgens wit van de rijp. Zodra de zon er bij kwam was de begroeiing met de middag droog. Er werd dan met max. 5 personen gebrand. Door deze personen werd een omtrekkende beweging gemaakt tegen de wind in. Er werd eerst dus gezorgd dat er werd vorgebrand, zodat het vuur niet weg kon lopen. Soms werden er van te voren ook stroken gemaaid (alleen op de Lemelerberg). Bij droog weer was het branden in twee middagen geklaard. In het Wierdenseveld werd zo jaarlijks 20-30 ha afgebrand. Op de Lemelerberg bleef het beperkt tot een enkele hectare.

Jap Smits

Staatsbosbeheer; Strabrechtse heide e.o.

- Het te branden perceel wordt uitgezet door de opzichter en boswachter monitoring samen.
- Het te branden perceel is nooit groter dan een tiental aren, max. een halve ha (afhankelijk van de oppervlakte/schaal van de omliggende vergelijkbare vegetatie).
- Er vindt een monitoringtoets plaats (bijv. of er geen grote concentraties veenmieren of andere bijzondere (kwetsbare) soorten voorkomen)

- Het gebied wordt rondgemaaid en de maaibaan wordt vrijgemaakt van vegetatie.
- De locale opzichter (brandspecialist) heeft de leiding en is verantwoordelijk.
- De locale opzichter onderhoudt de contacten met de brandweer en meldt de brand bij de locale autoriteiten (brandweer, gemeente).
- De locale opzichter zorgt voor de stookvergunning en vraagt die tijdig bij de gemeente aan.
- Zorgdragen voor voldoende personeel; dit zijn ongeveer 6 tot 8 personen.
- Ondersteuning van een tractor met gierton.
- Nooit branden boven windkracht 3.
- Nooit branden met te weinig personeel.
- Personeel is uitgerust met vuurwapen.
- Nooit branden zonder goede verbindingsmiddelen.
- De verantwoordelijke opzichter stuurt/coördineert het aansteken/brandtempo van de te branden vegetatie.
- Via de locale media wordt er nadien verslag gedaan van het branden.

Roelof Schuiling

Natuurmonumenten; Dwingelderveld e.o.

Afbranden van de vegetatie is een goede beheermaatregel. Als binnen de af te branden heidevegetatie ook Pijpestrootje aanwezig is, dan kan deze na het branden explosief gaan groeien. Indien Pijpestrootje dominant is, heeft branden als verjongingsmaatregel dan ook geen of heel weinig zin. Het is van belang om na het branden te begrazen met schapen en/of runderen. Grazers zorgen ervoor dat de ontwikkeling van o.a. Pijpestrootje wordt afgeremd.

Bij dominantie van Pijpestrootje kan afbranden als maatregel worden ingezet als voorbereiding op graasbeheer. Oude Pijpestrootje wordt door schapen en runderen niet of zeer slecht begraasd. Dit komt door de lange en harde bloeistengels. Deze steken in neus en ogen. Afbranden van oude Pijpestrootje maakt dat pijpestrootjevelden beter worden begraasd. Ook kan vroeger worden begraasd omdat het veld sneller groen wordt. Als alternatief voor branden kan Pijpestrootje ook worden gemaaid en afgevoerd.

Vaak kan pas op de dag zelf worden besloten om te gaan branden. Het is namelijk van de te voren nooit in te schatten wanneer de omstandigheden geschikt zijn. Alvorens te beginnen met afbranden, wordt de brandweer gealarmeerd. Dit om twee redenen, voorkomen van vals alarm door buitenstaanders en de brandweer weet waar en wanneer er wordt gebrand. Bij calamiteiten kan dan ook door de brandweer snel worden gehandeld. Spreek af wie dan de melding doet. De brandweer weet dan dat er geen sprake is van een vals alarm.

Om te kunnen branden met het gewenste resultaat moet de vegetatie droog zijn. Er mag geen of slechts heel weinig wind zijn om het uit de hand lopen te voorkomen. Tijdens het branden moet met name de windrichting in het oog worden gehouden. Plotseling omlopen van de wind naar een andere richting kan heel vervelende gevolgen hebben. Als is vastgesteld welk perceel wordt gebrand, dienen maatregelen te worden genomen om te voorkomen dat een grotere oppervlakte dan gewenst, wordt afgebrand. De begrenzing van het af te branden perceel kan op verschillende manieren plaatsvinden.

Rond het af te branden perceel wordt een ongeveer 6 tot 8 meter brede strook gemaaid. Het maaisel wordt met een hooimachine (acrobaat) naar het af te branden perceel geharkt. Vervolgens wordt tegen de wind in het af te branden perceel aangestoken. Om de gemaaide "brandgang" staan een aantal mensen met zgn. vuurwapen om te zorgen dat het vuur de gemaaide strook niet over kan steken. Rond het af te branden perceel wordt een strook van 6 tot 8 meter breed afgebrand. Deze strook zorgt er voor dat het vuur niet naar de omgeving kan uitwijken. Het afbranden van deze brandvrije strook kan op twee manieren:

a) Een persoon werkt langzaam vooruit door de vegetatie aan te steken. Een aantal mensen (2 tot 3) ter linker en ter rechter zijde van de af te branden strook zorgen er

met vuurzwepen voor dat het vuur klein wordt gehouden en gedoofd als de strook breed genoeg is. De persoon, die de vegetatie aansteekt, moet goed gedisciplineerd zijn en aanvoelen wat het vuur doet. Als deze persoon geen acht slaat op zijn collega's achter hem, kan het vuur snel uit de hand lopen.

b) In plaats van het vuur met vuurzwepen in bedwang te houden, kan dezelfde aanpak worden gevolgd als onder a, maar wordt het vuur in bedwang gehouden met water. Het water kan worden aangevoerd in een schone giertank. Door middel van een verloopstuk kan op de giertank een brandweerslang met straalpijp worden aangesloten. Door water kan het vuur klein worden gehouden en geblust. Als de brandvrije strook klaar is, kan tegen de wind in het af te branden perceel worden aangestoken. Het aantal mensen dat aanwezig zijn is afhankelijk van de gekozen methode, maar varieert van ongeveer 4 tot 6 personen.

5.6 Effecten

5.6.1 Bodem en strooisel

De effecten van branden op de hoeveelheid strooisel en ruwe humus in het terrein zijn door de Nederlandse beheerders weinig gedocumenteerd. Duidelijk is wel dat een volledige verwijdering van het humusprofiel met brandbeheer eigenlijk nooit optreedt; dit is alleen in de zeer intense duindoornbrand opgetreden. De vuurintensiteit van brand in duindoornstruweel zou door de aanwezigheid van etherische oliën zeer hoog zijn; bovendien is het humusprofiel onder duindoornstruweel minder sterk ontwikkeld als onder een heidevegetatie.

Een aantal beheerders nam bovendien waar dat de groei en bloei van heide bij brandbeheer sneller, respectievelijk uitbundiger was dan wanneer geplagd of gemaaid werd. Zij schrijven dit toe aan het (grotendeels) instandhouden van het humusprofiel (versus plaggen), in combinatie met de licht aanreikende en bufferende invloed van de as op dit humusprofiel (versus maaien). Bovendien wordt het in stand houden van het podzoliseringsproces bij behoud van het humusprofiel als positief beschouwd.

5.6.2 Aanwijzing voor N-verarming door branden

In het zuidoostelijk deel van de Kampina werd in 1961 een fors deel van de heide door brand verzwolgen. Een deel van dat oppervlak betrof een heidevegetatie waarvan de bodem in het verleden was omgewerkt met het doel om naaldbos aan te planten. Op de plekken waar de aanplant was mislukt was een prachtige heidebegroeiing teruggekomen. Dophei kwam daarbij in de pionierfase voor, omdat deze een veel dunnere strooisellaag nodig heeft, later gevolgd door Struikhei. Vanaf ca. 1970 zou blijken dat op deze verstoorde bodems, evenals op plekken met oude karresporen, het eerst de vergrassing zou gaan toeslaan. Op het moment van de brand in 1961 was daarvan echter nog weinig sprake. In het verbrande gedeelte verschijnt aanvankelijk een behoorlijke bedekking met Pijpestrootje, in sterk contrast met het gedeelte dat niet was verbrand. Na enkele jaren draait dit beeld echter radicaal om: Pijpestrootje op de gebrande delen wordt verdrongen door Dophei en (daarna) Struikhei. Deze regenererende heide had een opvallend hogere productie dan regenererende heide op gebrande niet-verstoorde bodems. De gemengde Dophei/Struikhei-vegetatie die niet was gebrand (maar wel met een gestoord bodemprofiel) liep juist volledig dicht met Pijpestrootje rond 1970. Dit is een sterke aanwijzing dat branden in deze periode nog een vertragend effect had op het vergrassings- en bijbehorend eutrofiëringsproces. In de loop van de jaren 70, toen de depositie sterk toenam, is de heidevegetatie in het gebrande terreingedeelte alsnog gaan vergrassen, evenals de heide die niet was gebrand in 1961 maar met een ongestoord bodemprofiel. Mogelijk betrof het hier een voorbeeld van nutriëntverarming door brand, door middel van verhoogde uitspoeling van nutriënten na brand. Aanvankelijk was er waarschijnlijk sprake van co-limitatie van N en P in de bodem; heidebegroeiing kan hier prima mee overweg. Door bodemroering was P verhoogd beschikbaar gekomen en ook N was door depositie en door omwerken in verhoogde mate beschikbaar, wat

een snelle vergrassing tot gevolg had. Door optreden van brand is vermoedelijk tijdelijk een P-gelimiteerd systeem ontstaan, doordat N deels door de brand is vervluchtigd en mogelijk ook in belangrijke mate was uitgespoeld naar diepere bodemlagen. In deze P-gelimiteerde situatie heeft Dophei en Struikhei een betere concurrentiepositie ten opzichte van Pijpestrootje.

5.6.3 Flora

Kieming en vegetatieve groei

Alle beheerders rapporteren een snelle groei van Struikhei. Dit kan zowel vanuit kieming als vanuit uitlopen vanuit de stambasis van de afgebrande planten optreden. In vergelijking tot maaien is er meer kieming in gebrande heide. Bloei van heide treedt na branden sneller op dan na maaien. De in de duinen experimenteel gebrande vergraste kraaiheivegetatie ontwikkelde zich tot een struikheiveld. Er lijkt dus een stimulerend effect van branden op zaadkieming van Struikhei te bestaan. Hergroei van heidevegetatie verloopt het snelst wanneer bestaande planten vanuit de stambasis weer uitlopen. Dit treedt alleen in hoge mate op wanneer de heideplanten niet te oud zijn; omdat de slapende groeiknoppen bij oudere heide door de stam overgroeid zijn (Gimingham 1972). Andere (gewenste) soorten van heidegebieden die na branden in verhoogde aantallen gevonden werden zijn Klein warkruid (*Cuscuta epithymum*) en Valkruid.

In de duinen ontwikkelde zich in het geval van de spontane duinbrand een duinpaardebloemgrasland, mede onder invloed van de ingezette begrazing. Op plaatsen waar de brand tot op de minerale bodem had doorgewerkt ontwikkelde zich een pionierstadium, met onder andere veel Kandelaartje (*Saxifraga tridactylites*), Smal fakkelgras (*Koeleria macrantha*), en plaatselijk zeer veel duinviooltjes (*Viola curtisii*). Ook kwamen er meer ruderaal begroeiingen tot ontwikkeling o.a. met veel Witte winterpostelein (*Claytonia perfoliata*), (Middelste) klit (*Arctium minus*), Hondstong (*Cynoglossum officinale*), Kromhals (*Anchusa arvensis*), Slangenkruid (*Echium vulgare*), Gewone ossentong (*Anchusa officinalis*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*), Akkerdistel (*Cirsium arvense*) en Dauwbraam (*Rubus caesius*). Purpersteeltje was in de eerste jaren algemeen.

Ongewenste ontwikkelingen

Na brand kan soms kieming optreden van Ruwe berk, Zachte berk en/of Grove den. Veel vaker kon (her)vergrassing optreden. Dit kan vanuit zaad, maar ook door vegetatieve regeneratie vanuit ondergrondse delen optreden. Wanneer een vegetatie voor uitvoering van de maatregel een hoog aandeel aan grassen bevatte, trad hierna meestal een snelle hergroei van deze grassen op. Oudere, door Pijpestrootje vergraste heide kende bijvoorbeeld vaak een sterke hergroei van deze soort. Branden werd in deze vegetaties dan ook altijd als voorbereidende maatregel voor begrazing ingezet. Bij één van de experimenteel gebrande duingraslanden trad na enkele jaren hervergrassing door Duinriet op; in begrazingsexclusies die zijn ingericht in het terrein van de spontane duinbrand treedt dit ook op. Andere vergrassers die genoemd worden zijn Bochtige smele, Witbol (*Holcus* sp.) en Pitrus (*Juncus effusus*). Het niet realiseren van het gewenste vegetatietype na brandbeheer was meestal een gevolg van het optreden van vergrassing, zonder dat hier effectieve maatregelen tegen werden genomen. Door beheerders genoemde voorbeelden zijn het niet inzetten van vervolfbeheer, miscommunicatie met herders of een te lage grasdruk om groei van grassen tegen te gaan.

Branden niet de oorzaak van vergrassing

De bijdrage van Henk Beije suggereert dat in het verleden, toen nog nauwelijks sprake was van verhoogde N-depositie, branden meestal afdoende was om heidevegetatie te verjongen. Branden die vóór 1965 optraden hadden in de meeste gevallen een verjongend effect op de vegetatie. Na brand regenereerde de heidevegetatie zich weer, soms voorafgegaan door een ijle begroeiing van Pijpestrootje, welke snel werd weggeconcurrerd door Dophei en Struikhei. Ná 1965 trad hier een kentering in op. Er trad vergrassing op door Pijpestrootje, deze handhaafde haar dominante positie. Vergrassing na brand is volgens Henk Beije dus primair een effect van een verhoogde

nutriëntstatus in de bodem als gevolg van verhoogde N-depositie, en geen direct effect van branden zelf. Wanneer men in de huidige tijd brandbeheer in wil zetten moet wel rekening gehouden worden met vergrassing en dient altijd vervolfbeheer door bijvoorbeeld grazers ingezet te worden.

5.6.4 Fauna

Mortaliteit

Mortaliteit onder fauna is door de beheerders niet of weinig vastgesteld. In de duinen zijn bij de spontane brand nogal wat dode zandhagedissen (*Lacerta agilis*) aangetroffen, in heideterreinen wordt door de beheerders aangenomen dat branden in de winter nauwelijks leidt tot sterfte onder faunagroepen. De beheerders geven echter ook aan dat deze effecten niet goed gekwantificeerd zijn. Evenals bij plaggen/of maaibeheer het geval is, zullen groepen die op het moment van uitvoering kwetsbaar zijn voor deze maatregel naar verwachting een hoge mortaliteit kennen. Aangenomen wordt dat brandbeheer op de Strabrechtse heide voor de daar aanwezige dwergmuizen (*Micromys minutus*) en andere muizen een negatieve invloed zal hebben op de overleving. Dit is echter niet onderzocht.

Populatieverloop na brand

In de eerste jaren na brand werd door veel beheerders een verhoogd faunagebruik van het terrein waargenomen. Dit betreffen hoofdzakelijk waarnemingen van (broed)vogels en grootwild. Positief reageren onder andere Veldleeuwerik (*Alauda arvensis*), Wulp, Tureluur (*Tringa totanus*), Watersnip (*Gallinago gallinago*), Kievit en Grutto (*Limosa limosa*). Van deze soorten is waargenomen dat zij in hogere dichtheden broedden in of nabij gebrande vegetatie. Indirect profiterende soorten zijn Roodborsttapuit (*Saxicola torquata*), Boomvalk (*Falco subbuteo*) en Koekoek (*Cuculus canorus*). Deze maken veelvuldig gebruik van verbrande staken als uitkijkpost, onbekend is of zij daarnaast brandlocaties selectief meer gebruiken als foerageergebied.

Jonge heide die na branden is uitgelopen wordt door grootwild vaak intensief begraasd. Evertrebrata faunagroepen in heideterreinen worden slechts sporadisch onderzocht. Op de Strabrechtse heide wordt enige aandacht besteed aan de reactie van evertrebrata fauna op brandbeheer. De hieronder opgesomde effecten berusten hoofdzakelijk op veldwaarnemingen of voorlopige gegevens van enkele kleine monitoringsprojecten.

Branden lijkt weinig invloed te hebben op de soortensamenstelling van de mierenfauna. Het lijkt er op dat jonge Dophei en Struikhei een grotere aantrekkingskracht heeft op het Heideblauwtje (*Plebeius idas*) dan oude heide. Mogelijk is de uitbreiding na het branden van de waardmieren *Lasius niger* en/of *L. platythorax* een verklaring. Een andere mogelijkheid is een verhoogde voedingswaarde van de waardplant en bijgevolg hogere overleving van de rupsen en/of verhoogde ei-afzet. De zich pas ontwikkelde vegetatie biedt nog te weinig structuur voor de herpetofauna. In de eerste jaren na brand zijn reptielen op brandvlakken grotendeels afwezig. Wel is er een verhoogde concentratie van levendbarende hagedissen langs de rand van het gebrande perceel waar te nemen. Dit is mogelijk een gevolg van de aanwezigheid van de structuurovergang van dichte naar open heide aldaar. Een andere verklaring is een combinatie van goede schuilmogelijkheid aan de randen met een betere en eventueel hogere beschikbaarheid van voedsel in de gebrande percelen. In de natte laagten wordt oppervlaktewater aan de zon geëxposeerd. Dit stimuleert heikikkers en rugstreeppadden om hun broed daar af te zetten. Mogelijk heeft de korte vegetatie een positief effect op een deel van de bodembewonende entomofauna omdat de bodem langer warm blijft in tegenstelling tot de bodem onder een dichte Pijpestrootje/Struikhei-vegetatie. Er is sprake van een uitbreiding van het aantal heidegebonden graafbijen en wespen. Als het gebrande perceel regelmatig wordt begraasd zal er tevens een concentratie van uitwerpselen plaatsvinden. Dit heeft een grote aantrekkingskracht op mestkevers (o.a. *Aphodius* spp.) In combinatie met de eerdergenoemde toegenomen expositie van de bodem aan de zon zullen deze naar

verwachting in aantal en soorten toenemen. Dit geldt waarschijnlijk ook voor de op Bladspruitkevers prederende wespen. Soorten die gebonden zijn aan een relatief hoge vochtigheidsgraad (bijv. het Heidehaantje *Lochmaea suturalis*) zullen daarentegen afnemen. De kort afgebrande en daarna begraasde vegetatie trekt meer konijnen aan. Het lijkt er op dat een aantal aan grasgebonden nachtvlinders (spinners; *Lasiocampidae*) na het verdwijnen van Pijpestrootje in aantal afnemen en dat dagvlinders als Icarusblauwtje (*Polyommatus icarus*), Heideblauwtje (*Plebeius idas*), Groentje (*Callophrys rubi*) en Heivlinder (*Hipparchia semele*) tijdens de vegetatieontwikkeling in aantal toenemen. Deze afname van grasgebonden soorten geldt ook voor de aan Pijpestrootje gebonden sprinkhaan het Negertje en de grootste predator van deze sprinkhaan: de Wesp- of Tijgerspin (*Argiope bruennichi*).

6 Synthese

6.1 Belangrijke processen die optreden bij branden

6.1.1 Complexiteit van processen die optreden bij brand

Om de effecten van brandbeheer goed te begrijpen en in te kunnen schatten, is het noodzakelijk om de verschillende processen die optreden tijdens en na het brandproces te ontrafelen. Dit is niet eenvoudig, aangezien veel processen elkaar beïnvloeden, zowel sturend in één richting als via feedbackmechanismen. Daarnaast spelen de verschillende processen en hun interacties niet allemaal tegelijk, maar verschuift het aandeel van de verschillende processen in de loop van de tijd.

Om grip te krijgen op alle dwarsverbanden is het zinvol om onderscheid te maken in verschillende tijdsschalen:

1. De relevante periode voorafgaand aan het uitvoeren van branden als beheermaatregel waarin factoren van invloed kunnen zijn op het verloop van de brand (één tot enkele weken)
2. De fase waarin directe effecten van de uitvoering van branden optreden (minuten tot enkele uren)
3. De periode waarin korte termijn effecten na uitvoering van brandbeheer optreden (enkele maanden tot één jaar)
4. De periode waarin (middel)lange termijn effecten van brandbeheer optreden (één tot meerdere jaren).

In elk van deze schalen zijn een aantal sleutelfactoren die invloed uitoefenen op het verloop van het proces in een latere tijdsschaal. Het uiteindelijke effect op flora en fauna (zowel positief dan wel negatief) van het uitgevoerde brandbeheer ligt met name in de laatste tijdsschaal.

6.1.2 Periode voorafgaand aan branden

De periode voorafgaand aan de uitvoering van brandbeheer heeft grote invloed op het verloop en intensiteit van de brand (Hoofdstuk 2, 5). Weersomstandigheden vlak voor de brand spelen hierbij een belangrijke rol. Een periode van minstens enkele dagen droog weer met een relatief hoog verdampingsoverschot zijn vereist om een laag vochtgehalte van de vegetatie te verkrijgen. Verdampingsoverschotten treden overigens niet alleen in de zomer, maar ook in de winter op, zij het in veel mindere mate. Naarmate de staande biomassa droger is, is de brand intenser en wordt effectief ook meer biomassa verbrand. Om dezelfde reden is ook het seizoen waarin wordt gebrand van belang. In het groeiseizoen bestaat de vegetatie hoofdzakelijk uit levende biomassa, in het winterseizoen bestaat een relatief groot deel uit dode biomassa of uit vegetatie in winterrust. Wanneer gebrand wordt tijdens een vorstperiode en de bodem bevroren is, loopt de temperatuur in de bodem minder op, waardoor schade aan flora en fauna meer beperkt wordt, maar ook minder biomassa op de bodem verbrandt wordt.

6.1.3 Tijdstip van branden

Op het moment van branden zelf zijn de volgende factoren van belang voor de uitkomst van het branden op abiotiek en biota (Hoofdstuk 5):

- structuur van de vegetatie: een open vegetatiestructuur zorgt voor voldoende zuurstof voor een snelle en volledige verbranding. Een dichte structuur leidt tot

- zuurstoftekort en een trager en vaak onvolledig brandverloop. Bovendien houdt een dichte vegetatiestructuur vocht langer vast.
- brandbaarheid vegetatie: de totale hoeveelheid direct brandbare biomassa (*running fuel*) bepaalt hoeveel indirect brandbare biomassa (*standing fuel*) mee wordt verbrand. Voor *running fuel* is nauwelijks energie nodig om het tot ontbranding te brengen. Voor *standing fuel* is een substantiële hoeveelheid warmte nodig, voordat het tot ontbranding gebracht kan worden (onder meer verdampingswarmte). Het vochtgehalte van strooisel- en humuslagen bepaalt in hoeverre dit bestaat uit *running fuel* (veelal zeer weinig), in welke mate het als *standing fuel* wordt verbrand.
- tenslotte is de gebruikte techniek van branden van belang: branden met de wind mee zorgt voor een snel voortbewegend vuurfront; hierdoor loopt de temperatuur in de bodem minder hoog op en verbrandt er minder *standing fuel*. Een brand tegen de wind in verloopt trager, waardoor effectief meer *standing fuel* wordt verbrand.

Wat nutriënten betreft leidt branden tot een verlies van stikstof, zwavel, en (in veel mindere mate) fosfor (Hoofdstuk 2). De eerste twee elementen vervluchtigen deels in gasvorm, verlies van fosfor kan door uitwaaien van as of door uitspoeling optreden. De as die na brand overblijft is rijk aan kationen.

De mate waarin mortaliteit van biota optreedt is afhankelijk van zowel de locatie waar deze zich tijdens de uitvoering bevinden als de intensiteit van de brand (Hoofdstuk 3, 4). Voor alle soorten die uitsluitend bovengronds aanwezig zijn zal de mortaliteit 100% zijn. Voor soorten die in strooisel- en/of humuslagen aanwezig zijn zal de mortaliteit afhankelijk van de intensiteit matig tot zeer hoog zijn. Bij soorten die dieper in de bodem aanwezig zijn, zal bij de brand weinig tot geen mortaliteit optreden. In het winterseizoen, wanneer het hoogste aandeel van soorten zich in de ondergrondse levensfase bevindt zal de totale mortaliteit onder soorten het laagst zijn, mits de bodemtemperatuur niet te hoog oploopt.

6.1.4 Korte termijn

Als gevolg van een kale bodem en het afwezig zijn van de vegetatie is na een brand het microklimaat extremer. De bodem warmt veel sneller op, waardoor processen in de bodem, zoals mineralisatie van organische stof, veelal sneller verlopen, mits de bodem niet te sterk uitdroogt. Hierdoor neemt de hoeveelheid voor planten beschikbare voedingsstoffen tijdelijk toe. Een afname van de totale nutriëntopnamecapaciteit van de vegetatie leidt ertoe dat een deel van deze vrijgekomen mineralen (waaronder nitraat) uitspoelen naar diepere bodemlagen. Door de depositie van as worden kationen tijdelijk meer beschikbaar. Wanneer deze kunnen binden aan het bodem-adsorptiecomplex leidt dit tot een verhoging van de buffercapaciteit van de bodem en een (tijdelijke) verhoging van de bodem-pH (Hoofdstuk 2).

De mate waarin soorten het gebrande vlak kunnen (her)koloniseren is afhankelijk van eigenschappen behorende bij deze soorten. De uiteindelijke soortensamenstelling is afhankelijk van de vestiging en hergroei in deze eerste periode. Planten (Hoofdstuk 3) die ondergrondse groeipunten hebben die de brand hebben overleefd, kunnen snel uitlopen en optimaal gebruik maken van de verhoogde concentraties voedingsstoffen. Regeneratie uit de zaadbank verloopt trager, maar kan door een verbetering van kiemcondities door verhoging van de buffercapaciteit wel leiden tot vestiging van zuurintolerante soorten. Bovendien kan de kieming van sommige soorten gestimuleerd worden door een tijdelijke blootstelling aan hoge temperaturen. Daarnaast kan kolonisatie vanuit de omgeving optreden, vanuit zaden die door wind of andere vectoren zoals dieren worden verspreid. Voor fauna (Hoofdstuk 4) geldt een soortgelijk principe: soorten die tijdens de brand ondergronds aanwezig zijn (met name immobiele overwinteringstadia) hebben een competitief voordeel ten opzichte van herkoloniseerders. Herkoloniseerders zijn in de eerste plaats generalistische soorten met een goed dispersievermogen en een snelle groei. Al deze soorten zullen tevens in staat moeten zijn om onder de sterk veranderde milieucondities hun levenscyclus te volbrengen. Daarbij kunnen alsnog veel soorten het loodje leggen.

Indirecte mortaliteit bij faunasoorten is dan ook vaak van groter belang dan directe mortaliteit.

6.1.5 Middellange tot lange termijn

De tijdelijke verhoging van de beschikbaarheid van voedingsstoffen leidt in veel gevallen tot een snelle hergroei van de vegetatie (Hoofdstuk 2, 3). Bij de meeste branden is het vegetatiedek binnen vijf jaar op het oude niveau. De soortensamenstelling is een resultante van de competitieverhoudingen tussen soorten direct na branden: soorten die in staat zijn om vegetatief te regenereren zullen snel dominant kunnen worden. Soorten die generatief regenereren kunnen alleen gaan domineren bij afwezigheid (of remming van) soorten die vegetatief uitgroeien. Bijna altijd is de voedingskwaliteit van de vegetatie na brand tijdelijk hoger (Hoofdstuk 2, 4).

Dit kan zich onder meer uiten in:

- hogere concentraties macronutriënten;
- hogere concentraties eiwitten;
- een hogere verhouding van *standing crop/standing dead*;
- een hogere stengel/blad verhouding;
- verschuiving in soortensamenstelling van de vegetatie ten voordele van de algehele voedselkwaliteit;
- het afnemen van C/element ratio's in plantenweefsel.

Dit laatstgenoemde effect is variabel, in sommige gevallen treedt geen effect op, in andere gevallen wordt een sterke afname van de C/element ratio's gemeten (Hoofdstuk 2). Bij branden treedt een tijdelijke verhoging van de temperatuur en een verhoging van de productiviteit vaak simultaan op. In vergraste en/of verzuurde mesotrofe milieus zou brandbeheer hierdoor bij kunnen dragen aan het behoud van faunapopulaties die co-limitatie in voedsel en temperatuur ondervinden (Hoofdstuk 4). Een toename van de voedingswaarde van de vegetatie kan tenslotte ook leiden tot een toename van de draagkracht voor hogere niveaus in de voedselketen.

6.2 Branden als effectgerichte maatregel (EGM)

6.2.1 Doel van branden als effectgerichte maatregel

Effectgerichte maatregelen zijn er op gericht de gevolgen van vermisting (N-depositie) en/of verzuring terug te draaien. Om branden als herstelmaatregel effectief te laten zijn moet deze maatregel leiden tot een significante N-verwijdering uit het systeem, dan wel significant bijdragen aan het tegengaan dan wel opheffen van verzuring, of een combinatie van beide. Aangezien de toename van grassen sterk bepaald wordt door de jarenlange hoge N-depositie in Nederland, is het van belang om te weten hoeveel stikstof door winterbranden kan worden verwijderd.

6.2.2 Effectiviteit van branden als EGM

De effectiviteit van branden als effectgerichte maatregel is met name gebaseerd op studies in droge heidebegroeiingen en in veel mindere mate op studies uitgevoerd in andere vegetatietypen. Resultaten ten aanzien van N-verwijdering zijn niet zonder meer extrapoleerbaar naar andere begroeiingstypen en dienen derhalve met enige reserve beschouwd te worden. De aard van de processen als gevolg van branden zijn in grote lijnen wel hetzelfde, waardoor de conclusies ten aanzien van het inzetten van branden als effectgerichte maatregel vooral kwalitatief voor andere vegetatietypen gelden.

Uit nutriëntenbalansstudies in het Verenigd Koninkrijk en Duitsland komt naar voren dat bij een winterbrand circa 100-170 kg N per ha uit het systeem verdwijnt (Hoofdstuk 2). Het eenmalig uitvoeren van brandbeheer als effectgerichte maatregel is derhalve weinig effectief in het tegengaan van N-accumulatie, wanneer men uitgaat van een jaarlijkse depositie van 25 kg N per ha. Ook met herhaaldelijk uitgevoerd brandbeheer is het vaak niet mogelijk om N-accumulatie in een systeem volledig tegen te gaan. In gebieden met verhoogde N-depositie zoals in Duitsland waar beheer bestaat uit branden met een frequentie van 10-15 jaar en de atmosferische N-

depositie ter plekke 23 kg N/ha/jaar bedraagt leidt dit toch nog tot een aanzienlijke N-accumulatie in de heide, ondanks het periodieke brandbeheer. Door de brand werd aldaar voor 5 jaar geaccumuleerde N-depositie verwijderd, terwijl dat in Engeland tussen de 6 – 10 jaar bedroeg. Het is goed hierbij te vermelden dat in de jaren '80 van de vorige eeuw de N-depositie op heideterreinen op de Veluwe 30-40 kg N/ha/jaar bedroeg, met in Noord-Brabant en Noord-Limburg niveaus van 40–60 kg N/ha/jaar. Het is dan ook niet gek dat de ondervraagde beheerders melden dat branden de vergassing van de droge heide toentertijd zeker niet kon voorkomen en soms zelfs versnelde, zeker als er al een hoge bedekking met grassen aanwezig was (Hoofdstuk 5). Dit blijkt ook uit de vastgestelde N-balansen: er zou in de jaren maar voor 2-4 jaar N-depositie zijn verwijderd met branden, terwijl in de jaren daaropvolgend nog veel N-accumulatie plaatsvond. In termen van N-verwijdering was branden destijds daarom minder effectief dan andere effectgerichte maatregelen zoals bijvoorbeeld plaggen.

Door de ingevoerde emissiebekrepende maatregelen is de N-depositie sindsdien echter met ca. 40% verminderd, wat betekent dat bij winterbranden in droge heidevegetaties nu een relatief veel groter deel van de geaccumuleerde N-depositie wordt verwijderd. Zo is recent bijvoorbeeld gevonden dat de N-depositie op heidevelden in het Drents-Friese woud 16-23 kg N/ha/jaar bedraagt. Kortom, winterbranden wordt een steeds geschiktere maatregel voor het verwijderen van overmatige stikstof uit het systeem.

Naast vermesting, kunnen de bodems van droge heidevegetaties ook verzuurd zijn als gevolg van jarenlange atmosferische depositie, waardoor soortenrijke vegetaties van (zeer) zwakgebufferde en nutriëntarme zandgrond vrijwel geheel uit Nederland zijn verdwenen. Een aantal kenmerkende plantensoorten zijn zeer gevoelig voor deze verandering (veel Al, weinig Ca) en zijn daardoor sterk achteruitgegaan in hun verspreiding. Winterbranden verhoogt weliswaar tijdelijk (1-2 jaar) de beschikbaarheid van kationen (Ca, K, Mg), maar met een rotatietijd van 10-15 jaar is dit geen effectieve antiverzuringmaatregel (Hoofdstuk 2). Jaarlijks branden zou mogelijk wel effectief kunnen zijn. De ervaringen met jaarlijks branden in een natuurterrein van Defensie (Harskamp) zijn in ieder geval positief voor de soortenrijkdom van de vegetatie in dit heischrale grasland (Hoofdstuk 3). Het precieze mechanisme achter de effectiviteit van deze maatregel is nog niet bekend, maar het is waarschijnlijk dat door het frequente branden: a) de beschikbaarheid van kationen continu wordt verhoogd, en b) door het jaarlijks branden de afvoer van stikstof zo hoog is dat geen dominantie van ongewenste grassen (Bochtige smele, Gewoon struisgras) kan optreden. Of deze vorm van branden ook een effectieve herstelmaatregel is in al volledig verzuurde situaties zonder restpopulaties is niet onderzocht, maar niet waarschijnlijk omdat daar al een zeer groot deel van de uitwisselbare kationenvoorraad is uitgespoeld. Bovendien zijn doelsoorten vaak niet meer in het terrein aanwezig, soorten met een kortlevende zaadbank zullen dan ook niet zomaar terugkomen.

6.2.3 Voor- en nadelen van branden als effectgerichte maatregel

In vergelijking met andere effectgerichte maatregelen, zoals plaggen, kent branden een aantal voordelen:

- branden verwijdert nutriënten selectief: met name N en S worden uit het systeem verwijderd; andere stoffen blijven (grotendeels) in het systeem aanwezig.
- branden in de winter heeft een lagere impact op het systeem; de successie wordt minder ver in de tijd teruggezet, meer planten- en diersoorten overleven deze maatregel en het behandelde oppervlak kan daardoor sneller worden gekoloniseerd (Hoofdstuk 3, 4).
- branden kan mogelijk een bijdrage leveren aan het tegengaan van verzuring, mits frequent toegepast. Deze bijdrage is echter nog niet volledig duidelijk daarmee is de effectiviteit van branden als antiverzuringmaatregel vooralsnog niet bewezen (Hoofdstuk 2, 3, 4).

Nadelen van branden in vergelijking met andere effectgerichte maatregelen zijn in de eerste plaats gekoppeld aan de lagere beheersbaarheid van de maatregel. Het effect

van branden is in sterke mate afhankelijk van weersinvloeden, type van vegetatie en methode van branden. Het effect van deze factoren is op voorhand vrij goed voorspelbaar, maar vragen wel om enige ervarenheid van de uitvoerders (Hoofdstuk 5). Wanneer deze ervarenheid bij de beheerders ontbreekt leidt dit tot een slechtere voorspelbaarheid van de uitkomst van het beheer en bijgevolg een lagere succesgraad van de uitvoering van brandbeheer. Tenslotte is evident dat het effect van branden als N-verwijderende maatregel minder effectief is dan ingrijpendere maatregelen als plaggen (Hoofdstuk 2). Wanneer het doel is te komen tot een maximale N-verwijdering is, dan is branden als maatregel minder geschikt.

Een belangrijke factor bij de uitvoering van branden is ook de ervaring/deskundigheid en inzet van brandweer. Om locaties met een hoog risico van ongewenste uitbreiding (bijvoorbeeld langs bosranden) te kunnen branden is de inzet van veel (terreinwaardig) brandweermaterieel noodzakelijk.

Negatieve effecten van branden op flora en fauna treden met name op bij planten soorten die een beperkte zaadbankvoorraad hebben of bij dieren die ten tijde van uitvoering van branden in een kwetsbaar levensstadium bevinden (bijv. overwintering in stengels). Wanneer in een terrein branden frequent gebruikt wordt, zonder rekening te houden met deze kwetsbare soorten, bestaat de kans dat deze als gevolg van het beheer verdwijnen.

6.2.4 Noodzakelijkheid van begrazing als vervolgbeheer

Zoals eerder in dit hoofdstuk aangegeven treedt na branden een verhoogde N-mineralisatie op (Hoofdstuk 2). Daarnaast zijn andere mineralen verhoogd beschikbaar in de vorm van as. Hierdoor kan een snelle hergroei van de vegetatie optreden, de zogenaamde "*greenflush*" (Hoofdstuk 3, zie ook Hoofdstuk 4). Met name meerjarige grassen met ondergrondse uitlopers zijn vaak in staat deze nutriëntenbron effectief te benutten, wat leidt tot vergrassing. Daarom is het aan te bevelen om na inzet van branden als beheermaatregel begrazing in te zetten. Doordat de vegetatieve hergroei een hogere verteerbaarheid en voedingswaarde heeft dan omliggende vegetatie, zal de graasdruk op het te branden terrein enige tijd hoog zijn (Hoofdstuk 4). Op deze wijze kan de eerste snelle hergroei van de vegetatie worden onderdrukt, waardoor langzamer groeiende plantensoorten een kans krijgen om te kiemen en zich te vestigen. De inzet van begrazing als beheermaatregel heeft mogelijk als bijkomend voordeel dat een deel van de vrijgekomen stikstof via de grazers alsnog wordt verwijderd. Wanneer dit met een gescheperde kudde wordt uitgevoerd, leidt dit tot een groter verlies aan stikstof doordat de mest uit het systeem verwijderd wordt.

6.2.5 Aanbevelingen voor uitvoering

Op basis van de huidige kennis is het nog niet mogelijk om harde uitspraken te doen over de haalbaarheid van brandbeheer als effectgerichte maatregel. Wanneer besloten wordt tot experimentele uitvoering van branden als effectgericht beheer, verdient het de aanbeveling om dit zo intensief mogelijk uit te voeren. Voor hoogvenen lijkt branden met een EGM-doel om deze redenen dan ook geen geschikte optie, door het gevaar van het uit de hand lopen van dergelijke branden. Aanbevolen wordt om:

- alleen te branden wanneer zowel de vegetatie als het strooisel droog is;
- alleen te branden op een zonnige winterdag in de middag, zodat zoveel mogelijk ochtenddauw is verdampt;
- tegen de wind in te branden;
- te branden in goed doorluchte vegetaties;
- begrazing als vervolgbeheer toe te passen.

Wanneer brandbeheer wordt uitgevoerd onder suboptimale condities, leidt dit veelal tot het enkel verbranden van de goed brandbare biomassa (running fuel). Voordat dezelfde vegetatie opnieuw gebrand kan worden, moet eerst weer voldoende running fuel opgebouwd worden, wat enkele jaren kan duren (Hoofdstuk 5). Dit benadrukt de noodzaak voor het zorgvuldig vooraf plannen van brandbeheer. Aanbevolen wordt om het vochtgehalte van vegetatie en strooisel enkele dagen voorafgaand aan brandbeheer, en op de dag dat brandbeheer wordt uitgevoerd te controleren.

Bij de inzet van branden dient altijd rekening te worden gehouden met eventuele relictpopulaties van kwetsbare dier- en plantensoorten. Wanneer er kwetsbare soorten in het te branden gebied aanwezig blijken te zijn, moet de maatregel kleinschaliger worden uitgevoerd, dan wel op een andere locatie worden uitgevoerd.

6.3 Branden als reguliere maatregel

6.3.1 Doel van branden als reguliere maatregel

Branden wordt in veel landen ingezet als reguliere beheermaatregel. Het wordt veelvuldig gebruikt als een kostenefficiënte manier om opgehoopt organisch materiaal uit een systeem te verwijderen. Andere doelen zijn het verjongen van de vegetatie, het terugzetten van successie richting ongewenste vegetatietypen (verbossing en/of verstruweling), het sturen van ingerasterde begrazing, het creëren van tijdelijke voedselrijkere habitats ten behoeve van evertedieren en hun predatoren, of simpelweg het creëren van variatie in beheersregime (in combinatie met andere maatregelen) (Hoofdstuk 2, 3, 4).

6.3.2 Effecten van branden als reguliere maatregel

Beheerders die branden als reguliere maatregel inzetten refereren vaak naar anekdotische informatie over een toename van diversiteit in planten- of diersoorten, of een positief effect op aanwezige populaties van bedreigde soorten (hoofdstuk 5). Het werkingsmechanisme dat verantwoordelijk is voor deze positieve effecten is vaak echter niet geheel begrepen, wat de kans op mislukken van branden als reguliere maatregel groter maakt (Hoofdstuk 3, 4, 5). Mogelijke verklaringen voor het waargenomen positieve effect ligt mogelijk in het door branden verhoogd beschikbaar zijn van kationen in de bodem (Hoofdstuk 2), wat een positief effect heeft op de buffercapaciteit in de bodem en bijgevolg leidt tot gunstiger kiem- en vestigingsomstandigheden voor planten van zwakgebufferde systemen (Hoofdstuk 2, 3). Ten tweede kan regulier brandbeheer als gevolg hebben dat het mineralaanbod in de vegetatie en strooisel kunstmatig hoog gehouden wordt, wat in combinatie met een gunstig microklimaat positief effect heeft op populaties van faunadoelsoorten (Hoofdstuk 4). Beide effecten zijn tot op heden echter zeer sporadisch onderzocht. Negatieve effecten van branden op flora en fauna zijn dezelfde als bij het gebruik van branden als effectgerichte maatregel. Zeer frequent gebruik van branden heeft, net zoals andere typen maatregelen, een negatief effect op kwetsbare plant- en diergroepen

6.3.3 Noodzakelijkheid van vervolfbeheer

Zoals eerder in dit hoofdstuk aangegeven leidt branden tot een versnelde groei van met name grassen. Branden werd in het verleden ook om die reden toegepast in systemen die als weidegrond gebruikt werden (onder andere heidesystemen). Ook bij de inzet van branden als reguliere maatregel wordt daarom aangeraden om begrazing toe te passen als vervolfbeheer, of te branden in begraasde eenheden.

6.3.4 Aanbevelingen voor uitvoering

Regulier brandbeheer kan niet zonder meer op grote schaal worden toegepast in ieder habitatype. Alleen in droge heide is voldoende bekend over zowel positieve als negatieve effecten, zodat het daar op dit moment mogelijk is om het (op beperkte schaal) te gebruiken als aanvullende maatregel (Hoofdstuk 2, 3, 4, 5). Afhankelijk van de gewenste mate van verwijdering en/of omzetting van organisch materiaal kan zowel gekozen worden voor een meer of minder intensief brandregime. Wanneer de bodem zoveel mogelijk gevrijwaard dient te worden van de effecten van branden kan het beste worden gebrand na enkele dagen nachtvorst en met de wind mee. Op deze wijze is de temperatuurtoename in de bodem minimaal en effecten op in de bodem aanwezige overwinterende fauna en ondergrondse groeipunten van planten gering (Hoofdstuk 5). Als het doel is te komen tot een sterke reductie van de biomassa, dan is het raadzaam om tegen de wind in te branden, met een droge strooisellaag. Ook hier

geldt dat bij de inzet rekening moet worden gehouden met eventuele nadelige gevolgen voor kwetsbare populaties van bedreigde planten- en diersoorten. Dit kan door de inzet van gevarieerd beheer (dat wil zeggen, ook gebruikmaken van plaggen, maaien, begrazen, etc.) bewerkstelligd worden.

6.4 Spontane branden in natuurterreinen

6.4.1 Omgaan met spontane branden

Spontane branden in natuurterreinen treden vaak op tijdens droogteperiodes in de zomer. Dit zijn vanzelfsprekend juist de periodes waarop branden als maatregel niet wordt ingezet, aangezien het risico voor het onbeheersbaar worden van de brand te groot is. Doordat deze branden vaak onder extreem droge omstandigheden optreden (branden op Terschelling, de duinen bij Castricum, het Kootwijkerzand), is de brand vaak zeer intensief van aard en verbrandt een groot deel van de in het terrein aanwezige biomassa (Hoofdstuk 3), waarbij ook aanwezige immobiele faunasoorten worden gedood..

Het risico van spontane branden is dat de temperatuur in de bodem dermate hoog wordt dat bodemdeeltjes waterafstotend worden. Dit effect treedt op bij bodemtemperaturen boven 170 °C (Hoofdstuk 2). Wanneer dit het geval is kan herstel van de vegetatie lang duren doordat de kiemcondities sterk verslechterd zijn. In geaccidenteerde terreinen zoals duinen kan het bovendien een sterke mate van bodemerosie tot gevolg hebben, wat herstel verder vertraagt. Tot op heden zijn geen effectieve maatregelen tegen deze negatieve effecten voorhanden; mogelijk kan licht omwerken van de toplaag een oplossing bieden om waterafstotendheid tegen te gaan. Echter, de effectiviteit hiervan en de verdere implicaties hiervan zijn tot op heden niet onderzocht.

6.4.2 Mogelijkheden voor vervolgbeheer

Het optreden van spontane branden in Nederlandse natuurgebieden is niet wenselijk. Het risico op aantasting van de bodem is reëel. Bovendien leidt de intensiteit en het tijdstip van de brand vaak tot een hoge mortaliteit onder diersoorten in het gebied (Hoofdstuk 4). Ook het afbranden van vegetaties met een hoge natuurwaarde is vaak eveneens onwenselijk. Afgezien van de onwenselijkheid van spontane branden is het wel raadzaam om na het optreden van een spontane brand na te gaan of van de nood geen deugd kan worden gemaakt. Wanneer een spontane brand in een vergrast dan wel verstruweeld terrein heeft plaatsgevonden, kan door gerichte inzet van vervolgbeheer de uiteindelijke situatie verbeteren. Allereerst zal moeten worden nagegaan of het vochthoudend vermogen van de bodem door de brand is aangetast. Wanneer dit het geval blijkt te zijn, kan bij wijze van proef een deel van deze aangetaste bodem worden omgewerkt om te evalueren of dit het optreden van hydrofobie van de bodem effectief kan bestrijden.

Ook bij spontane branden geldt een reëel risico op sterke vergrassing. De spontane duinbrand op Terschelling had bijvoorbeeld onder meer tot gevolg dat in het terrein verbrande kraaiheivegetaties na optreden van brand zich ontwikkelden in helmgedomineerde vegetaties doordat deze via wortelstokken konden uitschieten (Hoofdstuk 3). Bij het optreden van een spontane brand is het derhalve raadzaam om na te gaan of vergrassing kan optreden (afhankelijk van het gebied), en zo ja, of het mogelijk is om door middel van maaien of begrazen deze hergroei te remmen.

6.5 Verschillen in effecten van brand per landschapstype

6.5.1 Droge heide

In droge heide zijn de effecten van brandbeheer sterk afhankelijk van de leeftijd van de heidevegetatie op het moment van de brand. Branden van oude heidebegroeiingen (>25 jaar; degeneratiefase) leidt tot een verschuiving van soorten,

waarbij Struikhei deels vervangen wordt door andere soorten, waaronder meerjarige grassen en Blauwe bosbes. Branden van relatief jonge (5-15 (soms tot 20) jaar) heidebegroeiingen leidt doorgaans tot een snelle vegetatieve regeneratie van Struikhei, waardoor de vegetatiesamenstelling na een aantal jaren sterk lijkt op die van voor de brand. Geconcludeerd kan worden dat bij een brandfrequentie van eens in de 10-15 jaar een door dwergstruiken gedomineerde droge heidebegroeiing goed in stand kan worden gehouden (Hoofdstuk 3). Wanneer frequenter wordt gebrand neemt de kans toe dat Struikhei wordt verdrongen door grassen en de droge heidevegetatie geleidelijk overgaat in heischraal grasland. Een aantal soorten uit het heidelandschap zijn bijzonder gevoelig voor brand, zoals Jeneverbes en Kraaihei. Deze keren vaak niet terug na te intensieve beheerbranden of zomerbranden. Er zijn aanwijzingen dat een korte verhitting als gevolg van brand de kieming van andere kenmerkende soorten (oa. *Genista* spp) stimuleert en daarmee de soortenrijkdom lokaal stimuleert (Hoofdstuk 3). Cyclisch verjongen van struikheivegetatie leidt tot een evenwichtiger verdeling in de leeftijdsopbouw. Verschillende leeftijdsklassen kennen verschillende soortgemeenschappen. De algehele diversiteit is hoger in pionier- en degeneratiefase, in relatie tot opbouw en volwassen fase. Verschillende diergroepen vertonen een piek in populatiegrootte in één of twee leeftijdsklassen van de gebrande droge heide (Hoofdstuk 4).

6.5.2 Natte heide en hoogveen

Over de effecten van branden op de abiotiek in natte heide is bijna geen kwantitatief onderzoek gedaan. De gevolgen voor de vegetatie zijn enigszins in kaart gebracht, maar de achterliggende bodemchemische processen zijn bij deze studies niet onderzocht. Het is daarom niet mogelijk een exact beeld te geven van de bodemchemische effecten van branden in natte heidesystemen (Hoofdstuk 2). Overigens is te verwachten dat de bodemchemische effecten van niet al te hete brand (winterbrand) in natte heide op minerale bodems, zoals in Nederland veelal het geval is, niet sterk zullen verschillen van die in droge heidesystemen. Dit dient echter nog te worden geverifieerd. De praktijk leert (Hoofdstuk 5) dat vochtige tot natte heidevegetatie (zoals op de Strabrechtse heide) in stand kan worden gehouden (verjongd) door winterbranden.

Bij het branden van hoogveen bestaat de kans dat de veenlaag (deels) verbrandt, met in het ergste geval een moeilijk te blussen veenbrand als gevolg. Bovendien leidt het verbranden van de veenlaag tot een sterke toename van nutriënten in het systeem wat waarschijnlijk zal leiden tot versnelde vergassing (Hoofdstuk 2). Er is echter zeer weinig bekend over de effecten van branden op de abiotiek en vegetatie in lenshoogveensystemen. Onderzoek in Britse spreihogvenen toont wel aan dat koude winterbranden de dwergstruikvegetatie effectief kan verjongen, maar er wordt ook steeds op gewezen dat het risico van het verbranden van de bovenste veenlaag heel groot is en daarom deze maatregel zeker niet algemeen moet worden toegepast. Wel worden in Schotland voor het Schots sneeuwhoen delen van spreihogvenen frequent gebrand. In een onderzoek naar de reactie van broedvogels bleek dit branden ook voor meerdere andere karakteristieke soorten positief te zijn. (Hoofdstuk 4). In een onderzoek in gebrande hoogvenen in Duitsland werd een negatief effect gevonden op bovengronds en epifytisch ei-afzettende soorten sprinkhanen in gebrande vlakken; ondergronds ei-afzettende soorten ondervonden geen last van brandbeheer (Hoofdstuk 4).

6.5.3 Droge duingraslanden

Branden werd in de duinen in het verleden toegepast met als doel de kwaliteit van de vegetatie voor grazend vee te verhogen of stukken duinterrein met struweel voor begrazing te (her)ontginnen. In overwegend schaars begroeide duinen kan het branden mogelijk worden toegepast als een vorm van regulier beheer. Op plaatsen waar slechts ijle grasbegroeiing aanwezig is zal geen brand optreden of zeer snel voorbij zijn. Het effect op de vegetatie zal daar dan ook gering zijn. (Hoofdstuk 3). Op de sterker begroeide plekken is de brand vanzelf intensiever. Of branden een goede manier is om zwaar vergraste duingraslanden te herstellen, is momenteel onderwerp van onderzoek. Op basis van gegevens uit graslandbranden in savanne- en steppe systemen lijkt branden zeker een deel van de stikstof uit het systeem te

verwijderen, deels doordat bij mineralisatie vrijgekomen stikstof uitspoelt (Hoofdstuk 2). Dit stikstofverlies kan op basis van de huidige gegevens echter niet worden gekwantificeerd voor droge duingraslanden in Nederland. Van een hete brand in de duinen bij Heemskerk is bekend dat de soortenrijkdom van loopkevers al op korte termijn toe nam, wat een aanwijzing is dat de (negatieve) effecten op korte termijn in duingraslanden relatief snel worden tenietgedaan door herkolonisatie dan wel overleving (Hoofdstuk 4).

Middellange en lange termijn effecten van duinbranden op vergraste duingraslanden zijn zowel voor de vegetatie als voor de fauna nog niet bekend. Schade aan natuurwaarden is mogelijk te voorkomen door het brandbeheer niet toe te passen op plaatsen met kwetsbare restvegetaties of populaties van karakteristieke diersoorten bescherming behoeven.

6.6 Kennislacunes en belangrijkste onderwerpen voor verder onderzoek

Kennislacunes

1. Het meeste tot op heden uitgevoerde onderzoek heeft betrekking op het korte termijneffect van eenmalig branden op het herstel van de vegetatie en/of fauna. Zowel het effect van periodiek branden als de effecten op middellange en lange termijn zijn nauwelijks onderzocht.
2. Onderzoek naar de causale relaties tussen de effecten van branden en de reactie van de vegetatie, fauna en abiotiek van natte heide, droge duingraslanden en restanten van afgegraven hoogveen zijn zeldzaam. Vrijwel al het bekende onderzoek heeft betrekking op droge heidesystemen of ecosystemen die in Nederland niet voorkomen.
3. De effectiviteit van branden als herstelmaatregel tegen verzuring en vermessing (EGM) is zelfs in droge heidevegetaties nauwelijks onderzocht en daarmee NIET bewezen.

Prioriteiten voor verder onderzoek

Om de hierboven geformuleerde kennislacunes op te vullen is onderzoek nodig. Hieronder zal aangegeven worden welke onderwerpen aan bod moeten komen om tot een afdoende antwoord te kunnen komen op de gestelde vragen.

Lange termijn effect van branden en de relatie tussen branden, abiotiek, flora en fauna (**kennislacune 1+2**).

- Verklaringen waarom er grote verschillen optreden in respons van faunagroepen, zijn tot op heden alleen gebaseerd op literatuuronderzoek naar effecten van branden enerzijds en soorteigenschappen van fauna anderzijds. Het toetsen van de op basis van de theorie opgestelde hypothesen verdient in de toekomst sterk de aandacht. Hierbij dient zowel aandacht te worden besteed aan de factoren die het brandverloop beïnvloeden als aan de effecten van het brandverloop op de fauna voor zowel de korte, middellange als lange termijn.
- Verder dient het causaal-analytische onderzoek zich te richten op de volgende aspecten:
 - effect van brandbeheer op de kieming en vestiging van gewenste plantensoorten;
 - effect van eenmalig brandbeheer én periodiek brandbeheer op chemie van bodem en vegetatie en de doorwerking daarvan op voedselketens op zowel korte als lange termijn;
 - Effect van brandbeheer op de kieming en vestiging van gewenste plantensoorten in relatie tot bronpopulaties en samenstelling van de zaadbank;
 - Effect van brandbeheer op kolonisatie van gewenste diersoorten in relatie tot bronpopulaties en ter plaatse overlevende soorten in (ondergrondse) refugia.

Effecten van branden op natte heide, droge duingraslanden, en afgegraven hoogveen **(kennislacune 2)**.

- Er is dringend behoefte aan onderzoek naar de causale relaties tussen bodem, vegetatie en fauna die door branden worden beïnvloed. Om te kunnen vaststellen of en onder welke omstandigheden brandbeheer kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van leefgemeenschappen, dient systematisch onderzoek te worden uitgevoerd, waarbij de korte en lange termijnontwikkelingen worden vergeleken in een voldoende aantal gebrande en ongebrande proefvlakken (die voorafgaand aan de brand vergelijkbaar waren). Dit onderzoek dient vooral te worden uitgevoerd in habitattypen, waarover nog weinig bekend is; te weten natte heide, voormalige hoogvenen en duingraslanden.

Branden als effectgerichte maatregel **(vraag 3)**

- Om te kunnen vaststellen of brandbeheer effectief zou kunnen zijn als effectgerichte maatregel tegen vermesting en verzuring, dient verder onderzoek gericht te zijn op de volgende aspecten:
 - potentiële verwijdering van nutriënten uit het systeem als direct én indirect gevolg (verhoogde uitspoeling) van branden, variatie van verwijdering en sturende mechanismen hierbij;
 - potentiële verwijdering van nutriënten uit het systeem bij inzet van begrazing als vervolgbeheer;
 - potentiële bijdrage van brandbeheer aan de toename van de zuurbufferende capaciteit van de bodem door as en de duur van dit effect;
 - bovenstaande aspecten dienen zowel op de korte, middellange als lange termijn onderzocht te worden in relatie tot de vegetatie- en faunasamenstelling.

Literatuur

Allen, S.E. 1964. Chemical aspects of heather burning. *Journal of Applied Ecology* 1: 347-367.

Anderson, J.M. & Hetherington, S.L. 1999. Temperature, nitrogen availability and mixture effects on the decomposition of heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] and bracken [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litters; pp. 116-124.

Anderson, R.C., Leahy, T. & Dhillion, S.S. 1989. Numbers and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. *American Midland Naturalist* 122: 151-162.

Anderson, R.H., Fuhlendorf, S.D. & Engle, D.M. 2006. Soil nitrogen availability in tallgrass prairie under the fire-grazing interaction. *Rangeland Ecology & Management* 59: 625-631.

Arnolds, E., Kuyper, Th.W. & Noordeloos, M.E. (red.) 1995. *Overzicht van de paddestoelen in Nederland*. Nederlandse Mycologische Vereniging. Wijster. 873 p.

Bobbink, R. & Willems, J.H. 1987. Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland: a threat to a species-rich ecosystem. *Biological Conservation* 40: 301-314.

Bobbink, R., Heil, G.W., Raessen, M.B.A.G. 1992. Atmospheric Deposition and Canopy Exchange Processes. In: *Heathland ecosystems environmental pollution*. ENPOEK, Vol. 75, No. 1; pp. 29-37.

Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717-738.

Bock, C.E., & Bock, J.H. 1991. Response of grasshoppers (Orthoptera: *Acrididae*) to Wildfire in a southeastern Arizona grassland. *American Midland Naturalist* 125: 162-167.

Boxman, A.W., Peters, R.C.J.H. & Roelofs, J.G.M. 2008. Long term changes in atmospheric N and S throughfall deposition and effects on soil solution chemistry in a Scots pine forest in the Netherlands. *Environmental Pollution* 156:1252-1259.

Branson, D.H., & Vermeire, L.T. 2007. Grasshopper egg mortality mediated by oviposition tactics and fire intensity. *Ecological Entomology* 32: 128-134.

Britton, A.J., Helliwell, R.C., Fisher, J.M. & Gibbs, S. 2008. Interactive effects of nitrogen deposition and fire on plant and soil chemistry in an alpine heathland. *Environmental Pollution* 156: 409-416.

Bulan, C.A., & Barrett, G.W. 1971. The effects of two acute stresses on the Arthropod component of an experimental grassland ecosystem. *Ecology* 52: 597-605.

Bullock, J.M. & Webb, N.R. 1995. Responses to severe fires in heathland mosaics in southern England. *Biological Conservation* 73: 207-214.

- Calvo, L., Tarrega, R. & Luis, E. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. *Acta Oecologica* 23: 81-90.
- Castelli, L.M., & Lazzari, M. A. 2002. *Impact of Fire on Soil Nutrients in Central Semiarid Argentina*. *Arid Land Research and Management* 16: 349-364.
- Chambers, B.Q. & Samways, M.J. 1998. Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management. *Biodiversity and Conservation* 7: 985-1012.
- Chapman, S.B. 1967. Nutrient Budgets for a dry heath ecosystem in the south of England. *Journal of Ecology* 55: 677-689.
- Chen, B.R. & Wise, D.H. 1999. Bottom-up limitation of predaceous arthropods in a detritus-based terrestrial food web. *Ecology* 80: 761-772.
- Chytrý, M., Sedláková I. & Tichý, L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science* 4: 89-96.
- Currall, J.E.P. 1981. Some effects of management by fire on wet vegetation in western Scotland. Ph.D. Thesis, University of Aberdeen.
- Daniëls, F.J.A. & Krüger, O. 1996. Veranderingen in droge stuifzandbegroeiingen bij Kootwijk na kappen en verwijderen van grove dennen. *Stratiotes* 13: 37-56.
- De Goede, R.G.M. 1996. Effects of sod-cutting on the nematode community of a secondary forest of *Pinus sylvestris* L. *Biology and Fertility of Soils* 22: 227-236.
- De Graaf, M., Verbeek, P., Robot, S., Bobbink, R., Roelofs, J., De Goeij, S. & Scherpenisse, M. 2004. Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. 2004/288-O, EC-LNV, Ede.
- DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232: 195-206.
- Delettre, Y.R. 1994. Fire disturbance of a chironomid (Diptera) community on heathlands. *Journal of Applied Ecology* 31: 560-570.
- De Vries, H.J. & Horlitz, Th. 1994. Natuur en landschap in de nieuwe Hanze Interregio. *De Levende Natuur* 95 (5): 181-185.
- Diemont, W.H. 1996a. Effects of burning on nutrients in heathlands. In: W.H. Diemont, *Survival of Dutch heathlands*. Proefschrift Landbouwniversiteit, Wageningen; pp. 43-49.
- Diemont, W. H. 1996b. *Survival of Dutch heathlands*. "IBN Scientific Contributions 1". DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen.
- Diemont, W.H. & Oude Voshaar, J.H. 1994. Effects of climate and management on the productivity of Dutch heathlands. *Journal of Applied Ecology* 31: 709-716.
- Dorland, E., van den Berg, L.J.L, Van de Berg, A.J., Vermeer, M.L., Roelofs, J.G.M. &
- Bobbink, R. 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267-277.

- Dudley, J.L., & Lajtha, K. 1993. The Effects of Prescribed Burning on Nutrient Availability and Primary Production in Sandplain Grasslands. *American Midland Naturalist* 130: 286-298.
- Dunn, P.H., Barro, S.C., & Poth, M. 1985. Soil moisture affects survival of micro-organisms in heated chaparral fire. *Soil Biology & Biochemistry* 17:143-148.
- Ehrenburg, A., Geelen, L.H.W.T., Ketner, P. & Baeyens, G. 1988. Een halve eeuw landschapontwikkeling in de Haasvelderduinen. *De Levende Natuur* 89: 150-157.
- Forgeard, F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica* 11: 191-213.
- Fynn, R.W.S., Haynes, R.J. & O'Connor, T.G. 2003. Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 677-687.
- Genney, D.R., Alexander, I.J. & Hartley, S.E. 2000. Exclusion of grass roots from organic layers by *Calluna*: the role of ericoid mycorrhizas. *Journal of Experimental Botany* 51: 1117-1125.
- Gibb, H., & Hjältén, J. 2007. Effects of low severity burning after clear-cutting on mid-boreal ant communities in the two years after fire. *Journal of Insect Conservation* 11: 169-175.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of Heathlands*. Norfolk. Chapman and Hall, London. 206 p.
- Gimingham, C.H. 1985. Age-related interactions between *Calluna vulgaris* and phytophagous insects. *Oikos* 44: 12-16.
- Gimingham, C.H. 1994. Lowland heaths of West Europe: management for conservation. *Phytocoenologia* 24: 615-626.
- Gloaguen, J.C. 1990. Post-burn succession on Brittany heathlands. *Journal of Vegetation Science* 1: 147-152.
- Goldammer, J.G., Held, A. & Nagy, D. 2004. Stand und Perspektiven der Anwendung von kontrolliertem Feuer in Naturschutz und Landschaftspflege in Deutschland. *NNA-Berichte* 17 (2). Schneverdingen; pp. 13-17.
- Green, R.R. 1971. The ecological effects of fire with special reference to its use in agriculture. Unpublished B.Sc.Ag. Thesis, University of New England, Armidale, N.S.W.
- Hardtle, W., Von Oheimb, G., Gerke, A., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Assmann, T., Drees, C., Matern, A. & Meyer, H. Management can worsen the impact of airborne nitrogen loads on heathland ecosystems. *Ecological Applications* (in press).
- Hardtle, W., M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann, and S. Fottner. 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43: 759-769.
- Harwood, C.E., & Jackson, W.D. 1975. Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire. *Australian Forestry* 38: 92-99.
- Haveman, R., van Dijk, W. & Van Winden, P.A.M. 1999. Heischrale graslanden op het infanterieschietkamp Harskamp - branden als natuurbeheersmaatregel. *Stratiotes* 18: 3-9.

- Haveman, R. & Hornman, M. Artillerieschietkamp Oldebroek. Monitoring natuurwaarden 2002-2007. Dienst Vastgoed Defensie, Wageningen (in druk).
- Haysom, K.A., & Coulson, J.C. 1998. The Lepidoptera fauna associated with *Calluna vulgaris*: effects of plant architecture on abundance and diversity. *Ecological Entomology* 23: 377-385.
- Heijmans, M.M.P.D., Berendse, F., Arp, W.J., Masselink, A.K., Klees, H., Visser, W.D. & Breemen N. van 2001. Effects of elevated carbon dioxide and increased nitrogen deposition on bog vegetation in the Netherlands. *Journal of Ecology* 89: 268-279.
- Hobbs, R.J., & Gimingham, C.H. 1984a. Studies on fire in Scottish heathland communities II. Post-fire vegetation development. *Journal of Ecology* 72: 585-610.
- Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1984b. Studies on fire in Scottish heathland communities I. Fire characteristics. *Journal of Ecology* 72: 223-240.
- Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1984c. Studies on fire in Scottish heathland communities III. Vital attributes of the species. *Journal of Ecology* 72: 963-976.
- Hobbs, R.J. & Gimingham, C.H. 1987. Vegetation, fire and herbivore interactions. *Advances in Ecological Research* 16: 87-173.
- Hochkirch, A. 1997. Ein Vergleich der Heuschreckenfauna (Orthoptera: Saltatoria) gebrannter und ungebrannter Flächen in einem degeneriertem Hochmoor Nordwestdeutschlands (Lkr. Diepholz, Niedersachsen). *Articulata* 12: 155-162.
- Hochkirch, A., & Adorf, F. 2007. Effects of prescribed burning and wildfires on Orthoptera in Central European peat bogs. *Environmental Conservation* 34: 225-235.
- Hornman, M. & Haveman, R. 2001. Flora en fauna op militaire heideterreinen. *De Levende Natuur* 102: 173-176.
- IKC-Natuurbeheer, 1995. Statistiek van branden in bos- en natuurterreinen in 1993. Werkdocument IKC-Natuurbeheer nr. 75, Wageningen.
- Ingrisch, S., & Köhler, G. 1998. *Die Heuschrecken Mitteleuropas*. Westarp Wissenschaften, Magdenburg.
- Joern, A. 2004. Variation in grasshopper (*Acrididae*) densities in response to fire frequency and bison grazing in tallgrass prairie. *Environmental Entomology* 33: 1617-1625.
- Joern, A., & Behmer, S.T. 1997. Importance of dietary nitrogen and carbohydrates to survival, growth, and reproduction in adults of the grasshopper *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: *Acrididae*). *Oecologia* 112: 201-208.
- Jones, M.L.M., Wallace, H.L., Norris, D., Brittain, S.A., Haria, S., Jones, R.E., Rhind, P.M., Reynolds, B.R. & Emmett, B.A. 2004. Changes in vegetation and soil characteristics in coastal sand dunes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Plant Biology* 6: 598-605.
- Kahmen, S., Poschlod, P. & Schreiber, K.F. 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319-328.
- Kayll, A.J. & Gimingham, C.H. 1965. Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* after fire. *Journal of Ecology* 53: 729-734.

- Kenworthy, J.B. 1964. A study of the changes in plant and soil nutrients associated with moorburning and grazing. Ph.D. Thesis.
- Ketner-Oostra, R. 2002. Branden als beheersmaatregel voor vermoste stuifzandvegetatie? *De Levende Natuur* 103: 37-42.
- Ketner-Oostra, R., Van der Peijl, M. & Sýkora K. 2006. Restoration of lichen diversity in grass-dominated vegetation of coastal dunes after wildfire. *Journal of Vegetation Science* 17: 147-156.
- Kinako, P.D.S., & Gimingham, C.H. 1980. Heather burning and soil erosion on upland heaths in Scotland, UK. *Journal of Environmental Management* 10: 277-284.
- Kleukers, R.M.J.C., Van Nieukerken, E.J, Od, B., Willemse, L.P.M., Van Wingerden, W.K.R.E., Van Nieukerken, E.J. & Littel, A. 1997. *De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera)*. KNNV, EIS, Utrecht, Leiden.
- Klopatek, C.C., & Klopatek J.M. 1997. Nitrifiers, mineralization and microbes in pristine and disturbed pinyon-juniper ecosystems. *Arid Soil Resources Rehabilitation* 11: 331-342.
- Klopatek, C.C., DeBano L.F., & Klopatek J.M. 1990a. Impact of fire on the microbial processes in pinyon-juniper woodlands: management implications. In: *Effects of Fire Management of Southwestern Natural Resources*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-191: 197-205.
- Klopatek, J.M., Klopatek, C.C. & DeBano, L.F. 1990b. Potential variation of nitrogen transformations in pinyon-juniper ecosystems resulting from burning. *Biology & Fertility of Soils*. 10: 35-45.
- Kooijman, A.M. & Smit A.M. 1998. Begrazing als remedie tegen vergrassing. *Geografie Jaargang* 7.
- Koopmann, A. & Mertens, D. 2004. Offenlandmanagement im Naturschutzgebiet 'Luneburger Heide' – Erfahrungen aus Sicht des Vereins Naturschutzpark. *NNA Berichte* 17, Heft 2. Alfred Toepfer Akademie fur Naturschutz, Schneverdingen; pp. 44-61.
- Lance, A.N. 1983. Performance of sheep on unburned and serially burned blanket bog in Western Ireland. *Journal of Applied Ecology* 20: 767-775.
- Legg, C.J., Maltby, E. & Proctor M.C.F. 1992. The ecology of severe moorland fire on the North York moors: seed distribution and seedling establishment of *Calluna vulgaris*; *British Ecological Society*; pp. 737-752.
- Lloyd, P.S. 1968. The ecological significance of fire in limestone grassland communities of the Derbyshire Dales. *Journal of Ecology* 56: 811-826.
- Lloyd, P.S. 1972. Effects of fire on a Derbyshire grassland community. *Ecology* 53: 915-920.
- Mallik, A.U. & Gimingham, C.H. 1985. Ecological effects of heather burning. II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology* 73: 633.
- Mallik, A.U., & FitzPatrick, E.A. 1996. Thin section studies of *Calluna* heathland soils subject to prescribed burning. *Soil Use and Management* 12: 143-149.
- Marafa, L.M., & Chau, K.C. 1999. Effect of hill fire on upland soil in Hong Kong. *Forest Ecology and Management* 120:97-104.

- Materechera, S.A., Mandiringana, O.T., Mbokodi, P.M. & Nyamapfene, K. 1998. Organic matter, pH and nutrient distribution in soil layers of a savanna Thornveld subjected to different burning frequencies at Alice in the Eastern Cape. *South African Journal of Plant Soil* 15: 109–115.
- McFerran, D.M., McAdam, J.H. & Montgomery, W.I. 1995. The impact of burning and grazing on heathland plants and invertebrates in county Antrim. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 95B: 1-17.
- Meijer zu Schlochtern, M. & Koop, H.G.J.M. 2000. Effecten van brand in bos op arme zandgronden. *Alterra-rapport, Wageningen*; 94 p.
- Mohamed, A., Härdtle, W., Jirjahn, B., Niemeyer, T. & von Oheimb, G. 2007. Effects of prescribed burning on plant available nutrients in dry heathland ecosystems. *Plant Ecology* 189: 279-289.
- Morris, M.G. 1975. Preliminary observations on the effects of burning on the hemiptera (Heteroptera and Auchenorrhyncha) of limestone grassland. *Biological Conservation* 7: 311-319.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. & Ffolliott, P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.
- Niemeyer, T., Fottner, S., Mohamed, A.M., Sieber & Härdtle, W. 2004. Einfluss kontrollierten Brennens auf die Nährstoffdynamik von Sand- und Moorheiden. *NNA-Berichte* 17 (2). Schneverdingen; pp. 65-79.
- Nilsen, L.S., Johansen, L. & Velle, L.G. 2005. Early stages of *Calluna vulgaris* regeneration after burning of coastal heath in central Norway. *Applied Vegetation Science* 8: 57-64.
- Noble, I.R. & Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 131-140.
- Ojima, D., Schimel, D. Parton, W. & Owensby, C. 1994. Long- and short-term effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry* 24: 67-84.
- Panzer, R. 2002. Compatibility of prescribed burning with the conservation of insects in small, isolated prairie reserves. *Conservation Biology* 16: 1296-1307.
- Panzer, R., & Schwartz, M. 2000. Effects of management burning on prairie insect species richness within a system of small, highly fragmented reserves. *Biological Conservation* 96: 363-369.
- Pearce-Higgins, J.W., & Yalden, D.W. 2004. Habitat selection, diet, arthropod availability and growth of a moorland wader: the ecology of European Golden Plover *Pluvialis apricaria* chicks. *Ibis* 146: 335-346.
- Petersen, P.M. 1970. Danish fireplace fungi. An ecological investigation on fungi on burns. *Danska Botanisk Arkiv* 27: 1-97.
- Pilkington, M.G., Caporn, S.J.M., Carroll, J.A., Cresswell, N. Phoenix, G.K, Lee, J.A., Emmett, B.A. & Sparks, T.I.M. 2007. Impacts of burning and increased nitrogen deposition on nitrogen pools and leaching in an upland moor. *Journal of Ecology* 95: 1195-1207.
- Raison, R. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil* 51: 73-108.

- Rice, L.A. 1932. The effect of fire on the prairie animal communities. *Ecology* 13: 392-401.
- Robertson, R.A. & Davies, G.E. 1965. Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 2: 211-219.
- Romanya, J., Casals, P. & Vallejo, V. R. 2001. Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management* 147: 39-53.
- RSPB, 1995. Conservation management of blanket bog. A review. Report Royal Society for the Protection of Birds by Scottisch Wilfire Trust; 103 pp.
- Sanchez, J.P. & Lazzari, M.A. 1999. *Impact of fire on soil nitrogen forms in central semiarid Argentina*. Taylor & Francis; pp. 81-90.
- Sedláková, I. & Chytrý, M. 1999. Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-cutting and cutting. *Plant Ecology* 143: 77-87.
- Shaw, S.C., Wheeler, B.D., Kirby, P., Phillipson, P. & Edmunds, R. 1996. Literature review of the historical effects of burning and grazing of blanket bog and upland wet heath. Report English Nature 172.
- Siemann, E., Haarstad, J. & Tilman, D. 1997. Short-term and long-term effects of burning on oak savanna Arthropods. *American Midland Naturalist* 137: 349-361.
- Stewart, G.B., Coles, C.F. & Pullin, A.S. 2005. Applying evidence-based practice in conservation management: lessons from the first systematic review and dissemination projects. *Biological Conservation* 126: 270-278.
- Stoutjesdijk, P. 1953. Vegetatiekundig onderzoek van Veluwe heidevelden, Heeft onze heide nog toekomst? De Studiekring voor de Veluwe, Arnhem; 15 p.
- Stuijtzand, S., Van Turnhout, C. & Esselink, H. 2004. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op heidefauna - Basisdocument. 2004/152 O, EC-LNV, Ede.
- Stumpel, A.H.P. 1985. Het beheer van reptielbiotopen. *De Levende Natuur* 86: 212-218.
- Stumpel, A.H.P. 2004. Reptiles and amphibians as targets for nature management. Ph.D. Thesis, Wageningen University, Wageningen.
- Swengel, A.B. 1996. Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biological Conservation* 76: 73-85.
- Swengel, A.B. 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity and Conservation* 10: 1141-1169.
- Swengel, A., & Swengel, S. 2007. Benefit of permanent non-fire refugia for Lepidoptera conservation in fire-managed sites. *Journal of Insect Conservation* 11: 263-279.
- Ten Harkel, M.J. 1998. Nutrient pools and fluxes in dry coastal dune grasslands. Universiteit van Amsterdam.
- Tharme, A.P., Green, R.E., Baines, D., Bainbridge, I.P. & O'Brien, M. 2001. The effect of management for red grouse shooting on the population density of breeding birds on heather-dominated moorland. *Journal of Applied Ecology* 38: 439-457.

- Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Limpens, J. Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. 2004. Expansion of invasive species on ombrotrophic bogs: desiccation or high N deposition? *Journal of Applied Ecology* 41: 139-150.
- Turner, M.G., Collins, S., Lugo, A, *et al.* 2003. Long-term ecological research on disturbance and ecological response. *BioScience* 53: 46-56.
- Usher, M.B., & Thompson, D.B.A. 1993. Variation in the upland heathlands of Great Britain: conservation importance. *Biological Conservation* 66: 69-81.
- Van de Vijver, C. 1999. Fire and Life in Tarangire. Effects of Burning and Herbivory on an East African Savanna System. Ph.D. Thesis, Wageningen University, Wageningen; 177 p.
- Van de Vijver, C., Poot, P. & Prins, H. 1999. Causes of increased nutrient concentrations in post-fire regrowth in an East African savanna. *Plant and Soil* 214: 173-185.
- Van der Berg, A., Haveman, R. & Hornman, M. 2000. De Kleine wrattenbijter *Gampsocleis glabra* herontdekt in Nederland (Orthoptera: *Tettigoniidae*). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* II: 1-12.
- Van der Spek, E., Smit, A., Fransen, T., & Jorritsma, J. 2005. Duinbeheer in Jutland. Te gast bij Skov- og Naturstyrelsen. Rapport 2005-3, Staatsbosbeheer Regio West, Amsterdam; 14 p.
- Van der Toorn, J., & Mook, J.H. 1982. The Influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*. I. Effects of burning, frost and insect damage on shoot density and shoot size. *Journal of Applied Ecology* 19: 477-499.
- Van Turnhout, C., Stuijzand, S., Nijssen, M. & Esselink, H. 2003. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op duinfauna - Basisdocument. 2003/153, EC-LNV, Ede.
- Van Turnhout, C., Brouwer, E., Nijssen, M., Stuijzand, S., Vogels, J., Siepel, H. & Esselink, H. 2008. Herstelmaatregelen in heideterreinen - Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna. DK 2008/042-O, Directie Kennis LNV, Ede.
- Vandvik, V., Heegaard, E., Maren, I.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Managing heterogeneity: the importance of grazing and environmental variation on post-fire succession in heathlands. *Journal of Applied Ecology* 42: 139-149.
- Veer, M.A.C., & Kooijman, A.M. 1997. Effects of grass-encroachment on vegetation and soil in Dutch dry dune grasslands. *Plant and Soil* 192: 119-128.
- Veerkamp, M. 1998. Paddestoelen van brandplekken sterk achteruitgegaan. *De Levende Natuur* 99 (2): 62-66.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. 1996. Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 494-497.
- Verstegen, M.A.J.M., Siepel, H., Stumpel, A.H.P., & Wijnhoven, H.A.H. 1992. Heide en heidefauna: indicaties voor het beheer. 92/26, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.
- Vestergaard, P. & Alstrup, V. 2001. Recovery of Danish coastal dune vegetation after a wildfire. *Journal of Coastal Conservation* 7: 117-128.

Vogels, J., Nijssen, M., Boer, P., Kooijman, A. & Esselink, H. 2006. Effecten van brand op vegetatie en fauna in de Nederlandse duinen. Een evaluatie van direct en kortetermijneffecten van experimentele branden op Ameland en Terschelling en spontane branden op Terschelling, Noord-Hollands duinreservaat en de Amsterdam Waterleidingduinen. Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen. 75 p. + bijlagen.

Warren, S.D., Scifres, C.J. & Teel, P.D. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 19: 105-130.

Whelan, R.J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge.

Zee, F.F. van der 1998. Heidebeheer bij Defensie. *Bosbouwvoorlichting* 37 (1): 13-14.

Bijlage: Vragenlijst aan beheerders met antwoorden

Plan van aanpak interviews beheerders over branden als beheermaatregel Joost Vogels 19-03-2008

Tot in de jaren '70 werd op veel plaatsen in Nederland brandbeheer toegepast als reguliere beheermaatregel. In de jaren '80 werd geconcludeerd dat branden als effectgerichte maatregel minder effectief was in het verwijderen van nutriënten in het systeem dan bijvoorbeeld plaggen en bovendien vergrassing in de hand kon werken. Om deze reden werd vanaf die tijd brandbeheer in Nederland nauwelijks meer toegepast. Recent is vanuit hernieuwde aandacht voor de toepassing van deze beheersmethode een project gestart "Opstellen OBN-advies Branden als EGM-maatregel". Dit project bestaat uit een literatuurstudie aangevuld met interviews van natuurbeheerders die ervaring hebben met brandbeheer, zowel recent als in het verleden. In dit document wordt de opzet van de beheerders-interviews geschetst.

Getracht is om beheerders van zo veel mogelijk terreinbeherende instanties te benaderen, met zo veel mogelijk spreiding over Nederland. Beheerders die zijn benaderd en hebben gereageerd op het schriftelijke interview zijn:

- Japs Smits: Staatsbosbeheer regio Zuid
- Brand Timmer: beheerder defensieterrainen en betrokken bij brandbeheer op o.a. ASK Oldenbroek
- Roelof Schuiling: oud-beheerder Natuurmonumenten regio Noord
- Gerrit Pastink: Landschap Overijssel
- Rienk Slings: PWN Duinwaterleidingbedrijf Noord Holland

Deze zijn gevraagd om medewerking. Brandbeheer door natuurbeherende instanties werd - voor zover bekend - alleen in heide- en (sporadisch) veengebieden uitgevoerd. In duingebieden lijkt het hoofdzakelijk om 'spontane' branden te gaan zonder beheer oogmerk, al is ook hier in de jaren '80 met branden geëxperimenteerd. De genoemde beheerders hebben hoofdzakelijk ervaring met branden in heidegebieden. Gerrit Pastink van Landschap Overijssel heeft ervaring met brandbeheer in veengebieden, Rienk Slings van Duinwaterleidingbedrijf PWN heeft in het verleden zelf enkele malen geëxperimenteerd met branden van duingraslanden. Jap Smits en Brand Timmer zijn betrokken bij brandbeheer dat tot op heden op regelmatige basis wordt uitgevoerd en bezitten daarmee de meest parate praktische kennis. Zij kunnen informatie verschaffen over de verschillende methoden en effecten van branden in de huidige situatie. Bij de overige organisaties is het brandbeheer in het verleden volledig stopgezet; de genoemde personen waren betrokken bij de uitvoering van het toenmalige brandbeheer. Op deze wijze kan een goed beeld worden verkregen van de methoden van branden, de ervaringen die de beheerders hebben bij de uitvoering, de door hen waargenomen effecten op korte en middellange termijn en kunnen bovendien eventuele verschillen tussen het vroegere en huidige brandbeheer worden geïdentificeerd. Bovendien wordt hiermee praktische kennis van het oudere brandbeheer bewaard.

Begeleidend schrijven:

Beste beheerder,

Een tijd geleden heeft u toegestemd om mee te willen werken aan een interview over het gebruik van branden als beheermaatregel in het verleden. Deze interviews worden in het kader van het OBN onderzoek “branden als EGM-maatregel” afgenomen. Hierin werd door de opdrachtgever (Directie Kennis, LNV) de wens uitgesproken om de nu nog bestaande kennis van het vroegere brandbeheer bij de beheerders samen te bundelen door middel van het houden van een aantal interviews. U als beheerder bent hiertoe uitgekozen omdat u ervaring had/heeft met het plannen en/of uitvoeren van brandbeheer. Er is gekozen om dit interview in eerste instantie schriftelijk van aard te laten zijn.

Onderstaand vind u een vragenlijst, die onder te verdelen zijn in vier onderwerpen:

Het soort vegetatie/landschapstype dat gebrand werd;

De overwegingen voor het uitvoeren van brandbeheer (met welk doel werd gebrand);

De praktische uitvoering van branden;

De ervaringen van jullie als beheerders met de korte- en langetermijneffecten van het brandbeheer, zowel op vegetatie als op de fauna.

Wij hopen dat u de tijd neemt om deze vragen (voor zover van toepassing op uw praktijkervaring en kennis) zo gedetailleerd mogelijk te beantwoorden. Mocht u van mening zijn dat u naast het beantwoorden van deze vragen nog andere aanvullende informatie kunt verschaffen, dan staat u uiteraard geheel vrij om dit achteraan dit document nader toe te lichten.

Alvast hartelijk dank voor uw medewerking,

Namens het onderzoeksconsortium,

Joost Vogels

1. Vegetatie/landschapstype

a. Welk soort vegetatie of landschapstype werd er door uw organisatie gebrand?

Denk hierbij aan *Molinia*-gedomineerde vegetatie; *Calluna*-gedomineerd van geschikte leeftijd, vegetatie met berken-opslag, vergrast hoogveen, duingrasland, etc.

Brand Timmer:

Zowel *Calluna*- als *Molinia*-vegetaties werden gebrand. Daarnaast een enkel deel natheideterrein met *Erica* en o.a Klokjesgentiaan.

Gerrit Pastink:

Er werd in twee verschillende terreinen gebrand. In het Wierdenseveld met name Pijpestrootje en op de Lemelerberg Struikhei.

Jap Smits:

Molinia-gedomineerde vegetatie in zowel droge als natte heide.

Rienk Slings:

(a) Door duinriet gedomineerd geraakte duinroosvlakte; (b) Door helm gedomineerd geraakte Kraaihei vegetatie; (c) Door Duindoorn gedomineerd geraakt duinpaardenbloemgrasland

Roelof Schuiling:

In het algemeen werden er *Calluna*-vegetaties afgebrand. In deze vegetaties kwam wel enig Pijpestrootje en wat opslag van Grove den voor. Het moment van branden werd bepaald door de vitaliteit van de *Calluna*.

b. In het geval dat er door uw organisatie verschillende vegetatietypen gebrand werden, waren er verschillen in de werkwijze van brandbeheer tussen deze typen?

Brand Timmer:

Wanneer de uitgangsvvegetatie de doelvegetatie is dan branden wij met een zo hoog mogelijke vuursnelheid, dwz. Met de wind mee met een windkracht tussen de 3 en 5. Wanneer er veel ongewenste vergrassing aanwezig is, met name *Molinia*, wordt er indien mogelijk tegen de wind ingebrand om de reserves in de wortels te bereiken.

Gerrit Pastink:

Het verschil bestond in het terrein. Het Wierdenseveld een hoogveenreservaat is bij de winterdag (januari/ februari) heel nat. Branden was dus zeer veilig te doen. Op de Lemelerberg moest er veel meer gewerkt worden met voorbranden of maaien van stroken.

Jap Smits:

Neen

Rienk Slings:

(c) was een spontane brand. (a) en (b) door ons zelf aangestoken met vlammenwerpers. Beide in maart.

Roelof Schuiling:

Nvt

2. Overwegingen

a. Met welk(e) doel(en) werd brandbeheer toegepast?

Gedacht kan worden aan verjonging van de vegetatie; terugdringen struweelvorming; omvormen vergraste vegetatie naar kruidenrijkere vegetatie of heidegedomineerde vegetatie; sturende maatregel voor begrazing, enz.

Brand Timmer:

Het brandbeheer zoals op de Oldebroekse heide wordt gevoerd vindt al decennia lang plaats. Het is door aanwezigheid van (on)gesprongen munitie de enige beheermaatregel die kan worden toegepast. De maatregel dient verschillende doelen:

- het vitaal houden van de heidevegetatie en deze niet hogere leeftijden laten bereiken, verhouting van de heide levert een brandgevaarlijker terrein op wat niet gewenst is op een schietterrein;
- het bestrijden van ongewenste opslag van bomen;
- tegengaan van vergrassing;
- invulling geven aan een langdurig consequent heidebeheersysteem in ruimte en tijd, waardoor een specifieke situatie kan ontstaan en behouden blijven.

Gerrit Pastink:

De insteek van het branden was om een massa organisch materiaal weg te halen gevolgd door begrazing met een gescheperde kudde

Jap Smits:

Bestrijden van Pijpestrootje-dominantie op overgangen van natte en droge heide en als sturing voor runder- en schapenbegrazing

Rienk Slings:

(a) en (b) terugdringen vergrassing t.g.v. oorspronkelijke begroeiing

Roelof Schuiling:

Het brandbeheer werd voornamelijk toegepast voor de verjonging van *Calluna*-vegetaties.

b. Was er sprake van een duidelijke afweging tussen branden of andere maatregelen?

Bijv. begrazing, maaien, etc. Waarom werd dan voor branden gekozen?

Brand Timmer:

Zie ook antwoord hierboven, geen andere mogelijkheid maar ook de consequentheid in beheer te willen handhaven.

Gerrit Pastink:

Zie onder a.

Jap Smits:

Ja. I.h.k.v. de diversiteit in beheermaatregelen. Fauna-aspecten. Andere beheermaatregelen waren niet mogelijk door het vaak sterk geaccidenteerde terrein.

Rienk Slings:

Er werd voor branden gekozen uit nieuwsgierigheid.

Roelof Schuiling:

Ja, in de zin dat heidebeheer en/en is en geen of/of. Branden werd gezien als een verjongingsmaatregel. Na het branden volgde begrazing als vervolg- en basisbeheer. Naast branden werd er ook wel gemaaid. De keuze maaien af branden was afhankelijk van de conditie van de heide en de mate van vergrassing. Bij vergrassing kon de gemaaide heide niet worden gebruikt voor bepaalde gebruiksmogelijkheden. Met name nog redelijk vitale heide werd gemaaid ter verjonging.

3. Praktische uitvoering

Probeer u bij het beantwoorden bij de vragen over de praktische uitvoering zoveel mogelijk ook de reden waarom het branden juist op die wijze uitgevoerd werd toe te lichten.

a. In welke tijd van het jaar werd brandbeheer toegepast

Brand Timmer:

Altijd in de wintermaanden, periode half november tot half maart, de ervaring leert dat de beste omstandigheden zich voortdoen in februari en maart.

Gerrit Pastink:

Januari, februari tot maximaal 10 maart

Jap Smits:

Laatste twee weken van februari. Tijdens vriesdroog weer. Soms nog eerste week maart. Dit is afhankelijk van het verschijnen van de eerste levendbarende hagedissen

Rienk Slings:

Maart

Roelof Schuiling:

Er werd gebrand in het vroege voorjaar (eind februari/begin maart) als de vegetatie voldoende droog is en de grond nog vochtig.

b. Welke weersomstandigheden werden als criterium voor het wel of niet tot branden overgaan genomen?

Brand Timmer:

Bij die omstandigheden waarbij de bodem nat of bevroren is, met een windkracht variërend tussen 2 en 6. De ideale omstandigheden in een etmaal zijn tussen 11.00 en 17.00 uur. Natuurlijk moet de wind ook uit de juiste richting waaien om geen rookhinder te veroorzaken op bijv. openbare wegen.

Gerrit Pastink:

Het liefst bij wat vorstig weer met oosten / noordoosten wind

Jap Smits:

Geen windstil weer i.v.m tegenbranden. Geen hardere wind dan wk 2. Liefst een vriesdroge vegetatie en een bevroren ondergrond.

Rienk Slings:

Niet na langdurige droogte

Roelof Schuiling:

De vegetatie moest voldoende droog zijn. Meest ideaal was een periode met lichte vorst. Bij voorkeur moest de grond nog vochtig zijn. Op deze manier konden dieren, die in de strooisellaag overwinteren worden beschermd.

c. Welke techniek van branden werd toegepast? (met de wind mee/tegen de wind in/zijwind)

Brand Timmer:

Zie antwoorden op varen 1b en 3b.

Gerrit Pastink:

Beiden werden toegepast. Zowel tegen de wind in als met de wind mee. De mooiste resultaten werden behaald met tegen de wind in branden.

Jap Smits:
Tegen de wind in branden. Langzaam branden.

Rienk Slings:
Windje mee

Roelof Schuiling:
Eerst werd er voorgebrand, d.w.z. een smalle strook gestuurd afgebrand om het af te branden perceel te begrenzen. Daarna werd het perceel tegen de wind in gebrand.

d. Werd gebruik gemaakt van bluswater?

Brand Timmer:
Natuurlijk, bluswater is van belang om het af te branden gebied in een totaal heideterrein te kunnen afbakenen. Voor brandgevaar voor de omgeving door bv. vonken is het ook altijd noodzakelijk voldoende capaciteit aan blusvoertuigen en water voorhanden te hebben.

Gerrit Pastink:
Op de Lemelerberg werd bluswater aangevoerd voor met name het voorbranden. In het Wierdenseveld hadden de branders een emmer bij zich. Hier werden met name dammetjes nat gehouden zodat het vuur niet weg kon lopen.

Jap Smits:
Ja d.m.v. een sproei-installatie op een gierton.

Rienk Slings:
Nee, met brandschoppen en vuurzwepen onder controle gehouden. Spontane brand met zeewater geblust (door een Chinook)

Roelof Schuiling:
Bij het voorbranden werd van twee technieken gebruik gemaakt:

- Het vuur werd door meerdere personen links en rechts met vuurzwepen gestuurd en in de hand gehouden.
- Het vuur werd bij het voorbranden door twee personen met water gestuurd en onder controle gehouden.

e. Zo ja, waar werd dit bluswater verkregen?

Brand Timmer:
Wij beschikken over een eigen bedrijfsbrandweer die volledig is toegerust op natuurbrandbestrijding en hebben de beschikking over bluswaterbergingsvijvers.

Gerrit Pastink:
Zie bij d

Jap Smits:
Afhankelijk van de brandlocatie. Zowel uit de beek als uit een brandweerput van 40 m diepte.

Rienk Slings:
Zie d

Roelof Schuiling:
Uit aanwezige plassen en veentjes.

f. Zijn er ooit problemen opgetreden als gevolg van brandbeheer, zoals rookoverlast, ongewenste uitbreiding van het vuur, etc.?

Brand Timmer:

Ongewenste uitbreiding is nooit voorgekomen. Mij bekend heeft slechts éénmaal een bewoner uit de omgeving aangegeven hinder te hebben ondervonden van neerdalende asdeeltjes.

Gerrit Pastink:

Er is 1 keer een probleem geweest doordat de brandweerkorpsen onderling niet hadden gecommuniceerd. Verder geen enkel probleem.

Jap Smits:

Ooit wel maar dat is al 20 jaar geleden. De laatste 20 jaar gaat het zonder problemen.

Rienk Slings:

Beide keren bijna uit controle geraakt, waardoor (b) een groter gebied afbrandde dan de bedoeling was.

Roelof Schuiling:

Door een draaiende wind kunnen problemen ontstaan, waardoor heidebranden uit de hand kan lopen. Dit is wel eens gebeurd.

g. Werden hier voorzorgsmaatregelen tegen genomen?

Brand Timmer:

Ja, uit voorzorg wordt er alleen bij de juiste windrichting gebrand.

Gerrit Pastink:

Er werd rekening gehouden met de windrichting

Jap Smits:

Ja. Er wordt van tevoren rond de brandlocatie een baan gemaaid. De gemaaide vegetatie wordt vervolgens op het te branden perceel gebracht. Deze kale baan wordt voor en tijdens het branden nat gespreeid. De baan is ongeveer 2½ m tot 3 m breed.

Rienk Slings:

Ja: voldoende mankracht aanwezig ter plekke. Was ook wel nodig!

Roelof Schuiling:

Na door ervaring wijs te zijn geworden werden er maatregelen genomen. Altijd de brandweer waarschuwen dat er heide wordt gebrand, dit maakt dat de brandweer weet waar ze moet zijn als het uit de hand loopt en wat er aan de hand is. Ook wordt voorkomen dat de brandweer uitrukt omdat anderen, bv. wandelaars, fietsers enz., alarm slaan. Ook stond een giertank met water stand by om snel in te kunnen grijpen, mocht het onverhoopt mis gaan.

h. Werd er vervolgbeheer ingezet? Bijvoorbeeld branden in samenhang met verwijdering opslag, begrazingsbeheer, etc

Brand Timmer:

Vrijwel niet.

Gerrit Pastink:

Branden werd altijd gevolgd door begrazing met schapen

Jap Smits:

Altijd gevolgd door begrazing. Binnen de begrazingseenheid door runderen en schapen. Daar buiten door gestuurde begrazing met een schaapskudde.

Rienk Slings:

(a) en (b) niet meteen. Pas vele jaren later in beweiding genomen. (c) kort na de brand in straffe (voor duinbegrippen althans) beweiding genomen.

Roelof Schuiling:

Ja, begrazing door een schaapskudde.

i. Kunt u in zo veel mogelijk detail omschrijven op welke wijze een beheerd uitgevoerde brand van begin tot eind van de maatregel uitgevoerd werd?

(onder meer overwegingen in weertype, staat van de vegetatie, vochtigheid van vegetatie en strooisel; het aantal mensen dat bij de uitvoering aanwezig is, de taken die zij toegewezen krijgen om het branden beheersbaar te houden, en allerlei andere aspecten waar rekening mee gehouden werd.)

Brand Timmer:

Voor de Oldebroekseheide is een afbrandplan opgesteld, de ruim 1800 ha. Welke door branden wordt beheerd is hiervoor in 55 percelen verdeeld. Elk perceel wordt volgens planning eens in de 8 jaar afgebrand. Dit betekent tussen de 6 en zeven percelen per winterseizoen. De te branden percelen voor één seizoen zijn in de meerjaren planning reeds vastgesteld en liggen afzonderlijk verspreid van elkaar door het terrein om een zo groot mogelijke leeftijd variatie door het gehele terrein aanwezig te hebben.

Wanneer de weersvoorspellingen gunstig zijn wordt de bedrijfsbrandweer hierop geattendeerd en worden in principe een 'afbranddag' vastgesteld. Op de dag zelf wordt in de ochtend bepaald welke van de voor dat seizoen geplande percelen zal worden afgebrand, dit is met name afhankelijk van de windrichting. Zo zal een perceel zuidelijk van de nabij gelegen autosnelweg alleen met een noordwestelijke tot noordoostelijke wind kunnen worden afgebrand. Vervolgens voeren de beheerder bos en natuur en de dienstdoende commandant van de brandweer een terreinverkenning uit en wordt bepaald of er met de wind mee of tegen de wind in wordt gebrand. Daarnaast wordt bezien of er waarden aanwezig zijn die niet mogen worden meegebrand, bv een aanwezig struweel van jeneverbes of brem.

Rond elf uur wordt er gestart met de uitvoering, de beheerder voert steeds overleg met de brandweercommandant die mogelijk de afzonderlijke brandweer ploegen bijstuurt. Het tijdstip van 11 uur is meestal het tijdstip dat de af te branden vegetatie voldoende droog is om vlam te vatten. Eerst wordt er een strook heide aangrenzend aan een niet af te branden perceel voor gebrand om een buffer te creëren, tijdens het voorbranden van zo'n strook rijdt er constant een brandweerauto met het lopende vuur mee. Wanneer dit is gedaan wordt het perceel in zijn volle lengte of breedte aangestoken. Hierbij wordt de een strook heide van ongeveer 1 meter langs de volle lengte van omliggende wegen niet aangestoken om een rand oude heide te behouden. Het aansteken wordt gedaan door een brandweerman te voet, met een groot model gasbrander. Delen van de vegetatie binnen een te branden perceel die om welke reden dan ook geen vlam vatten worden niet opnieuw aangestoken maar blijven ongemoeid. Dit heeft een positief effect op de variatie.

Minimaal vijf blusvoertuigen met een vijf koppige bemanning zijn actief tijdens het afbranden. Daarnaast is er een waterbevoorradingswagen en een auto met pomp aanwezig. Verder is er in het terrein in ons geval een munitietechnicus aanwezig en een militaire, terreinvaardige ambulance. Wanneer het perceel is afgebrand wordt het door de brandweer geheel gecontroleerd op smeulende resten etc.

Gerrit Pastink:

De beheerder (lk) hield de droogte van het te branden materiaal in de gaten. Vaak na vorst was het 's morgens wit van de rijp. Zodra de zon er bij kwam was de begroeiing met de middag droog. Er werd dan met max. 5 personen gebrand. Door deze personen werd een omtrekkende beweging gemaakt tegen de wind in. Er werd eerst dus gezorgd dat er werd voorgebrand, zodat het vuur niet weg kon lopen. Soms

werden er van te voren ook stroken gemaaid (alleen op de Lemelerberg). Bij droog weer was het branden in twee middagen geklaard. In het Wierdenseveld werd zo jaarlijks 20–30 ha afgebrand. Op de Lemelerberg bleef het beperkt tot een enkele hectare.

Jap Smits:

- Het te branden perceel wordt uitgezet door de opzichter en boswachter monitoring samen.
- Te branden perceel is nooit groter dan een tiental aren. Max. een halve ha (afhankelijk van de oppervlakte/schaal van de omliggende vergelijkbare vegetatie).
- Er vindt een monitoringtoets plaats (bijv. of er geen grote concentraties veenmieren of andere bijzondere (kwetbare) soorten voorkomen)
- Het gebied wordt rondgemaaid en de maaibaan wordt vrijgemaakt van vegetatie
- De lokale opzichter (brandspecialist) heeft de leiding en is verantwoordelijk.
- De lokale opzichter onderhoudt de contacten met de brandweer en meldt de brand bij de lokale autoriteiten (brandweer, gemeente).
- De lokale opzichter zorgt voor de stookvergunning en vraagt die tijdig bij de gemeente aan.
- Zorgdragen voor voldoende personeel dit zijn ongeveer 6 tot 8 personen.
- Ondersteuning van een tractor met gierton.
- Nooit branden boven windkracht 3.
- Nooit branden met te weinig personeel.
- Personeel is uitgerust met vuurwapen.
- Nooit branden zonder goede verbindingsmiddelen.
- De verantwoordelijke opzichter stuurt/coördineert het aansteken/brandtempo van de te branden vegetatie.
- Via de lokale media wordt er nadien verslag gedaan van het branden (Boswachter vpr).

Rienk Slings:

Zie boven. Aantal mensen ca 10, uitgerust met vuurwapen en brandschoppen.

Roelof Schuiling:

Afbranden van de vegetatie is een goede beheermaatregel. Als binnen de af te branden heidevegetatie ook Pijpestrootje aanwezig is, dan kan deze na het branden explosief gaan groeien. Indien Pijpestrootje dominant is, heeft branden als verjongingsmaatregel dan ook geen of heel weinig zin. Het is van belang om na het branden te begrazen met schapen en/of runderen. Grazers zorgen ervoor dat de ontwikkeling van o.a. Pijpestrootje wordt afgeremd.

Ad 2.

Bij dominantie van Pijpestrootje kan afbranden als maatregel worden ingezet als voorbereiding op graasbeheer. Oude Pijpestrootje wordt door schapen en runderen niet of zeer slecht begraasd. Dit komt door de lange en harde bloeistengels. Deze steken in neus en ogen. Afbranden van oude pijpestroo maakt dat pijpestroovelden beter begraasd worden. Ook kan vroeger worden begraasd omdat het veld sneller groen wordt. Als alternatief voor branden kan pijpestroo ook worden gemaaid en afgevoerd.

Vaak kan pas op de dag zelf worden besloten om te gaan branden. Het is namelijk van de te voren nooit in te schatten wanneer de omstandigheden geschikt zijn. Alvorens te beginnen met afbranden, wordt de brandweer gealarmeerd. Dit om twee redenen, te weten voorkomen van vals alarm door buitenstaanders en de brandweer weet waar en wanneer er gebrand wordt. Bij calamiteiten kan dan ook door de brandweer snel worden gehandeld. Spreek af wie dan de melding doet. De brandweer weet dan dat er geen sprake is van een vals alarm.

Om te kunnen branden met het gewenste resultaat moet de vegetatie droog zijn. Er mag geen of slechts heel weinig wind zijn om het uit de hand lopen te voorkomen. Tijdens het branden moet met name de windrichting in het oog worden gehouden. Plotseling omlopen van de wind naar een andere richting kan heel vervelende gevolgen hebben. Als is vastgesteld welk perceel wordt gebrand, dienen maatregelen

te worden genomen om te voorkomen dat een grotere oppervlakte dan gewenst, wordt afgebrand. De begrenzing van het af te branden perceel kan op verschillende manieren plaats vinden.

- Rond het af te branden perceel wordt een ongeveer 6 tot 8 meter brede strook gemaaid. Het maaisel wordt met een hooimachine (acrobaat) naar het af te branden perceel geharkt. Vervolgens wordt tegen de wind in het af te branden perceel aangestoken. Om de gemaaide “brandgang” staan een aantal mensen met zgn. vuurzwepen om te zorgen dat het vuur de gemaaide strook niet over kan steken.
- Rond het af te branden perceel wordt een strook van 6 tot 8 meter breed afgebrand. Deze strook zorgt er voor dat het vuur niet naar de omgeving kan uitwijken. Het afbranden van deze brandvrije strook kan op twee manieren:
 - Een persoon werkt langzaam vooruit door de vegetatie aan te steken. Een aantal mensen (2 tot 3) ter linker en ter rechter zijde van de af te branden strook zorgen er met vuurzwepen voor dat het vuur klein wordt gehouden en gedoofd als de strook breed genoeg is. De persoon, die de vegetatie aansteekt, moet goed gedisciplineerd zijn en aanvoelen wat het vuur doet. Als deze persoon geen acht slaat op zijn collega’s achter hem, kan het vuur snel uit de hand lopen.
 - In plaats van het vuur met vuurzwepen in bedwang te houden, kan dezelfde aanpak worden gevolgd als onder a, maar wordt het vuur in bedwang gehouden met water. Het water kan worden aangevoerd in een schone giertank. Door middel van een verloopstuk kan op de giertank een brandweerslang met straalpijp worden aangesloten. Door water kan het vuur klein worden gehouden en geblust.

Als de brandvrije strook klaar is, kan tegen de wind in het af te branden perceel worden aangestoken. Het aantal mensen dat aanwezig moet zijn is afhankelijk van de gekozen methode, maar varieert van ongeveer 4 personen bij methode 2b tot 6 personen bij methode 1 en 2a.

4. Effecten

a. Welke effecten werden door beheerder waargenomen op flora, fauna, vegetatiestructuur, strooisel?

Brand Timmer:

De gebrande terreinen zijn rijk aan grondbroeders als Veldleeuwerik. Afgebrande opslag dient als uitkijkposten voor vogels als Roodborsttapuit, Boomvalk en Koekoek. Dit jaar (2008) opvallend veel heivlinders en in het algemeen lijkt er een veel hoger aantal van bv soorten als de Heidespanner dan op het ook door ons beheerde Doornspijkse heide waar niet wordt gebrand. Voor het roodwild levert een uit branden uitgelopen heide een belangrijke voedingsbron op. Heide die heeft gebloeid wordt doorgaans niet begraasd, na een brand bloeit de heide het eerste jaar niet en biedt dus graasmogelijkheden.

Vermeldenswaard zijn verder toename van Klein warkruid en heel specifiek op de Oldebroekse heide de Kleine wrattenbijter. De relatie met brandbeheer is voor deze soort echter nog niet geheel duidelijk.

Het strooiselpakket is niet noemenswaardig anders, wel is er sprake van bodemvorming, podzolisolatie. Dit is in een terrein waar geplagd wordt heel anders gesteld. Veelal wordt verondersteld dat de heideplant zich thuis voelt op een schrale minerale bodem. Mij persoonlijk lijkt het dat een heideplant daar óók nog kan groeien maar een veel betere groei vertoont op een bodem die rijker is en waar wel is beheerd maar geen onttrekking van voeding heeft plaatsgevonden door plaggen. Groot verschil wordt er waargenomen tussen branden en maaien, gebrande heide herstelt zich veel massaler en beter dan gemaaide heide.

Gerrit Pastink:

De vegetatie / flora herstelde zich heel goed als het maar in combinatie met begrazing werd uitgevoerd. *Molinia* nam sterk af en de heidestruiken kregen weer de overhand. Ook in de Struikhei (op de Lemelerberg) kwam de heide schitterend terug. Op de fauna had het naar ons idee weinig invloed doordat er werd gebrand in de winter. Ook kleine berken- en dennenopslag kan op deze manier goed worden bestreden.

Jap Smits:

In nagenoeg alle gevallen ontwikkelt zich het gewenste vegetatietype.

Rienk Slings:

- a. de vegetatie knapte aanvankelijk sterk op. Alleen het aantal en de bedekking van korstmossen liep achter, maar trok later wel bij. Toch nam ook de vergrassing geleidelijk aan weer toe. Pal na de brand zag ik dat een spitsmuisje het er levend van had afgebracht. Helaas zijn de vegetatieopnames verloren gegaan.
- b. Hier is geen onderzoek naar gedaan. Alleen visuele inspectie. Zeer opvallend was dat de brandplek overging in een struikheiveld! Was de kieming van Struikhei bevorderd door de brand?
- c. Hier (Duvelshoek) is een rapport over verschenen. In het veld viel me op dat de Duindoorn nauwelijks meer terugkwam en dat er al spoedig een fraai duinpaardebloemgrasland verscheen (mede oiv begrazing) (foto beschikbaar). Alle andere struiken liepen weer van de wortelhals uit. Deze brand was zeer heet – dit is een kenmerk van duindoornbranden, aangezien Duindoorn veel etherische oliën bevat die zeer heet branden. Daardoor was alle organische stof onder de duindoorns totaal verdwenen en vond je schoon duinzand onder de struiken (foto beschikbaar). Het later verschenen DP-grasland op zulke plekken was in een pionierstadium, met oa veel Kandelaartje, Smal fakkelgras, soms zeer veel duinviooltjes. Ook kwamen er meer ruderaal begroeiingen tot ontwikkeling o.a. met veel Winterpostelein, Middelst klit, Hondstong, Kromhals, Slangenkruid, Ossentong, Speerdistel, Akkerdistel en Dauwbraam. Ook plaatselijk wat Brandnetel, Stalkaars of Akkerdistel. Purpersteeltje was in de eerste jaren algemeen. Er zijn twee grote exclusies ingericht vlak na de brand, waarvan 1 voor de helft verbrand is. Alle “behandelingen” brand/niet brand; begraasd / niet begraasd zijn in alle combinaties in meervoud aanwezig.

Roelof Schuiling:

Weidevogels broeden de eerste jaren na het branden graag op afgebrande percelen. Na branden mijden reptielen de eerste jaren afgebrande percelen. In de eerste jaren na afbranden kan Wolverlei massaal tot bloei komen.

b. Is een verhoogde/verlaagde kieming na brandbeheer gevonden? Zo ja, bij welke plantensoorten?

Brand Timmer:

In gebrande heide van jongere leeftijd is er een hoger aandeel van kieming van met name Struikhei in vergelijking tot maaien. In gebrande heide van oudere leeftijd is vaak een toename van de vergrassing te zien die na enkele jaren weer afneemt.

Gerrit Pastink:

Zie bij a.

Jap Smits:

Positief zijn ontwikkelingen te noemen van Dop- en Struikhei. Negatief zijn plaatselijk kieming van Zachte en Ruwe berk.

Rienk Slings:

Zie boven voor (c)

Roelof Schuiling:

Niet bekend. In het algemeen wordt aangenomen dat zaden van *Calluna* na branden sneller kiemen. Dit mag misschien blijken uit de ontwikkeling van dode struikheivegetaties na maaien of na branden. Na branden kan het eerstvolgende jaar *Calluna* al bloeien, terwijl dat na maaien enige jaren duurt.

c. Trad na brand snelle (her)vergrassing op? Zo ja, door welke grassoorten?

Brand Timmer:

Vooral: *Molinia*, Witbol, Bochtige smele en Pitrus.

Gerrit Pastink:

Als branden niet werd gevolgd door begrazing trad de *Molina* zeer snel terug

Jap Smits:

Zowel *Molinia* als *Deschampsia*.

Rienk Slings:

- a. Ja, met Duinriet
- b. Nee
- c. Ja in de onbegraasde delen (foto's exclusures)

Roelof Schuiling:

Als voor het branden al Pijpestrootje aanwezig is, kan deze soort zich na branden snel ontwikkelen. Begrazing als vervolgbeheer kan deze ontwikkeling onderdrukken. Indien Pijpestrootje dominant aanwezig is, heeft branden alleen maar zin als het bedoeld is om de vegetatie geschikt te maken voor begrazing.

d. Zijn er voorbeelden bekend van een overdominante hergroei van andere ongewenste plantensoorten? Zo ja, welke soorten?

Brand Timmer:

Vergrassing kan wel eens hardnekkig zijn.

Gerrit Pastink:

nee

Jap Smits:

Soms lokaal wat Rankende helmbloem echter niet noemenswaardig.

Rienk Slings:

Nee

Roelof Schuiling:

Pijpestrootje kan na branden lokaal dominant worden. Als er gebrand is in de nabijheid van bos moet rekening worden gehouden met veel opslag van Grove den en/of Berk.

e. Zijn er voorbeelden te noemen waarin het beoogde effect van branden niet bereikt werd en wat waren de mogelijke redenen hiervoor?

Brand Timmer:

Neen.

Verwacht van éénmalig afbranden van een perceel wat altijd regulier beheerd is echter geen 'wonderen'.

Gerrit Pastink:

Nee

Jap Smits:

Te weinig aansturing van schaapherder of niet opvolgen van instructies door schaapherder.

Rienk Slings:

Ja (a): ontbreken opvolgend beheer

Roelof Schuiling:

Pijpestrootje-vegetaties blijven onveranderd. Branden zal dominantie niet tegengaan.

f. Zijn waarnemingen of gegevens bekend van hoge (onacceptabele) mortaliteit onder faunagroepen?

Brand Timmer:

Neen.

Gerrit Pastink:

Nee

Jap Smits:

Niet waargenomen maar ook niet goed gemonitort. Om grote schade te voorkomen wordt er altijd kleinschalig gebrand. Er wordt van te voren gekeken naar het voorkomen van kwetsbare soorten. Er wordt voor het voorjaar gebrand. Mogelijk treedt er direct na de brand een negatief effect op voor de Dwergmuis. Er worden veel halfverbrande nestjes aangetroffen. Zowel de afwezigheid van nestgelegenheid, dekking, als de hoeveelheid bulkvoedsel zal een negatieve uitwerking op de populatie hebben. E.e.a geldt mogelijk ook voor de diverse aardmuizensoorten.

Rienk Slings:

(c) Ja: Zandhagedis werd er nogal wat van dood gevonden, maar populatie lijkt zich inmiddels wel weer te hebben hersteld

Roelof Schuiling:

Mij niet bekend. Maar branden op het verkeerde moment kan veel schade aanrichten.

g. Is op korte termijn (na 1-3 jaar) verlaagde of juist verhoogde dichtheid van fauna waargenomen na branden? Welke soorten? (ongewervelden, reptielen, vogels)

Brand Timmer:

Onbekend omdat het brandbeheer hier al vele jaren wordt gevoerd. Zinvol zou een vergelijkingsonderzoek met een regulier beheerd terrein met dezelfde schaal en omstandigheden zijn.

Gerrit Pastink:

De kale afgebrande percelen werden heel graag gebruikt door met name Wulp en Grutto

Jap Smits:

Er is weinig over bekend. Er is aan de vogelaars gevraagd goed te kijken naar de abundantie van Veldleeuwerik en Paapje op gebrande percelen. Hierover is nog geen duidelijk beeld. Eerste dagen na het branden een verhoogde activiteit van kraaien en predatie door Torenvalk.

Rienk Slings:

(c) alleen van plan om na 5 jaar dit te laten onderzoeken. Voor ongewervelden. Sinds de brand is de broedvogelstand gemonitord (bmp). Deze gegevens kunnen vergeleken worden met gegevens van voor de brand. 4 jaar na brand vestiging Grauwe klauwier.

Roelof Schuiling:

Op korte termijn heeft branden een gunstig effect op het aantal broedparen weidevogels, o.a. Kievit en Grutto. Deze soorten reageerden gunstig op de aanwezige korte vegetatie. Na verloop van tijd nam het aantal broedparen weer af. Voor veel anderen soorten, o.a. reptielen zijn recent afgebrande percelen niet interessant omdat dekking ontbreekt. Dit geldt echter ook voor maaien en plaggen.

h. Is op lange termijn (5 jaar en later) verlaagde of juist verhoogde dichtheid van fauna waargenomen na branden? Welke soorten? (ongewervelden, reptielen, vogels)

Brand Timmer:

Zie antwoord hierboven.

Gerrit Pastink:

Nee

Jap Smits:

Branden lijkt weinig invloed te hebben op de soortensamenstelling van de mierenfauna (wordt nog verder onderzocht J.Smits & M. v.d. Munckhof). Het lijkt er op dat jonge Dop en Struikhei een grotere aantrekkingskracht heeft op het Heideblauwtje dan oude heide. Mogelijk is de uitbreiding na het branden van de waardmieren *Lasius niger/platythorax* daaraan debet (onderzoek hierna is in 2008 gestart). De zich pas ontwikkelde vegetatie biedt nog te weinig structuur voor de herpetofauna. Wel is er een verhoogde concentratie van levendbarende hagedissen langs de rand van het gebrande perceel waar te nemen. Dit komt waarschijnlijk door de structuurovergang van dichte naar open heide. In de natte laagten wordt oppervlaktewater aan de zon geëxposeerd. Dit stimuleert heikikkers en rugstreeppadden om hun broed daar af te zetten. Mogelijk heeft de korte vegetatie een positief effect op een deel van de bodembewonende entomofauna, omdat de bodem langer warm blijft in tegenstelling tot de bodem onder een dichte Pijpestrootje/Struikhei-vegetatie. Er is sprake van een uitbreiding van het aantal heidegebonden graafbijen en wespen. Als het gebrande perceel regelmatig wordt begraasd zal er tevens een concentratie van uitwerpselen plaatsvinden. Dit heeft een grote aantrekkingskracht op mestkevers (o.a. *Affodius* sp.) In combinatie met de eerdergenoemde toegenomen expositie van de bodem aan de zon zullen deze naar verwachting in aantal en soorten toenemen. Dit geldt ook voor de op Bladsprietkever prederende wespen. Soorten die gebonden zijn aan een relatief hoge vochtigheidsgraad (bijv. het Heidehaantje) zullen daarentegen afnemen. De korte afgebrande en daarna begraasde vegetatie trekt meer konijnen aan. Het lijkt er op dat een aantal aan grasgebonden nachtvinders (spinners) na het verdwijnen van Pijpestrootje in aantal afnemen en dat dagvlinders als Icarusblauwtje, Heideblauwtje, Groentje en Heivlinder tijdens de vegetatieontwikkeling in aantal toenemen. Dit geldt ook voor de aan Pijpestrootje gebonden sprinkhaan het Negertje en de grootste predator van deze sprinkhaan de Wesp- of Tijgerspin.

Rienk Slings:

Zie boven

Roelof Schuiling:

Geen informatie.

i. Bij inzet van vervolgbeheer: Wat zijn de waargenomen effecten van dit vervolgbeheer op de vegetatie-ontwikkeling in vergelijking met ongebrande stukken en gebrande stukken waar geen vervolgbeheer werd ingezet? Noem ook het type van beheer dat als vervolgbeheer ingezet is.

Brand Timmer:

Niet van toepassing.

Gerrit Pastink:

Zie ook boven. Als branden niet wordt gevolgd door begrazing heeft het geen enkele zin.

Jap Smits:

Er wordt alleen maar begrazing ingezet als vervolgbeheer. Soms vindt er na enkele jaren kap van berken en dennenopslag plaats. In ons geval gebeurt dat door eigen personeel (veldmedewerkers) in de wintermaanden of door vaste vrijwilligers. Ervaring leert dat we het voldoende kunnen bijhouden en dat aanvullende maatregelen overbodig zijn. Beide maatregelen hebben een positief effect op de vegetatieontwikkeling. Branden zonder begrazing heeft o.i. geen zin omdat Pijpestrootje en Bochtige smele sterker en dominanter te voorschijn komen dan voor het branden.

Rienk Slings:

(c) begrazing: sterke afname vergrassing en toename structuur (van zand-mos-laag gras-hoog gras- laag struweel-hoogstruweel. Sterke toename bloemrijkdom. Vestiging van enkele zeldzame planten.

Roelof Schuiling:

In alle gevallen die ik ken, werd het branden gevolgd door begrazing met schapen als vervolgbeheer. Door deze begrazing werd met name de ontwikkeling van Pijpestrootje tegen gegaan. In de eerste jaren werd er intensief begraasd. Naarmate de heidevegetatie zich ontwikkelde werd de begrazing steeds extensiever.

- j. Is bij een of meer van uw beheerd uitgevoerde branden ooit wetenschappelijk onderzoek uitgevoerd naar de effecten hierop? Zo ja:**
- a. Door welke persoon/instantie
 - b. Op welk aspect had het onderzoek betrekking (bijv brand-verloop, bodemstructuur, bodemchemie, effecten op planten, ongewervelden, gewervelden)
 - c. Wat waren de resultaten hiervan? Zijn deze gepubliceerd?

Brand Timmer:

Ja, deze onderzoeken zijn reeds bij jullie bekend en in bezit.

Gerrit Pastink:

Nee. De toenmalige herder beheerde al 50 jaar op deze manier met een prima resultaat.

Jap Smits:

Ja. In 1990/1992 door Alterra (kensoorten onderzoek o.l.v. Henk Siepel). In 2008 door St. Bargerveen (Vogels e.a.)

Rienk Slings:

- a. door PWN. Gegevens verloren gegaan
- b. neen
- c. "nulmeting" evertibraten door St Bargerveen. Mieren door Peter Boer. Vegetatie en vegetatieontwikkeling door PWN. Alterra deed een veldmeting naar het effect van de brand op het organische stofgehalte van de bodem. (Wieger Wamelink)

Roelof Schuiling:

Medio jaren '80 van de vorige eeuw is er op het Dwingelderveld onderzoek gedaan. Het onderzoek is destijds uitgevoerd door Herbert Diemont, destijds werkzaam bij het RIN. De onderzoeksresultaten zijn destijds gepubliceerd. Tijdens het onderzoek is gekeken naar het brandverloop en het verlies van mineralen.

Interview met Henk Beije 09-10-2008

Aanwezig:

Henk Beije (DK-LNV)

Loek Kuiters (Alterra)

Joost Vogels (Stichting Bargerveen)

De vader van Henk werkte bij Natuurmonumenten als beheerder van o.a. het heidegebied Kampina. Henk Beije heeft in de jaren dat hij daar woonde van 1950-1980 veel in het gebied rondgestruind en gewerkt en heeft daar toen ook de nodige ervaringen opgedaan met de daar toen veelvuldig voorkomende, (voor een deel aangestoken) branden. Zijn vader was daarnaast hoofd van de bosbrandweer, waardoor zij nauw betrokken waren bij de bestrijding van deze branden. Daarbij werd de hulp van boeren ingeschakeld, in de laatste jaren soms uitgerust met giertank gevuld met bluswater.

In de periode 1965-1969 was een pyromaan actief die verantwoordelijk was voor het aansteken van honderden branden in het terrein gedurende het hele jaar werden deze aangestoken en in elk vegetatietype kwamen deze voor (heide, maar ook bos, gagelstruweel, etc). Vanwege de grote alertheid bleven deze branden meestal beperkt tot kleine oppervlakten. In de overige jaren kwamen ook grote branden voor tot soms 100 ha, waarbij meermalen o.a. het leger werd ingeschakeld. Het interview beperkte zich tot de effecten van branden op heidevegetaties en met name van de verschuivingen die Henk heeft waargenomen in de regenererende vegetatie na branden door de jaren heen.

Regeneratie van heidebegroeiing na brand vóór en na 1965: het effect van verhoogde N-depositie

De heidegebieden in Brabant zijn eeuwenlang intensiever gebruikt dan elders, vooral vanwege een hogere bevolkingsdruk. Dit maakte dat de bodem destijds bijzonder arm was aan nutriënten. De periode waarop de aangestoken branden optraden ligt midden in de periode dat de depositie van stikstof uit de atmosfeer invloed begon te krijgen op heidebegroeiingen. Dit was duidelijk te zien in de reactie van de vegetatie op een brand.

Henk stelt dat in de periode dat er nog nauwelijks sprake was van verhoogde N-depositie, het branden van heidevegetatie een risicoloze maatregel was voor verjonging van heide. In de meeste gevallen had brand enkel een verjongend effect op de daar aanwezige vegetatie. Vergrassers als Bochtige smele waren in deze tijd nog geheel afwezig op de heide, na brand liepen heidestruiken weer uit en namen weer snel dominantie in. Soms was in de vroege successie een ijle begroeiing van Pijpestrootje aanwezig, deze werd in de daaropvolgende jaren verdrongen door Dophei en daarna door Struikhei. In deze periode was op de Kampina geen begrazingsbeheer door schapen of runderen (schapen waren al begin 19e eeuw van de heide verdwenen), reeën waren in die tijd afwezig of slechts in zeer lage dichtheden aanwezig. Alleen het konijn was als grazer aanwezig, populaties van deze soort fluctueerden in die periode sterk als gevolg van myxomatose-epidemieën. Er kan dus gesteld worden dat brandbeheer zonder aanvullende begrazing als effectieve maatregel ter verjonging van de heidevegetatie ingezet kon worden.

In deze “brandheiden” waren opvallend veel weidevogels aanwezig. Soorten als Grutto, Kievit, Tureluur, Wulp en Watersnip waren alle veelvuldig als broedvogel in deze terreindelen aanwezig. Onbekend is of zij ook op deze delen foerageerden of dat zij voor hun voedselbehoefte van nabijgelegen landbouwgebieden gebruik maakten. Of het Korhoen ook meer gebruik maakten van gebrande heidebegroeiingen is niet bekend. Van verschillende prooi-soorten en dichtheden hiervan in de gebrande heidevegetaties is helaas geen informatie beschikbaar.

Na 1965-1970 kwam een omslag in de successie na het optreden van branden. Branden had ná 1970 een ander effect op de heidevegetatie dan in de voorafgaande

periode. Er trad vergrassing op door Pijpestrootje, deze handhaafde haar dominante positie. Vergrassing na brand is volgens Henk Beije dus primair een effect van een verhoogde nutriëntstatus in de bodem, en geen direct effect van branden zelf. Wanneer men in de huidige tijd brandbeheer in wil zetten moet wel rekening gehouden worden met vergrassing en dient vervolfbeheer door bijvoorbeeld grazers ingezet te worden.

Jaren nadat de pyromaan betrapt was en de talloze aangestoken brandjes niet meer optraden is door de beheerder enkele malen een brandexperiment uitgevoerd. Deze was uitgevoerd in een heidevegetatie op een haarpodzol en op op voormalig stuifzand. Tijd van uitvoering was in de zomer. De uitkomsten van deze experimenten waren negatief, er trad grootschalige vergrassing op. Mogelijke redenen voor deze vergrassing waren de eerder genoemde N-depositie, maar ook de hoge leeftijd van de heidestruiken, die niet meer in staat waren om vegetatief te regenereren. Doordat dit zomerbranden betrof die bovendien op droge zandgrond waren uitgevoerd, heeft de temperatuur in de bodem waarschijnlijk dermate hoge waarden behaald dat de zaadbank ook grotendeels vernietigd werd.

Gedetailleerde informatie over een grote heidebrand uit 1961 - mogelijk uitspoelingseffect door branden

In het zuidoostelijk deel van Kampina werd in 1961 een fors deel van de heide door brand verzwolgen. Een deel van dat oppervlak betrof een heidevegetatie waarvan de bodem in het verleden (2^e helft 19^e eeuw) was omgewerkt met het doel om naaldbos in te planten. Vanaf ca. 1970 zou blijken dat op deze verstoorde bodems, evenals op plekken met oude karresporen, het eerst de vergrassing zou gaan toeslaan. Op het moment van de brand in 1961 was daarvan echter nog weinig sprake. In het verbrande gedeelte verschijnt aanvankelijk een behoorlijke bedekking met Pijpestrootje, in sterk contrast met het gedeelte dat niet was verbrand. Na enkele jaren draait dit beeld echter radicaal om: de Pijpestrootje op de gebrande delen wordt verdrongen door Dophei en (daarna) Struikhei, terwijl de gemengde Dophei/Struikhei vegetatie die niet was gebrand (maar wel met een gestoord bodemprofiel) juist volledig dichtliep met Pijpestrootje rond 1970. Volgens Henk is dit een sterke aanwijzing dat branden in deze periode nog een vertragend effect had op het vergrassings- en bijbehorend eutrofiëringsproces. In de loop van de jaren '70, toen de depositie sterk toenam, is de heidevegetatie in het gebrande terreingedeelte alsnog gaan vergrassen, evenals de heide die niet was gebrand in 1961 maar met een ongestoord bodemprofiel. Henk Beije heeft van meerdere tijdstippen binnen deze periode luchtfoto's van het genoemde terreindeel.

Mogelijke aanwijzing van traditioneel brandgebruik op de Kampinasche hei

Een verbrande heidevegetatie liet een merkwaardig patroon zien, iets wat voor de brand niet duidelijk zichtbaar was als gevolg van de gesloten struiklaag. De aanwezige planten stonden niet willekeurig verspreid, maar stonden in rijen gerangschikt, met een tussenruimte van zo'n anderhalve meter. Toentertijd kon hiervoor geen goede verklaring gevonden worden, maar onlangs heeft Henk bij een excursie in België de mogelijke verklaring voor dit fenomeen gevonden. In de Belgische heidestreek waren heidevlakken die ver van de woonkernen verwijderd lagen niet geschikt om struiken en strooisel te vergaren; het loonde niet om deze grote hoeveelheden strooisel en vegetatie over grote afstanden te vervoeren. In plaats daarvan werd door de boeren een vlak heide afgebrand, vervolgens werd de as op richels geharkt en op de kar geladen. Op deze wijze konden nutriënten in geconcentreerde vorm naar de stal en akker vervoerd worden. Onbekend is via welk mechanisme de heidestruiken in rijen zijn gaan groeien. Onbekend is of dit op de geharkte delen plaatsvond (hier zullen veel zaden aan de oppervlakte gekomen zijn, mogelijk waren vochtcondities hier optimaal) of juist op de plaatsen waar de as op richels gezet werd (mogelijk waren kiemingscondities hier optimaal als gevolg van een hoge concentratie aan spore-elementen en hoge bufferstatus). Of deze waarneming inderdaad een dergelijk brandgebruik betrof, en zo ja, of dit gebruik in meer heidegebieden in de Kempen plaats heeft gevonden is tot op heden echter niet opgehelderd.