

Effecten van brand op bodem en vegetatie in dennenbossen van voedselarme zandgronden bij Kootwijk

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van de programmaleider van DWK-programma 381, Functievervulling Bos, Natuur en Landschap.

**Effecten van brand op bodem en vegetatie in dennenbossen van
voedselarme zandgronden bij Kootwijk**

**R.H. Kemmers
G.M. Dirkse
M. Hille †
P. Mekkink**

† In Memoriam Marco Hille, 1976-2004

Alterra-rapport 1028

Alterra, Wageningen, 2005

REFERAAT

Kemmers, R.H., G.M. Dirkse, M. Hille en P. Mekking, 2005. *Effecten van brand op bodem en vegetatie in dennenbossen van voedselarme zandgronden bij Kootwijk*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1028. 57 blz.; 17 fig.; 15 tab.; 20 ref

Door atmosferische stikstofdepositie zijn veel bossen van de arme zandgronden vermist en in hun verdere successie verstoord. In een voedselarm dennenbos op zandgrond is onderzocht of door brand de overmaat aan stikstof die in de strooisellaag ligt opgeslagen kan worden teruggedrongen en de bosontwikkeling kan worden teruggezet naar een voedselarme pionierfase. Het onderzoek werd uitgevoerd bij Kootwijk waar in 1995 een bosbrand woedde. De vegetatie- en bodemkundige toestand van voor de brand, één en negen jaar na de brand werd geanalyseerd. Een belangrijke conclusie is dat brand eerder tot een verrijking van de bodem leidt dan tot een verschraling. Door brand vindt een verplaatsing van elementen van ectorganische naar endorganische horizonten plaats. Weliswaar verdwijnt er in zijn totaliteit stikstof, maar direct na de brand is de bodem sterk verrijkt met kalium, ammonium en fosfaat en in zuurgraad gedaald. Bovendien wordt het beschikbaar gekomen ammonium door micro-organismen vastgelegd in organische stof wat daardoor een rijk karakter krijgt. Dit effect is negen jaar na de brand nog steeds aanwezig. Het laten staan van de necromassa na de brand, zoals in Kootwijk plaatsvond, draagt niet bij aan het terugzetten van de vegetatiesuccessie naar een initieel schraal stadium, maar wel aan de diversiteit van bodemeigenschappen.

Trefwoorden: Stikstofdepositie, naaldbos, arme zandgronden, strooisellaag, brand, mineralisatie, verrijking, nutriënten, ammonium, zuurgraad.

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 1028. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Methoden	15
2.1 Studiegebied	15
2.2 Globale werkwijze	16
2.3 Bodemonderzoek	18
2.3.1 Bodembemonstering	18
2.3.2 Bodemanalyses	19
2.3.3 Statistische methoden	20
2.4 Quantification of dead wood and mineral amounts	21
2.5 Vegetatiekundig onderzoek	21
2.6 Indirecte gradiënt analyse	22
3 Resultaten bodemonderzoek	23
3.1 Organische stof als voorspeller voor elementgehalten	23
3.1.1 Correlatieve verbanden	23
3.1.2 Conclusie	24
3.2 Ruimtelijke verschillen	24
3.2.1 Verbrande horizonten	24
3.2.2 Minerale horizonten	25
3.2.3 Conclusie	26
3.3 Veranderingen in de tijd	26
3.3.1 EGV en pH	26
3.3.2 Elementvoorraden bodem	28
3.3.2.1 Bemonstering	28
3.3.2.2 Organische stof	28
3.3.2.3 Stikstof	29
3.3.2.4 Ammonium	30
3.3.2.5 C/N verhouding	30
3.3.2.6 Fosfor	32
3.3.2.7 N/P verhouding	33
3.3.2.8 Kalium	34
3.3.2.9 Ammonium/kalium verhouding	35
3.3.3 Discussie	35
3.3.4 Conclusies	36
3.4 Dead wood	37
3.4.1 Mass and mineral amounts	37
3.4.2 Discussion	38
3.4.3 Conclusion	39

3.5	Bodemdiversiteit	40
3.5.1	Veranderingen in de tijd	40
3.5.2	Conclusie	40
4	Resultaten vegetatiekundig onderzoek	41
4.1	Ontwikkeling van de vegetatie in de periode 1996-2004	41
4.1.1	Milieuindicaties	41
4.1.2	Ordinatie	42
4.1.3	Conclusie	43
4.2	Ontwikkeling vegetatie in relatie tot bodemfactoren na brand	45
4.2.1	Indirecte gradiëntanalyse	45
4.2.2	Discussie en hypothesevorming	45
4.2.3	Conclusies	47
5	Conclusies en consequenties voor praktijk	49
	Literatuur	51
	Bijlage 1 Codering opname- en transectnummers	53
	Bijlage 2 Resultaten bodemchemische analyses 1996 en 2004	55
	Bijlage 3 Vegetatietabel	57

Woord vooraf

Dit rapport is het verslag van een project waar een lange historie aan vooraf gaat. In de eerste helft van de 90-er jaren van de vorige eeuw werd in het Nieuw Millingerzand nabij Kootwijk een groot onderzoek uitgevoerd naar de bijdrage van grote grazers in de bestrijding van de effecten van verzuring en vermesting van bossen. De belangrijkste onderzoeksvraag daarbij was in hoeverre de stagnerende successie in arme naaldbossen als gevolg van vergrassing door atmosferisch stikstofdepositie met begrazing kon worden doorbroken. Onderdeel van het project was een uitvoerige bodemkundige analyse van pH, organische stof en elementvoorraden in verschillende bodemhorizonten.

Kort na afronding van dit project brak een bosbrand uit in een pal ernaast gelegen deelgebied. Hierdoor werd met name door Henk Koop van het voormalige IBN-DLO de discussie aangewakkerd in hoeverre brand een effectief middel zou kunnen zijn om de stagnerende successie in deze naaldbossen te doorbreken. Immers door brand zou een belangrijk deel van de overmaat aan stikstof die in de sterk vergraste zode ligt opgeslagen, verdwijnen naar de atmosfeer. Er werd zelfs gedacht aan de mogelijkheid van gecontroleerd branden als effect gerichte maatregel. Hier deed zich een uitstekende kans voor effecten van bosbrand te onderzoeken via langjarige monitoring. De geesten bleken echter nog niet rijp hiervoor en onderzoeksvoorstellen werden niet gehonoreerd.

Gelukkig waren in die tijd de twee stagiaires Heidi Smit en Melchert Meijer bereid in het eerste jaar na de brand pq's uit te zetten en bodems te bemonstern in de brandvlakte. Weliswaar konden nog wat 'illegale' financiën gevonden worden om monsters te analyseren, maar interpretatie daarvan was niet meer mogelijk.

Tenslotte bleek de ingeving om het brandonderzoeksvoorstel nog maar eens in te dienen naar aanleiding van een call voor onderzoek uit DWK-programma 395 gehonoreerd te worden door de begeleidingscommissie. Lang gewacht, stil gezwegen, nooit gedacht, toch gekregen !

† Kort voor het verschijnen van dit rapport kwam Marco Hille, een van de mede-auteurs, door een dramatisch ongeval om het leven. Ter nagedachtenis is dit rapport aan hem opgedragen.

Samenvatting

In toenemende mate is er belangstelling voor de betekenis van bosbrand bij het beheer van dennenbossen van de zeer voedselarme zandgronden. In deze bossen is door stikstofdepositie een sterke strooiselaccumulatie en grasontwikkeling opgetreden, waardoor de biodiversiteit is afgenomen en de natuurlijke successie zou stagneren. Brand zou kunnen bijdragen aan het afvoeren van de voorraad stikstof die in het strooisel ligt opgeslagen, waardoor de successie zou worden teruggezet naar een initiële voedselarme situatie. Er is nog onvoldoende kennis beschikbaar of en hoe snel het karakteristieke voedselarme bostype zich herstelt na een bosbrand.

In augustus 1995 woedde op het Millingerzand in de boswachterij Garderen bij Kootwijk een bosbrand. Dit gebied is bodemkundig/vegetatiekundig te typeren als zeer voedselarm grove dennenbos op arm stuifzand. De bodem- en vegetatiekundige uitgangstoestand vòòr en direct na de brand van het gebied is door toeval uitstekend gedocumenteerd. In het Millingerzand is na de brand gekozen voor een beheer waarbij een spontane successie, zonder ruimen van de verbrande vegetatie, kan verlopen.

Het onderzoek had tot doel de vegetatie- en bodemontwikkeling sinds de brand vast te stellen door vergelijking van vegetatieopnamen en die in verband te brengen met veranderingen in voedingsstoffenvoorraden in de bodem. Daarnaast werd referentieonderzoek verricht in niet verbrande aangrenzende delen. Een belangrijke achterliggende doelstelling was een verkenning van mogelijkheden voor gecontroleerd branden als beheersmaatregel in sterk vermeste arme bossen op zandgrond.

Het verbrande terrein wordt aan de noordzijde begrensd door een gebied waar in de jaren negentig van de vorige eeuw onderzoek werd verricht naar effecten van bosbegrazing. Beide gebieden maken deel uit van een geomorfologisch complex van landduinen en uitgestoven laagten en zijn onderling goed vergelijkbaar. De blanco (niet begraasde) terreindelen van het begrazingsonderzoek zijn vegetatie- en bodemkundig goed gedocumenteerd, zodat zij als referentie konden dienen voor de uitgangstoestand van het verbrande terrein. Voor de brand bestond het gebied voor een belangrijk deel uit een 1^e generatie dennenbos. De ondergroei werd gekenmerkt door dominantie van bochtige smele. Plaatselijk kwamen recent vastgelegde stuifzanden voor die begroeid waren met een korte vegetatie van korst- en bladmossen en buntgras. De bodems onder de dennenopstanden worden gekenmerkt door een dik strooiselpakket met goed ontwikkelde L-, F- en H-horizonten, waarin de belangrijkste nutriëntenvoorraad ligt opgeslagen.

Direct na de brand werden in het gebied een aantal gemarkeerde transecten zodanig uitgezet voor monitoring, dat een maximale ruimtelijke variatie werd doorsneden. Er werden landduinen en uitgestoven laagten onderscheiden. Binnen de landduinen werd nader onderscheid gemaakt tussen de top, de helling en de voet. Vervolgens

werd onderscheid gemaakt naar aangeplant of spontaan bos en tenslotte naar veel of weinig sterfte van bomen na de brand. In de transecten werden pq's aangelegd en met GPS werden de coördinaten vastgelegd. Een jaar na de brand werden de pq's vegetatiekundig opgenomen en bodemkundig bemonsterd. Deze opnamen werden in 2004 herhaald. Eenvoudige bodemchemische eigenschappen (Org. stof, pH, EGV) werden in negen individuele monsters per pq geanalyseerd, zodat statistisch getoetst kon worden op ruimtelijke verschillen. Voor moeilijker te bepalen eigenschappen (N_{tot} , P_{tot} , uitwisselbare basen) werd per pq één mengmonster samengesteld uit 9 subsamples en geanalyseerd. Bij de bemonstering werd onderscheid gemaakt naar V-horizonten (verbrande restanten van de L-, F- en H-horizont) en Ah-horizonten. In 2004 werd bij de pq's bovendien een schatting gemaakt van de voorraad dood hout, dat als necromassa in de loop der jaren na de brand op de bodem was geaccumuleerd.

De oude opnamen van 1996 en de recente opnamen uit 2004 zijn gebruikt voor een indirecte gradiëntanalyse (correspondentieanalyse), waarbij de vegetatieopnamen geordend zijn langs een aantal ordinarie-assen. Vervolgens werd gezocht naar correlaties tussen ordinarie-assen en bodemvariabelen.

Het blijkt dat een jaar na de brand de voorraad organische stof in minerale horizonten van landduinen nog steeds hoger is dan in uitgestoven laagtes. Binnen beide geomorfologische eenheden konden geen systematische verschillen in bodemeigenschappen worden vastgesteld door de intensiteit van de brand, de aard van de opstand of de positie (top, helling of voet van een landduin).

Omdat op de uitgestoven laagten nauwelijks bos aanwezig was, werd het onderzoek naar effecten van bosbrand verder beperkt tot de beboste landduincomplexen. In het landduincomplex was een jaar na de brand de gemiddelde hoeveelheid beschikbare mineralen en de pH hoger dan voor de brand. Negen jaar na de brand zijn beide parameters weer lager geworden. Een jaar na de brand is ca. 65% van de organische stofvoorraad en 28% van de stikstofvoorraad uit de bodem naar de atmosfeer verdwenen. Fosfor verdwijnt niet naar de atmosfeer, zodat de voorraad in de bodem gelijk blijft. Door brand vindt een verplaatsing van elementen van ectorganische naar endorganische horizonten plaats. Door verbranding wordt organische stof in de ectorganische laag gemineraliseerd en wordt de onderliggende endorganische laag met mineralen zoals ammonium, fosfaat en kalium verrijkt. Dit uit zich in een toename van de pH en de basenverzadiging.

Negen jaar na de brand zijn de voorraden weer op hetzelfde niveau (organische stof) of zelfs hoger dan het oorspronkelijke niveau (stikstof, fosfor, kalium). De voorraden ammonium zijn met name in de endorganische laag weer sterk gedaald maar nog steeds hoger dan in de uitgangssituatie. Ammonium lijkt te worden ingebouwd door micro-organismen in de organische stof, waardoor een sterk met stikstof verrijkte organische stof is gevormd (lage C/N verhouding) ten opzichte van de uitgangssituatie. De voorraad uitwisselbaar kalium is na negen jaar, waarschijnlijk als gevolg van uitspoeling, gedaald, maar nog steeds groter dan in de uitgangssituatie.

De toename van de hoeveelheid totaalstikstof sinds de brand (ca.49 kgN.ha⁻¹.jr⁻¹) is hoger dan uit atmosferische depositie verklaard lijkt te kunnen worden. De toename van organische stof, fosfor en kalium sinds de brand kan slechts voor een deel verklaard worden door transfer van elementen uit de necromassa (na de brand afgestorven bomen) naar het bodemcompartiment. Mogelijk zijn echter de elementgehalten van dood hout onderschat.

Op korte termijn wordt de variatie aan bodemeigenschappen door brand vereffend. Op de middellange termijn (10 jaar) is de variatie door brand sterk toegenomen en groter dan voor de brand.

Kort na de bosbrand was er in het bestudeerde gebied een opleving van onkruiden en mossen van brandplekken. De begroeiing van een jaar na de brand indiceert een veel hogere stikstofbeschikbaarheid en minder zure omstandigheden dan de huidige begroeiing. De onkruiden zijn echter in 2004 weer verdwenen, de moslaag sloot zich en bomen verschenen weer. Het bos zal zich hoogst waarschijnlijk ontwikkelen als een gemengd bos van Zomereik, Ruwe berk en Grove den. De ondergroei zal bestaan uit Wilde Lijsterbes, Blauwe bosbes, stekelvarens en Bochtige smele. Deze ontwikkeling leidt tot een thans algemeen bostype op de arme zandgronden. Een ontwikkeling naar een korstmossen-dennenbos ligt niet voor de hand aangezien de depositie van stikstof te hoog is

Uit de indirecte gradiëntanalyse kan worden geconcludeerd dat de vegetatie kort na de brand reageert op verrijking van de bodem met ammonium en een pH effect. Op standplaatsen waar voor de brand duinen aanwezig waren met een goed ontwikkelde boomlaag is het ammonium effect sterker dan op uitgestoven laagtes met nauwelijks bosontwikkeling voor de brand. In de negen jaar na de brand heeft de vegetatie vooral gereageerd op een teruggelopen aanbod van ammonium, een intredende verzuring en schaduwwerking. Daarbij treedt er een differentiatie op naar vegetaties die afhankelijk zijn van lichte omstandigheden op jonge weinig verweerde bodems en vegetaties die voorkomen op schaduwrijkere plekken op oudere licht verzuurde bodems.

Een belangrijke implicatie van de gevonden resultaten is de conclusie dat brand eerder tot een verrijking van de bodem leidt dan tot een verschraling. Daarmee is het beoogde effect van gecontroleerd branden als mogelijke effectgerichte maatregel tegen vermessing twijfelachtig. Wel blijkt uit het onderzoek dat negen jaar na de brand van alle elementvoorraden de spreiding rond de gemiddelde waarden is toegenomen. Dit betekent dat er bij het gevoerde beheer (niet ruimen van necromassa na een brand) een groter scala aan abiotische condities is ontstaan door de brand, hetgeen een blauwdruk kan zijn voor meer biodiversiteit (flora en fauna elementen).

1 Inleiding

Probleemstelling

De typische dennenbossen van de zeer voedselarme zandgronden zijn de afgelopen decennia door stikstofdepositie en bodemverzuring steeds rijker en zuurder geworden. Dit uit zich o.a. in een sterke strooiselaccumulatie en vergrassing, waardoor de biodiversiteit afneemt en de natuurlijke successie wordt verstoord.

In de praktijk van het bosbeheer wordt gezocht naar beheersmaatregelen die kunnen worden ingezet tegen deze ongewenste ontwikkeling. De belangstelling gaat daarbij vooral uit naar maatregelen waarmee gestuurd kan worden in het verloop van spontane processen. Zo is in de 90-er jaren van de twintigste eeuw onderzocht in hoeverre bosbegrazing kan worden ingezet bij het afvoeren van de overmaat aan geaccumuleerde voedingsstoffen in deze arme bostypen (Van Wieren et al., 1997).

In toenemende mate is er ook belangstelling voor de betekenis van bosbrand bij het beheer van deze arme bosgemeenschappen. Brand zou kunnen bijdragen aan het afvoeren van de voorraad stikstof die in het strooisel ligt opgeslagen, waardoor de successie zou worden teruggezet naar een initiële voedselarme situatie. Er is nog onvoldoende kennis beschikbaar of en hoe snel het karakteristieke voedselarme bostype zich herstelt na een bosbrand.

Achtergrond

In augustus 1995 woedde in de boswachterij Garderen nabij Kootwijk een bosbrand op het Nieuw Millingerzand. Dit gebied is bodemkundig/vegetatiekundig te typeren als zeer voedselarm grove dennenbos op arm stuifzand. Het gebied is identiek aan het pal ernaast grenzende compartiment van het Groot-Begrazingsexperiment (1989-1995; Van Wieren et al., 1997) waarvan de bodemkundige toestand (voorraden C, N en P, alsmede de zuur- en basentoestand) uitvoerig is gedocumenteerd (Kemmers et al., 1996, Smit, 1996). In 1996, circa een half jaar na de brand, is een meetnet ingericht voor de monitoring van de vegetatiekundige en bodemkundige ontwikkeling en is zowel de vegetatiekundige als de bodemkundige toestand vastgelegd. De uitgangstoestand van vòòr en direct na de brand van het gebied is daardoor uitstekend gedocumenteerd (Meijer zu Schlochtern, 1996; Smit 1996).

Effecten van brand op bodem- en vegetatieontwikkeling zijn vrij goed onderzocht voor boreale en mediterrane bossystemen. Voorzover in Nederland gevolgen van bosbrand zijn onderzocht betreft dit de wat rijkere zandgronden, waar belangrijke nutriëntenvoorraden juist in de bodem liggen opgeslagen in plaats van in het strooisel. Met name zijn de effecten van brand op de middellange termijn (>10-20 jaar) onderzocht (o.a. Visser, 2000). De meest dynamische ontwikkeling voltrekt zich waarschijnlijk echter in de eerste jaren na de brand. Het gangbare bosbeheer na brand is gericht op het ruimen van de verbrande bomen. In het Millingerzand is echter bewust gekozen voor spontane successie zonder ruimen van de verbrande vegetatie. Van beide situaties zijn vrijwel geen gegevens bekend.

Onderzoeksdoel

Het onderzoek had tot doel de korte-termijn-ontwikkeling (<10 jaar) van de vegetatie en een aantal bodemvariabelen vast te stellen na brand in een arm dennenbos op stuifzand. Concrete doelstelling waren

1. Kwantificering van het verschil in de voedingsstoffenvoorraad in de bodem voor en één jaar na een brand
2. Kwantificering van de voedingsstoffenaccumulatie in de eerste negen jaren (middellange termijn) na een brand om daarmee een beeld te krijgen van de successiesnelheid van dit bostype.
3. Analyse van de ecologische ontwikkelingen (vestiging en groei van boomsoorten en andere karakteristieke soorten) in relatie tot de abiotische ontwikkelingen. Een belangrijke doel is antwoord op de vraag of bosbrand in een Grove-dennenbos op arme zandgrond een Korstmossen-Dennenbos kan opleveren.

De resultaten van het onderzoek kunnen een bijdrage leveren aan kennis voor de beheerspraktijk om te kunnen inspelen op spontane processen zoals brand voor het realiseren van beheersdoelstellingen (biodiversiteit, karakteristieke doeltypen).

Met het onderzoek wordt tevens kennis ontwikkeld waarmee de mogelijkheden van gecontroleerd branden als beheersmaatregel voor de ontwikkeling van natuurdoeltypen kunnen worden verkend. Beleidsmatig kan het onderzoeksresultaat bijdragen aan de ontwikkeling van een visie op bosbrandpreventie en –bestrijding.

Het onderzoek heeft zich beperkt tot de case study van het Millingerzand. Effecten van brand op fauna-elementen zijn niet in beschouwing genomen.

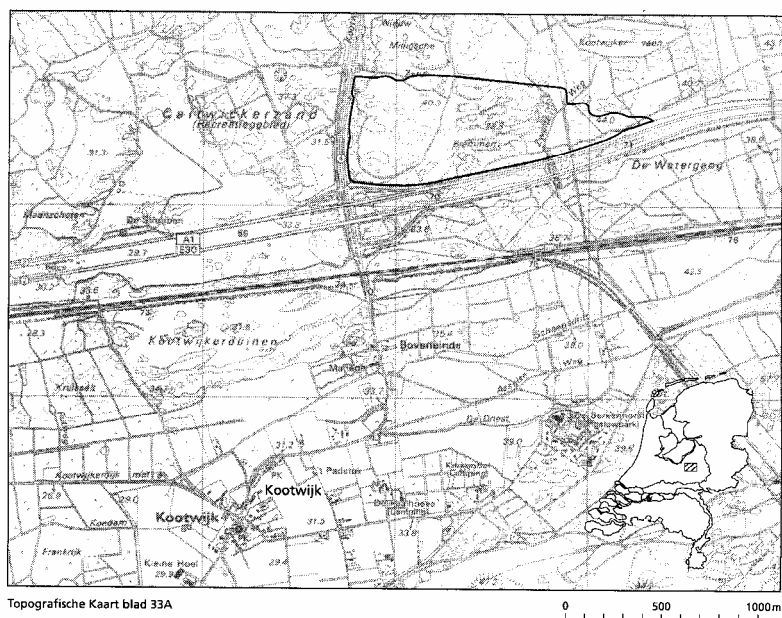
2 Methoden

2.1 Studiegebied

Het gebied waar in 1995 de bosbrand heeft gewoed, behoort tot de boswachterij Garderen (zie Figuur 1) en is gelegen ten noordoosten van het kruispunt van de A1 en de N302. Aan de noordzijde wordt de brandvlakte begrensd door een gebied waar in de periode 1990-1995 onderzoek werd gedaan naar effecten van bosbegrazing (Kemmers et al. 1996). Beide onderzoeksgebieden behoren bodemkundig tot de stuifzandgronden bestaande uit de Formaties van Twente (pleistocen) en Kootwijk (holoceen) en worden geomorfologisch gekarakteriseerd door landduinen en uitgestoven laagten.

Rond 1880 bestond het gebied nog vrijwel geheel uit zandverstuivingen. In 1926 zijn deze gronden ontgonnen en beplant met Grove den. Voor de brand bestond het gebied voor een belangrijk deel uit een 1^e generatie dennenbos. De ondergroei werd gekenmerkt door dominantie van bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*). Plaatselijk kwamen recent vastgelegde stuifzanden voor die begroeid waren met een korte vegetatie van korst- en bladmossen en buntgras.

De bodems onder de dennenopstanden worden gekenmerkt door een dik strooiselpakket met goed ontwikkelde L-, F- en H-horizonten, waarin de belangrijkste nutriëntenvoorraad ligt opgeslagen (Kemmers et al. 1996).



Figuur 1 Ligging van het onderzoeksgebied met contouren van de brandvlakte

2.2 Globale werkwijze

Het onderzoek was zodanig opgezet dat beschikt kon worden over bodem- en vegetatiegegevens van vòòr de brand (referentie), één jaar na de brand en negen jaar na de brand, zodat de ontwikkeling van bodem- en vegetatieparameters in de tijd kon worden gevolgd. Niet alleen kon daarmee het effect van brand worden bestudeerd (referentie vs. 1 jr), maar ook het herstel na de brand (1 jr. vs. 9 jr).

Referentie

Als referentie van de toestand vòòr de brand werd de bodemkundige informatie gebruikt die in de periode 1990-1994 werd verzameld in het kader van het bosbegrazingsonderzoek. Hoewel dit niet tot het verbrande deelgebied behoort, grenzen de deelgebieden aan elkaar en zijn deze gegevens wel afkomstig uit hetzelfde stuifzandencomplex.

Vegetatiekundige informatie werd in 1996 en 2004 verzameld in niet verbrande zones rond het verbrande areaal. Daarbij is verondersteld dat de vegetatiekundige verandering in de periode 1996-2004 niet wezenlijk veranderd is in een 70 tot 80 jaar oud Dennenbos.

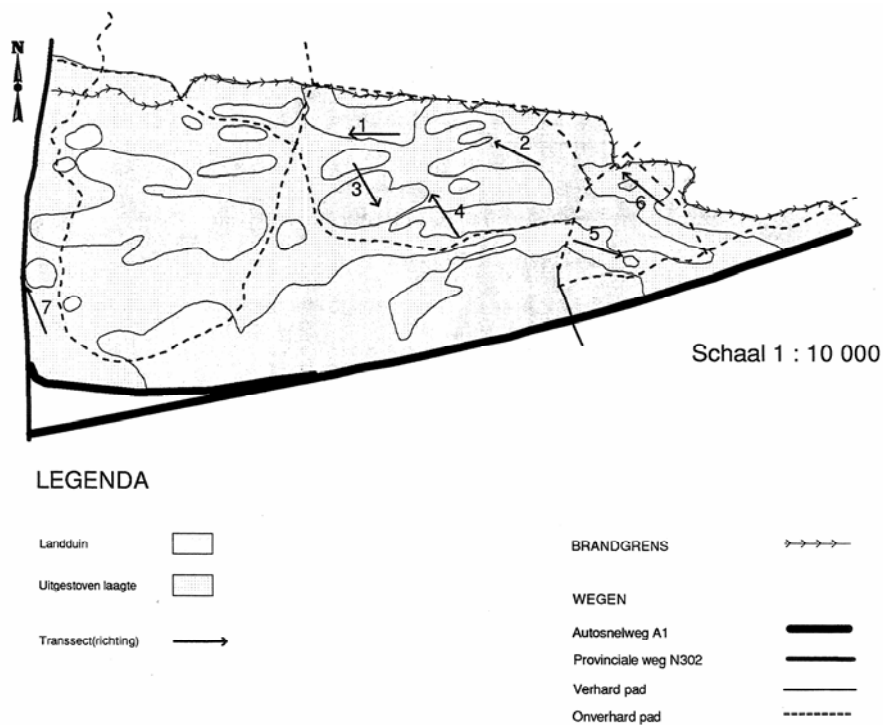
Daar beide deelgebieden aan elkaar grenzen werden de verzamelde bodem- en vegetatiemonsters beschouwd als steekproefmonsters uit dezelfde populatie.

De toestand één en negen jaar na de brand

Kort na de brand zijn in 1996 transecten uitgezet (Figuur 2). De transecten doorsneden in totaal een zevental strata (combinaties van landvorm, begroeiingstype, en % bossterfte na brand; Smit 1996). De transecten werden gemarkeerd en x-y coördinaten werden vastgelegd. Op gemarkeerde coördinaten (magneet) werden bodemmonsters genomen (Smit, 1996) en vegetatiegegevens verzameld (pq's) (Meijer zu Slochteren en Koop, 2000). Achteraf bleek dat bij de pq's voor vegetatieopnamen in 1996 enigszins is afgeweken van de transecten. Wel waren de locaties voldoende gedocumenteerd om opnamen toe te kunnen wijzen aan de transecten.

Ruimtelijke verschillen

De pq's zijn in 1996 zodanig uitgezet binnen het verbrande areaal dat een zo groot mogelijke ruimtelijke variatie werd gedekt. Daartoe is een gestratificeerde steekproef opgezet met onderscheid naar geomorfologische en bosbouwkundige eigenschappen en naar effecten van de brand. Op het hoogste niveau werd onderscheid gemaakt tussen landduinen en uitgestoven laagten. Binnen de landduinen werd nader onderscheid gemaakt tussen de top, de helling en de voet. Vervolgens werd onderscheid gemaakt naar aangeplant of spontaan bos en tenslotte naar veel of weinig sterfte van bomen na de brand. In totaal werden aldus 13 strata (=pq's) onderscheiden (zie tabel 1).



Figuur 2 Globale positie van de transecten in de brandvlakte

Tabel 1 Indeling van pq' naar strata

PQ	Transsect	Landduin			Uitgestoven laagte	Bos		Mos	Sterfte	
		Helling	Top	Voet		aanplant	spontaan		veel	weinig
1	1	X				X			X	
2	2	X				X				X
3	3	X					X		X	
4	4	X					X			X
5	1		X			X			X	
6	2		X			X				X
7	1			X		X			X	
8	2			X		X				X
9	5				X	X			X	
10	6				X	X				X
11	7				X		X		X	
12	7				X			X	X	
13	3				X			X		X

Ontwikkelingen in de relatie tussen bodem en vegetatie

De opnamen van 1996 en de recente opnamen in Kootwijk uit 2004 zijn gebruikt voor een indirecte gradiëntanalyse (correspondentieanalyse), waarbij de vegetatieopnamen geordend zijn langs een aantal ordinatie-assen. De resultaten van de ordinatie zijn geïnterpreteerd met de (slechts beperkt aanwezige) externe bodemkundige data. De verwachting daarbij is dat er relaties aanwezig zijn tussen ordinatie-assen en kwantitatieve bodemvariabelen.

2.3 Bodemonderzoek

2.3.1 Bodembemonstering

In alle gevallen werden in het veld herkenbare bodemhorizonten op een kwantitatieve wijze bemonsterd. Dit impliceert dat met een humushapper of een steekcilinder per horizont steeds een vaste oppervlakte werd bemonsterd. Het monstervolume werd gewogen na droging (30°C). Kwantitatieve bemonstering maakt het mogelijk dat gehalten kunnen worden omgerekend naar gewichten per oppervlakte eenheid.

Een onverwacht probleem bij het bodemonderzoek in 2004 betrof de grote hoeveelheid dood hout, dat afkomstig was van de 'staande' necromassa en in de loop der jaren na de brand op de bodem terecht was gevallen. Voor de kwantificering van deze massa kon niet volstaan worden met bemonstering via de humushapper, maar werd een methode gebruikt die onder paragraaf 2.4 wordt beschreven.

Referentiemonsters

De monsters die de referentietoestand representeren zijn afkomstig van 3 omrasterde deelgebieden van ca. 1 ha elk binnen het bosbegrazingscompartiment (Kemmers et al., 1996). Uit deze 3 compartimenten werden mengmonsters (20 subsamples) geselecteerd die in 1990 (voor aanvang begrazing) uit drie verschillende bodemstrata (A-stuifzand, B-stuifzand en overstoven Podzol) afkomstig waren. In 1992 en 1994 werden alleen uit het blanco (niet begraaide) compartiment monsters verzameld. Van beide jaren was een mengmonster beschikbaar dat was samengesteld uit 20 random gestoken subsamples. De referentietoestand is aldus vertegenwoordigd door 10 mengmonsters, elk bestaande uit 20 ruimtelijk verdeelde subsamples en verzameld over een periode van 4 jaar.

Op elke bemonsterde locatie werden de L/F-horizont, de H-horizont en de Ah-horizont (0-5 cm) afzonderlijk bemonsterd via een humushapper.

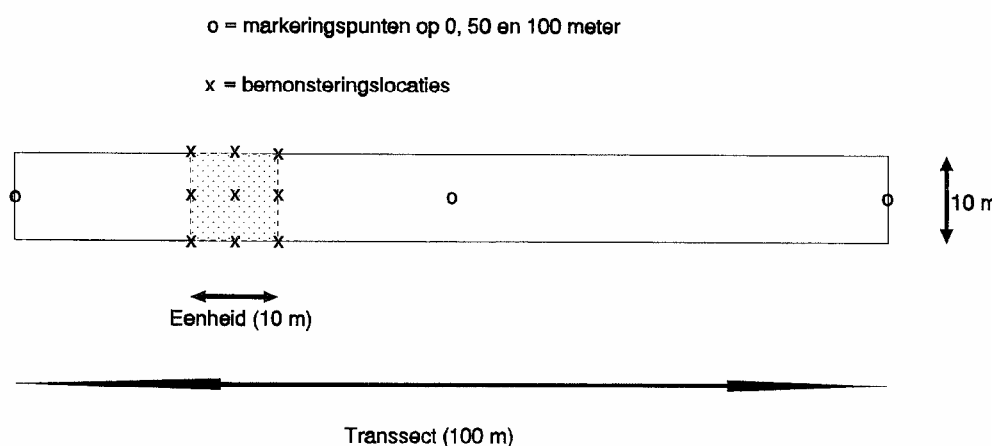
Een en negen jaar na brand

De bodemonsters werden gestoken rondom pq's voor vegetatiekundig onderzoek op gemarkeerde locaties langs transecten (100m) die verschillende strata vertegenwoordigden (Smit, 1996). In 1996 werden bij elk pq met een humushapper twee rondes van negen monsters genomen volgens een vast patroon (zie figuur 3).

Ter bepaling van eenvoudige (goedkope) chemische eigenschappen (Org. stof, pH, EGV) werden per pq negen individuele monsters verzameld en geanalyseerd. Voor moeilijker te bepalen eigenschappen (N_{tot} , P_{tot} , uitwisselbare basen) werd per pq één mengmonster samengesteld uit 9 subsamples en geanalyseerd. Bij de bemonstering werd onderscheid gemaakt naar V-horizonten (verbrande restanten van de L-,F- en H-horizont) en Ah-horizonten.

Deze gekozen strategie is gebaseerd op het ervaringsfeit dat pH, EGV en organische stof vaak goede voorspellers blijken te zijn van variabelen die alleen tegen hogere kosten zijn te bepalen (nutriëntgehalten, basenverzadiging). Deze benadering maakt het mogelijk verschillen in pH, Organische stof en EGV tussen individuele pq's te toetsen op significantie. Een dergelijke toets is niet mogelijk met de andere variabelen omdat slechts één waarneming per pq beschikbaar is. Bij gebleken correlaties tussen beide typen variabelen kunnen echter wel degelijk indicaties voor significantie van verschillen in nutriëntgehalten en basenverzadiging tussen pq's worden verkregen.

In 2004 werden per pq alleen mengmonsters verzameld, die waren samengesteld uit 9 subsamples.



Figuur 3 Schema van een transect met de ligging van een pq en de bemonsterde punten

2.3.2 Bodemanalyses

Gehalten

De monsters van de referentietoestand werden in eigen beheer geanalyseerd door het Fysisch Geografisch en Bodemkundig Laboratorium (FGBL) van de Universiteit van Amsterdam (Kemmers et al. 1996). De analyse van bodemonsters uit 1996 en 2004 werden uitgevoerd door Bureau G & G (Giesen & Geurts 2004).

In alle gevallen vonden de analyses plaats volgens gangbare standaardmethoden, waardoor vergelijking van resultaten van beide laboratoria mogelijk is. De methoden vertoonden op detail afwijkingen (zie tabel 2). Voor een uitgebreide documentatie van analysemethoden wordt verwezen naar genoemde bronnen. Hieronder wordt volstaan met een summiere vermelding van de analysemethoden.

Tabel 2 Bepalingmethoden van bodemvariabelen in de verschillende jaren

Variabele	Bepalingmethoden	
	1990-1994 (FGBL)	1996-2004 (G&G)
Org. stof	Gloeiverlies (16 uur 550°C)	Gloeiverlies (4 uur 380°C)
C-elementair	= 0,5* org. stof	Dichromaat en H ₂ SO ₄ ; 130 °C
Drooggewicht	Drogen 105°C tot gewicht constant blijft	2 etm 70°C (organisch) 105°C (mineraal)
pH _{KCl}	Suspensie 1Mol KCl w/v=1:2,5; potentiometrisch	Suspensie 1Mol KCl w/v=1:10 (organisch), 1:2,5 mineraal
N-totaal	Kjeldahl destructie (H ₂ SO ₄)	Gemodificeerde Kjeldahl destructie (salicylzuur+ thiosulfaat)
P-totaal	Koningswater destructie (HNO ₃ en HCl)	Kjeldahl destructie (H ₂ SO ₄)
Uitwisselbare Basen (Ca, Mg, Na, K, H)	Gebufferde BaCl extractie (Bascomb)	BaCl-extractie
CEC	Som uitwisselbare basen en H	
NH ₄ ⁺	Extractie met 1 Mol KCl	Extractie met 1 Mol KCl

Voorraden

Voorraden werden bepaald van organische stof, N-totaal, P-totaal, NH₄⁺, K⁺. Naast voorraden werden ook een aantal elementverhoudingen bepaald (C/N, N/P en NH₄⁺/K⁺ en de veranderingen daarin getoetst op significante verschillen.

Omdat het methodisch moeilijk was de ectorganische en endorganisch horizont in jaar 9 na de brand goed te scheiden van elkaar, zijn de gekwantificeerde voorraden enigszins discutabel. Niet discutabel is de voorraad gesommeerd over het profiel.

Bodemdiversiteit

Een ander facet is de diversiteit die na brand ontstaat in het bodemcompartiment. De standaardfout (standard error of differences) is een maat voor de spreidingsgrenzen van een populatie. Deze maat geeft de grenzen waarbinnen 95% van een populatie is gelegen. Om een snelle indruk te verkrijgen van de verandering in de bodemdiversiteit is van de pH en de elementvoorraden de standaardfout in de verschillende meetjaren genomen als maat voor de bodemdiversiteit. Als de standaardfout groter wordt neemt de variatie toe.

2.3.3 Statistische methoden

Correlatieve verbanden tussen eenvoudig en moeilijk te bepalen variabelen werden vastgesteld via enkelvoudige lineaire regressie (Genstat, VIth release).

Verschillen tussen waarnemingen uit verschillende perioden of uit verschillende strata werden op significantie getoetst met een student t-toets. Getoetst werd met een Student t-toets op sterk significante verschillen met een waarschijnlijkheidsniveau $T_{\text{prob}} < 0,01$.

2.4 Quantification of dead wood and mineral amounts

Sampling of dead wood on the ground of the burned site was conducted with the transect method by Brown (1974). At each plot, four transects were laid out into North, East, West and South direction and the number of intersects of dead material with the transect line were counted. A classification of twigs, branches and boles into one of the four time-lag classes (1, 10, 100 or 1000 hours) allows an accurate calculation of woody mass on the ground (Table 1). The time-lag is defined as the time period required for a woody particle to reach approximately 63% of the difference between the initial moisture content and the equilibrium moisture content in a different milieu (see Byram 1963). This characteristic of the woody particle is strongly correlated to its diameter, so in fire management one estimates the time-lag period by measuring the particles' diameter. Dead and downed woody materials have been grouped into classes that reflect the rate at which they can respond to changes in atmospheric conditions. (i.e., 1-hour = <0.6 cm, 10-h = 0.6-2.5 cm, 100-h = 2.5-7.6 cm and 1000-h = >7.6 cm diameter).

From the estimated wood mass on the site, total mineral amounts were calculated from the total wood mass and the specific mineral content of pine wood (Kollmann 1951). Total ash content for pine wood is 0.19%.

2.5 Vegetatiekundig onderzoek

Hoewel de transecten in 1996 waren uitgezet met als doel een geïntegreerde monitoring van bodemkundige en vegetatiekundige ontwikkelingen, werden de vegetatieopnamen niet op exact dezelfde plots uitgevoerd als de bodemopnamen. Wel werden de plaatsen waar vegetatieopnamen in 1996 waren gemaakt op een kaart aangegeven. Herhaling van vegetatie- en bodemopnamen in 2004 vond wel op dezelfde plekken plaats.

In 2004 werden de 7 in 1996 uitgezette transecten opgezocht en vegetatiekundig opgenomen. Het aantal proefvlakken bedraagt 13. De meeste proefvlakken zijn 100 m² groot. Enkele proefvlakken zijn 25 m². De opname bestond uit het inmeten en uitzetten van het proefvlak, het samenstellen van een complete inventaris van vaatplanten en mossen en het schatten van bedekkingen. Bedekkingen werden geschat in de Londo-schaal (Londo, 1976). Deze was ook in 1996 gebruikt.

Aangezien de transecten niet eerder vegetatiekundig werden opgenomen, ontbreken opnamen voor een strikte vergelijking met de opnamen uit 2004. Vegetatieontwikkeling kan dus niet vastgesteld op grond van een vergelijking van opnamen van dezelfde plot.

Om toch iets te kunnen zeggen over vegetatieverandering werd uit de door Meijer zu Schlochtern (1996) gepubliceerde opnamen een selectie gemaakt van opnamen die het dichtst bij de transecten lagen (zie bijlage 1). Het aantal oude opnamen bedraagt 23. Ondanks langdurige en herhaalde inspanningen, konden de oorspronkelijke

opnamen niet worden achterhaald. De oude opnamen zijn daardoor alleen beschikbaar in de gepubliceerde geordende Twinspan-tabel, waarin de oorspronkelijke bedekkingen zijn gecodeerd in zogeheten cut levels. De soorten in de geselecteerde opnamen hebben alle hetzelfde cut level: 1.

De vegetatieopnamen werden met het invoerprogramma Turboveg (Hennekes, 1995) gedigitaliseerd en met Canoco (Jongman et al. 1987) geordineerd. Correspondentie analyse werd uitgevoerd op aan- en afwezigheid van soorten, aangezien de oude opnamen niet anders toelaten. Turboveg werd ook gebruikt voor het berekenen van gemiddelde Ellenberg indicatie getallen per periode.

2.6 Indirecte gradiënt analyse

Via correspondentieanalyse werd ordinatiediagrammen van opnamen en soorten afgeleid. Onderzocht werd in welke mate de opnamescores op de ordinatiecassen correlaties vertoonden met gemeten bodemvariabelen. Omdat bij de opnamen van 2004 tevens bodemmonsters waren verzameld konden opnamen en bodemeigenschappen eenvoudig aan elkaar gekoppeld worden. De opnamen in 1996 waren niet op exact dezelfde plaatsen gelegen als waar de bodemmonsters werden verzameld. Van de opnamen in 1996 was de ligging wel bij benadering bekend. Vegetatieopnamen en bodemmonsters van 1996 werden daarom aan elkaar toegewezen via interpretatie van oude archiefgegevens (Meijer zu Schlochtern & Koop, 2000). In bijlage 1 is de sleutel vermeld die bij deze toewijzing is gehanteerd. Correlaties werden vastgesteld tussen de eerste twee ordinatiecassen en de bodemkenmerken van zowel de F-horizonten, de minerale horizonten als de verbrande horizonten.

3 Resultaten bodemonderzoek

3.1 Organische stof als voorspeller voor elementgehalten

3.1.1 Correlatieve verbanden

In tabel 3 t/m 5 zijn de resultaten van het onderzoek naar relaties tussen eenvoudig en moeilijk te bepalen analyses uit 1996 weergegeven. Tabel 3 geeft de verklaarde variantie voor de relatie tussen gehalten, tabel 4 voor relaties tussen voorraden en tabel 5 voor relaties tussen gehalten per eenheid organische stof. Organische stof is steeds als predictor variabele genomen.

Tabel 3. Verklaarde variantie (r^2) voor het verband tussen het organisch stofgehalte en de gehalten van een aantal bodemchemische variabelen in verschillende horizonten. Alleen r^2 waarden $>0,70$ zijn weergegeven. Een * geeft aan dat de variantie is berekend na verwijdering van een sterk afwijkend monster

Horizont	C-elem	P-tot	N-tot	CEC	NH4	K	H
F	0,73	0,76	0,84		0,95		
M	0,96		0,75				
V	0,90*						

Tabel 4. Verklaarde variantie (r^2) voor het verband tussen de voorraden van een aantal bodemchemische variabelen en de voorraad organische stof. Alleen waarden $>0,60$ zijn weergegeven

Horizont	C-elem	P-tot	N-tot	CEC	NH4	K	H
F	0,98	0,99	0,99	0,90	0,99	0,97	0,99
M	0,95		0,79				
V				0,61			0,64

Tabel 5. Verklaarde variantie (r^2) voor het verband tussen elementgehalten per kg organische stof en het organische stofgehalte. Alleen waarden $>0,60$ zijn weergegeven.

Horizont	P-tot	N-tot	CEC	NH4	K	H	Ca
F	-	-	0,92	0,81	0,83	0,84	0,76
M	-	-	-	-	0,95	-	0,83
V	-	-	-	-	0,67	-	-

Het organisch stofgehalte is over het algemeen geen goede voorspeller voor het gehalte van andere stoffen met uitzondering van het elementair koolstofgehalte en het totaal stikstofgehalte. Als organische stof al een goede voorspeller is, dan is dat vaak alleen voor een bepaalde horizont. Met name in de verbrande V-horizont komen nauwelijks correlaties voor. In de F-horizont wordt de voorraad van vrijwel alle parameters goed voorspeld door de voorraad organische stof. Als gehalten worden berekend per eenheid organische stof dan blijkt het kaliumgehalte in alle horizonten goed te worden voorspeld.

3.1.2 Conclusie

De conclusie is dat het organische stof niet gebruikt kan worden als voorspeller voor elementgehaltes. Hiermee vervalt de optie om statistisch onderbouwde uitspraken te doen over verschillen in nutriëntgehaltes etc. tussen pq's.

3.2 Ruimtelijke verschillen

Voor het analyseren van ruimtelijke verschillen kon alleen gebruik gemaakt worden van het organische stofgehalte, de pH en het EGV. Resultaten van de bodemchemische analyses zijn opgeslagen in het archief van de auteur en desgewenst opvraagbaar.

3.2.1 Verbrande horizonten

In eerste instantie zijn de pq's binnen geomorfologisch vergelijkbare omstandigheden paarsgewijs getoetst op verschillen in de verbrande horizont (as en strooiselresten) door de intensiteit van de brand (veel of weinig afgestorven bomen). Het blijkt (tabel 6) dat alleen op de top van de landduinen met veel boomsterfte (pq 5) een significant hogere pH voorkomt dan wanneer weinig sterfte aanwezig is (pq 6) en dat in de uitgestoven laagten bij veel sterfte (pq 9) de voorraad organische stof significant groter is dan bij weinig sterfte (pq 10).

Tabel 6 Waarschijnlijkheden (T_{prob}) van significante verschillen tussen bodemvariabelen in de verbrande horizonten afkomstig uit verschillende strata.

Strata	Org stof	gOS/m ²	pH	EGV
	T_{prob}			
1 vs 2	0,21	0,41	0,49	0,63
3 vs 4	0,45	0,43	0,65	0,40
5 vs 6	0,69	0,26	0,02	0,23
7 vs 8	0,13	0,65	0,56	0,20
9 vs 10	0,06	0,02	0,81	0,59
9 vs 11	0,33	1,00	0,06	0,16
10 vs 11	0,38	0,09	0,04	0,66
1,2 vs 3,4	0,05	0,00	0,67	0,21
9,10 vs 11	0,91	0,50	0,42	0,41
9,11 vs 10	0,11	0,04	0,11	1,00
5,6 vs 7,8	0,34	0,23	0,18	0,51

Tussen pq's op de top (5,6) en aan de voet (7,8) van landduinen konden geen verschillen worden vastgesteld. In de uitgestoven laagten blijkt de organische stof voorraad bij veel sterfte (pq 9,11) zwak significant groter is dan bij weinig sterfte (10). Tussen spontaan bos (pq 3, 4) en aangeplant bos (pq 1,2) op landduinen is een significant verschil aanwezig in het percentage en de voorraad organische stof. In spontaan bos zijn deze variabelen significant groter. Er bleken geen verschillen tussen aangeplant en spontaan bos voor te komen in de uitgestoven laagten (pq 9,10

vs. 11). Een vergelijking tussen alle vlakken met spontaan bos en aangeplant bos geeft echter geen significant verschil. Het verschil tussen spontaan en aangeplant bos lijkt dus niet systematisch.

3.2.2 Minerale horizonten

Op analoge wijze is een variantieanalyse uitgevoerd voor de minerale horizonten (tabel 7). Op de hellingen bleek er bij weinig sterfte (pq 1 vs. 2) juist wat significant hogere gehalten en voorraden organische stof voor te komen dan bij veel sterfte (effect brandintensiteit). Een dergelijk verschil bleek ook op te treden in uitgestoven laagten met bos (pq 9 vs. 10). Een verklaring hiervoor is dat endorganisch materiaal enigszins is afgeschermd (begraven) door brand en alleen bij hoge intensiteit verdwijnt. In de V-horizonten van dezelfde strata werden geen verschillen gevonden, omdat ongeacht de brandintensiteit ectorganische stof een gemakkelijke prooi is van de vlammen. Dit effect is echter niet systematisch aanwezig als alle intense brandplekken worden vergeleken met minder intense brandplekken.

Tabel 7 Waarschijnlijkheden (T_{prob}) van significante verschillen tussen bodemvariabelen in de minerale horizonten afkomstig uit verschillende strata.

Strata	pH-w	Os %	g Os/m ²	EGV	T_{prob}				
1 vs 2	0,67	0,02	0,01	0,83					
3 vs 4	0,04	0,05	0,02	0,12					
5 vs 6	0,81	0,97	0,15	0,37					
7 vs 8	0,90	0,21	0,54	0,16					
9 vs 10	0,27	0,02	0,07	0,68					
9 vs 11	0,11	0,17	0,02	0,64					
12 vs 13	0,07	0,48	0,52	0,00					
1,2 vs 3,4	0,26	0,14	0,20	0,18					
5,6 vs 7,8	0,14	0,01	0,00	0,03					
1.8 vs 9.13	0,00	0,01	0,00	0,00					

Tenslotte werd op het hoogste niveau van stratificatie getoetst of er na de brand verschillen konden worden aangetoond tussen landduinen en uitgestoven laagtes (tabel 8). In de M-horizont van landduinen blijken het organisch stofgehalte, de organisch stofvoorraad en het EGV significant hoger dan in uitgestoven laagtes, terwijl de pH significant lager is. In de verbrande horizonten is alleen een verschil aanwezig in EGV.

Tabel 8 Gemiddelde waarden van bodemeigenschappen in verbrande en minerale horizonten van landduinen en uitgestoven laagten. T_{prob} geeft de waarschijnlijkheid aan dat een verschil significant is

V-horizonten	(n)	pH-w	Os %	g Os/m ²	EGV
Landduin	67	4,3	28,6	781,7	142,6
Laagte	31	4,3	26,8	817,4	107,0
T_{prob}		0,38	0,62	0,75	0,0005
M-horizonten					
Landduin	72	4,0	1,6	1402,2	119,1
Laagte	45	4,3	1,2	1060,1	95,0
T_{prob}		1,3209E-05	0,0037	0,0011	4,6238E-07

Deze resultaten zijn in overeenstemming met het algemene bodemkundige beeld dat uitgestoven laagtes minder organische stof bevatten en armer (EGV) zijn dan landduinen. Deze armoede van uitgestoven laagtes is toe te schrijven aan de initiële fase van bodemontwikkeling, waardoor nog weinig verwerking heeft plaatsgevonden en de bodem nog weinig is verzuurd. Brand heeft dit verschil niet vereffend.

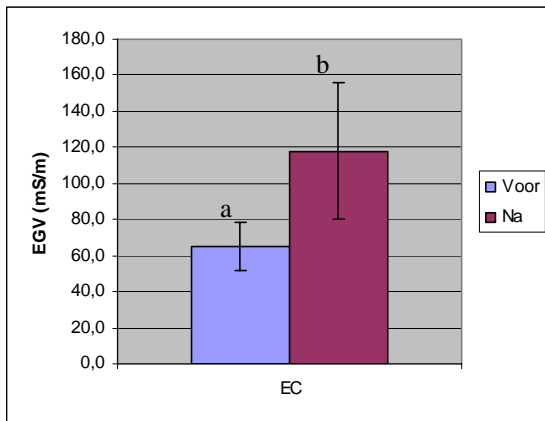
3.2.3 Conclusie

Het blijkt dat binnen de geomorfologische eenheden na de brand geen systematische effecten kunnen worden vastgesteld van de intensiteit van de brand (veel weinig sterfte), aard van de opstand (spontaan, aangeplant) of positie (top, helling of voet van een landduin). Wel blijkt dat in de minerale horizonten van een aantal geo-strata bij hogere brandintensiteit minder organische stof aanwezig is, terwijl in de V-horizonten geen verschillen werden vastgesteld. Dit is echter niet in alle geo-strata het geval, zodat stratificatie naar brandintensiteit niet zinvol is. Hooguit kan worden geconcludeerd dat er indicaties zijn dat de ectorganische stofvoorraad door brand vrij makkelijk verdwijnt, terwijl de endorganische voorraad alleen door intense brand verdwijnt.

3.3 Veranderingen in de tijd

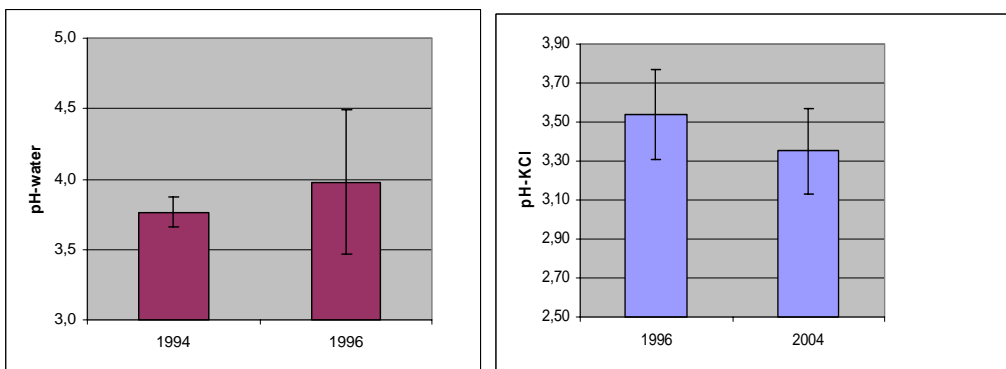
3.3.1 EGV en pH

EGV werd niet bepaald in 2004, zodat alleen de verandering ten opzichte van de referentie is onderzocht (Fig. 4). Het EGV is een maat voor de hoeveelheid ionen (rijkdom aan mineralen) in een bodemsuspensie. Het blijkt dat door brand de bodem verrijkt is met mineralen, die als gevolg van de brand door mineralisatie uit organische stof zijn vrij gekomen.



Figuur 4 Het elektrisch geleidingsvermogen (EGV) van de minerale horizonten in landduinen voor de brand en 1 jaar na de brand. (Verschillende letters geven een significant verschil aan)

In de referentie en in 1996 werd de pH_{water} van de bodem gemeten. In 1996 en in 2004 werd de pH_{KCl} gemeten. Het brandeffect is daarom aangegeven in pH_{water} en het hersteleffect in pH_{KCl} (Fig. 5). Beide pH bepalingsmethoden zijn sterk gecorreleerd.



Figuur 5 De pH_{KCl} van de minerale horizonten in landduinen vòòr (1994) en 1 jaar na de brand (1996) en de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 1 jaar en 9 jaar na de brand (2004)

Direct na de brand (1996) is de pH hoger dan voor de brand; negen jaar na de brand is de pH weer gedaald.

De stijging van de pH direct na de brand is een gevolg van hetzelfde proces dat tot een stijging van het EGV heeft geleid. Door mineralisatie van organische stof komen o.a. kationen (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) beschikbaar, die in de onderliggende minerale horizont worden gebonden aan het adsorptiecomplex. Hierdoor stijgt de basenbezetting en de pH. Na verloop van (9) jaren, spoelen deze basen weer uit en daalt de pH weer.

Conclusie

Brand leidt op korte termijn tot mineralisatie van organische stof waardoor de pH en het EGV stijgt. Op de middellange termijn daalt de pH weer.

3.3.2 Elementvoorraden bodem

Omdat de referentiegegevens afkomstig zijn van landduinen zijn de voorraadberekeningen uitgevoerd voor het landduingedeelte van de brandvlakte. Gegevens afkomstig van uitgestoven laagte zijn niet in beschouwing genomen. De resultaten van de bodemchemische analyses in 1996 en 2004 zijn opgenomen in bijlage 1.

3.3.2.1 Bemonstering

Bij kwantitatieve bemonstering is betrouwbare informatie over het bemonsterde volume grond en het gewicht daarvan essentieel. De monsters werden in het lab na drogen gewogen, zodat exacte informatie over het gewicht beschikbaar was. De gemiddelde gewichten zijn in tabel 9 opgenomen. Het bemonsterde volume is minder betrouwbaar vast te stellen en werd afgeleid uit de oppervlakte van de bek van de humushapper vermenigvuldigd met de laagdikte van het monster. Zowel de bekoppervlakte als de laagdikte kunnen per steek iets variëren.

Tabel 9 Enkele karakteristieken (steeds gemiddelden) van monsternamen

Jaar	Laagdikte cm	Opp. cm ²	Volume cm ³	Gewicht g	Gew/cm ² g/cm ²
1996	8	150	1200	1233	8,2
2004	5	396	1980	1865	4,7

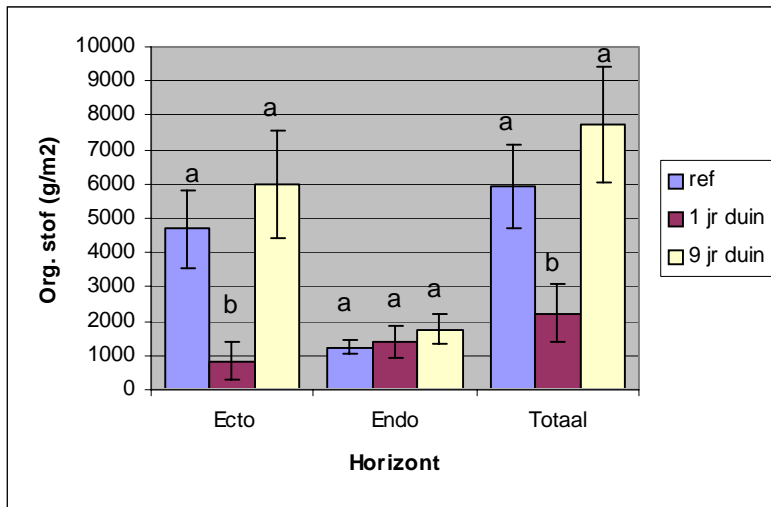
In alle gevallen werden mengmonsters uit verschillende steken samengesteld. Specificaties van de bemonstering zijn in tabel 9 gegeven. Het bemonsterde oppervlak van 9 steken werd in 1996 vastgesteld op 150cm² en de bemonsterde laagdikte bedroeg 8 cm. en in 2004 resp. 396cm² en 5 cm. De gewichten per oppervlakte eenheid verhouden zich in 1996 en 2004 als 8:5, wat in goede overeenstemming is met de verschillen in bemonsterde laagdikte in beide jaren.

In feite zijn dus in 1996 de elementvoorraden voor een iets dikkere laag (8cm) berekend dan in 2004 (5cm). Het organisch stofgehalte neemt echter in de minerale Ah-horizont van deze arme en jonge zandgronden in de bovenste centimeters sterk af. Het organisch stof beperkt zich daarom vrijwel tot de laag 0-5 cm-mv. Dit betekent dat de voorraden in 1996 mogelijk een lichte overschatting vormen in vergelijking tot de voorraden in 2004.

3.3.2.2 Organische stof

De totale voorraad organische stof blijkt 1 jaar na de brand sterk significant lager te zijn dan voor de brand (Fig. 6). De voorraad in de minerale (endorganische) laag is niet veranderd. Hieruit kan worden geconcludeerd dat uit de ectorganische laag door brand ca. 3,8 kg van de oorspronkelijk 6 kg organische stof per m² (38 ton per ha) is verdwenen, wat neerkomt op ca. 65%.

Negen jaar na de brand is de totale voorraad weer terug op het oude niveau van voor de brand. Deze toename vindt vooral plaats in de ectorganische horizont.

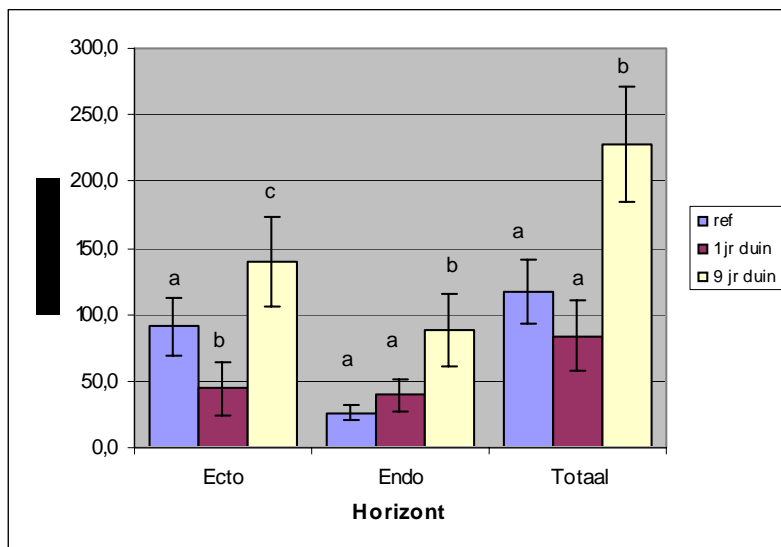


Figuur 6 Voorraad organische stof in de ectorganische laag en de endorganische laag in het totale bodemprofiel tot maximaal 8cm-mv vòòr, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af.

3.3.2.3 Stikstof

Opvallend is dat de stikstofvoorraad 1 jaar na de brand sterk significant is afgenomen in de ectorganische en zwak significant is toegenomen in de endorganische horizont (Fig. 7). Ongeveer 45 gN.m^{-2} is uit de ectorganische laag verdwenen en in de endorganische laag is er ca. 13 gN.m^{-2} bijgekomen. In de totale voorraad kon slechts een zwak significant verschil voor en na de brand worden vastgesteld. Er lijkt dus een aanwijzing te zijn dat ca. 32 gN.m^{-2} door brand uit het systeem is verdwenen, wat overeenkomt met ca. 28% van de totale voorraad.

Negen jaar na de brand is de stikstofvoorraad in beide horizonten en over het totaal sterk significant hoger en gestegen tot waarden die significant hoger zijn dan in de referentiesituatie.



Figuur 7 Stikstofvoorraden per bodemhorizont en gesommeerd over het profiel (tot 8 cm-mv) vòòr, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af

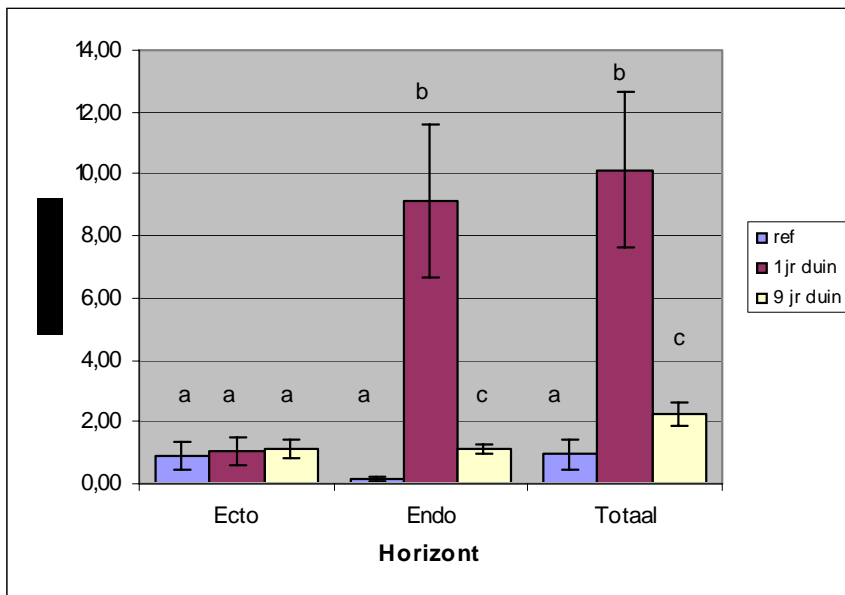
3.3.2.4 Ammonium

Het blijkt dat geen significant verschil kon worden gemeten tussen de ammoniumvoorraad van de ectorganische laag vòòr, 1 jaar of 9 jaar na de brand (Fig. 8). In de endorganische horizont worden 1 jaar na de brand sterk significant hogere waarden gemeten. Dit is een belangrijke aanwijzing dat organisch gebonden stikstof uit de ectorganische laag door brand deels wordt gemineraliseerd tot ammonium en vervolgens uitspoelt naar de endorganische horizont. Over het totale profiel is de voorraad NH_4^+ na de brand sterk gestegen. De toename van de ammoniumvoorraad (ca. $9 \text{ gNH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2}$) is minder dan de toename van de voorraad N-totaal (ca $13 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$) in de endorganische laag (zie figuur 7). De N-toename in de endorganische laag kan dus slechts gedeeltelijk verklaard worden uit de ammoniumtoename. Mogelijk is een deel van de ammonium in de periode tussen de brand en de herbemonstering in organische stof ingebouwd door micro-organismen (N-immobilisatie).

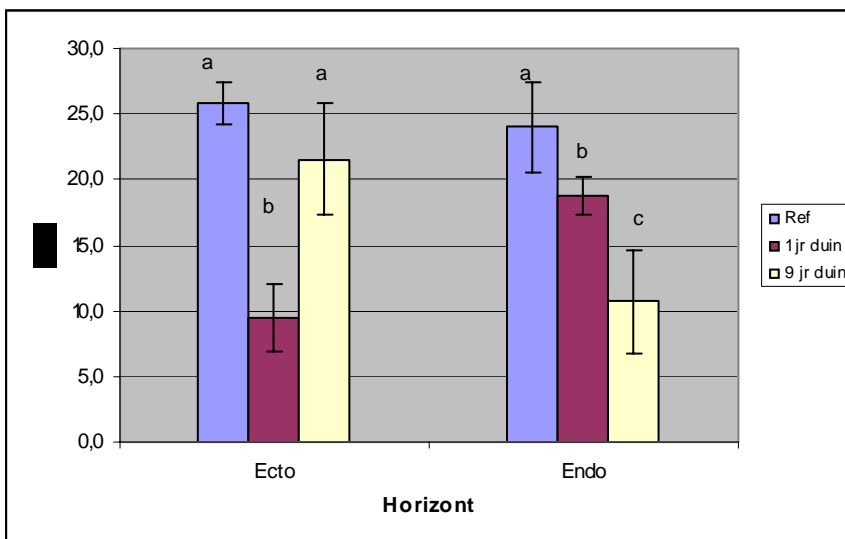
Negen jaar na de brand is de ammoniumvoorraad in de endorganisch laag sterk significant lager dan 1 jaar na de brand, maar nog steeds significant hoger dan in de referentie. Voor het totale profiel geldt hetzelfde beeld.

3.3.2.5 C/N verhouding

In de ectorganische laag is de C/N verhouding 1 jaar na de brand (Fig. 9) sterk significant lager ($\text{C/N} < 10$) dan in de referentie ($\text{C/N} = 25$). Dit bevestigt het beeld dat door brand meer koolstof uit de organische stof verdwijnt dan stikstof. Negen jaar na de brand is de C/N verhouding weer op een vergelijkbaar niveau als voor de brand.



Figuur 8 Ammoniumvoorraden per bodemhorizont en gesommeerd over het profiel (tot 8 cm-mv) vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af



Figuur 9 C/N verhouding per bodemhorizont vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af

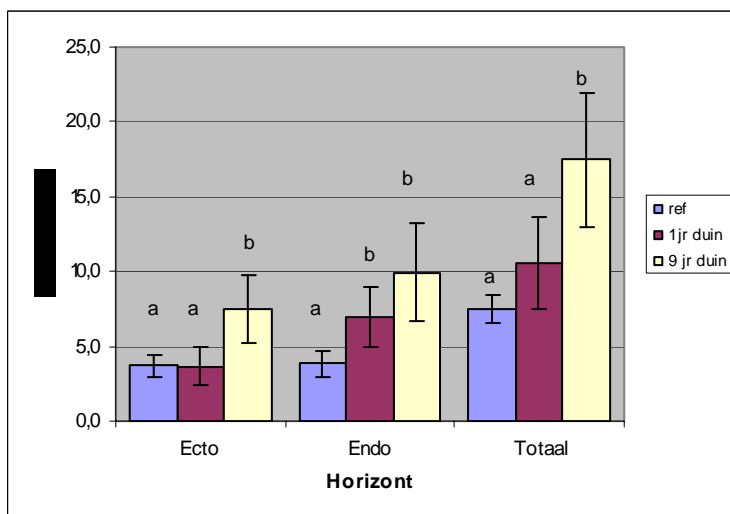
In de endorganische laag is 1 jaar na de brand een sterk significant lagere C/N verhouding aanwezig. Dit bevestigt de eerdere veronderstelling dat ammonium, afkomstig uit de ectorganische laag, wordt geïmmobiliseerd door incorporatie in organische stof. Na negen jaar blijkt de C/N verhouding sterk significant gedaald tot een waarde van ca. 10. Opvallend is dat in de endorganische laag tussen 1 en 9 jaar na de brand tevens een sterke daling van ammonium is opgetreden. Dit wijst erop dat ammonium wordt geïmmobiliseerd door inbouw in organische stof, waardoor een

met stikstof aangereikte organische stof ontstaat, gekarakteriseerd door een lage C/N waarde.

De daling van de ammoniumvoorraad (ca. 8 g.m⁻²) in de endorganische laag komt echter niet overeen met de toename van de N-totaalvoorraad (ca. 47 gN.m⁻²) over diezelfde periode in de endorganische laag. Dit verschil (39 gN.m⁻²) komt overeen met een toename van 390 kgN.ha⁻¹. Gemiddeld over een periode van 8 jaar is dit een toename van ca. 49 kgN.ha⁻¹.jr⁻¹. Dit is meer dan kan worden verklaard uit de atmosferische stikstofdepositie (bron Jaaroverzicht luchtkwaliteit RIVM: 90-er jaren tot 2002: ca. 31 kg.ha⁻¹ voor de Veluwe). Niet uitgesloten is dat een deel van de stikstof, evenals de organische stof, afkomstig is uit de necromassa van bomen die na de brand zijn afgestorven en in de loop der jaren als schors, takken, naalden etc. op de bodem terecht is gekomen.

3.3.2.6 Fosfor

De voorraad fosfor is in de endorganische horizont 1 jaar na de brand sterk significant groter dan in de referentie (Fig. 10) De voorraad in de ectorganische laag en over het gehele profiel gesommeerd is ongewijzigd gebleven. Er lijkt dus geen transfer van fosfaat vanuit de ectorganische naar de endorganische laag te hebben plaatsgevonden zoals bij stikstof het geval bleek te zijn.



Figuur 10 Fosforvoorraden per bodemhorizont en gesommeerd over het profiel (tot 8 cm-mv) vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af

Deze fosfaattoename 1 jaar na de brand is moeilijk te verklaren. Er zijn enkele verklaringen denkbaar:

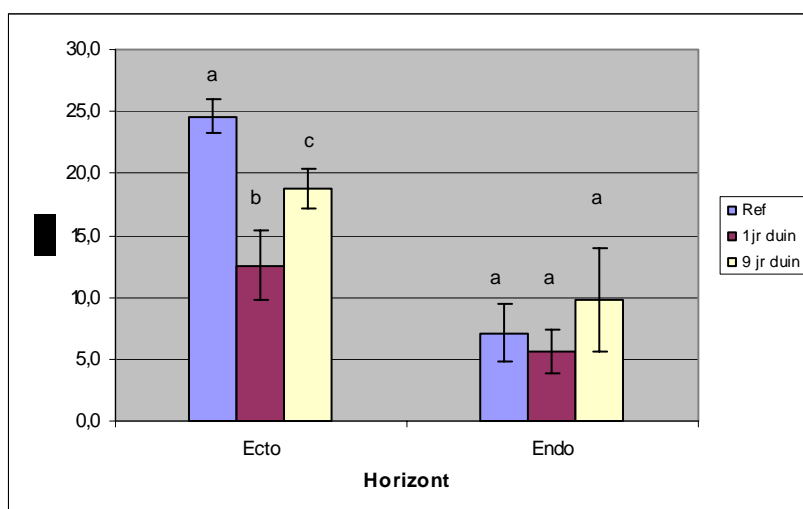
1. Verschillen in gebruikte analysemethoden voor (ontsluiting via geconcentreerd HCl en HNO₃ in magnetron) en na (geconcentreerd H₂SO₄ bij 330°C) brand.
2. Door pyrolyse zijn fosfaatmineralen in de bodem ontsloten na de brand; deze mineralen zouden bij de aanplant van het bos door bemesting in de bodem terecht kunnen zijn gekomen.
3. Transfer van fosfor uit de necromassa naar het bodemcompartiment

De P-totaal analyse voor de brand werd uitgevoerd na ontsluiting van het monster met geconcentreerd HCl en HNO₃, terwijl na de brand met geconcentreerd H₂SO₄ is ontsloten. Bij hoge gehalten organische stof wordt door de laatste methode waarschijnlijk een iets grotere P-fractie ontsloten dan door de eerste methode. Dit betekent dat in de organisch stofrijke ectorganische laag de P-gehalten voor de brand iets kunnen zijn onderschat. De P-voorraad in de ectorganische laag zou daardoor voor de brand hoger kunnen zijn geweest dan na de brand. Evenals bij stikstof het geval was zou dan het organisch gebonden P door brand kunnen zijn gemineraliseerd en zijn uitgespoeld naar de endorganische laag, waar na de brand juist hogere P-voorraden worden gemeten. Dit zou tevens impliceren dat het bodemcompartiment na brand in tegenstelling tot C en N, geen P verliest naar de atmosfeer, maar dat er wel een herallocatie van P plaatsvindt van ectorganische naar endorganische laag.

Negen jaar na de brand is in de ectorganische horizont de fosfaatvoorraad sterk significant groter dan 1 jaar na de brand en ook groter dan in de referentie. In het totale profiel is de voorraad P met ca. 7,5 gP.m⁻² toegenomen over een periode van 8 jaar. Hierbij gaat het om grote verschillen in hoeveelheid, die mogelijk evenals bij stikstof het geval was, afkomstig zijn uit de necromassa van na de brand afgestorven vegetatie (bomen, naalden).

3.3.2.7 N/P verhouding

Een jaar na de brand is de N/P verhouding in de ectorganische laag significant lager dan in de referentie (Fig. 11). Dit ondersteunt het eerdere beeld dat door brand wel stikstof maar geen fosfor uit de ectorganische laag verdwijnt. Deze tendens is 9 jaar na de brand weer omgebogen. Dezelfde tendens treedt op in de endorganische horizont. De bodem wordt na brand aanvankelijk relatief rijker aan fosfaat, maar later herstelt de balans zich weer.



Figuur 11 N/P verhouding per bodemhorizont vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af

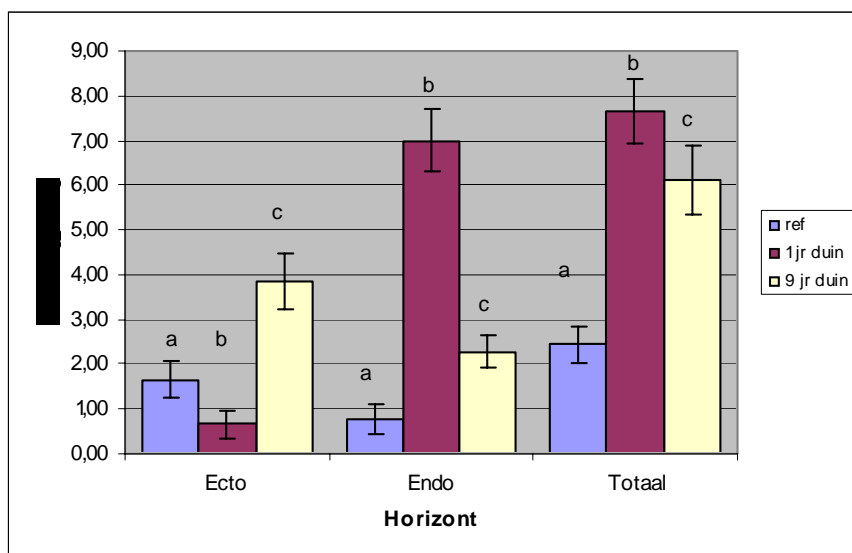
3.3.2.8 Kalium

Voor uitwisselbare voorraden K worden na de brand in landduinen significant lagere voorraden gemeten in de ectorganische laag en significant hogere waarden in de endorganische laag (Fig. 12).

De uitwisselbare K-voorraad in de ectorganische horizont is na de brand significant lager (1 gK.m^{-2}) dan voor de brand. Uit het begrazingsonderzoek bleek dat de totaalvoorraad (inclusief uitwisselbaar) kalium in de ectorganische laag (Kjeldahl destructie) ca. 5 gK.m^{-2} bevat. Dit zou kunnen betekenen dat door brand K-mineralisatie is opgetreden en dat K naar de endorganische horizont is uitgespoeld.

Het blijkt dat in de endorganische horizont significant meer K aanwezig is dan voor de brand en dat dit verschil van dezelfde grootteorde is (ca. $6,2 \text{ gK.m}^{-2}$) als de som van het verlies van uitwisselbaar K uit de ectorganische horizont (1 g) en de kaliumtotaalvoorraad in de ectorganische laag (5 g) voor de brand.

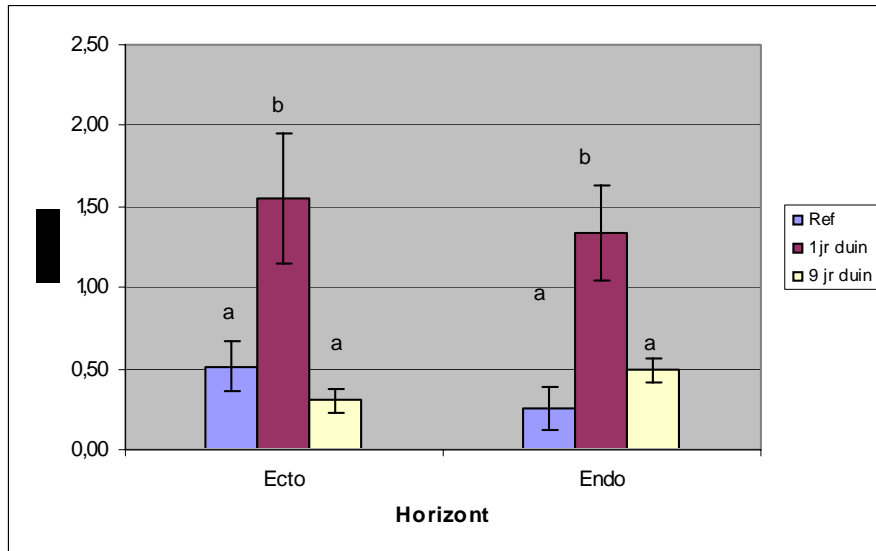
Negen jaar na de brand is de voorraad uitwisselbaar K in de ectorganische horizont significant gestegen en in de endorganische horizont significant gedaald. De toename in de ectorganische horizont is mogelijk toe te schrijven aan input van dood organisch materiaal, afkomstig van de necromassa van na de brand afgestorven bomen (takken, naalden etc.). Het verlies van uitwisselbaar K uit de endorganische horizont is waarschijnlijk een gevolg van uitspoeling of plantopname. Gesommeerd over het profiel is de uitwisselbare voorraad K significant lager dan kort na de brand maar nog steeds significant hoger dan in de referentie.



Figuur 12 Voorraden uitwisselbaar kalium per bodemhorizont en gesommeerd over het profiel (tot 8 cm-mv) vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters wijken significant van elkaar af

3.3.2.9 Ammonium/kalium verhouding

Zowel de voorraden kalium als ammonium zijn na 1 jaar sterk toegenomen en na 9 jaar weer sterk afgenomen. De relatieve toename van ammonium is in het eerste jaar sterker dan kalium en na 9 jaar is de relatieve afname van ammonium sterker dan van kalium (Fig. 13).



Figuur 13 Verhouding tussen ammonium en kalium per bodemhorizont vóór, 1 jaar en 9 jaar na de brand. Waarden met verschillende letters kijken significant van elkaar af

Het gevolg is dat de ammonium/kalium verhouding aanvankelijk stijgt en later sterk daalt, zowel in de ectorganische als in de endorganische horizon. Het gedrag van ammonium is dynamischer dan dat van kalium. Na negen jaar zijn er geen significante verschillen met de uitgangssituatie.

3.3.3 Discussie

Temperatuureffect

Uit onderzoek van Hetch (1980) blijkt dat bij brand meer koolstof dan stikstof uit de bodem verdwijnt. Daarbij bleek dat koolstof vanaf 200°C volledig vervluchtigt, terwijl stikstof pas vervluchtigt bij temperaturen boven 400°C. Tussen 150 en 400 °C wordt N omgezet in NH_4^+ en blijft als ammoniumzout achter in de bodem.

Uit onderzoek van Riek et al. (in prep.) blijkt dat de temperatuur tot 700°C in de strooisellaag en tot 200-300°C in de endorganische horizon kan oplopen. Met een thermogravimetrische techniek bepaalden zij het effect van hitte op de aard van de organische stof. Een groot deel van het gewichtsverlies vindt plaats tussen 200 en 350°C (makkelijk afbreekbare labiele componenten). Daarnaast vindt bij 350-550°C nog een aanzienlijk verlies plaats (stabiele componenten). Boven 600°C is vrijwel alle organische stof verdwenen (zie ook Siewert, 1995). Uit deze beide onderzoeken kan worden afgeleid dat de temperatuur van de brand in Kootwijk voldoende hoog was

voor vervluchtiging van C (200-300°C), maar onvoldoende (<400°C) voor N-vervluchtiging. Hierdoor is betrekkelijk veel N in de bodem achter gebleven.

Ervaringen elders

In de vaste fase konden Riek et al. (?) geen verschillen door (gecontroleerde) brand vaststellen. In de bodemvochtfase daarentegen stelden zij een zeer sterke toename vast van K, NH_4^+ en NO_3^- . Brand leidde, evenals in ons onderzoek, tot een significante verhoging van de N-voorraad in de bovenste bodemhorizont en een daling van de C/N-verhouding. Er trad hoegenaamd geen nitrificatie op.

Bara en Vega (?) registreerden verhoogde gehalten beschikbaar fosfaat na een brand (P_{Bray}) en schreven dit toe aan P-mobilisatie door mineralisatie van organische stof. In hun onderzoek wordt geen melding gemaakt van toename in P-totaal gehalten zoals in Kootwijk het geval is. Wel maten zij sterk significante toenames in uitwisselbare basen (o.a. K^+) en pH en een significante daling van de C/N.

Uit deze korte literatuurverkenning blijkt dat de gevonden effecten van brand in Kootwijk vergelijkbaar zijn met elders in zuid en noordwest Europa verkregen resultaten.

3.3.4 Conclusies

Een jaar na de brand is ca. 65% van de organische stof en 28% van de stikstof uit de bodem naar de atmosfeer verdwenen. Fosfor verdwijnt niet naar de atmosfeer, zodat de voorraad in de bodem gelijk blijft. Door brand vindt een verplaatsing van elementen van ectorganische naar endorganische horizonten plaats. Door verbranding wordt organische stof in de ectorganische laag gemineraliseerd en wordt de onderliggende endorganische laag met mineralen aangerijkt met o.a. ammonium, fosfaat en kalium. Dit uit zich in een toename van de pH en de basenverzadiging.

Negen jaar na de brand zijn de voorraden weer op hetzelfde niveau (organische stof) of zelfs hoger dan het oorspronkelijke niveau (stikstof, fosfor, kalium). De voorraden ammonium zijn met name in de endorganische laag weer sterk gedaald maar nog steeds hoger dan in de uitgangssituatie. Ammonium lijkt te worden ingebouwd door micro-organismen in de organische stof, waardoor een sterk met stikstof verrijkte organische stof is gevormd (lage C/N verhouding) ten opzichte van de uitgangssituatie.

De voorraad uitwisselbaar kalium is na negen jaar, waarschijnlijk als gevolg van uitspoeling, gedaald, maar nog steeds groter dan in de uitgangssituatie.

De toename van organische stof, stikstof, fosfor en kalium gedurende de negen jaren na de brand kan mogelijk voor een deel verklaard worden door transfer van elementen uit de necromassa naar het bodemcompartiment. Door de brand is een groot deel van de boomopstanden sterk in vitaliteit aangetast, later alsnog afgestorven en na verloop van jaren (o.a. door windval) in de vorm van schors,

dennenappels, naalden, takken en stammen op de bodem terecht gekomen. Een deel van deze necromassa is in jaar 9 na de brand weer als ectorganisch materiaal verzameld.

3.4 Dead wood

3.4.1 Mass and mineral amounts

The calculated average amounts of dead wood for the whole burned area and separately for the land dunes and blown outs is presented in table 10.

Table 10 Average wood mass (dead and down) in $t\ ha^{-1}$ for the whole burned area ($n=21$), the land dunes ($n=8$) and the blown outs ($n=5$), split up in diameter classes of the wood

	<0,6 cm	0,6-2,5 cm	2,5-7,6 cm	>7,6 cm	Sum
Whole area					
Average	0,49	1,23	6,14	27,98	35,84
St. dev.	0,39	0,69	2,69	21,47	22,63
Land dunes					
Average	0,61	1,55	6,60	33,57	42,33
St. dev.	0,45	0,61	2,13	22,75	23,49
Blown outs					
Average	0,28	0,76	5,75	13,82	20,61
St. dev.	0,27	0,62	4,51	17,62	21,89

Table 11 presents the calculated average amounts of important minerals.

Table 11. Mineral amounts in $kg\ ha^{-1}$ stored in dead wood on the whole burned area ($n=21$), the land dunes ($n=8$) and the blown outs ($n=5$), calculated from the mass of all dead wood and the mineral content of pine wood (Kollmann 1951)

	CaO	K ₂ O	MgO	P ₂ O ₅	Fe ₂ O ₃	SO	Na ₂ O	SiO ₂
Whole area								
Average	18,79	12,53	7,49	4,90	4,29	3,54	3,13	1,43
St. dev	11,87	7,91	4,73	3,10	2,71	2,24	1,98	0,87
Land dunes								
Average	22,2	14,8	8,85	5,79	5,07	4,18	3,7	1,69
St. dev	12,32	8,21	4,91	3,21	2,81	2,32	2,05	0,94
Blown outs								
Average	10,81	7,20	4,31	2,82	2,47	2,04	1,80	0,82
St. dev	11,48	7,65	4,58	2,99	2,62	2,16	1,91	0,87

On the land dunes the average mass of dead wood ($42\ t\ ha^{-1}$) is about the half the mass of organic matter in the ectorganic and endorganic layer ($77\ t\ ha^{-1}$, see Figure 6). Blown out areas, which were less densely afforested or even partly not afforested show about half the mass of dead wood ($21\ t\ ha^{-1}$) as compared to the land dunes.

From table 11 it can be deduced by conversion that the mass of P₂O₅ and K₂O in dead wood on land dunes amounts $1,26\ kgP\ ha^{-1}$ and $6,14\ kgK\ ha^{-1}$, which equals $0,126\ gP\ m^{-2}$ and $0,614\ gK\ m^{-2}$. These amounts of minerals in dead wood are very low as compared to the amounts of P ($17,5\ g\ m^{-2}$) and K ($6,1\ g\ m^{-2}$) in the humus layer in 2004.

3.4.2 Discussion

The amount of P and K stored in dead wood equals $0,13 \text{ gP.m}^{-2}$ and $0,61 \text{ gK.m}^{-2}$ respectively, which is very low as compared to stocks in soil.

It is clear that the increase of total P ($7,5 \text{ gP.m}^{-2}$) and K (3 gK.m^{-2}) in the soil compartment in a period of 8 years after the fire, can not be ascribed to decay of necromass, even if all P and K in the dead wood should have been mineralized.

Because other sources for element enrichment after the fire are neglectable it is not unlikely that the element concentration of dead pine wood was underestimated.

De analyse van elementvoorraden in dood hout volgens Kollmann (1951) heeft niet geleid tot een verklaring van de toename in de voorraad N, P en K in de periode 1 jaar tot 9 jaar na de brand.

Voor kalium is dit probleem mogelijk te verklaren uit pyrolyse van primaire kaliumhoudende silicaatmineralen. Doordat gegevens daarover niet werden verzameld kan dit probleem niet verder worden afgetast.

Voor de verklaring van de toegenomen fosforvoorraden zijn verschillende mogelijkheden aanwezig.

Een verklaring voor verschillen in fosforvoorraad uit het verschil in analysemethoden is alleen mogelijk voor analyses vòòr en 1 jaar na de brand (zie tabel 2). De grootste verschillen in P-voorraad (en gehalten) treden op tussen 1996 en 2004. Juist voor deze perioden werd echter volgens dezelfde methode geanalyseerd.

De toename in de totaalvoorraad P in Kootwijk over een periode van 8 jaar na de brand bedraagt $7,5 \text{ g.m}^{-2}$. Deze toename kan niet worden toegeschreven aan verrijking door mineralisatie van dood hout (zie paragraaf 3.4.1). De totale hoeveelheid P die in dood hout ligt opgeslagen bedraagt slechts $0,126 \text{ gP.m}^{-2}$. In Ellenberg et al. (1986) is uitvoerig onderzoek gedaan aan nutriëntgehalten in verschillende ecosysteemcompartimenten van bosopstanden. Voor een 95 jaar oude Sparrenopstand in Sollingen (Parabraunerde) bepaalde zij o.a het fosfaatgehalte van naalden, stamhout, stamschors, derfhout en derfschors (tabel 13).

Tabel 13 Voorraden en gehalten drooggewicht, stikstof en fosfor van verschillende structuurelementen van een 95-jarige sparrenopstand in Sollingen (D)

Opstand F1	1968	DW	N	P	DW	N	P
		kg/ha			g/kg orgaan		
naalden		17880	228	18,8	36,4	12,1	1,1
stamhout		23980	204	14,1	17,5	8,5	0,59
stamschors		4230	39	3,1	22,5	9,1	0,74
derfhout		182500	153	14,7	3,7	0,84	0,08
derfschors		15870	105	22,6	31,4	6,6	1,4
Som boven		244460	729	73,3			
Strooisel					49,6	11,1	0,9

Een vergelijking met tabel 13 leert dat een productieve opstand als in Sollingen (244 ton droge stof.ha⁻¹) 7,3 kgP.m⁻² zou opleveren indien alle P dat in bovengrondse biomassa is opgeslagen naar de bodem zou terugkeren. Dit is van dezelfde orde van grootte als de P-toename in Kootwijk.

Indien de toename in P-voorraad tussen 1996 en 2004 wordt gerelateerd aan de toename in N- en organische stofvoorraad dan blijkt organische stof is toegenomen met 55.000 kg, N met 1.440 kg en P met 69 kg per ha (zie tabel 14). Voor elk van de elementen is dit een toename met een factor van dezelfde orde van grootte. Als de toename in N en P in verhouding tot de organische stof wordt berekend dan bedraagt de C/N- resp. C/P-verhouding van de binnengekomen necromassa 38 en 797. Dergelijke verhoudingen lijken niet irreëel voor necromassa.

Tabel 14 Veranderingen in voorraden in organische stof stikstof en fosfor tussen 1996 en 2004

	Jaar		Toename			
	1996	2004	absoluut	factor	C/N	C/P
kg OS/ha	22000	77000	55000	3,5		
kg N/ha	840	2280	1440	2,7	38,2	
kg P/ha	106	175	69	1,7		797,1

Een verklaring voor de toename in stikstofvoorraad in de periode tussen 1 en 9 jaar na de brand is slechts deels mogelijk via atmosferische depositie.

De gegevens uit Sollingen (tabel 13) geven echter aan dat in de biomassa van een sparrenopstand tot bijna 730 kg N.ha⁻¹ kan zijn opgeslagen. Indien slechts een deel van deze voorraad na brand als necromassa in het bodemcompartiment terecht komt, zou de toename in Kootwijk (390 kgN.ha⁻¹) gemakkelijk kunnen worden verklaard.

Vooralsnog is daarom de enige conclusie die overblijft dat de geschatte elementconcentraties in dood hout (Kollmann, 1951) zijn onderschat.

3.4.3 Conclusion

The amount of P and K stored in dead wood equals according Kollmann (1951) 0,13 gP.m⁻² and 0,61 gK.m⁻² respectively, which is very low as compared to stocks in soil.

It is clear that the increase of total P (7,5 gP.m⁻²) and K (3 gK.m⁻²) in the soil compartment in a period of 8 years after the fire, can not be ascribed to decay of necromass, even if all P and K in the dead wood should have been mineralized.

Because other sources for element enrichment after the fire are neglectable it is not unlikely that the element concentration of dead pine wood was underestimated.

3.5 Bodemdiversiteit

3.5.1 Veranderingen in de tijd

Om een snelle indruk te verkrijgen van de verandering in de bodemdiversiteit is van de pH en de elementvoorraden de standaardfout in de verschillende meetjaren gegeven. Als de standaardfout groter wordt neemt de variatie toe. Uit tabel 12 kan worden afgeleid dat van alle variabelen in 2004 met uitzondering van de ammoniumvoorraad in de ectorganische laag de standaardfout groter is dan in 1994. Op de middellange termijn (10 jaar) neemt door brand de variatie in de bodem toe.

In het eerste jaar na de brand is de variatie in de organische stofvoorraad en de kaliumvoorraad in de ectorganische horizont afgenomen, maar na 9 jaar weer sterk toegenomen. Brand vereffent dus aanvankelijk de variatie, maar later neemt de variatie waarschijnlijk door input van necromassa weer toe.

In de endorganische horizont vertonen de ammonium en kaliumvoorraad een tendens dat na een aanvankelijke toename in de variatie weer een vereffening optreedt.

Tabel 12 Standaardfouten van bodemvariabelen per horizont vòòr, 1 jaar na en 9 jaar na de brand

Variabele	Horizont	Standaard fout		
		1994	1996	2004
pH	Ecto-			
	Endo-	0,11	0,52	
Organische stofvoorraad (g.m ⁻²)	Ecto-	1142	538	1581
	Endo-	190	472	435
Stikstofvoorraad (g.m ⁻²)	Ecto-	21,5	20	34
	Endo-	6,0	11,7	27
Ammoniumvoorraad (g.m ⁻²)	Ecto-	0,45	0,45	0,3
	Endo-	0,07	2,44	0,2
Fosforvoorraad (g.m ⁻²)	Ecto-	0,8	1,3	3,9
	Endo-	0,9	2,0	6,0
Kaliumvoorraad (g.m ⁻²)	Ecto-	0,41	0,33	0,6
	Endo-	0,33	0,71	0,4

3.5.2 Conclusie

De variatie aan elementvoorraden in de bodem is direct na de brand sterk afgenomen. Op korte termijn wordt de variatie door brand vereffend. Op de middellange termijn (10 jaar) is de variatie door brand sterk toegenomen en groter dan voor de brand.

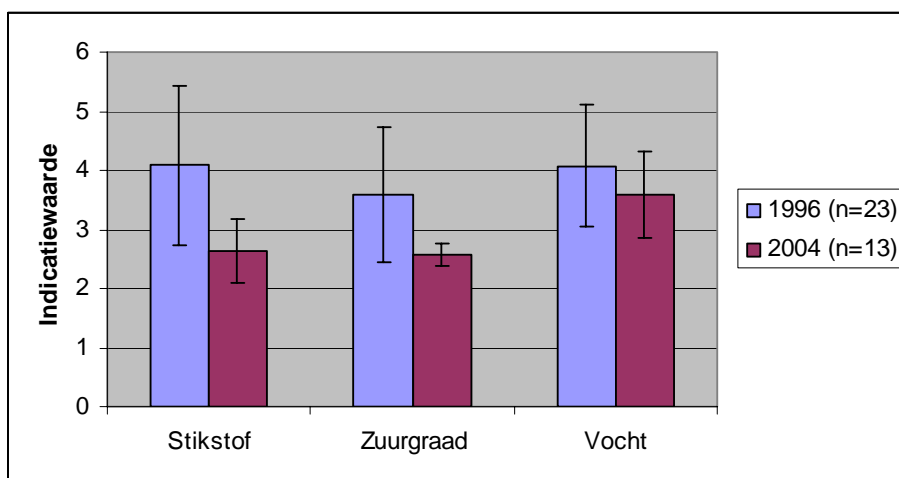
4 Resultaten vegetatiekundig onderzoek

4.1 Ontwikkeling van de vegetatie in de periode 1996-2004

In bijlage 3 is een tabel opgenomen met de vegetatieopnamen van 1996 en 2004 met de daarin voorkomende soorten met hun bedekking. Er is een belangrijke verschuiving in soortsamenstelling opgetreden sinds 1996. Opvallend daarbij is de vestiging van een groot aantal mossoorten. De 'ruige' soorten van kort na de brand zijn weer vrijwel geheel verdwenen in 2004. *Pinus sylvestris*, *Betula pendula* en in mindere mate *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia* kondigen de ontwikkeling van een nieuwe boomlaag aan. Verder is opvallend dat in veel opnamen *Deschamsia flexuosa* alweer met een redelijke bedekking aanwezig is.

4.1.1 Milieuindicaties

In figuur 14 zijn voor de beide jaren de ongewogen gemiddelde Ellenberg-indicatiegetallen voor stikstof, vochtigheid en zuurgraad weergegeven, die met Turboveg werden berekend op basis van de vegetatiesamenstelling.



Figuur 14. Gemiddelde en standaardafwijking van indicatiewaarden volgens Ellenberg voor stikstof, zuurgraad en vocht van vegetatieopnamen in de brandvlakte in 1996 en 2004

Alle gemiddelde indicatiewaarden en standaardafwijkingen zijn in 2004 kleiner dan in 1996. De factoren waarvoor die getallen staan zijn dus afgenomen. De sterkste afname vertonen de stikstofindicatie, die met ongeveer anderhalve punt afnam en de zuurgraadindicatie, die met ongeveer één punt afnam. De vochtindicatie veranderde niet wezenlijk. Bij gevolg is het gebied volgens de vegetatie sinds 1996 zuurder en armer aan stikstof geworden

4.1.2 Ordinatie

In figuur 15 zijn de assen 1 en 2 van het ordinatiediagram van de opnamen in de brandvlakte uit 1996 en 2004 weergegeven. In het ordinatiediagram worden de opnamen uit 2004 (nr. 1 t/m 13) afgesplitst van de opnamen uit 1996. In het ordinatiediagram zijn de opnamen van 1996 hoofdzakelijk gespreid langs as 1 en de opnamen uit 2004 langs as 2. Langs as 3 vertonen de oude en nieuwe opnamen een vrijwel gelijke spreiding. As 3 is derhalve voor de ecologische interpretatie minder interessant.

Op grond van het verschil in stikstof- en zuurindicatie tussen de oude en de nieuwe opnamen lijken de assen geïnterpreteerd te kunnen worden als een stikstof en een zuurgraadas.

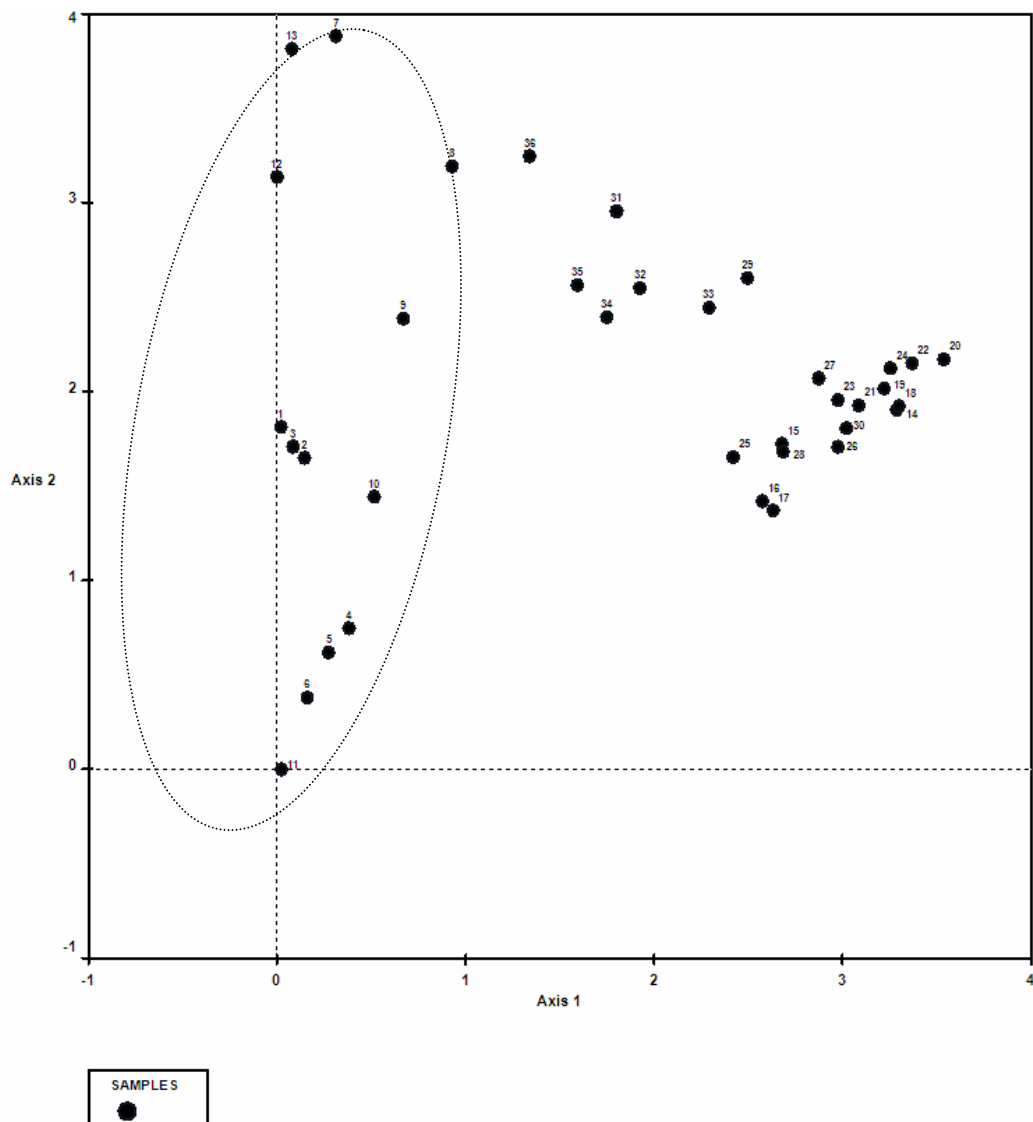
In figuur 16 zijn de assen 1 en 2 van het ordinatiediagram van de soorten in de brandvlakte uit 1996 en 2004 weergegeven. De interpretatie van het opnamendiagram wordt ondersteund door het soortendiagram.

Met behulp van het soortendiagram is de eerste ordinatias redelijk goed te interpreteren. In de naar rechts gelegen opnamen uit 1996 komen soorten voor van stikstofrijke, vrij kale groeiplaatsen. Dit zijn ruigtekruiden, onkruiden en een enkele jonge struik: *Chamerion angustifolium*, *Conyza canadensis*, *Tussilago farfara*, *Taraxacum officinale*, *Sambucus nigra* en *Ceratocarpus claviculata*. Daar horen ook enkele mossen bij: *Leptobryum pyriforme*, *Marchantia polymorpha* en *Funaria hygrometrica*. Genoemde mossen komen veel en vaak voor op plaatsen waar brand was. Zij weten dergelijke brandplekken snel te koloniseren, maar verdwijnen snel als de begroeiing opschiet. Zij komen ook voor in vrijwel elke bloempot op de markt. Dit ter illustratie van hun ecologische indicatie en milieuvoorkeur.

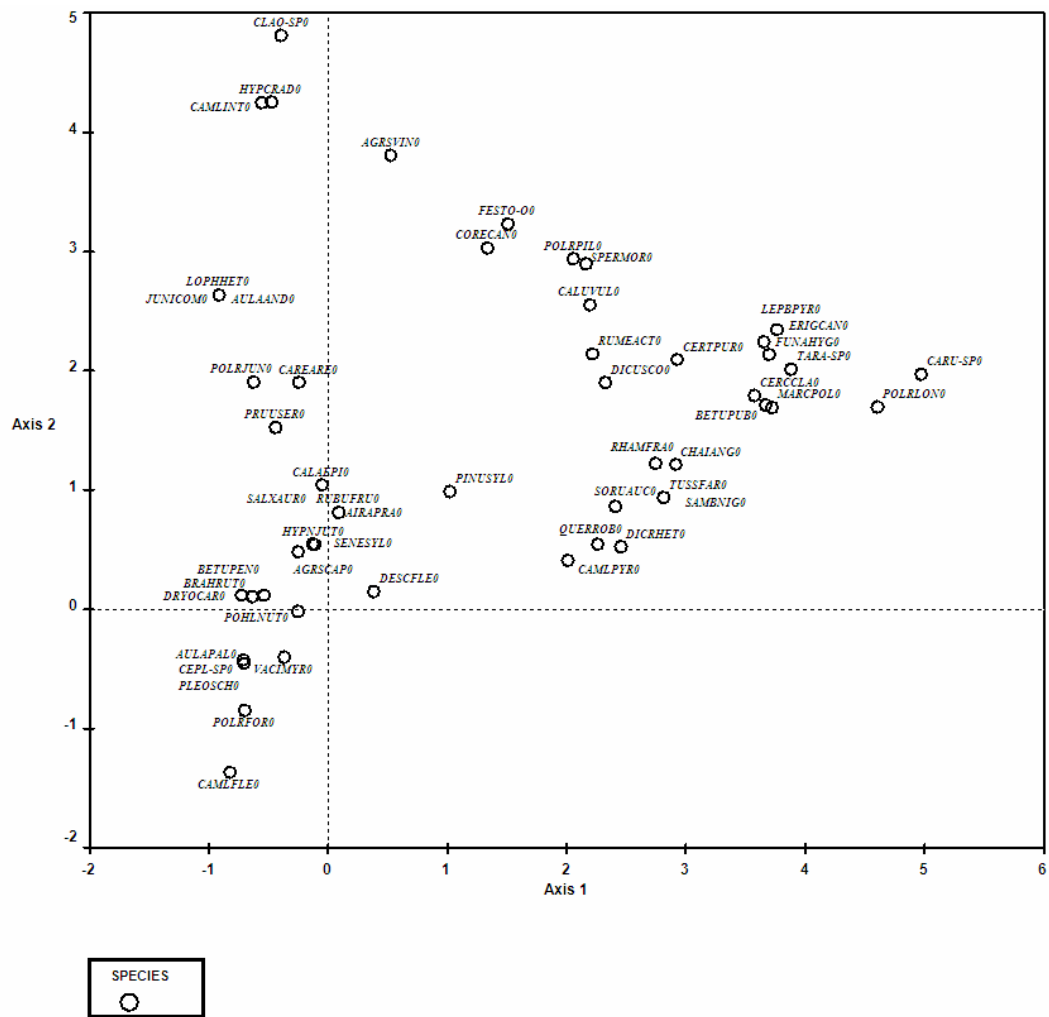
De tweede ordinatias is lastiger te interpreteren met de ecologische indicatiegetallen. De recente opnamen vertonen op deze as een opvallend grotere spreiding dan de oude. Hier biedt het soortendiagram een mogelijkheid tot interpretatie. Het soortendiagram toont onderaan de tweede as soorten uit het bos (*Vaccinium myrtillus*, *Dryopteris carthusiana*, *Campylopus flexuosus* en *Pleurozium schreberi*) en bovenaan planten van het stuifzand (*Agrostis vinealis*, *Corynephorus canescens*, *Campylopus introflexus* en *Juniperus communis*). Bovenaan deze tweede as liggen ook de opnamen die in de uitgestoven laagten zijn gelegen, waar vóór de brand nog nauwelijks bosontwikkeling had plaatsgevonden (zie Fig 15). Onderaan deze as liggen de opnamen die op de stuifduinen zijn gelegen waar vóór de brand zich een goed ontwikkeld bos bevond. As 2 zou dus te interpreteren zijn als bosontwikkelings-as. Deze as beschrijft dan een gradiënt in belichting, beschutting en bodemontwikkeling (initieel nauwelijks verweerd stuifzand naar iets verweerd en verzuurd stuifzand met bos. Het is plausibel dat de oude opnamen op deze gradiënt minder variatie vertonen, aangezien het terrein dat zij beschrijven toen helemaal een kale vlakte was met geblakerde bomen.

4.1.3 Conclusie

Kort na de bosbrand was er in het bestudeerde gebied een opleving van onkruiden en mossen van brandplekken. De begroeiing van een jaar na de brand indiceert een veel hogere stikstofbeschikbaarheid en minder zure omstandigheden dan de huidige begroeiing. De onkruiden zijn echter in 2004 weer verdwenen, de moslaag sloot zich en bomen verschenen weer. Het bos zal zich hoogst waarschijnlijk ontwikkelen als een gemengd bos van Zomereik, Ruwe berk en Groveden. De ondergroei zal bestaan uit Wilde Lijsterbes, Blauwe bosbes, stekelvarens en Bochtige smele. Deze ontwikkeling leidt tot een thans algemeen bostype op de arme zandgronden (Dirkse et al. 2003). Een ontwikkeling naar een korstmossen-dennenbos ligt niet voor de hand aangezien de depositie van stikstof te hoog is.



Figuur 15. Ordinatiediagram met spreiding van opnamen uit 1996 en 2004 langs de eerste en tweede ordinaties. De opname van 2004 zijn omcirkeld



Figuur 16. Ordinatiediagram met spreiding van *n* uit 1996 en 2004 langs de eerste en tweede ordinaties. De opname van 2004 zijn omcirkeld

4.2 Ontwikkeling vegetatie in relatie tot bodemfactoren na brand

4.2.1 Indirecte gradiëntanalyse

De resultaten van het onderzoek naar correlaties tussen opnamescores op ordinatieassen en bodemfactoren zijn in tabel 15 opgenomen. Correlatiediagrammen werden berekend voor chemische bodemeigenschappen van de verschillende horizonten en opnamescores op de eerste twee ordinatieassen.

Tabel 15 Correlaties tussen scores van vegetatieopnamen op ordinatieassen en chemische bodemeigenschappen. Voor de eerste as zijn correlatiefactoren > 0,85 en voor de tweede as > 0,73 gearceerd weergegeven

As	pH-KCl	C/N	K/Ca	NH ₄ /K	K-uitw cmol+/kg	NH ₄ -N	Organische Stof		N _{tot}			P _{tot}		
							g/100g	g/m ²	mg/100gds	g/kgOs	g/m ²	mg/100gds	g/kgOs	g/m ²
Ectorganische horizont														
1	-0,46	-0,63	-0,32	0,95	-0,73	0,86	-0,63	-0,86	-0,25	0,68	-0,87	-0,24	0,68	-0,83
2	-0,07	0,01	0,78	-0,07	-0,02	-0,12	-0,21	-0,35	-0,23	-0,05	-0,37	-0,44	-0,23	-0,41
Endorganische horizont														
1	0,33	0,62	-0,18	0,87	0,63	0,89	-0,65	-0,38	-0,71	-0,57	-0,67	-0,75	0,13	-0,84
2	0,73	-0,15	0,63	-0,03	-0,16	-0,03	-0,67	-0,76	-0,43	0,23	-0,38	-0,51	0,39	-0,08
Verbrande horizont 1996 en endorganisch 2004														
1	0,52	-0,50	-0,60	0,89	0,89	0,93	0,88	-0,84	0,87	0,53	-0,69	0,85	0,28	-0,86
2	0,31	-0,02	0,47	0,06	-0,08	0,02	-0,02	-0,47	-0,08	0,03	-0,33	-0,12	-0,03	-0,08

Het blijkt dat in alle horizonten hoge correlaties worden gevonden tussen de opnamescores op de eerste ordinatieas en de NH₄/K-verhouding resp. het ammoniumgehalte. Hieruit kan worden afgeleid dat de eerste ordinatie as gerelateerd is aan de beschikbaarheid van ammonium.

De tweede as geeft redelijk hoge correlatiefactoren voor de K/Ca-verhouding in alle horizonten en de pH voor de endorganische laag. Hieruit kan worden afgeleid dat bovenin het ordinatiediagram bodems voorkomen waarbij een relatieve kaliumrijkdom aanwezig is. In de onderliggende endorganische horizont blijkt as2 sterk positief gecorreleerd te zijn met de pH-KCl en negatief met de organische stofvoorraad. Toename van organische stof gaat gepaard met een afname van de pH. De tweede as lijkt dus geassocieerd te kunnen worden met de beschikbaarheid van kalium, de pH en de organische stofvoorraad van de endorganische horizont.

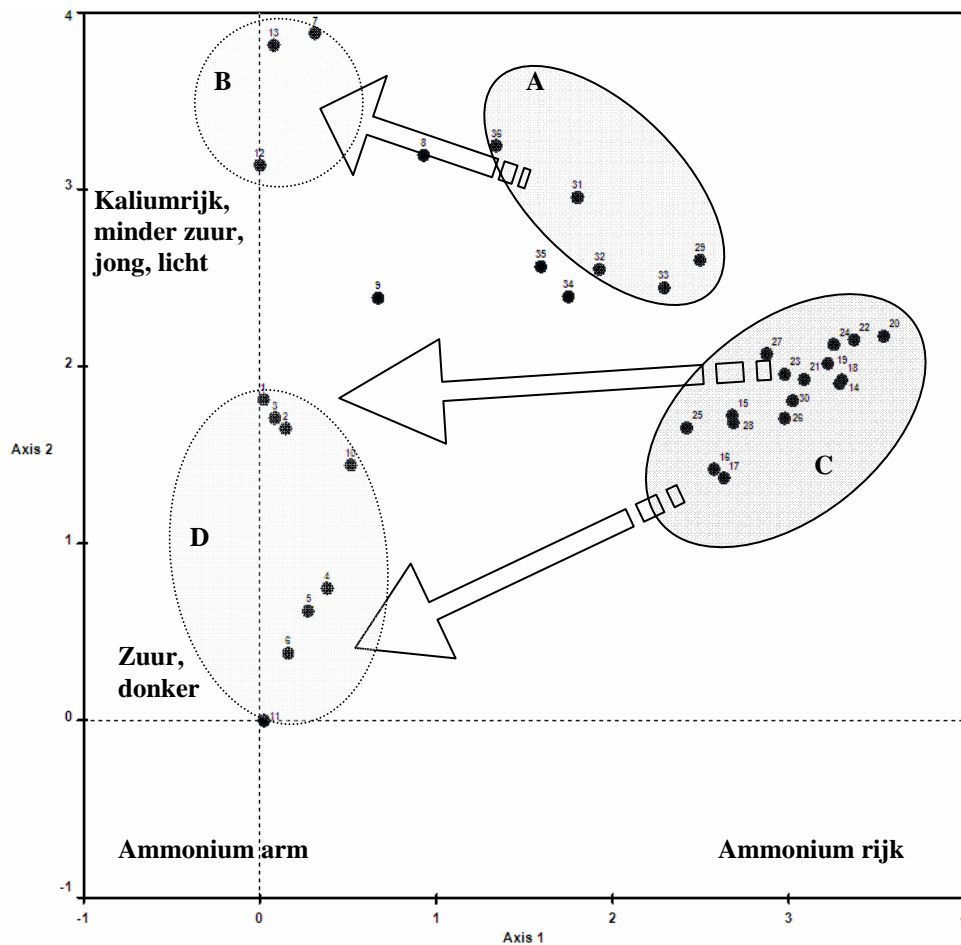
4.2.2 Discussie en hypothesevorming

Bij nadere analyse van het ordinatiediagram blijkt dat de opnamen uit 1996 in twee clusters uiteenvalt (Fig. 17). De meest voedselrijke cluster (C, meest rechts langs eerste ordinatieas) zijn opnamen van de voormalige bossen op de landduinen. Deze cluster heeft zich na de brand ontwikkeld naar cluster D linksonder in het ordinatiediagram. Deze standplaatsen zijn door de brand sterk met ammonium verrijkt en in pH gestegen, maar zijn 9 jaar na de brand weer voedselarmer en zuurder geworden.

Het tweede cluster (A) bestaat uit opnamen van nog nauwelijks verweerde gronden in uitgestoven laagtes met een nog vrijwel afwezige boomlaag. Dit cluster heeft zich

ontwikkeld in de richting van cluster B in 2004. Voor de brand was hier een vegetatie aanwezig die als pionierstadium van een jong stuifzand kan worden beschouwd met nauwelijks bodemontwikkeling of accumulatie van organische stof. Door de brand is hier slechts een matige ammoniumverrijking opgetreden. Negen jaar na de brand is de ammoniumverrijking weer verdwenen. Door de afwezigheid van organische stof is de zuurproductie door oxidatie nog beperkt en is de pH van deze standplaatsen nog relatief hoog. Jonge stuifzandgronden bevatten relatief veel kalium in mineralen die tijdens de bodemontwikkeling ontsloten worden door vertering. Hierdoor is kalium relatief goede beschikbaar, waardoor de basenbezetting relatief gunstig is.

De opnamen uit 2004 vertonen nog slechts weinig variatie langs de ammoniumas, maar wel een sterke variatie langs de zuurgraadas.



Figuur 17 Ontwikkeling van de vegetatie in de periode van 1996 tot 2004. Cluster A: vegetatieopnamen in uitsgoven laagtes in 1996; Cluster B: vegetatieopnamen in uitsgoven laagtes in 2004; Cluster C: vegetatieopnamen van beboste landduinen in 1996

4.2.3 Conclusies

- Uit de indirecte gradiëntanalyse kan worden geconcludeerd dat de vegetatie kort na de brand reageert op verrijking van de bodem met ammonium en een pH effect. Op standplaatsen waar voor de brand duinen aanwezig waren met een goed ontwikkelde boomlaag is het ammonium effect sterker dan op uitgestoven laagtes met nauwelijks bosontwikkeling voor de brand.
- In de negen jaar na de brand heeft de vegetatie vooral gereageerd op een teruggelopen aanbod van ammonium en een intredende verzuring. Daarbij treedt er een differentiatie op naar vegetaties die afhankelijk zijn van lichte omstandigheden op jonge weinig verweerde bodems en vegetaties die voorkomen op schaduwrijkere plekken op oudere licht verzuurde bodems.
- De voor de brand aanwezige vegetatiekundige differentiatie tussen uitgestoven laagtes en stuifduinen keert na een brand op de middellange termijn weer terug.

5 Conclusies en consequenties voor praktijk

Een belangrijke implicatie van de gevonden resultaten is de conclusie dat brand eerder tot een verrijking van de bodem leidt dan tot een verschraling. Weliswaar verdwijnt er in zijn totaliteit stikstof, maar direct na de brand is de bodem sterk verrijkt met kalium, ammonium en fosfaat. Bovendien treedt er een pH stijging op waardoor biologische activiteit wordt gestimuleerd. Hierdoor wordt het beschikbaar gekomen ammonium door micro-organismen vastgelegd in organische stof wat daardoor een rijk karakter krijgt. Deze effecten zijn negen jaar na de brand verminderd, maar nog steeds merkbaar aanwezig. Bovendien lijkt op deze middellange termijn extra bodemverrijking op te treden doordat nutriënten uit de necromassa van de voormalige bosopstand in de bodem terecht te zijn gekomen. Het laten staan van de necromassa na de brand, zoals in Kootwijk plaatsvond, draagt daarom niet bij aan het terugzetten van de vegetatiesuccessie naar een initieel schraal stadium.

De vegetatie blijkt vooral te reageren op het verhoogde ammoniumaanbod en de verandering van de pH. De differentiatie tussen de samenstelling van de vegetatie op uitgestoven laagten en stuifduinen neemt kort na de brand af, maar keert op de middellange termijn weer terug. Daarbij neemt de vegetatie op de middellange termijn weer haar oorspronkelijke karakter aan: op stuifduinen ontwikkelt zich weer een gemengd bos van Zomereik, Ruwe berk en Grove den met in de ondergroei Wilde Lijsterbes, Blauwe bosbes, stekelvarens en Bochtige smele.

Daarmee is het beoogde effect van gecontroleerd branden als effectgerichte maatregel tegen vermessing twijfelachtig. De veronderstelling was immers dat brand zou kunnen bijdragen aan het afvoeren van de voorraad stikstof die in het strooisel ligt opgeslagen, waardoor de successie zou worden teruggezet naar een initiële voedselarme situatie.

Wel blijkt uit een globale analyse dat negen jaar na de brand de bodemvariatie door het gevoerde beheer is toegenomen. Negen jaar na de brand is van alle elementvoorraden de spreiding rond de gemiddelde waarden toegenomen. Dit betekent dat er bij het gevoerde beheer (niet ruimen van necromassa na een brand) een groter scala aan abiotische condities is ontstaan door de brand, hetgeen een blauwdruk kan zijn voor meer biodiversiteit (flora en fauna elementen).

Literatuur

Bará, Salvador and José A. Vega. Effects of wildfire on forest soil in the northwest of Spain.

Brown, J.K., 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service General Technical Report INT-16.

Byram, G. M., 1963. Combustion of forest fuels, In: K. P. Davis (ed), Forest Fire. Control and Use, McGraw Hill, New York, pp. 61-89.

Dirkse, G.M., W.P. Daamen, H. Schoonderwoerd & J.M. Paasman. 2003. Meetnet Functievervulling bos. Het Nederlandse bos in 2001-2002. Rapport EC-LNV nr. 2003-231. pag. 1-62.

Ellenberg, H., R. Mayer, J. Schauer mann, 1986. Ökosystemforschung; Ergebnisse des Solling-Projekts. Ulmer. Stuttgart.

Giesen & Geurts, 2004. Analyse van grond en asresten van de brandvlakte bij Kootwijk 2004; vergelijking met 1997. Giesen & Geurts, Uft

Hennekes, S.M., 1995. Turbo(veg). Software package for input, processing and presentation of phytosociological data. User's guide. Instituut voor Bos en Natuurbeheer, Wageningen and Unit of Vegetation Science, University of Lancaster.

Hetch, W., 1980. Bodemphysikalische und bodenchemische Auswirkungen eines Waldbrands auf einen Braunerde-Podsol unter Kiefer. Forstwissenschaftliches Centralblatt 99. 257-273

(Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak and O.F.R. van Tongeren (Eds.), 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc. Wageningen.

Kemmers, R.H., P.Mekking A. Smit en J. Sevink, 1996. Effecten van bosbegrazing op het humusprofiel van arme zandgronden onder naaldbos. DLO-Staring Centrum. Rapport 294. Wageningen.

Kollmann, F., 1951. Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe - 1. Band: Anatomie und Pathologie, Chemie, Physik, Elastizität und Festigkeit. 2. neubearbeitete Auflage. 1050 p.

Londo, G., 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. Vegetatio 33: 61-64.

Meijer zu Schlochtern, M. en H.G.J.M. Koop, 2000. Effecten van brand in bos op arme zandgronden. Alterra. Alterra-rapport 160. Wageningen

Pain, R.W. (Ed), 2000. The guide to GenStat®; part 2: Statistics. VSN International Ltd. Oxford, UK.

Riek, W., B. Strohbach, C. Siewert. (in prep.) Veränderung chemischer Eigenschaften von Waldböden durch Feuerwirkung; Ergebnisse eines Waldbrandexperimentes in der Lausitz.

Siewert, C., 1995. Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 76, 449-452

Smit, H.M.C., 1996. Effecten van bosbrand op arme zandgronden in de omgeving van Kootwijk; patroonanalyses van de uitgangssituatie ten behoeve van een meetnetontwerp voor monitoring. DLO-Staring Centrum. rapport 473. Wageningen.

Van Wieren, S.E., G.W.T.A. Groot Bruinderink, I.T.M. Jorritsma A.T. Kuiters (eds.), 1997. Hoefdieren in het Boslandschap. Backhuys publishers. Leiden.

Viro, P.J. 1974. Effects of forest fire on soil. In: Fire and ecosystems. Kozlowski, T., Ahlgren, C. (ed.). Academic Press. New York etc. 7-46.

Visser, A., 2000. De effecten van brandbeheer op de mineralenhuishouding van heideterreinen; een studie op het ASK Oldenbroek. Studentverslag. Leerstoelgroep Natuurbeheer en Plantenoecologie. Wageningen Universiteit en Researchcentrum.

Bijlage 1 Codering opname- en transectnummers

Dirkse Opname nummer	Transect-nummer	PQ-bodem nummer	Nummer in vegetatietabel, aanhangsel IIIa,b Meyer & Koop, 2000	Vegetatieopname nummer Meyer & Koop (2000)
2004				
1	1.1	7		
2	1.2	5		
3	1.3	1		
4	2.1	2		
5	2.2	8		
6	2.3	6		
7	3.1	13		
8	3.2	3		
9	4	4		
10	5	9		
11	6	10		
12	7.1	12		
13	7.2	11		
1996				
14			3	01V-117
15			6	02V-117
16	6	10	9	03V-117
17			12	04V-117
18	5	9	15	05V-117
19			18	06V-117
20			21	07V-117
21	2	2	23	08V-117
22			26	09V-117
23	2	6	28	10V-117
24			31	11V-117
25	1	7	37	13V-117
26	1	5	40	14V-117
27	1	1	46	16V-117
28	4	4	51	18V-117
29	3	13	53	19V-117
30			55	21V-117
31	3	3	57	23V-117
32			58	24V-117
33		12	62	28V-117
34			63	29V-117
35			64	30V-117
36	7	11	65	31V-117

Bijlage 2 Resultaten bodemchemische analyses 1996 en 2004

1997																
Intern nr.	SC-DLO nummer	pH water	pH KCl	Org. stof	Kjeldahl		Bascomb pH 8,1						1 M KCl		Bascomb	
					P totaal	N totaal	CECm	CECc	H	Ca	Mg	K	Na	NH4 N	Som basen	Basen bezetting
				%	mg/100 g		cmol+/kg									%
RK 1	1.0.V	4,52	3,58	21,9	124,9	1647,6	32,37	54,33	47,0	5,73	1,04	0,46	0,11	2,01	7,34	22,7
RK 2	1.0.M	3,88	3,53	1,2	8,4	41,6	6,81	3,42	1,8	0,88	0,54	0,18	0,02	0,67	1,62	23,8
RK 3	2.0.V	4,61	3,79	17,2	135,3	1143,7	28,71	28,26	22,1	4,88	0,66	0,49	0,10	1,49	6,13	21,3
RK 4	2.0.M	3,85	3,53	1,6	3,9	47,4	8,47	12,14	10,8	1,01	0,06	0,22	0,02	0,47	1,31	15,5
RK 5	3.0.V	4,28	3,29	20,9	58,6	850,8	30,87	47,05	42,4	3,41	0,81	0,34	0,06	1,33	4,63	15,0
RK 6	3.0.M	4,10	3,81	0,8	7,1	29,4	8,11	8,73	7,2	1,06	0,10	0,25	0,11	0,57	1,51	18,6
RK 7	4.0.V	4,91	3,94	7,3	74,1	611,5	17,63		19,8	3,31	0,44	0,35	0,06	0,83	4,16	23,6
RK 8	4.0.F	3,99	3,05	16,6	38,4	567,3	25,10	45,74	41,4	2,70	1,12	0,40	0,13	1,11	4,33	17,3
RK 9	4.0.M	3,76	3,34	2,4	8,2	67,2	9,44	8,20	7,0	0,86	0,10	0,22	0,02	0,55	1,21	12,8
RK 10	5.0.V	4,84	4,03	21,5	226,9	2187,4	24,72		27,9	5,14	0,09	0,40	0,06	1,47	5,69	23,0
RK 11	5.0.F	3,07	2,58	41,6	83,7	1649,2	40,45	96,31	89,0	5,37	1,17	0,49	0,26	2,31	7,30	18,0
RK 12	5.0.M	3,87	3,46	1,5	9,7	41,0	8,56	8,58	7,2	1,06	0,08	0,21	0,02	0,84	1,37	16,0
RK 13	6.0.V	4,52	3,28	19,4	82,9	1102,4	26,97		33,4	2,84	0,51	0,33	0,07	1,58	3,76	13,9
RK 14	6.0.F	3,67	2,75	23,6	34,5	586,2	37,67	64,05	59,3	2,97	1,11	0,49	0,21	1,57	4,77	12,7
RK 15	6.0.M	3,82	3,44	1,5	8,8	35,3	9,29	10,21	9,0	0,86	0,08	0,23	0,02	0,65	1,19	12,8
RK 16	7.0.V	4,72	3,77	13,9	132,5	1461,1	27,36		33,5	4,98	0,76	0,50	0,11	1,23	6,35	23,2
RK 17	7.0.F	3,36	2,71	47,5	66,4	1243,9	40,04	86,09	77,7	5,98	1,45	0,74	0,24	1,92	8,42	21,0
RK 18	7.0.M	3,66	3,26	3,0	12,3	81,5	11,68	10,57	9,0	1,19	0,08	0,24	0,03	0,57	1,53	13,1
RK 19	8.0.V	4,58	3,52	21,5	92,7	1310,4	29,20		33,4	4,38	0,75	0,40	0,06	1,59	5,60	19,2
RK 20	8.0.F	3,44	2,67	59,9	79,5	1602,6	36,60	104,92	96,0	5,73	2,15	0,80	0,23	2,34	8,90	24,3
RK 21	8.0.M	3,72	3,34	1,7	9,9	47,5	7,00	6,84	5,4	1,12	0,09	0,21	0,02	0,59	1,44	20,5
RK 22	9.0.V	4,63	3,49	26,9	169,0	1951,0	30,48		41,2	5,18	0,63	0,40	0,07	1,77	6,27	20,6
RK 23	9.0.F	3,27	2,44	63,1	96,7	1877,0	38,30	94,45	86,8	5,85	1,05	0,67	0,12	2,82	7,69	20,1
RK 24	9.0.M	3,92	3,40	1,8	12,5	65,9	6,59	6,63	5,4	0,92	0,07	0,20	0,02	0,63	1,21	18,4
RK 25	10.0.V	4,71	3,72	21,8	155,2	1664,8	30,37	38,93	31,5	5,89	0,94	0,48	0,07	1,24	7,39	24,3
RK 26	10.0.M	3,99	3,37	1,9	10,6	69,6	6,04	5,32	3,6	1,38	0,10	0,21	0,02	0,70	1,71	28,3
RK 27	11.0.V	4,33	3,31	14,5	44,0	607,2	17,80	25,03	22,0	2,34	0,39	0,27	0,04	0,85	3,04	17,1
RK 28	11.0.M	3,99	3,66	1,2	9,3	43,6	6,32	6,68	5,4	0,99	0,06	0,20	0,01	0,53	1,27	20,1
RK 29	12.0.V	4,10	3,15	12,0	38,9	486,0	18,75	24,47	21,9	1,90	0,34	0,28	0,02	0,73	2,55	13,6
RK 30	12.0.M	4,06	3,80	0,9	8,6	34,6	4,12	4,74	3,6	0,88	0,05	0,20	0,01	0,37	1,14	27,6
RK 31	13.0.S	3,83	3,20	15,3	29,6	449,5	17,51	24,05	22,0	1,39	0,25	0,41	0,03	0,46	2,08	11,9
RK 32	13.0.M	4,18	4,04	0,8	11,0	34,6	4,01	2,78	1,8	0,74	0,03	0,20	0,01	0,31	0,97	24,2

V: Verbrande horizont; M: minerale horizont; F: F-horizont; S: mos

2004																	
Intern nr.	Alterra nr.	droog- gew.	pH KCl	Org. stof	Kjeldahl		Bascomb pH 8,1						1M KCl		Bascomb		
					P totaal	N totaal	CECc	H	Ca	Mg	K	Na	NH4 N	NH4 N	Som basen	Basen bezetting	
		g	%	mg/100 g		cmol+/kg									mg/100g	cmol+/kg	%
KW 1	1 F	196,8	2,63	59,2	61,0	1089,2	94,42	85,7	5,68	1,81	0,76	0,50	0,63	8,77	8,7	9,3	
KW 2	1 M	2151,6	3,30	3,3	32,6	87,6	15,12	14,4	0,44	0,15	0,11	0,03	0,12	1,63	0,7	4,9	
KW 3	2 F	190,3	2,99	63,9	103,7	1692,8	89,78	75,1	10,84	2,62	0,95	0,26	0,77	10,72	14,7	16,3	
KW 4	2 M	1701,5	3,36	3,7	25,0	172,8	16,08	15,0	0,76	0,18	0,12	0,03	0,13	1,88	1,1	6,8	
KW 5	3 F	129,4	2,91	40,8	56,9	981,9	53,43	47,6	3,24	1,49	0,90	0,18	0,50	6,95	5,8	10,9	
KW 6	3 M	2046,2	3,50	2,1	16,4	155,0	12,66	12,0	0,34	0,16	0,13	0,02	0,11	1,50	0,6	5,1	
KW 7	4 F	119,2	2,95	71,0	89,5	1830,7	88,62	77,2	7,48	2,61	1,09	0,23	0,84	11,75	11,4	12,9	
KW 8	4 M	1765,2	3,39	3,1	15,9	221,5	13,21	12,5	0,46	0,15	0,09	0,02	0,11	1,50	0,7	5,4	
KW 9	5 F	203,8	2,70	58,7	52,1	1002,1	85,93	76,9	6,49	1,57	0,80	0,19	0,43	5,96	9,1	10,5	
KW 10	5 M	2140,1	3,32	3,0	15,6	120,3	15,21	14,3	0,66	0,16	0,10	0,02	0,12	1,75	0,9	6,2	
KW 11	6 F	114,9	2,99	66,7	96,5	1839,6	94,71	80,9	9,07	3,17	1,18	0,38	0,89	12,52	13,8	14,6	
KW 12	6 M	1524,6	3,01	5,9	24,0	280,1	23,03	21,8	0,76	0,25	0,17	0,06	0,20	2,74	1,2	5,4	
KW 13	7 F	112,8	2,79	74,6	91,1	1915,8	104,75	90,6	9,89	2,62	1,35	0,33	0,84	11,76	14,2	13,5	
KW 14	7 M	1689,7	3,26	4,3	22,5	223,3	17,20	15,9	0,90	0,22	0,14	0,03	0,13	1,88	1,3	7,5	
KW 15	8 F	133,9	3,09	62,7	86,3	1641,7	89,66	74,7	10,19	3,07	1,43	0,28	0,55	7,70	15,0	16,7	
KW 16	8 M	1377,7	3,01	7,0	23,9	385,7	23,51	21,7	1,18	0,41	0,19	0,08	0,18	2,50	1,9	7,9	
KW 17	9 F	164,7	2,86	61,3	78,2	1327,8	77,82	67,6	6,59	1,81	1,50	0,29	0,60	8,45	10,2	13,1	
KW 18	9 M	1537,7	3,33	4,4	17,5	174,9	17,02	15,7	0,81	0,27	0,20	0,05	0,15	2,10	1,3	7,8	
KW 19	10 F	200,4	2,84	71,8	89,5	1380,9	103,70	87,2	11,68	2,78	1,67	0,39	0,79	11,04	16,5	15,9	
KW 20	10 M	1888,4	3,25	4,9	25,8	220,6	19,89	18,2	1,12	0,25	0,22	0,07	0,16	2,26	1,7	8,3	
KW 21	11 F	87,1	2,89	65,3	80,6	1639,5	74,90	64,5	5,86	2,41	1,72	0,43	0,77	10,75	10,4	13,9	
KW 22	11 M	2138,0	3,59	2,4	11,6	135,2	11,72	10,8	0,47	0,20	0,17	0,06	0,11	1,49	0,9	7,7	
KW 23	12 F	105,6	2,86	78,8	70,3	1549,4	80,84	69,9	6,26	2,46	1,75	0,50	0,66	9,27	11,0	13,6	
KW 24	12 M	2007,8	3,40	2,9	15,5	252,9	13,60	12,7	0,48	0,19	0,15	0,06	0,11	1,60	0,9	6,5	
KW 25	13 F	138,9	2,93	33,5	40,2	809,0	43,36	39,8	1,87	0,74	0,76	0,21	0,32	4,54	3,6	8,2	
KW 26	13 M	2283,9	3,83	1,8	14,2	64,2	9,09	8,7	0,19	0,09	0,12	0,03	0,06	0,87	0,4	4,8	

Bijlage 3 Vegetatietabel

Vegetatieopnamen uit 1996 en 2004 van de brandvlakte bij Kootwijk. De bedekkingen zijn volgens de decimale schaal van Londo (1976). Voor correspondentie van opnamennummers met pq-nummers in transecten zie bijlage 1.

Soorten	Opname nummer																																						
	2004													1996																									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36			
Betula pendula	r	.	.	2	3	3	.	r	r	2	2	2	
Calamagrostis epigejos	a	r	.	r	p	2	
Calluna vulgaris	r	r	.	.	p	.	.	r	.	.	1	
Carex arenaria	5	a	2	p	p	a	1		
Deschampsia flexuosa	1	2	2	2	4	6	.	a	3	2	4	.	.	1	1	1	1	.	.	1		
Dryopteris carthusiana	r	r	.	r	r	
Rhamnus frangula	r	p	.	r	r	r	.	.	.	p	.	.	.	1	1	1	1	.	.	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Juniperus communis	r	
Pinus sylvestris	3	3	5	4	3	4	p	p	2	2	1	2	r	1	1	1	1	.	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Prunus serotina	r	p	.	r	.	.	.	r	r	r	p	r	r
Rumex acetosella	r	a	.	p	p	a	.	1	1	1	.	1	.	
Senecio sylvaticus	p	r	.	a	.	.	r	
Aulacomnium androgynum	p	
Aulacomnium palustre	r	.	r	p	
Brachythecium rutabulum	p	.	.	p	r	
Campylopus introflexus	3	3	2	r	p	p	6	2	3	a	p	6	7	
Campylopus pyriformis	a	a	.	r	.	p	1	.	.	1	1	1	1	.	
Dicranum scoparium	p	a	.	.	p	1	r	.	.	1	1	1	1	.	.	.		
Hypnum jutlandicum	2	3	.	1	p	2	.	.	p	2	1	.	p	.	1		
Polytrichum formosum	a	a	.	1	1	1	.	.	.	p	a	8	
Polytrichum piliferum	a	p	.	a	a	p	3	5	2	3	a	.	a	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Polytrichum juniperinum	2	3	5	a	a	.	.	a	.	2	a	a	
Lophocolea heterophylla	r	
Cladonia species	p	r	.	r	.	.	2	.	p	a	.	a	a	
Agrostis capillaris	.	p	.	r	.	.	.	p	.	a	a	.	r	
Corynephorus canescens	.	r	p	p	p	.	a	a	2	p	.	p	a	1	1	1	1	
Chamerion angustifolium	.	r	.	.	r	.	.	.	r	.	p	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	1	.	1	1	1	1	1		
Sorbus aucuparia	.	r	r	r	p	.	.	.	1	1	
Agrostis vinealis	.	a	.	a	a	a	2	5	2	1	.	5	5	1	1	1	1	1	
Quercus robur	.	.	p	.	r	.	.	.	p	r	p	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Ceratodon purpureus	p	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Dicranella heteromalla	.	.	.	r	r	1	
Pleurozium schreberi	3	
Pohlia nutans	r	.	.	.	a	r	
Cephaloziella species	r	
Spergula morisonii	r	p	1	1	1	1	1	
Festuca ovina	a	a	p	.	.	p	1	.	1	.	
Ceratocarpus claviculata	r	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
Hypochaeris radicata	r	r	.	a	r
Aira praecox	r	
Salix aurita	r	
Vaccinium myrtillus	r	r	
Rubus fruticosus ag.	r	
Campylopus flexuosus	r	
Betula pubescens	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
Coryza canadensis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
Funaria hygrometrica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Leptobryum pyriforme	1	1	1	1	1	.	1	1	.	.	.		
Polytrichum longisetum	1	
Marchantia polymorpha	1	1	1	1	.	1	.	1	.	1	.	.	.	1		
Carduus species	1	1		
Sambucus nigra	1	
Tussilago farfara	1	
Taraxacum species	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		