

FACULTEIT BIO-INGENIEURSWETENSCHAPPEN

Academiejaar 2012–2013

SPATIO-TEMPORELE, DATAGEDREVEN MODELLERING VAN NATUURBRANDEN

Aäron Keunen

Promotoren: Prof. dr. Bernard De Baets en dr. ir. Jan Baetens

Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van MASTER IN DE BIO-INGENIEURSWETENSCHAPPEN



FACULTEIT BIO-INGENIEURSWETENSCHAPPEN

Academiejaar 2012–2013

SPATIO-TEMPORELE, DATAGEDREVEN MODELLERING VAN NATUURBRANDEN

Aäron Keunen

Promotoren: Prof. dr. Bernard De Baets en dr. ir. Jan Baetens

Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van MASTER IN DE BIO-INGENIEURSWETENSCHAPPEN De auteur en promotor geven de toelating deze scriptie voor consultatie beschikbaar te stellen en delen ervan te kopiëren voor persoonlijk gebruik. Elk ander gebruik valt onder de beperkingen van het auteursrecht, in het bijzonder met betrekking tot de verplichting uitdrukkelijk de bron te vermelden bij het aanhalen van resultaten uit deze scriptie.

The author and supervisor give the permission to use this thesis for consultation and to copy parts of it for personal use. Every other use is subject to the copyright laws, more specifically the source must be extensively specified when using from this thesis.

Gent, juli 2013

De promotoren,

Prof. dr. Bernard De Baets dr. ir. Jan Baetens De auteur,

Aäron Keunen

Dankwoord

Vooraleerst wil ik mijn promotor, Bernard De Baets, bedanken, om mij, met mijn misschien wat al te uitgesproken bos- en natuur-mentaliteit, te aanvaarden als thesisstudent. Daarnaast wil ik vooral mijn co-promoter en begeleider Jan Baetens bedanken voor zijn voortreffelijke begeleiding en occasionele schop onder mijn gat.

Verder zijn het de talloze projecten met zotte inclusiekindjes, lachende anderstalige nieuwkomertjes en feestende kansarmen die mij het 'heilige' ingenieurschap hebben leren relativeren en maakten dat ik dit laatste jaar mijn thesis kon volbrengen. Dankjewel vzw Zonnebloem, vzw Roeland en 'Tstoofken.

Natuurlijk bedank ik ook mijn mama, papa en broer, die mij in alle (of toch de meeste) grillen en idiote plannen steunden. Dankzij hen kan ik binnenkort een, voor deze maatschappij, levensnoodzakelijk, A4-tje vasthouden (een A4-tje dat evengoed kan omgebouwd worden tot vliegend tapijt om dromen na te zweven).

Inhoudsopgave

In	Inhoudsopgave iii			
1	Inlei	eiding		
2	Lite	ratuurstudie 4		
	2.1	Spatio-	temporeel modelleren	4
		2.1.1	Modellen	4
		2.1.2	Continue modellen	5
		2.1.3	Discrete modellen	6
		2.1.4	Toepassingen	7
	2.2	Natuur	branden	7
		2.2.1	Problematiek	7
		2.2.2	Fysische en chemische beschrijving	8
		2.2.3	Types natuurbranden	12
		2.2.4	Sturende factoren	13
	2.3 Spatio-temporeel modelleren van natuurbranden			17
		2.3.1	Historisch	17
		2.3.2	Gegevens	17
		2.3.3	Modellen voor natuurbrandverbreiding	21
3	Stud	liogobio	don	26
5	2 1	2.1. Communication in a chiral de cal		
	3.1			
		3.1.1		26
		3.1.2	Malheur, Oregon	29

		3.1.3	Viseu, Portugal	30
	3.2	Gegeve	nsselectie	32
		3.2.1	Correlatiematrix en ANOVA-analyse	34
		3.2.2	Intervariabiliteit van de brandstofklassen	34
		3.2.3	Intravariabiliteit van de brandstofklassen	35
		3.2.4	Conclusie	36
4	Mod	lelstruct	uur -en implementatie	37
	4.1	Models	tructuur	37
	4.2	Implem	nentatie	40
	4.3	Dynam	iek van het natuurbrandmodel	41
		4.3.1	Datagedreven uibreidingen	42
		4.3.2	Conclusie	46
5	Тоер	passing o	op de studiegebieden	48
	5.1	Algeme	en	48
		5.1.1	Kalibratie	48
		5.1.2	Validatie	49
	5.2	Lincolr	n, New mexico	50
		5.2.1	Basismodel	51
		5.2.2	Datagedreven varianten	52
		5.2.3	In silico trainingsdata	62
		5.2.4	Optimalisatiealgoritme	62
	5.3	Malheu	ır, Oregon	63
		5.3.1	Basismodel	64
		5.3.2	Datagedreven varianten	65
	5.4	Viseu, l	Portugal	69
	5.5	Conclu	sie	70

6	Scenarioanalyse				
	6.1	Algemeen	71		
	6.2	Brandgangen	71		
	6.3	Aanpassing van de verbreidingssnelheid	73		
	6.4	Conclusie	75		
7	Besh	uit	77		
Bil	Bibliografie 7				

Inleiding

Natuurbranden maken al sinds mensenheugenis deel uit van ons leven, maar steeds vaker zorgen ze voor kopzorgen bij natuurbeheerders. De natuurbranden die we heden ten dage kennen, zullen door de opwarming van de aarde alleen nog maar toenemen in aantal en grootte en door de toenemende urbanisatie veroorzaken natuurbranden steeds meer menselijke slachtoffers en materiële schade waardoor natuurbrandbestrijding steeds prominenter als 'issue' komt bovendrijven bij het beheer van natuurgebieden. Daarnaast blijven natuurbranden een essentiële beheermaatregel in uitgestrekte natuurgebieden, die wel steeds riscico's blijven inhouden.

Een van de mogelijkheden om deze problematiek aan te pakken is het adequaat voorspellen van de verbreiding in tijd en ruimte van natuurbranden, waardoor de evacuatie en brandbestrijding efficiënter kunnen geschieden en de economische schade beperkt kan worden. Wiskundige modellen zijn hiervoor het geschiktste instrument; de eerste natuurbrandmodellen zijn dan ook enkele decennia oud. Vandaag de dag zijn er een hele schare aan modellen beschikbaar voor het modelleren van natuurbranden. Deze modellen zijn vaak niet gebruiksvriendelijk of maken slechts gebruik van een aantal beperkte gegevenssets zoals brandstofklassen of hoogtemodellen.

Het doel van deze thesis bestaat erin om een nieuw, datagedreven model voor de verbreiding van natuurbranden op te stellen dat niet alleen effectief maar ook gebruiksvriendelijk is. Het model zal zoveel mogelijk steunen op kwantitatieve data die courant beschikbaar zijn voor de natuurbeheerder en zal computationeel minder veeleisend zijn dan de meeste huidige modellen. Het model kan eveneens gebruikt worden voor scenarioanalyses om brandwerende maatregelen in natuurgebieden te optimaliseren of algemene beheersbeslissingen zoals bosomvorming te evalueren naar hun impact op de brandveiligheid.

2

Literatuurstudie

2.1 Spatio-temporeel modelleren

2.1.1 Modellen

Modellen zijn het resultaat van de vertaling van een systeem van natuurlijke of artificiële aard naar een aantal (eenvoudige of complexe) wiskundige vergelijkingen. Modellen worden het vaakst opgesteld voor nieuwe systemen of om hypothesen omtrent de werking van systemen te onderzoeken [81]. Dankzij de revolutie in computer hard en software kunnen experimenten, die in laboratoria of op het veld uren, dagen of zelfs jaren zouden duren, op enkele ogenblikken uitgevoerd worden. De betrouwbaarheid van de uitgevoerde simulatie staat of valt met de kwaliteit van het model. Opdat zulke *in silico* experimenten betrouwbaar zouden zijn, dient voldoende tijd besteed te worden aan het opstellen, kalibreren, valideren en optimaliseren van het model en moeten voldoende gegevens van hoge kwaliteit beschikbaar zijn. Een aantal andere interessante voordelen van *in silico* experimenten zijn: de mogelijkheid om de volledige parameterruimte te onderzoeken, verschillende scenario's uit te testen en relatief eenvoudig optimale systeemontwerpen te vinden.

Het mag niet verbazen dat de eerste modellen, die eenvoudige fysische systemen beschrijven, al meer dan 300 jaar geleden hun intrede deden in de wetenschappelijke wereld. Toen konden enkel hoogopgeleiden modellen opstellen en gebruiken en waren de onderzoeks- en toepassingsgebieden zeer beperkt. Tegenwoordig worden modellen steeds vaker gebruikt voor het beantwoorden van optimalisatievraagstukken in de industrie en experimenteel onderzoek. Steeds meer wetenschappers, arbeiders, natuurbeheerders en mensen uit nog andere segmenten van de maatschappij komen in aanraking met modellen en hun onmiskenbare voordelen. Doorheen de eeuwen werden verschillende soorten modellen en modelvormen opgesteld. Klassiek beschouwd gebeurt modellering aan de hand van empirische modellen of met zogenaamde continue modellen. Modellen worden gekenmerkt door een tijd-, toestands- en ruimtedomein dat continu (C) of discreet (D) kan zijn. Naargelang het doel of de toepassing van het model zijn er acht combinaties mogelijk (Tabel 2.1) [14].

Туре	Tijd	Toestand	Ruimte
Continue	С	С	С
Continue	C	С	D
Continue	C	D	С
Continue	D	С	С
Discreet	D	D	D
Discreet	D	D	С
Discreet	D	С	D
Discreet	C	D	D

Tabel 2.1: De acht mogelijke combinaties voor het tijd-, toestands- en ruimtedomein.

2.1.2 Continue modellen

De meest gebruikte combinatie voor modellen is er één met een continue tijd-, toestands- en ruimtedomein, wat aanleiding geeft tot een stelsel van gewone of partiële differentiaalvergelijkingen (PDV). Deze vergelijkingen beschrijven de mechanismen die het systeem drijven doorheen tijd en ruimte en dienen veelal met behulp van numerieke benaderingen opgelost te worden. Continue modellen bestaan al een paar honderd jaar en zijn na eeuwen van verfijning en succesvolle experimenten ingeburgerd als het modeltype bij uitstek. Ze zijn vaak, maar niet altijd, deterministisch van aard, wat betekent dat simulaties met identieke beginvoorwaarden leiden tot identieke simulatieresultaten. De parameters die in de modellen gebruikt worden, kunnen echter ook stochastisch van aard zijn. Voor *in silico* experimenten met zulke PDV gebaseerde modellen worden meestal Monte Carlo simulatietechnieken gebruikt. Deze simulatietechnieken slagen erin de stochastisch elementen in het anders deterministische model te vatten en werden voor het eerst gebruikt in 1946 [81].

Continue modellen hebben evenwel een paar belangrijke nadelen. Indien de fysische wetmatigheden die het systeem drijven te complex of niet gekend zijn, biedt deze modelvorm geen oplossing [30]. Een tweede veel voorkomend probleem is het gebrek aan fysische of biologische betekenis van de modelparameters bij de beschrijving van biochemische processen [66]. Een derde nadeel is de vereiste kennis van numerieke oplossingsmethodes en de nood aan hoge rekencapaciteit. Ten slotte is de homogeniteitsveronderstelling die vaak aangenomen wordt, omdat deze het stelsel van vergelijkingen sterk vereenvoudigt, vaak ongerechtvaardigd [71].

2.1.3 Discrete modellen

Teneinde de nadelen van continue modellen te ontwijken, werd uitgeweken naar modellen waarvan het tijd-, toestands- en ruimtedomein discreet is (D-D-D). Een van de meest valabele alternatieven zijn cellulaire automaten (CA) [94]. Dit modeltype vond begin jaren '80 ingang dankzij het onderzoek van Wolfram [95] en von Neumann [83]. In het geval van CA wordt het systeem vertaald naar een aantal eenvoudige regels en kan het model, net zoals bij continue modellen, zowel deterministisch als stochastisch van aard zijn. Zelfs bij complexe systemen, systemen met ingewikkelde randwaarden of een niet-lineaire dynamiek slagen CA erin om inzicht te bieden in slecht begrepen fenomenen en te leiden tot bevredigende resultaten [34, 58, 23]. Bij systemen met een uitgesproken ruimtelijke dynamiek, zoals natuurbranden, komt dit voordeel nog sterker tot uiting [71]. Een ander belangrijk voordeel is de sterk gereduceerde rekentijd door het gebruik van eenvoudige regels. Hierdoor kunnen rekenintensieve simulaties zoals *in silico* experimenten voor grote populaties, die bij continue modellen te veel tijd zouden vergen, wel uitgevoerd worden. De twee belangrijkste nadelen van CA betreffen het gebrek aan een sluitende validering [79] en het onvermogen van de eenvoudige regels om de gedragingen van een systeem in één of meerdere macroscopische verge-lijkingen te gieten [71].

Een tweede veelgebruikte vorm van discrete modellen zijn de individu-gebaseerde modellen (IGM). Bij dit modeltype worden individuen gezien als entiteiten, waarvan de eigenschappen doorheen tijd en ruimte worden gevolgd [14, 40]. Het wordt veel gebruikt in de ecologie en net als CA is het geschikt om systemen met een uitgesproken ruimtelijke dynamiek te modelleren [41]. Door de bottom-up aanpak, namelijk de beschrijving van de gedragingen en interacties van de individuen, wordt geprobeerd een uitspraak te doen over eigenschappen van de gehele populatie [37]. Sluitende theorieën over het systeemgedrag kunnen echter niet getrokken worden. Ook bij dit type modellen blijkt validering een probleem te zijn [38].

Een andere veel gebruikte modelvorm heeft een discreet tijd- en ruimtedomein en een continu toestandsdomein. Dit type model wordt een coupled map lattice (CML) of continue CA (CCA) genoemd. Deze modelvorm zal gebruikt worden in het kader van deze thesis voor het opstellen van een bosbrandmodel en wordt verder voornamelijk gebruikt bij onderzoek naar niet-lineaire systemen met een sterke ruimtelijke component en bij onderzoek naar de mechanismen voor de verwerking van biologische informatie [45]. Zowel lokale (buur-buur), intermediaire (buur-overbuur) als globale (buur-gehele ruimte) interacties sturen een CML [21]. Uit vergelijkende studies blijkt dat resultaten van CML gelijken aan deze bekomen uit IGM [15].

2.1.4 Toepassingen

Zoals al eerder aangehaald, worden spatio-temporele modellen in verschillende wetenschapsdomeinen gebruikt. De meeste gemodelleerde systemen worden gedreven door verspreidingsprocessen. Voorbeelden hiervan worden gevonden binnen de ecologie, zoals de migratiepatronen van dieren [37], predator-prooi relaties [41], risico-analyses over de verspreiding van exoten [44] en de ontwikkeling van kruidvegetatie [53]. Ook in de epidemiologie worden steeds vaker modellen gebruikt om bijvoorbeeld de verspreiding van een besmettelijke ziekte onder nog vatbare individuen te simuleren [71]. Andere voorbeelden zijn cel- en weefselmodellen om de efficiëntie van immuuntherapie na te gaan [51], alsook modellen die gebruikt worden voor competitie tussen verschillende microben na te gaan [49]. Binnen de klassieke industrietakken worden modellen gebruikt om de reactiekinetiek van verscheidene processen te simuleren [17], terwijl de voedingsindustrie er het invriezen van voedingswaren mee optimaliseert [52]. Binnen de hydrologie kunnen *in silico* experimenten van overstromingen mensenlevens redden [75] en in de bosbouw kan naast de modellering van natuurbranden, ook bosbeheer met modellen geoptimaliseerd worden [54]. Verkeersdata kunnen op hun beurt met behulp van modellen het mobiliteitsprobleem van grootsteden helpen aanpakken [86].

2.2 Natuurbranden

Een natuurbrand is een breed begrip dat naargelang de verbrande vegetatie of geografische locatie anders gedefinieerd wordt. Zo spreekt men in Australië van 'bushfires' terwijl men in de VS de term 'wildfires' gebruikt. Verder wordt er vaak onderscheid gemaakt tussen heidebranden, savannebranden en bosbranden van naald- of loofhout [87].

2.2.1 Problematiek

Natuurbranden hebben een enorme impact op de huidige geürbaniseerde en geglobaliseerde wereld. Zowel fauna als flora worden ernstig verstoord door branden, en hun ecologische gevolgen, zoals de verandering van vegetatietype en migratieroutes, zijn onderwerp van talrijke studies [87]. Hoewel de natuuroppervlakte die jaarlijks in rook opgaat in de Europese Unie (EU) sinds de jaren '80 met een vijfde gedaald is, blijft het aantal branden gelijk en kent de economische schade een stijgende trend [73]. De directe kost werd in 2008 voor een oppervlakte van drie miljoen vierkante kilometer op 1.5 miljard dollar geraamd, maar de indirecte kost ligt nog veel hoger [27]. Bossen brandveiliger maken, is economisch echter niet opportuun. Immers, één hectare bos in risicogebied brandveilig maken kost 1000 tot 2000 dollar en deze ingreep dient om de 15 jaar herhaald te worden [13]. Een kost die de boseigenaars niet kunnen dragen vanwege hun kleine winstmarges. Het aantal natuurbranden verminderen is evenzeer niet vanzelfsprekend. Negentig procent van de natuurbranden zijn van antropogene oorsprong, zoals niet uitgedoofde sigarettenpeuken, beheer, wildkamperen, enz. [13]. Het voorkomen van zulke branden vereist een mentaliteitswijziging wat handenvol geld kost aan sensibiliseringscampagnes, lage slaagkansen heeft en slechts traag tot stand komt.

Daarom wordt meer en meer geprobeerd om de grote branden - die 10 procent van het totaal uitmaken en tot meer dan 90 procent van de schade veroorzaken - beter te bestrijden [76]. Modellen kunnen hierin een waardevol instrument zijn. Zo zal er op Europese schaal een bosbrandvoorspellingsprogramma opgezet moeten worden [12]. Dankzij bosbrandmodellen, die naargelang het type, het ontstaan van branden of de brandverbreiding voorspellen, kan er gerichter geëvacueerd worden, kunnen middelen en mensen optimaal gealloceerd worden en kunnen dure brandwerende maatregelen vooraf *in silico* getest worden op hun effectiviteit en efficiëntie.

Niettegenstaande hun economische schade zijn natuurbranden onontbeerlijk voor het voortbestaan van bepaalde ecosystemen en zijn ze een waardevol instrument voor natuurbeheer. Natuurbranden maken integraal deel uit van de dynamiek van ecosystemen en dienen als dusdanig gerespecteerd te worden [87]. Zo werd door het voorkomen van branden in de gebieden waar de *Sequoia sempervirens* groeit, de voortplanting van deze boom tegengegaan waardoor het doel, de sequoia beschermen tegen uitroeiing, juist werd tegengewerkt. Daarnaast zijn gecontroleerde branden in uitgestrekte gebieden de enige valabele maatregel om aan natuurbeheer te doen. Ten slotte zijn natuurbranden essentieel voor de 'slash and burn' cultivatie van land dat in bosrijke ontwikkelingslanden van primordiaal belang is voor lokale boeren [78].

In wat volgt worden eerst natuurbranden in detail besproken en in Sectie 2.3 wordt ingegaan op de verschillende types bosbrandmodellen.

2.2.2 Fysische en chemische beschrijving

Een brand is een complex fysisch en chemisch proces dat kan omschreven worden als een hoge temperatuurverbranding van gasvormige verbrandingsproducten waarbij warmte vrijgesteld wordt [43]. Dit proces kan opgedeeld worden in een aantal deelprocessen: verbranding, chemische verbrandingsreacties en rookvorming (wat niet verder besproken wordt). Veel onderzoek wordt verricht naar branden in een gesloten of open omgeving en is gebaseerd op vier theoretische disciplines: thermodynamica, fluïdaleer, chemische reactiekinetiek en transportprocessen [90]. Ondanks het vele onderzoek kunnen nog steeds niet alle deelprocessen accuraat beschreven worden.

Verbranding

Verbranding is een exotherme chemische reactie die een zeker warmte- en massatransport veroorzaakt en kan beschreven worden door het opstellen van vergelijkingen die de onderliggende fysische wetmatigheden beschrijven. De drie belangrijkste wetmatigheden zijn de wet van behoud van massa, de wet van behoud van momentum en de eerste hoofdwet van de thermodynamica [88, 91]. Gebaseerd op het soort chemische reacties en het stromingsregime, laminair of turbulent, wordt er onderscheid gemaakt tussen verbranding met een hoge of een lage snelheid. Een typevoorbeeld van eerstgenoemde is de raketmotor, terwijl een natuurbrand een voorbeeld vormt van een verbranding met lage snelheid. Verbranding verloopt in vier stadia: voorverwarmen, ontbranding, vlammen en gloeien en smeulen. In elk stadium wordt brandstof op een verschillende manier verbrand, wat leidt tot een verscheidenheid aan verbrandingsproducten.

Het voorverwarmen van nog niet brandende brandstof leidt via destillatie tot de vervluchtiging van de brandstof, wat op zijn beurt leidt tot pyrolyse en fragmentatie van de polymeren waaruit de vegetatieve brandstof opgebouwd is [96]. Wanneer het brandstof/zuurstofmengsel na voorverwarming de kritische ontvlambaarheid bereikt en indien er een ontvlammingsbron aanwezig is, ontstaan vlammen. Initieel domineert de verbranding door vlammen, terwijl smeulen vooral voorkomt bij een lage brandintensiteit en verantwoordelijk is voor het merendeel van de rookvorming. De warmte, vrijgegeven door de vlammen, maakt verdere pyrolyse mogelijk, waardoor cellulaire lignine en cellulose vervluchtigen en de vlammen het zichtbaar spectrum bereiken. Wanneer as en koolstof de vaste brandstof bedekken, wordt pyrolyse verhinderd en kan er geen vluchtige brandstof meer vrijgesteld worden. In dit geval zal houtskool gevormd worden, waarbij de enige mogelijke verbrandingsfase het gloeien is. Deze vier stadia worden beïnvloed door het type brandstof, het vochtgehalte van de brandstof en de grootte en symmetrie van de brandstof [43].

De ontbranding kan op twee verschillende manieren gebeuren. De eerste mogelijkheid is een thermische ontbranding. Deze geschiedt door het opwarmen van een systeem met thermische energie. Een tweede manier is het op gang brengen van kettingreacties door het initiëren van autocatalytische reacties [43]. De overgang van voorverwarmen naar ontbranding is afhankelijk van de ontbrandingstemperatuur, de minimale ontbrandingsenergie en de ontvlambaarheid. De ontbrandingstemperatuur is de kritische temperatuur die de gecondenseerde fase moet bereiken om te ontbranden en de minimale ontbrandingsenergie werd door Williams gedefinieerd als: "Ignition will occur only if enough energy is added to the gas to heat the slab about as thick as a steadily propagating adiabatic laminar flame to the adiabatic flame temperature"[88]. De ontvlambaarheid wordt bepaald door de verhouding brandstof/zuurstof. De grenzen van ontvlambaarheid zijn stofspecifiek en worden beïnvloed door druk en temperatuur [97].

De vlammen die bij een verbranding tot stand komen, produceren warmte en verbrandingsproducten uit de chemische reacties tussen oxidant en brandstof. Bij natuurbranden mag verondersteld worden dat zuurstof de enige oxidant van belang is. De belangrijkste kenmerken van een vlam zijn de hoogte, temperatuur, snelheid van verbreiding en chemische samenstelling. Natuurbranden worden gekenmerkt door vlammen die zichzelf in stand houden door een feedbackloop (Figuur 2.1). Energie onder de vorm van warmte wordt vrijgesteld door exotherme verbranding van de secundaire brandstof in de gasfase. In de gecondenseerde fase wordt een deel van die warmte teruggegeven aan de primaire brandstof, die vervolgens vervluchtigt en zo wordt omgezet tot secundaire brandstof [43]. Naast de feedbackloop wordt de verbranding bij natuurbranden verder gekenmerkt door het feit dat de vlammen ontstaan door diffusie na de initiële scheiding van brandstof en zuurstof. Door dit diffusieproces te analyseren kunnen natuurbranden ingedeeld worden in verschillende types.



Figuur 2.1: Feedbackmechanisme dat de vlammen bij een verbranding in stand houdt door vervluchtiging van de gecondenseerde brandstof met behulp van de verbrandingswarmte van eerder vervluchtigde brandstof.

Chemische verbrandingsreacties

Branden met brandstof van vegetatieve oorsprong produceren een complex mengsel van deeltjes en gassen naargelang het brandtype, het brandstoftype en de brandstofchemie. Voor natuurbranden is de brandstofchemie uitermate complex door de willekeurige ruimtelijke verdeling van verschillende soorten brandstof, de weerinvloeden en effecten van het vochtgehalte van de brandstof. Plantaardig materiaal, de belangrijkste brandstof bij natuurbranden, is opgebouwd uit polymeren, organische componenten die algemeen voorgesteld worden door $C_6H_9O_4$ [19]. Daarnaast accumuleert dood plantaardig materiaal op de bodem, waarna de chemische samenstelling onder microbiële activiteit herleid wordt tot N/S-arme humusverbindingen, hetgeen bijdraagt tot de heterogeniteit van de brandstof. In realiteit zal de verbrandingsreactie:

$$4C_{6}H_{9}O_{4}+25O_{2}+[0.233MH_{2}O+94.0N_{2}] \rightarrow 18H_{2}O+24CO_{2}+[0.233MH_{2}O+94.0N_{2}]+11.6\times10^{9}J(2.1)$$

nooit een effeciëntie van 100% bereiken doordat de adiabatische temperatuur nooit bereikt zal worden door warmteverlies ten gevolge van conductie, convectie en straling. Hierdoor zullen allerhande toxische verbindingen gevormd worden zoals koolstofmonoxide (CO), stikstof- en zwaveloxiden, dioxines en intermediaire koolwaterstoffen [36]. De hoofdcomponent van de onvolledige verbranding is CO, maar bij de meeste branden bevat koolstofdioxide (CO₂) het merendeel van de organische C. In een zuurstofarm milieu gaat de reactie in Vergelijking (2.1) niet door, maar vindt er daarentegen pyrolyse plaats.

Brandverbreiding

Natuurbranden kunnen zich stabiel of onstabiel voortbewegen en al dan niet wind gestuurd verbreiden. Brandverbreiding treedt op wanneer er contact is tussen brandende en niet brandende brandstof en wordt geclassificeerd volgens verbreidingsrichting, zijnde horizontaal langs de bodem of verticaal langsheen de brandstof. De snelheid waarmee de brand voortschrijdt, wordt net als de vlammen bepaald door het type brandstof, het vochtgehalte van de brandstof en de grootte en symmetrie van de brandstof. Omgevingsfactoren zoals windrichting en -snelheid, temperatuur en luchtvochtigheid spelen eveneens een belangrijke rol [43]. Een algemene formule om de brandsnelheid te bepalen bestaat niet en wordt opportuun noch praktisch geacht [89]. Horizontale en neerwaartse verbreiding is typisch voor vroege fases van natuurbranden. Er is circulatie in de gasfase voor het brandfront en deze is belangrijk voor het opwarmen van de nog niet ontbrande primaire brandstof [42]. Opwaartse verbreiding gaat gepaard met een hoge warmtevrijstelling die geschiedt door de opwarming van primaire brandstof door convectie en radiatie. Opwaartse verbreiding verloopt veel sneller dan brandverbreiding in neerwaartse of horizontale richting [92].

2.2.3 Types natuurbranden

Grondvuur

Grondvuur brandt of smeult meestal traag door de litter- en humuslagen en verbrandt bijna alle organische stof tot de minerale bodem [16]. Dit type komt slechts voor bij aanhoudende droogte en kan na ontbranding weken of zelfs maanden aanhouden tot neerslag, dalende omgevingstemperaturen of brandstoftekort het vuur doven. Grondvuur heeft vaak schadelijke gevolgen. De meeste bomen sterven door de hoge langdurige temperatuurstijging. De brand vernielt de zaadbanken en de wortels die zich niet diep genoeg in de bodem bevinden. Daarnaast laat grondvuur een harde, gebakken bodem achter die snelle herbegroeiing verhindert (Figuur 2.2(a)) [60].

Oppervlaktevuur

Oppervlaktevuur brandt in de bovenste litterlaag. De verbranding gebruikt voornamelijk oppervlaktebrandstof (zie Sectie 2.2.4) en de vochtigheid in de organische bodemlagen verhindert meestal de ontbranding van de humuslaag en beschermt zo de onderliggende bodem. Oppervlaktevuur kent een hoge verbreidingssnelheid en de warmte die wordt gegenereerd door het snel voortschrijdende vuur is niet hoog genoeg om de transportweefsels van oude bomen, beschermd door een dikke laag schors, te beschadigen. Het vuur beschadigt wel de wortelhals van struiken en kleine bomen (Figuur 2.2(b)) [60].

Kroonvuur

Wanneer grond- of oppervlaktevuur laaghangende takken van bomen laat ontbranden, is er sprake van kroonvuur. De boomkruinen worden verzwolgen in vuur en het vuur breidt zich uit naar naburige bomen. Kroonvuur komt voor tijdens periodes van droogte en een lage relatieve luchtvochtigheid en het is typisch voor gebieden met een opeenhoping van oppervlakte- en grondbrandstof zoals omgevallen bomen, exploitatieresten, kruidvegetatie, enz. Kroonvuur genereert zeer veel warmte wat leidt tot een uitgesproken opwaartse luchtstroming of convectiekolom. De gevolgen van kroonvuur gelijken op deze van grondvuur. Bomen en struiken waar de brand gepasseerd is, sterven en de organische bodemlagen worden compleet verbrand. Net als grondvuur dooft een kruinvuur pas als er te weinig brandstof is om de brand te onderhouden of als neerslag het vuur dooft (Figuur 2.2(c)) [60].



(a) Grondvuur

(b) Oppervlaktevuur

(c) Kroonvuur

Figuur 2.2: Types natuurbranden.

2.2.4 Sturende factoren

De belangrijkste factoren die natuurbranden sturen zijn wind, brandgeïnduceerde luchtstroming, vochtgehalte, topografie en vegetatietype.

Wind

In afwezigheid van wind zal bij een ruimtelijk homogene vegetatie en een perfect horizontale topografie een cirkelvormig brandfront tot stand komen dat radiaal symmetrisch met de tijd groeit [69] en waarbij de lengte van het brandfront lineair en de brandende oppervlakte kwadratisch toeneemt met de tijd [5]. In de praktijk zal er echter vaak van de circulaire vorm afgeweken worden [68]. Indien wind aanwezig is, zal het vuurfront niet langer cirkelvormig zijn, maar zal het brandfront sneller voortschrijden volgens de windrichting (het kopvuur), terwijl het deel van het brandfront tegen de windrichting (het rugvuur) vertraagt (Figuur 2.3) [43]. De flanken van het brandfront ondervinden evenwel weinig tot geen invloed van de wind. Het versnellen van het kopvuur kan verklaard worden door de wind die hete gassen over de nog niet brandende brandstof blaast, waardoor er meer voorverwarming plaatsvindt. Het tegengestelde geldt voor het rugvuur: er is minder voorverwarming doordat de wind de hete gassen wegblaast. Het brandfront wordt aldus ellipsvormig met als kleine as de lijn tussen beide flanken en als grote as de lijn tussen het snelste en het traagste punt van het brandfront [32].

Vaak wordt er echter geen ellipsvormig brandfront waargenomen [68]. Indien de topografie of de vegetatie ruimtelijk heterogeen is of wind aanwezig is, kan er nagenoeg geen uitspraak gedaan worden over de te verwachten perimeter. Toch zullen veel modellen het ellipsvormige brandfront gebruiken daar er geen valabele alternatieven voor handen zijn (Sectie 2.3).



Figuur 2.3: Ellipsvorming brandfront met het ontstaan van het kop- en rugvuur ten gevolge van wind.

Brandgeinduceerde luchtstroming

De interacties tussen een natuurbrand en de luchtstroming kunnen bepalend zijn voor het verloop van een brand, maar zijn vaak niet-lineair en moeilijk te beschrijven. Op basis van de heersende interacties worden natuurbranden ingedeeld in kleine branden, grote branden en vuurzeeën [43]. Indien de interacties tussen de atmosfeer en de natuurbrand gekend zijn, kan het verloop ervan beter voorspeld worden, evenals de transities tussen kleine branden, grote branden en vuurzeeën [43].

Een kleine brand beperkt zich tot het bodemoppervlak, groeit in oppervlakte, maar niet in intensiteit. De verbreiding gebeurt onder een min of meer constante warmtetransfer door radiatie en convectie. Een kleine brand wordt gestuurd door de eigenschappen van de brandstof en oppervlaktewinden, maar evolueert tot een groot vuur als zijn intensiteit zo hoog is dat een convectiekolom wordt gevormd die sterker is dan de natuurlijk voorkomende luchtstroming. Zulke grote branden vertonen niet het brandgedrag van de veel frequenter voorkomende kleine branden. Grote branden zijn, net als vuurzeeën, convectie-gedomineerde branden die worden gekenmerkt door wervels. Het gevolg van deze wervels, die zowel horizontaal als verticaal geörienteerd zijn, is het ontstaan van convectieve luchtstromingen met snelheden tot 100 m per seconde [47]. Dit komt doordat deze als het ware zelf hun weer maken. Ze beïnvloeden significant de temperatuur, de vochtigheid en windvelden in hun nabijheid waardoor de brandfronten een veel hogere verbreidingssnelheid kennen onder invloed van de convectieve luchtstromen [56]. Deze convectie kan kroonvuur (zie Sectie 2.2.3) of spotting op grote schaal induceren. Spotting is een welgekend fenomeen dat gekenmerkt wordt door brandpartikels die voor het vuurfront uit geblazen worden. Onvoorspelbare niet-verbrande eilanden en complexe landpatronen zijn hiervan het gevolg. Deze patronen zijn zonder een gekoppeld atmosferisch model niet te voorspellen [43].

Een grote brand evolueert naar een vuurzee als deze stormkarakteristieken krijgt, zoals sterke cyclonische rotaties. Hoe en waarom deze evolutie plaatsvindt, is niet geweten, maar ze voltrekt zich op een vijftiental minuten. Enorme vuurkolken van enkele honderden meters breed tot enkele duizenden meters hoog kunnen zich aan het brandfront ontwikkelen en leiden tot ontwortelde bomen die kilometers ver belanden, spaanders hout die als speren in de grond steken en een bodem die gestript wordt tot aan de moederlaag [55]. Hoewel deze vuurzeeën slechts één procent van het totaal aantal branden uitmaakt, zijn ze verantwoordelijk voor 80 tot 96 procent van alle schade [76]. Door de enorme rookontwikkeling die gepaard gaat met dit type branden vindt grote ecologische schade plaats, daalt de luchtkwaliteit aanzienlijk en zijn er globale meteorologische effecten op lange termijn [43].

Vochtgehalte

Het vochtgehalte van de brandstof heeft een belangrijke invloed op een brand. De verbreidingssnelheid en de parameters die ze mee sturen, zoals de ontvlammingstemperatuur en warmtevrijstelling, zijn afhankelijk van het vochtgehalte van de brandstof. Het vochtgehalte wordt hoofdzakelijk bepaald door het type brandstof en het weer. De verschillen in vochtgehalte, fysische karakteristieken en ruimtelijke distributie in de vegetatie- of litterlaag van de brandstof maken de invloed van vochtgehalte een moeilijk te beschrijven omgevingsconditie.

De verbreidingssnelheid wordt op drie manieren beïnvloed door het vochtgehalte. Ten eerste zal de ontbrandingstijd, dit is de tijd die de brandstof nodig heeft om van omgevingstemperatuur tot 400 °C op te warmen, stijgen. De warmte die nodig is voor ontbranding wordt gegeven door [93]:

$$Q_t = Q_f + \theta Q_m \tag{2.2}$$

waarbij $Q_f[kJ/kg]$ de warmte om droge brandstof tot 400 °C op te warmen weergeeft, $Q_m[kJ/kg]$ de warmte weergeeft die nodig is om een eenheid water te verdampen en θ het vochtgehalte van de brandstof uitdrukt in procent. Uit onderzoek blijkt dat de ontbrandingstijd vergroot met stijgende θ [33].

Ten tweede daalt de verbreidingssnelheid door een verminderde brandstofconsumptie. Deze wordt bepaald door verschillende brandkarakteristieken waarvan vochtigheid en vlamtemperatuur de belangrijkste zijn. De vlamtemperatuur wordt op haar beurt eveneens beïnvloed door de vochtigheid doordat een deel van de geproduceerde warmte water doet verdampen en deze damp de zuurstofaanvoer bemoeilijkt [4].

Een laatste interactie tussen het vochtgehalte en de verbreidingssnelheid betreft de verhoging van de verblijftijd van brandstofpartikels die de verbreidingssnelheid vertraagt. Hoe hoger θ hoe lager de verbreidingssnelheid. Deze verhoging is te wijten aan de verlaging van de radiatie naar de brandpartikels door de interferentie met het aanwezige vocht [48].

Naast de weersomstandigheden wordt de vochtigheid van de brandstof bepaald door zijn chemische en fysische kenmerken. De chemische structuur van de celwandcomponenten bepaalt de mate waarin water vastgehouden wordt in de celwand. De celwand bestaat in dalende orde van hygroscopiciteit uit: cellulose (40 tot 55%), hemicellulose (15 tot 25%), lignine (15 tot 30%) en extractieven (2 tot 15%) zoals harsen, wassen en gomstoffen [74]. De mate waarin vloeibaar water in de cel wordt vastgehouden, hangt af van het aantal en de grootte van de celholten, alsook van de capillaire structuur van de cellen. Daarnaast is het belangrijk om een onderscheid te maken tussen levende en dode brandstof. Bij levende brandstof wordt het vochtgehalte in grote mate bepaald door osmose en capillaire krachten ten gevolge van transpiratie. Bij dode brandstof is het de microscopische structuur van de wand die een belangrijke rol speelt aangezien deze de diffusiviteit van water in de brandstof gaat bepalen [18, 61].

Het vochtgehalte van de brandstof zal altijd naar een evenwicht streven met die van de omgeving. De snelheid waarmee dit gebeurt, hangt af van de diffusiviteit van de brandstof welke bepaald wordt door: de massadichtheid, de grootte en de vorm van de brandstof en de hoeveelheid extractieven. Diezelfde grootheden beschrijven eveneens de snelheid waarmee brandstof door microörganismen en schimmels afgebroken wordt. Op welke manier deze parameters de diffusiviteit beïnvloeden, daar wordt niet verder op ingegaan [43].

De factoren die de vochtigheid in de omgeving van de brandstof bepalen, zijn de luchttemperatuur, de relatieve vochtigheid, de windsnelheid en richting, de korte en lange golf straling, de neerslag, de krooninterceptie van neerslag en straling, de filtratie door de verschillende brandstofstrata, de dauw, het contact met mist en ten slotte source en sink effecten van de onderliggende bodemlagen [87].

Topografie

De topografie is een belangrijke en makkelijk te beschrijven invloedsfactor bij bosbranden. Hellingsgraad, -oriëntatie en -vorm beïnvloeden de verbreidingssnelheid. De hellingsgraad heeft een invloed op de vlamhoogte [3] en de vlamhoek [28]. Een toenemende hellingsgraad vertaalt zich in een hogere radiatie en convectie van warmte doordat de vlammen zich dichter bij de brandstof bevinden. Hierdoor geschiedt de voorverwarming en ontbranding van de brandstof sneller en zal de verbreidingsnelheid stijgen. Een tweede effect van de hellingsgraad is het ontstaan van een windstroom volgens de hoogtegradiënt doordat de opgewarmde lucht boven de brand langsheen de helling omhoog zal bewegen. Een dergelijke luchtstroom zal de natuurlijke luchtstroom langsheen stijgende oppervlakten versterken en de opwaartse brandverbreiding versnellen door, opnieuw, een sterkere voorverwarming en snellere ontbranding van de brandstof mogelijk te maken. Het verschil in oriëntatie van de helling is het sterkst tussen zuidelijk en noordelijk geörienteerde flanken. Zuidelijke flanken krijgen meer warmte-instraling van de zon, hebben drogere en minder dense brandstof, sterkere luchtstromen langsheen de helling, een hogere temperatuur en een lagere luchten brandstofvochtigheid. Een laatste belangrijke invloedsfactor is de vorm van het landschap. Deze kan in belangrijke mate de luchtstroom beïnvloeden. Geulen, V-dalen, heuvels of rotsformaties zijn maar enkele voorbeelden die aanleiding kunnen geven tot abnormale brandpatronen ten gevolge van lokale windanomaliën [28, 50].

Plantensoort

Brandstof wordt ingedeeld in drie strata: grond-, oppervlakte- en kruinbrandstof. Grondbrandstof is opgebouwd uit verteerd organisch materiaal dat hoofzakelijk bestaat uit humuscomponenten, turf, wortels en rot hout. Oppervlaktebrandstof bestaat uit vers gevallen of gedeeltelijk verteerde bladeren, afgebroken twijgen, stukken schors en takken, levende en dode grassen, alsook struiken en kruiden kleiner dan 1.8 meter [28]. Deze twee strata bevatten zowel vrij als gebonden water en het vochtgehalte wordt bepaald door de neerslag, verandering van temperatuur en relatieve luchtvochtigheid. Kroonbrandstof bestaat uit de kronen van coniferen en enkele soorten grote struiken in droge klimaten. De kronen van loofbomen maken door hun hoger vochtgehalte slechts uitzonderlijk, bij droge, winderige condities, deel uit van de kroonbrandstof [87].

2.3 Spatio-temporeel modelleren van natuurbranden

2.3.1 Historisch

Zoals eerder vermeld kan het spatio-temporeel modelleren van natuurbranden van onschatbare waarde zijn voor het beperken van hun economische en ecologische schade. Hierdoor werden al vroeg modellen opgesteld die tot op de dag van vandaag verder verfijnd en uitgebreid worden. Momenteel zijn er een hele schare aan verschillende modelleringstechnieken voorhanden. Zowel continue als discrete modellen, zoals elliptische modellen [8], CA [24], Markov-ketens [20], stochastische SIR modellen [59] en modellen gebaseerd op chaostheorie [22], worden aangewend om natuurbranden te modelleren.

2.3.2 Gegevens

De gegevens die als modelinput dienen, zijn van groot belang. Vooreerst is het aangewezen om te kijken welke gegevens een zinvolle toevoeging bieden aan het model, want zoals altijd dient een afweging gemaakt te worden tussen de volledigheid en de bruikbaarheid van een model. Deze bruikbaarheid vertaalt zich enerzijds in de beschikbaarheid van gegevens en anderzijds in de benodigde rekentijd voor de *in silico* experimenten. Daarnaast dient rekening gehouden te worden met de gegevenskwaliteit. Deze beïnvloedt in sterke mate de kwaliteit van de simulaties. Slechts wanneer aan al deze voorwaarden voldaan is, kunnen waarheidsgetrouwe *in silico* experimenten uitgevoerd worden over de verbreiding van natuurbranden. De gegevens dienen niet enkel om de verbreiding van natuurbranden te simuleren, maar ook om het model te kalibreren en te valideren. Meestal komen deze gegevens van overheidsinstanties en zijn ze beschikbaar in rasterformaat, omdat het afgeleide producten zijn van ruwe satellietbeelden.

De gebruikte satellietbeelden voor de detectie van brandhaarden en brandperimeters komen van de Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). Dit meetinstrument is beschikbaar op de Terra en de Aqua satellieten die deel zijn van het Earth Observation Program van de National Aeronautics and Space Administration (NASA). MODIS bezit 36 spectrale banden die reiken van 620 nanometer tot 14.4 micrometer met ruimtelijke resoluties gaande van 250 m tot 1 km [35]. De Terra en Aqua satellieten hebben samen een temporele resolutie van 1 tot 2 dagen. Andere beelden komen van de LANDSAT satellieten. Dit is een reeks van aardobserverende satellietmissies onder het gezamenlijk toezicht van de NASA en de United States (US) Geological Survey.

Elk model dat de verbreiding van een natuurbrand adequaat wil beschrijven, heeft minstens nood aan gegevens over de brandverbreiding, de brandstofklasse, de topografie en de wind. Hiernaast werden uit een hele reeks gegevenssets een aantal datalagen geselecteerd die relevante informatie bevatten over het milieu en de vegetatie. Dit soort informatie, in de breedste zin van het woord, over geografische objecten kan worden opgeslagen, beheerd, bewerkt, geanalyseerd, geïntegreerd en gepresenteerd in een geografisch informatiesysteem (GIS) en kan bestaan uit één of meer datalagen die verschillende informatie over dezelfde geografische objecten bevatten. Met behulp van een GIS kan een model veel gebruiksvriendelijker en overzichtelijker gemaakt worden.

Brandverbreiding

Typisch wordt brandverbreiding weergegeven als een rasterbeeld, waarbij de waarden van de pixels staan voor de dag waarop de regio, overeenkomend met deze pixels, als afgebrand wordt beschouwd. Vaak wordt een kleurenschaal aan dit beeld toegekend waardoor eenvoudig te zien is vanuit welk punt en op welke manier de brand zich verbreid heeft (Figuur 4.1). De meest gebruikte databank is MODIS BURNSCAR. Deze gebruikt tijdreeksen van spectrale reflectanties bekomen met 500 m en 1 km MODIS beelden. Met een brandgevoelige vegetatie-index als basis werd een algoritme opgesteld om branden te detecteren. Deze vegetatie-index is de verhouding tussen het verschil en de som van de vijfde en de zevende band van MODIS (respectievelijk 1.2 en 2.1 micrometer) en toont een duidelijke daling in het geval van brand. De MODIS BURNSCAR beelden hebben een gemiddelde accuraatheid van 90 procent voor zowel de totale voorspelde verbrande oppervlakte van de brand als de ruimtelijke verbreiding ervan [35].



Figuur 2.4: Een MODIS BURNCAR beeld van een brand in juli 2012 in Oregon waarbij de lichtblauwe pixels eerst in brand stonden en de donkergele het laatst. De duur van de brand bedraagt een twintigtal dagen.

Brandstofklasse

De brandstofklasse is een maat voor hoe brandgevoelig en brandstofrijk een bepaald gebied is en is gebaseerd op de verdeling van de brandstof, de brandstoftypes en de grootte van de brandstof. De brandstofklassen worden via een classificatie toegekend aan een bepaald gebied. Oorspronkelijk werden de verschillende classificatiemodellen opgesteld door Albini [5]. Later werden ze verfijnd door Rothermel [70] en gebruikt in zijn oppervlaktebrandverbreidingsvergelijking [70]. Anderson beschreef deze brandstofklassen en ontwikkelde een protocol om gebieden te classificeren (Tabel 2.2) [9]. Een recentere aanvulling van de dertien Anderson Fire Behavior Fuel Models, die in het verdere verloop van de thesis zullen aangeduid worden als Anderson's brandstofklassen (B), zijn de 40 Scott en Burgan Fire Behavior Fuel Models [72]. Deze laatste verdelen de Anderson's brandstofklassen omvat.

Klasse	Omschrijving
1	Oppervlaktevuur van fijne kruidachtige brandstof, kleine struiken of boompjes. Voornamelijk
	grasland en savanne.
2	Kruidachtige vegetatie, kwijnend of dood. Eventueel in eik (Quercus ssp.) of dennen (Pinus ssp.)
	bestanden.
3	Meest intense brand bij grassen, verbreidt snel door de wind. Een derde van de vegetatie is kwij-
	nend of dood.
4	Snel verspreidend vuur, aaneengesloten boomlaag, vlambare bladval en dood houtig materiaal,
	diepe litterlaag.
5	Lage brandintensiteit. Jonge, groene struiken met weinig dood materiaal. Brandstof bestaat uit
	litter of de kruidlaag.
6	Brede waaier van struiken. Brand heeft wind nodig om in stand gehouden te worden op struik-
	hoogte.
7	Zeer vlambaar bladerdek, tot struiken van 1,8 meter.
8	Traag brandend grondvuur. Gesloten kronendak van coniferen met korte naalden of hardhout.
	Litter bestaat uit naalden en bladeren. Weinig ondergroei.
9	Lange vlammen, snelle oppervlaktebranden. Gesloten kronendak van coniferen met lange naalden
	of hardhout, kans op spotting in de herfst door vallende bladeren.
10	Intens grond- en oppervlaktevuur, vaak dode brandstof, kroonvuur en spotting.
11	Actief vuur. Voornamelijk kruidachtige brandstof en exploitatieresten. De brand is beperkt door
	de schaduw van de boomlaag en de verdeling van de brandstof.
12	Snel verspreidend vuur van hoge intensiteit. Gedomineerd door exploitatieresten met een diameter
	die kleiner is dan 7,6 cm.
13	Snel verbreidende brand met intensiteit die stijgt bij verbranding van grotere brandstof. Continue
	laag van exploitatieresten met een diameter die groter is dan 7,6 cm. Spotting is mogelijk.

Tabel 2.2: De classificatietabel en beschrijving van Anderson's dertien brandstofklassen.

Digitaal hoogtemodel

Zoals vermeld in Sectie 2.2.4 is de topografie een zeer belangrijke sturende factor. De topografische gegevens zitten vervat in een digitaal hoogtemodel (DHM). Het DHM is een rasterlaag die de hoogte in meter boven het zeeniveau aangeeft.

Weergegevens

De weergegevens omvatten de windrichting en de windsnelheid. Deze gegevensset is echter niet altijd beschikbaar in rasterformaat. Vaak betreffen het hier puntgegevens. Deze gegevens kunnen echter verrasterd worden door te interpoleren tussen verschillende puntgegevens.

Kroonhoogte

De kroonhoogte (KH) beschrijft de gemiddelde hoogte van het maaiveld tot de top van de kronen van bomen. De kroonhoogte wordt bepaald met behulp van benaderingsmodellen die LANDSAT beelden en ruimtelijk expliciete biofysische gradiënten koppelen aan de gemiddelde vegetatiebedekkingswaarden die gekend zijn voor trainingsites [84, 85]. Deze gegevensset wordt enkel gebruikt in beboste gebieden.

Vegetatiebedekking

De vegetatiebedekking (VB) geeft de procentuele bedekking van het bodemoppervlak door de vegetatie. De vegetatiebedekking wordt berekend als de verticale projectie van het bladerdek op een denkbeeldig horizontaal vlak dat het grondoppervlak voorstelt [84, 85].

Kroonvolumedichtheid

De kroonvolumedichtheid (KVD) beschrijft de dichtheid van de kroonbrandstof. Deze grootheid wordt gedefinieerd als de kroonmassa per volume-eenheid en wordt uitgedrukt in kg/m³ [84, 85]. De kroonvolumedichtheid wordt net als de kroonhoogte enkel gebruikt in beboste gebieden.

Huidige vegetatiehoogte

De huidige vegetatiehoogte (HVH) bevat de gemiddelde hoogte van de dominante vegetatie voor een perceel van 30 op 30 meter. De huidige vegetatiehoogte wordt afzonderlijk bepaald voor boom-, struik- en kruidvegetatie. De hoogte wordt bepaald als de gemiddelde hoogte die gewogen wordt met de percentiele samenstelling van de verschillende vegetatiesoorten in het perceel [84, 85].

Al deze gegevens zijn te vinden bij overheidsinstanties. De belangrijkste zijn LANDFIRE, een gezamenlijk project van het US Department of Agriculture Forest Service en het US Department of the Interior dat gegevens verzamelt rond landbedekking en natuurbranden, het European Forest Fire Information System, het National Climatic Data Center, een onderdeel van NASA dat valt onder het US Department of Commerce en weergegevens verzamelt. Een laatste belangrijke organisatie is MODIS BURNSCAR, een initiatief van de U.S. Forest Service, die beelden van de verbreiding van natuurbranden verzamelt.

2.3.3 Modellen voor natuurbrandverbreiding

Hieronder worden kort de belangrijkste continue en discrete natuurverbreidingsmodellen besproken. De voorwaarden voor de classificatie van een model in de continue of discrete klasse is dezelfde als deze besproken in Sectie 2.1.1, maar eveneens worden alle hier vernoemde continue modellen gekenmerkt door het gebruik van partiële differentiaalvergelijkingen (PDV).

Continue modellen

De eerste modellen voor het simuleren van natuurbrandverbreiding waren, vanzelfsprekend, continu. Doorheen de tijd werden een heel aantal verschillende modellen opgesteld die op elkaar verder bouwen, elkaar aanvullen of juist een hele andere benadering gebruiken. De meeste continue modellen hebben evenwel een discreet ruimtedomein, omdat de gegevens, die meestal in rasterformaat staan, op deze manier direct ingeladen kunnen worden in het model.

Het meest gebruikte en geciteerde model is FARSITE (Fire Area Simulator) [62]. Hoewel een verdere verfijning van dit model door de ontwikkelaars (United States Department of Agriculture) enkele jaren geleden werd stopgezet, blijft FARSITE het continue, PDV-gebaseerde model bij uitstek om de performantie van nieuwe modellen mee te vergelijken. Daarenboven is de broncode, geschreven in C++, vrij beschikbaar om zelf verdere aanpassingen in te maken [77]. Deze natuurbrandsimulator werd oorspronkelijk ontwikkeld voor de ondersteuning van natuurbeheer bij de inzet van gecontroleerde branden en kan zowel gebruikt worden voor simulaties op korte als lange termijn beheersbeslissingen. Verschillende scenario's met betrekking tot het brandgedrag en de verbreidingssnelheid kunnen eveneens *in silico* getest en toegepast worden op niet-gecontroleerde natuurbranden.

Het deterministische vector gebaseerde FARSITE bouwt verder op de BEHAVE [10] brandvoorspellingssimulator die op zijn beurt gebaseerd is op het pionierswerk van Rothermel [70]. Rothermel ontwikkelde zijn model als antwoord op de tekortkomingen van de toenmalige discrete modellen, die bij toenemende heterogeniteit van het landschap en snel variërende omgevingsfactoren slecht presteerden [62].

FARSITE bestaat uit vijf submodellen die elk een ander aspect van brandgedrag modelleren. Oppervlaktevuur, kroonvuur, verbreidingssnelheid, het vochtgehalte van de brandstof en spotting worden afzonderlijk door deze submodellen beschreven en worden ondersteund door een GIS. Elk van deze submodellen berekent de evolutie van de brandperimeter (een polygoon) volgens het Huygens golfprincipe [32, 8]. De correctheid van de voorspelde brandperimeter is sterk afhankelijk van de ruimtelijke resolutie en kwaliteit van de acht verschillende datalagen die de simulator gebruikt (hoogte, hellingsgraad en -richting, bedekkingsgraad, brandstofklassenmodel, kroonhoogte, kroonbasishoogte en de kroonvolumedichtheid). De belangrijkste voordelen van FARSITE zijn de mogelijkheid tot het probleemloos simuleren van meerdere brandfronten, het incorporeren van meteorologische data en de hoge accuraatheid van de voorspellingen [62]. Eén van de grootste nadelen is de nood aan kwaliteitsvolle gegevenssets met een voldoende hoge ruimtelijke en temporele resolutie. Een ander belangrijk nadeel zijn de moeilijk te bepalen randvoorwaarden voor de submodellen [62].

Een model dat hier nauw aan verwant is, maar minder gegevens vereist en derhalve vaak gebruikt wordt, is PROMETHEUS [26]. Dit model is van Canadese oorsprong en, net als in het geval van FARSITE, is de broncode vrij beschikbaar. Een derde vector gebaseerd model, waar niet dieper op ingegaan wordt, is FIRE! [39].

Een groot aantal modellen zijn niet zoals FARSITE en PROMETHEUS globaal bruikbaar, maar zijn ontwikkeld voor een specifiek vegetatietype. Zo is PYROCART enkel bruikbaar voor de unieke Nieuw-Zeelandse ecosystemen [64]. Bushfire en Sirofire zijn speciaal opgesteld voor de 'bushfires' die jaarlijks woeden in Australië en waarbij het laatstgenoemde model het toelaat om in real time beslissingen omtrent brandbestrijdingsstrategieën te ondersteunen [25]. Andere modellen focussen niet op gebruiksvriendelijkheid en de inzetbaarheid, maar op accuraatheid. Prolif is een computationeel veeleisend model dat gebaseerd is op het Huygens golfprincipe en in staat is om zeer gedetailleerd brandverbreiding te simuleren, zelfs bij het voorkomen van ruimtelijk hete-rogene brandstof. Net als FARSITE gebruikt Prolif PDV, die gebaseerd zijn op de Navier-Stokes vergelijking om de impact van de luchtstroming op brandverbreiding te modelleren [67]. Een buitenbeentje tussen alle deze modellen is RERAP [2, 1]. Dit model berekent de kans dat een zeker punt in de ruimte bereikt wordt door het vlamfront voordat dit dooft of gedoofd wordt.

Bijna alle modellen die hier vernoemd werden, werden opgesteld of aangepast tussen 2000 en 2010. Het is dan ook duidelijk dat continue modellen nog altijd een belangrijke rol spelen bij het modelleren van natuurbranden.

Discrete modellen

Hoewel discrete modellen voor het simuleren van natuurbranden pas later dan hun continue tegenhangers hun intrede vonden, is de laatste jaren het aantal discrete modellen sterk toegenomen. Een uitgesproken voordeel van discrete modellen is de visualisering van de verbreiding van een natuurbrand. Daarnaast kunnen boswachters, kleine beheerders en particulieren zelf met hun PC simulaties uitvoeren door de lage computationele vereisten. Het verbaast niet dat steeds vaker geprobeerd wordt om discrete modellen op te stellen om, bijvoorbeeld, FARSITE aan te vullen of na op lange termijn zelfs te vervangen [62].

Een klassiek voorbeeld van een discreet model is FIREMAP [82]. Het ruimtedomein is ingedeeld in een rooster van vierkante cellen en de lokale interacties tussen deze cellen worden gewogen naargelang de grootte van het uitwisselingsoppervlak tussen de buren. Naast de brandstofklasse wordt gebruik gemaakt van een DHM. De verbreiding van de brand wordt net als bij vele continue modellen gesimuleerd met behulp van de verbreidingsvergelijking van Rothermel. Bij discrete modellen wordt deze vergelijking omgezet naar een aantal eenvoudige transitieregels die bepalen

of de cellen nog vatbaar zijn voor brand, al branden of afgebrand zijn.

Een aanpassing van dit model werd gemaakt door Ecinas et al. [31] door windgegevens op te nemen. Hiervoor gebruiken ze windvelden die net als alle andere gegevens in rasterformaat staan en een aanzienlijke verbetering van de simulatieresultaten teweeg brengen. Daarnaast gebruikt hun model hexagonale in plaats van vierkante cellen waardoor de interacties tussen de verschillende cellen niet langer gewogen dienen te worden. Trunfio et al. [80] vallen terug op het gebruik van vierkante cellen, maar ontwikkelen een nieuw brandalgoritme dat meer verbreidingsrichtingen toelaat dan de richtingen van de buurcellen en gebaseerd is op de ellipsvorm van een lokaal brandfront [6]. De resultaten van de *in silico* experimenten van dit laatste model komen overeen met deze bekomen via FARSITE, maar zijn computationeel minder intensief en daardoor zeer interessant [80].

Een aantal modellen zijn natuurlijk niet geheel discreet. Het Portugese Geofogo [29], dat met zeer gedetailleerde weersinfo, zoals relatieve vochtigheid en temperatuur werkt, heeft een continu tijdsverloop, wat als voordeel heeft dat voor elk willekeurig tijdstip de toestand van de cellen bepaald kan worden. Net als in het geval van continue modellen zijn veel discrete modellen opgesteld of gevalideerd voor specifieke brandomstandigheden of vegetatietypes. Zo is Thrace tot goede resultaten gekomen voor savannebranden in Zuid-Afrika [46] en wordt HFire gebruikt om de verbreiding van branden in Chaparral-ecosystemen (California, VS) te voorspellen [65].
3 Studiegebieden

De keuze van de studiegebieden is van groot belang. Het zijn de resultaten van de *in silico* experimenten van deze gebieden die zullen bepalen of de gekozen aanpak, alsook de selectie van de relevante gegevenssets, betere resultaten geven dan de huidige modellen en gegevenssets. Een eerste selectie van studiegebieden werd gemaakt op basis van de aanwezigheid van een natuurbrand die groot genoeg was om gedetecteerd te worden door het MODIS BURNSCAR algoritme. De daaropvolgende selectie weerhield die studiegebieden waarvan alle gegevens vrij beschikbaar waren. Ten slotte werden hieruit de meest recente branden geselecteerd.

Twee van de drie studiegebieden liggen in de VS. In Europa werd slechts één studiegebied gekozen. Deze keuze werd gemaakt omdat voor de VS zonder probleem alle benodigde gegevens met een voldoende hoge kwaliteit kunnen gevonden worden, terwijl deze in Europa helaas zeer verspreid zijn. Het valt te hopen dat er met het oog op verdere Europese studies beterschap komt [12].

3.1 Geografische situering en gebiedsbeschrijving

De VS is een uitgestrekt land van 9 629 091 km² waarvan slechts drie procent verzegeld is door urbanisatie en industrialisatie. De silvicultuur is een belangrijke economische tak. In 2004 werd de verkoop van niet-federale bosproducten gewaardeerd op 4.8 miljard dollar, daarnaast is 8.5 procent van het Amerikaans grondgebied beschermd als nationaal bos of park. Bijgevolg heeft de VS sterk geïnvesteerd in de verzameling van gegevens die van nut kunnen zijn bij bosexploitatie, natuurbeheer, landgebruikplanning en natuurbrandbestrijding [63].

3.1.1 Lincoln, New Mexico

New Mexico is een zuidelijke staat in de VS (Figuur 3.1) met een oppervlakte van 315 194 km² en telt 2 085 538 inwoners. De hoofdstad van New Mexico is Santa Fe. Het landschap van



Figuur 3.1: Een kaart van de Verenigde Staten van Amerika.

New Mexico bestaat uit uitgestrekte, roos gekleurde woestijnen, gebroken tafelbergen, hoge, met sneeuw bedekte bergpieken en delen van de Great Plains. De Rocky Mountains lopen van noord naar zuid door New Mexico langsheen de oevers van de Rio Grande, de grootste rivier in New Mexico. Ondanks het idee dat New Mexico zeer droog is, bestaat een groot deel ervan uit dicht beboste berglandschappen. Het noorden wordt bedekt door verschillende boomsoorten zoals de den (*Pinus ssp.*), de spar (*Abies ssp.*) en de fijnspar (*Picea ssp.*), terwijl het zuiden hoofdzakelijk gekenmerkt wordt door de aanwezigheid van cactussen, grassen, palmlelies (*Yucca ssp.*) en Mesquite bomen (*Prosopis ssp.*). Het klimaat van New Mexico is semi-aried tot aried, maar enkele regio's hebben een continentaal of Alpien klimaat. De temperatuur schommelt tussen -46 en 50 °C [63]. Ter illustratie worden in Figuur 3.2 alle gegevenssets weergegeven.



Figuur 3.2: Een overzicht van de kroonvolumedichtheid [m³] (KVD), de vegetatiebedekking [%] (VB), de huidige vegetatiehoogte [m] (HVH), kroonhoogte [m] (KH), digitaal hoogte model [m] (DHM) en de brandstofklassen [-] (B) van het studiegebied in Lincoln.

De Amerikaanse staat beschermt in New Mexico miljoenen hectares natuurgebied door ze te erkennen als nationaal bos of nationaal park en staat in voor het beheer van deze uitgestrekte gebieden [63].



Figuur 3.3: Links alle districten en de hoofdstad Santa Fe van New Mexico. Rechts staat een satellietbeeld van het studiegebied voor het in juni 2012 in vlammen opging.

Lincoln is het district waar de bestudeerde natuurbrand woedde (Figuur 3.3). Het is een district in het centrum van New Mexico en telde in 2010 20 497 inwoners en het heeft een totale oppervlakte van 12 512 km². De Sierra Blanca (een bergketen) loopt door Lincoln en is deels Indianenreservaat en deels nationaal bos. Het landschap bestaat uit abrupte hoogteschommelingen met zowel bossen als savanne. De vorming van de savanne is het gevolg van natuurbranden en wordt gekenmerkt door eik (*Quercus ssp.*) en grassoorten. Het klimaat is continentaal met warme zomers en strenge winters. De natuurbrand ontstond op 8 juni 2012 op 33°26' N 105°43' W en duurde veertien dagen. De vegetatie bestond voornamelijk uit Douglas spar (*Pseudotsuga ssp.*), Pinyon pijnboom (*Pinus edulis*) en jeneverbes (*Juniperus ssp.*) (Figuur 3.3) [63].

3.1.2 Malheur, Oregon

Oregon is een noordwestelijke staat in de VS (Figuur 3.1). Het heeft een oppervlakte van 255 026 km² en telt 3 831 074 inwoners. De hoofdstad van Oregon is Salem. Oregon wordt gekenmerkt door een verscheiden landschap van natte winderige Pacifische kuststroken met elzen (*Alnus ssp.*), grote Douglas sparren, redwoods, vulkanen en gletsjers, semi-ariede kreupelhoutvlaktes, prairies, steppen en woestijnen. Licht ontvlambare pijnbomen, ratelpopulieren (*Populus tremula*) en je-

neverbesbossen zijn terug te vinden in het droge oosten. Net als het landschap en de vegetatie verschilt ook het klimaat sterk. Van het milde zeeklimaat in het westen tot het veel ruigere continentaal klimaat in het oosten. De temperatuur varieert tussen -48 en 48 °C [63].

Vroeger maakten de uitgestrekte wouden van Oregon deze staat tot een van Amerika's grootste houtproducenten, maar grote bosbranden, overexploitatie en rechtszaken over het correct beheer van overheidsbossen hebben de productie sterk doen dalen [63].

Malheur is het district waar de bestudeerde natuurbrand woedde (Figuur 3.4). Het is een district in het zuidoosten van Oregon en is genoemd naar de rivier die door het district stroomt. In 2010 woonden 31 313 mensen in Malheur en het heeft een totale oppervlakte van 25 719 km². De natuurbrand ontstond op 8 juli 2012 op 42°30' N 117°40' W en duurde veertien dagen. De vegetatie bestond voornamelijk uit kleine grassoorten en *Artemisia tridentata* (Figuur 3.5) [63].



7,5 km 15 km

Figuur 3.4: Links alle districten en de hoofdstad Salem van Oregon. Rechts staat een satellietbeeld van het studiegebied voor het in juli 2012 in vlammen opging.

Ter illustratie worden in Figuur 3.5 alle gegevenssets weergegeven.

3.1.3 Viseu, Portugal

Portugal is een zuidelijk land in Europa dat grenst aan de Atlantische Oceaan en als enig buurland Spanje heeft. Het heeft een oppervlakte van 92 212 km² en telt 10 562 178 inwoners. De hoofdstad



Figuur 3.5: Een overzicht van de kroonvolumedichtheid [m³] (KVD), de vegetatiebedekking [%](VB), de huidige vegetatiehoogte [m] (HVH), kroonhoogte [m] (KH), digitaal hoogte model [m] (DHM) en de brandstofklassen [-] (B) van het studiegebied in Malheur.

van Portugal is Lissabon. Het landschap van Portugal wordt in het noorden gekenmerkt door bergachtige streken met den en berk (*Betula ssp.*), terwijl in de meer zuidelijk gelegen uitgestrekte

laaglanden veel kurkeik (*Quercus suber*) en olijfbomen (*Olea europaea*) worden teruggevonden. Nog zuidelijker wordt de vegetatie steeds schraler en de kustlijn wordt gekenmerkt door grote grasvlakten en de typische mediterrane maquisbegroeiing die voornamelijk bestaat uit verhoute kruiden en altijdgroene struiken. Het grootste deel van Portugal heeft een mediterraan klimaat en de extreme temperaturen schommelen tussen -16 en 47 °C.



Figuur 3.6: Links de kaart met alle districten van Portugal en de hoofdstad Lissabon. Rechts staat een satellietbeeld van het studiegebied voor het in augustus 2010 in vlammen opging.

Viseu is de hoofdstad van het gelijknamig district en ligt in het noorden van Portugal (Figuur 3.6). Het ligt op een plateau dat omringd is door bergen en is onderhevig aan extreme temperaturen met een strenge, natte winter en een droge, hete zomer. In 2010 woonden 99 539 mensen in Viseu en het heeft een totale oppervlakte van 507 km². De natuurbrand ontstond op 22 augustus 2012 op 40°40'N 7°55'W en duurde zes dagen (Figuur 3.6).

3.2 Gegevensselectie

De meeste eenvoudige natuurbrandmodellen gebruiken bij de simulaties drie verschillende gegevenssets: een kwalitatieve gegevensset die het bestudeerde oppervlak indeelt in een aantal brandstofklassen, windgegevens en een DHM [62]. Uit Sectie 2.2.2 is echter gebleken dat een natuurbrand een uitermate complex fenomeen is dat nooit met alleen deze gegevens adequaat kan beschreven worden. In het kader van het natuurbrandmodel dat binnen deze scriptie zal opgesteld worden, zullen alle gegevenssets vernoemd in Sectie 2.3.2 geëvalueerd worden als mogelijke input. Ten eerste zal door de extra opgenomen informatie gepoogd worden de modelresultaten te verbeteren. Ten tweede zal geprobeerd worden om een model op te stellen dat geen gebruik maakt van kwalitatieve gegevens zoals brandstofklassen. Het gebruik van een gegevensset met kwalitatieve gegevens heeft namelijk een aantal voor de hand liggende nadelen. Zo zal de kalibratiefase veel makkelijker doorlopen worden wanneer enkel kwantitatieve data gebruikt worden en is er een gebrek aan objectiviteit bij het gebruiken van een classificatiesleutel. Het is geen geheim dat de toekenning van een zekere brandstofklasse afhangt van de aard van het gebruikte classificatiealgoritme en de opleiding, persoonlijke interesse, cultuur, vermoeidheid en motivatie van diegene die de classificatie uitvoert.

Het is belangrijk om na te gaan of de verschillende gegevenssets geen dubbele informatie bevatten. Indien twee gegevensets nagenoeg dezelfde informatie-inhoud hebben, zal hun beider gebruik de *in silico* experimenten vertragen zonder dat er betere resultaten bekomen worden. Daarom zal voor alle studiegebieden, op pixelniveau, nagegaan worden of de gegevenssets een significante bijdrage leveren tot de totale informatie-inhoud.

Om significante verschillen tussen de gegevenssets na te gaan, werd eerst een correlatiematrix opgesteld om een ruw idee te krijgen van de mogelijke overeenkomsten. Vervolgens werd een ANOVA-analyse uitgevoerd om tot sluitende uitspraken te komen. Met behulp van een eerste analyse werd nagegaan of de gehele gegevenssets significant verschillende informatie bevatten. Hiervoor werd in Mathematica een paarsgewijze ANOVA-analyse uitgevoerd op alle gegevensets. Bij deze en elke van de volgende analyses werd een significantieniveau van vijf procent gehanteerd.

Omdat de brandstofklassen in het begin sowieso deel uit maakten van het model, werden de bijkomende gegevenssets ingedeeld in subsets volgens de overeenkomstige brandstofklassen. Hierna werden twee verschillende analyses uitgevoerd. De eerste analyse ging de variabiliteit tussen de brandstofklassen na (intervariabiliteit). Er werd nagegaan of de verschillende subsets van een specifieke gegevensset significant van elkaar verschilden. Praktisch kwam dit neer op de vraag of binnen een gegevensset een aantal subsets samen genomen konden worden. Een tweede analyse ging de variabiliteit binnen de brandstofklassen na (intravariabiliteit). Er werd nagegaan of de subsets van de verschillende gegevenssets binnen eenzelfde brandstofklasse van elkaar verschilden. Dit kwam neer op de vraag of bepaalde subsets binnen de gegevensset weggelaten konden worden.

Voor de brandstofklassen werd besloten om Anderson's indeling te gebruiken [9]. Hoewel de Scott en Burgan classificatie een correctere weergave van de werkelijkheid is, zou deze uitbreiding de gebruiksvriendelijkheid van het model erg beperken [72].

Voor de windgegevens werden niet voldoende meetpunten gevonden om te interpoleren, omdat de meeste natuurbranden in afgelegen gebieden liggen waar er slechts weinig gouvernementele weerstations zijn. Het is duidelijk dat dit een zwakte van het model zal zijn, maar het was niet mogelijk om aan vrij beschikbare gedetailleerde windkaarten te geraken. Mocht dit wel het geval zijn, dan kan het model gemakkelijk aangepast worden om met windkaarten te werken.

3.2.1 Correlatiematrix en ANOVA-analyse

Voor Viseu, Portugal werd enkel een gegevensset van het vegetatietype gevonden en kon geen correlatiematrix opgesteld worden. Eveneens kon er geen ANOVA-analyse gemaakt worden. Voor Lincoln, New Mexico, zijn enkel brandstofklassen 1,2,4,5,6,8,9,10,12 en 13 aanwezig en voor Maleur, Oregon brandstofklassen 1,2,5,6,8,13 en 14 (cfr. Tabel 2.2). Hierbij komt brandstofklasse 13 overeen met brandstofklasse 91 (onbrandbaar landbouwgebied) en brandstofklasse 14 met brandstofklasse 99 (onbrandbaar urbaan gebied).

Uit de Pearson correlatiematrices (Tabel 3.1) blijkt voor New Mexico dat de vegetatiebedekking sterk positief (0.81) gecorreleerd is met de kroonvolumedichtheid en dat de kroonhoogte sterk positief (0.80) gecorreleerd is met de vegetatiebedekking. Dit laatste geldt eveneens voor Oregon. Alle andere correlatiecoëfficiënten zijn kleiner dan 0.65.

Wanneer de ANOVA-analyses voor de gehele gegevenssets worden uitgevoerd, blijkt dat alle, dus ook diegene met een hoge correlatiescore, significant van elkaar verschillen.

	KVD	DHM	VB	KH	HVH	В
KVD	1	0.01	0.45	0.31	0.27	0.06
DHM	0.62	1	0.18	0.17	0.20	0.13
VB	0.81	0.61	1	0.80	0.38	0.11
KH	0.64	0.17	0.80	1	0.41	0.11
HVH	0.48	0.44	0.49	0.52	1	0.07
В	0.54	0.35	0.64	0.55	0.33	1

 Tabel 3.1: Pearson correlatiematrix met in de bovendiaonaaldriehoek alle coëfficiënten voor Oregon en in de benedendiagonaaldriehoek alle coëficienten voor New Mexico.

3.2.2 Intervariabiliteit van de brandstofklassen

De volgende analyse gaat na of de verschillende subsets, die geselecteerd werden op basis van hun overeenkomstige brandstofklasse, binnen een specifieke gegevensset significant van elkaar verschillen. Als voorbeeld wordt Tabel 3.2 gegeven. In deze tabel staan de resultaten voor de kroonvolumedichtheid van New Mexico. Uit deze tabel kan afgeleid worden dat de gegevensset van de kroonvolumedichtheid kan beschreven worden door deze op te delen in vier subsets. B1 verschilt significant van alle andere brandstofklassen en zal de eerste subset vormen. B12 verschilt niet significant van B9 en B10, deze laatste twee verschillen ook niet significant van elkaar en als dusdanig zullen deze drie brandstofklassen de derde subset vormen. B6, B8 en B13 verschillen eveneens niet significant van elkaar en zullen onder eenzelfde, vierde, brandstofklasse gevat worden. Een laatste subset bestaat uit brandstofklassen B2, B4 en B5. De resultaten voor alle analyses

KVD	B 1	B2	B 4	B5	B6	B 8	B9	B10	B12	B13
B1	0									
B2	1	0								
B4	1	0	0							
B5	1	0	0	0						
B6	1	1	0	1	0					
B8	1	1	0	1	1	0				
B9	1	1	1	1	1	1	0			
B10	1	1	1	1	1	1	0	0		
B12	1	1	1	1	1	1	0	0	0	
B13	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0

van de verschillende gegevenssets zijn terug te vinden in Tabel 3.3

 Tabel 3.2: Alle resultaten van de ANOVA-analyses voor de kroonvolumedichtheid. De waarde 1 staat voor significant verschillend en de waarde 0 staat voor niet significant verschillend.

KVD	DHM	KB	KH	HVH	KVD	DHM	KB	KH	HVH
B1	B1-B13	B1-B5-B12	B1-B5-B6-B13	B1	B1-B2-B5-B13-B14	B1	B1 tot B14	B1-B13-B14	B1
B2-B4-B5	B2	B2-B4-B6	B2-B4	B2-B5	B6	B2-B13		B2-B5-B6	B2
B6-B8-B13	B4-B5-B6	B8	B8	B4	B8	B5		B 8	B5
B9-B10-B12	B8	B9-B10-B12	B9-B10-B12	B9	B6-B8-B13	B6			B6-B8
			B10	B9-B10		B 8			B13
			B12	B12		B14			B14

 Tabel 3.3: Alle groepen van brandstofklassen die samengenomen konden worden voor de verschillende gegevenssets na het analyseren van de ANOVA-resultaten van de intervariabiliteit van de brandstofklassen. Links staan de subgroepen voor Lincoln, New Mexico en rechts deze voor Malheur, Oregon.

3.2.3 Intravariabiliteit van de brandstofklassen

De laatste analyse gaat na of de subsets van de verschillende gegevensets binnen eenzelfde brandstofklasse van elkaar verschillen. Als voorbeeld wordt Tabel 3.4 gegeven. In deze tabel staan de resultaten van alle analyses voor brandstofklasse één. De bovenstdiagonaaldriehoek werd opgevuld met nullen. Uit deze analyses kan afgeleid worden dat brandstofklasse één beschreven kan worden zonder de informatie die vervat zit in de vegetatiebedekking. De resultaten voor alle analyses van de verschillende brandstofklassen zijn terug te vinden in Tabel 3.5. Hierbij valt het voor Malheur, Oregon op dat er slechts twee subgroepen zijn.

B1	KVD	DHM	VB	KH	HVH
KVD	0	0	0	0	0
DHM	1	0	0	0	0
KB	1	1	0	0	0
KH	1	1	0	0	0
HVH	1	1	1	1	0

 Tabel 3.4: Alle resultaten van de ANOVA-analyses voor B1 voor Oregon. De waarde 1 staat voor significant verschillend en de waarde 0 staat voor niet significant verschillend.

B1	KVD	DHM	VB-KH	HVH
B2	KVD	DHM	VB-KH	HVH
B4	KVD	DHM	VB-KH-HVH	
B5	KVD	DHM	VB-KH-HVH	
B6	KVD	DHM	VB-KH-HVH	
B8	KVD-VB-KH-HVH	DHM		
B9	KVD-KH-HVH	DHM	VB	
B10	KVD-KH	DHM	VB	HVH
B12	KVD-KH-HVH	DHM	VB	
B13	KVD-KH	DHM	VB	HBH

Tabel 3.5: Alle groepen van gegevenssets die samengenomen konden worden voor de verschillende brandstofklassen na het analyseren van de ANOVA-resultaten van de intravariabiliteit van de brandstofklassen voor Lincoln, New Mexico. Voor Malheur, Oregon waren er bij geen enkele brandstofklasse significante verschillen tussen de gegevensets.

3.2.4 Conclusie

Een eerste conclusie die uit deze zeer beperkte resultaten getrokken kon worden, is dat de resultaten van de ANOVA-analyses sterk afhangen van het gekozen studiegebied. Dit is niet verwonderlijk aangezien de studiegebieden sterk verschillen naar klimaat, vegetatie en geografische ligging. Hiernaast verschillen ook de sets van aanwezige brandstofklassen, wat vergelijken zeer moeilijk maakt.

Een tweede conclusie is het grote verschil in de intervariabilitiet van de brandstofklassen. Enkele subsets zoals 2-5 en 9-10-12 komen regelmatig terug, maar verder werden er geen opmerkelijke resultaten bekomen. Natuurlijk dient het in gedachten gehouden te worden dat slechts voor twee studiegebieden analyses opgemaakt werden.

4

Modelstructuur -en implementatie

4.1 Modelstructuur

De verbreiding van een natuurbrand vertoont sterke gelijkenissen met de uitbraak en verspreiding van een ziekte en de structuur van het natuurbrandmodel zal sterk gelijken op deze van ziekteverbreidingsmodellen. De afleidingen tot de uiteindelijke modelstructuur werden overgenomen uit het doctoraat van Jan Baetens [11].

Het beschouwde gebied kan gezien worden als een populatie c_i die verdeeld wordt in drie verschillende categorieën. Hierbij staat c_i voor de *i*-de pixel in het beschouwde gebied. Een eerste categorie bevat de nog vatbare vegetatie (V), een tweede de brandende vegetatie (F) en een laatste de geheel afgebrande vegetatie (R). Door de interactie van vatbare met brandende vegetatie kan een brand zich verbreiden. De brandende partikels zullen als het ware doorgegeven worden, wat duidelijk de reactie-diffusiecomponent van natuurbranden aangeeft. De spatio-temporele dynamiek van de categorieën en de interacties die hun grootte bepalen, worden weergegeven in Stelsel 4.1.

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1) = V(c_{i},t) + g_{V}(V(c_{i},t)) - \Delta tz \left(V(\mathbf{c}_{i},t), F(c_{i},t) \right), \\ F(\mathbf{c}_{i},t+1) = F(c_{i},t) + g_{F} \left(F(c_{i},t) + \Delta t \left(z (V(c_{i},t), F(\mathbf{c}_{i},t) - r_{i}F(c_{i},t) \right) \right), \\ R(c_{i},t+1) = R(c_{i},t) + g_{R} \left(R(c_{i},t) + r_{i}\Delta tF(c_{i},t) \right), \end{cases}$$
(4.1)

waar $V(c_i,t+1)$, $F(c_i,t+1)$ en $R(c_i,t+1)$ respectievelijk de procentuele proportie vatbare, brandende en afgebrande vegetatie binnen een welbepaalde pixel c_i weergeeft op tijdstap t+1. De functies g_V,g_F en g_R kwantificeren de netto-aangroei van een welbepaalde categorie door natuurlijke geboorte- en sterfteprocessen. Voor het bestuderen van bosbranden kan deze aangroei echter genegeerd worden, omdat de duur van de bestudeerde periode (een tiental dagen) veel te kort is om een invloed te hebben op de geboorte- of sterfteprocessen. De functie z beschrijft de interactie tussen $V(c_i,t)$ en $F(c_i,t)$. De snelheid waarmee brandende vegetatie afbrandt, wordt weergegeven door r_i . Het tijdsinterval wordt weergegeven door Δt . Hier wordt zonder verlies van algemeenheid aangenomen dat geen enkele functie afhangt van de karakteristieken van c_i , wat betekent dat er sprake is van een homogene CML en dat r_i als r kan geschreven worden voor alle c_i . Aldus kan Stelsel (4.1) worden vereenvoudigd tot Stelsel (4.2).

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1)=V(c_{i},t)-\Delta tz(V(c_{i},t),F(c_{i},t)), \\ F(c_{i},t+1)=F(c_{i},t)+\Delta t(z(V(c_{i},t),F(c_{i},t)-r_{i}F(c_{i},t)))), \\ R(c_{i},t+1)=R(c_{i},t)+r\Delta tF(c_{i},t), \end{cases}$$
(4.2)

In het meest algemene geval beschrijft de interactieterm $z(V(c_i,t), F(c_i,t))$ de contactprocessen tussen enerzijds de brandende vegetatie in het beschouwde studiegebied en anderzijds de vatbare vegetatie binnen een cel c_i . Wiskundig kan deze interactieterm geschreven worden als

$$z(V(c_i, t), F(c_i, t)) = V(c_i, t) \sum_{c_j \in T} Z(c_i, c_j) F(c_j, t)$$
(4.3)

waar $Z(c_i,c_j)$ een functie is die weergeeft in welke mate de brandende vegetatie in c_j de vatbare vegetatie in c_i beïnvloedt. Het is duideijk dat niet alle cellen van de tesselatie T - dit is het verroosterde ruimtelijk domein - de vegetatie in c_i zullen beïnvloeden. Enkel cellen in de nabije omgeving van c_i zullen de toestand van de vegetatie beïnvloeden. Zodoende kan Stelsel (4.2) geschreven worden als

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1) = V(c_{i},t) - \Delta t \sum_{c_{j} \in N_{i}} Z(c_{i},c_{j})F(c_{j},t), \\ F(c_{i},t+1) = F(c_{i},t)(1-r\Delta t) + \Delta t \left(V(c_{i},t) \sum_{c_{j} \in N_{i}} Z(c_{i},c_{j})F(c_{j},t) \right), \\ R(c_{i},t+1) = R(c_{i},t) + r\Delta t F(c_{i},t), \end{cases}$$
(4.4)

waarbij N_i staat voor de omgeving die bepaalt met welke c_j , c_i interageert. In het verder verloop van deze thesis wordt als omgeving de gereduceerde Moore omgeving gekozen. Deze omgeving wordt in een tesselatie met vierkante cellen gedefinieerd als de aangrenzende horizontale, verticale en diagonale buurcellen. De omgeving bestaat aldus uit acht cellen en wordt gereduceerd genoemd, omdat de centrale cel niet tot zijn eigen omgeving behoort. Wanneer deze notatie gebruikt wordt om bovenstaande vergelijking te herschrijven, wordt Stelsel (4.5) bekomen.

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1) = V(c_{i},t)\Delta t(\Delta t^{-1} - Z(c_{i},c_{i})F(c_{j},t) - \sum_{c_{j}\in N_{i}} Z(\mathbf{c}_{i},c_{j})F(c_{j},t)), \\ F(c_{i},t+1) = F(c_{i},t)\Delta t(\Delta t^{-1} - r + \Delta tZ(c_{i},c_{i})V(c_{j},t)) + V(c_{i},t)\sum_{c_{j}\in i} Z(c_{i},c_{j})F(c_{j},t), \\ R(c_{i},t+1) = R(c_{i},t) + r\Delta tF(\mathbf{c}_{i},t), \end{cases}$$
(4.5)

Stelsel (4.5) toont dat de verbreiding van een natuurbrand in een cel c_i een tweeledige oorzaak heeft. Ten eerste is er het contact tussen vatbare en brandende vegetatie binnen de cel zelf en ten tweede het contact van de vegetatie binnen de cel met brandende vegetatie van cellen uit zijn omgeving N_i .

Tot slot dient de interactiekernel $Z(c_i,c_j)$ de contactintensiteit te kwantificeren en zo de verbreiding van c_i en c_j te kwantificeren. In het kader van natuurbranden dienen hierbij drie zaken in rekening gebracht te worden. Ten eerste de gemiddelde afstand tussen c_i en c_j , want het is logisch dat hoe dichter c_j bij c_i ligt hoe groter de beïnvloeding zal zijn. Ten tweede worden natuurbranden sterk beïnvloed door omgevingsfactoren zoals werd beschreven in Sectie 2.2.4 en de interactiekernel zal deze moeten incorporeren. Ten derde zal de contactintensiteit beïnvloed worden door de lengte van de grens tussen c_i en c_j . Met deze drie voorwaarden in gedachten kan $Z(c_i,c_j)$ geschreven worden als

$$Z(c_i, c_j) = Z(d(c_i, c_j), \mathbf{G}_i, \mathbf{G}_j, L_{ij})$$

$$(4.6)$$

waarbij $d(c_i,c_j)$ de afstand is tussen c_i en c_j . Hiervoor kan zowel gebruik gemaakt worden van de Euclidische afstand als de afstand tussen de knopen c_i en c_j van de graaf die correspondeert met de tesselatie T. De vectoren \mathbf{G}_i en \mathbf{G}_j omvatten de spatiale informatie en de omgevingsfactoren in c_i en c_j . De lengte van de grens tussen c_i en c_j wordt weergegeven door L_{ij} . Na substitutie van de interactiekernel in Stelsel (4.1) wordt Stelsel (4.7) verkregen.

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1)=V(c_{i},t)\Delta t\left(\Delta t^{-1}-Z'(\mathbf{G}_{i})\mathbf{F}(c_{j},t)-\sum_{c_{j}\in N_{i}}Z(d(\mathbf{c}_{i},c_{j}),\mathbf{G}_{i},\mathbf{G}_{j},L_{ij})F(c_{j},t)),\\ F(c_{i},t+1)=F(c_{i},t)\Delta t\left(\Delta t^{-1}-r+Z'(\mathbf{G}_{i})\mathbf{V}(\mathbf{c}_{j},t)\right)+V(c_{i},t)\sum_{c_{j}\in N_{i}}Z(d(c_{i},c_{j}),\mathbf{G}_{i},\mathbf{G}_{j},L_{ij})F(c_{j},t),\\ R(c_{i},t+1)=R(c_{i},t)+r\Delta tF(\mathbf{c}_{i},t) \end{cases}$$

$$(4.7)$$

waar de tildes werden weggelaten voor de eenvoud en waar $Z'(\mathbf{G}_i)$ geschreven wordt als $Z(d(c_i, c_i), \mathbf{G}_i, \mathbf{G}_i, L_{ii})$, vermits er geen onderscheid tussen de vegetatie binnen de cel wordt gemaakt. Daarnaast kan $Z(c_i, c_j)$ geschreven worden als

$$\Delta t Z(c_i, c_j) = O_{ij} \beta(d_{ij}, \lambda_i, \lambda_j) \tag{4.8}$$

waar d_{ij} in dit geval de graafafstand tussen c_i en c_j voorstelt en λ_i de verbreidingsklasse, die gebaseerd is op de omgevingsfactoren en die in \mathbf{G}_i opgeslagen zitten. De verbreidingssnelheid, gebaseerd op d_{ij} , λ_i en λ_j wordt weergegeven door $\beta(d_{ij}, \lambda_i, \lambda_j)$. Als dusdanig wordt $Z(c_i, c_j)$ vervangen door een wegingsfactor O_{ij} en de functie $\beta(d_{ij},\lambda_i,\lambda_j)$ die de verbreidingssnelheid, bepaald door de afstand tussen de cellen en de omgevingsfactoren, beschrijft. Verder kan geschreven worden dat

$$Z(c_i, c_j) = \begin{cases} \frac{\alpha_i}{O_{ij}\overline{\alpha_j}} , \text{ als } d_{ij} = 0 \\ \frac{1}{O_{ij}\overline{\alpha_j}} , \text{ als } d_{ij} = 1 \end{cases}$$
(4.9)

waarbij $\underline{\alpha_i}[\min^{-1}] = \underline{\alpha}(\lambda_i)$ staat voor de korte afstand verbreiding binnen de cel c_i , wanneer d_{ij} gelijk is aan nul en wanneer d_{ij} gelijk is aan één, beschrijft $\overline{\alpha_j}[\min^{-1}] = \overline{\alpha}(\lambda j)$ de lange afstand verbreidingssnelheid tussen c_i en c_j . Wanneer deze uitdrukkingen gebruikt worden, kan Stelsel (4.7) geschreven worden als

$$\begin{cases} V(c_{i},t+1)=V(c_{i},t)\Delta t \left(\Delta t^{-1}-\underline{\alpha_{i}}F(\mathbf{c}_{j},t)-\sum_{c_{j}\in N_{i}}\overline{\alpha_{j}}\mathbf{O}_{ij}F(c_{j},t)\right),\\ F(c_{i},t+1)=F(c_{i},t)\Delta t \left(\Delta t^{-1}-r+\underline{\alpha_{i}}V(\mathbf{c}_{j},t)\right)+V(c_{i},t)\sum_{c_{j}\in N_{i}}\overline{\alpha_{j}}\mathbf{O}_{ij}F(c_{j},t),\\ R(c_{i},t+1)=R(c_{i},t)+r\Delta tF(\mathbf{c}_{i},t)\end{cases}$$
(4.10)

Nu wordt het duidelijk dat de waarden voor $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$ niet zomaar gekozen kunnen worden. Zo zouden te grote positieve waarden voor $\underline{\alpha_i}$ of $\overline{\alpha_j}$ in Stelsel 4.10 het tweede deel van de vergelijking kleiner dan nul maken. Aangezien $V(c_i,t+1)$, $F(c_i,t+1)$, $R(c_i,t+1)$ niet negatief mogen worden, zouden betekenisloze resultaten bekomen worden. Daarom zullen $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$ moeten voldoen aan onderstaande voorwaarde opdat de rechtste factor in de eerste vergelijking van Stelsel 4.10 positief blijft.

$$\underline{\alpha_i} + \sum_{c_j \in N_i} \overline{\alpha_j} O_{ij} \le \Delta t^{-1}$$
(4.11)

Vermits de tweede term in deze uitdrukking een maximum bereikt als alle waarden van α_j van de buren van c_i gelijk zijn aan één en $\sum_{c_j \in N_i} O_{ij}=1$, kan de voorwaarde waaraan $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$ moeten voldoen, geschreven worden als $\underline{\alpha_i} + \overline{\alpha_j} \leq \Delta t^{-1}$. Dit betekent dat de som van de korte en de lange afstand verbreidingssnelheid nooit groter mag zijn dan Δt^{-1} .

4.2 Implementatie

Aan de hand van Stelsel 4.10 werd een eerste rudimentaire implementatie gemaakt. Hierbij werd gewerkt met een tesselatie van vierkante cellen waardoor de gegevenssets direct ingeladen konden worden. Δt werd arbitrair vastgelegd op 3.0×10^1 min. De wegingsfactor O_{ij} bleef eveneens constant gedurende alle simulaties en werd vastgelegd op 1/20 voor alle diagonale buren en 1/5

voor alle rechtstreekse buren. Hierdoor was de totale som van de gewichten gelijk aan één en hadden de cellen met een groter contact met de centrale cel een grotere invloed op haar toestand. Alle cellen werden synchroon aangapast. Dit betekent dat de nieuwe toestand van alle cellen voor tijdstap t + 1 tegelijkertijd berekend werd. Het aantal tijdstappen werd bepaald door de duur van de brand te delen door Δt .

4.3 Dynamiek van het natuurbrandmodel

Het basismodel is gebaseerd op Stelsel (4.10) en de pseudocode ervan, die net dezelfde structuur heeft als alle hier opvolgende uitbreidingen van het model, is terug te vinden in Algoritme 1.

Algoritme 1: De pseudocode van het natuurbrandmodel zoals beschreven in Sectie 4.1 met
een homogene vegetatie, zonder wind en zonder hoogteverschil.
Initialiseren van matrices V, F en R waarin hun initiële condities vastgelegd zijn.
Inladen van extra gegevenssets.
Definiëren van het aantal tijdstappen ts, afbrandingssnelheid r en wegingsfactoren O_{ij} .
De korte en de lange afstand verbreidingssnelheid voor elke cel definiëren.
Aanpassen van $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$ aan de hand van de ingeladen gegevenssets.
for $i \leftarrow 1$ to ts do
Evaluatie van Stelsel 4.10
end

Alvorens het model te gebruiken voor een concreet studiegebied zal eerst gekeken worden in welke mate het model de theoretisch vooropgestelde verbreidingen van natuurbranden kan nabootsen (Sectie 2.2.4).

Basismodel

Eerst werd het basismodel geïmplementeerd waarbij de vegetatie en de topografie uniform worden verondersteld, er geen wind aanwezig is en in essentie geen gegevens over de sturende omgevingsfactoren benut worden. Voor deze en alle opeenvolgende simulaties werd een 100×100 raster gebruikt en, tenzij anders vermeld, bevond de intiële brandende cel zich op positie (50, 50). De toestand van de initiële brandende cel werd vastgelegd op 49 procent vatbare vegetatie en 51 procent brandende vegetatie. De *in silico* experimenten werden altijd, tenzij anders vermeld, voor 120 tijdstappen uitgevoerd. Voor het basismodel werd α_i gelijkgesteld aan 0.005 en α_j aan 0.001. Hetgeen verwacht werd, namelijk een radiaal symmetrische verbreiding met als centrum de initiële brandende cel, werd ook daadwerkelijk bekomen(Figuur 4.1). In deze en elke hieropvolgende figuur van de brandverbreiding werd gebruik gemaakt van een drempel, namelijk F + R < 0.50, om aan te geven of een cel al dan niet als verbrand werd beschouwd.



Figuur 4.1: In silico bepaalde brandperimeter na 120 tijdstappen, waarbij zowel de vegetatie als het hoogtemodel uniform is en de simulatie is uitgevoerd in afwezigheid van wind.

4.3.1 Datagedreven uibreidingen

Bij de uitbreiding van het basismodel zal de toegevoegde informatie een invloed hebben op $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$. In deze thesis wordt uitgegaan van een lineair verband zoals te zien is in Vergelijking (4.12). Dit is een louter arbitraire beslissing, omdat in de vakliteratuur geen enkele aanzet wordt gegeven tot het opstellen van een soortgelijke vergelijking.

$$verbreidingssnelheid = \gamma_0 + \gamma_1 XB + \gamma_2 XDHM + \gamma_3 WEER + \gamma_4 XKH + \gamma_5 XVB + \gamma_6 XKVD + \gamma_7 XVH$$
(4.12)

Waarbij γ_0 tot γ_7 staan voor de te schatten parameters van de lineaire vergelijking. Voor alle gegevensets werd aan de hand van een ANOVA-analyse aangetoond dat ze nieuwe informatie aanbrengen (Sectie 3.2.1). Als bovenstaande vergelijking gesubstitueerd wordt in Stelsel 4.10 en de verbreidingssnelheid wordt als ν genoteerd, dan wordt volgend stelsel bekomen

$$\begin{cases} V(\mathbf{c}_{i},t+1) = V(c_{i},t)\Delta t \left(\Delta t^{-1} - \nu F(\mathbf{c}_{j},t) - \sum_{c_{j} \in N_{i}} \left(\nu O_{ij}F(c_{j},t)\right), \\ F(\mathbf{c}_{i},t+1) = F(c_{i},t)\Delta t \left(\Delta t^{-1} - r + \left(\nu V(\mathbf{c}_{j},t)\right) + V(c_{i},t)\sum_{c_{j} \in N_{i}} \nu O_{ij}F(c_{j},t), \\ R(\mathbf{c}_{i},t+1) = R(c_{i},t) + r\Delta t F(\mathbf{c}_{i},t) \end{cases}$$
(4.13)

Waarbij het verschil tussen de korte en de lange afstandsverbreidingssnelheid geïncorporeerd is in een verschillende waarde van γ_0 en γ_1 voor ν . Voor alle andere parameterwaarden werden er net als voor de afbrandsnelheid r geen verschil gemaakt tussen de korte en de lange afstandsverbreidingssnelheid.

Hieronder zullen de meeste parameters uit bovenstaande vergelijking nog niet gebruikt worden. Wanneer dit wel het geval is, dan is de waarde van de gebruikte parameter niet geschat, maar arbitrair vastgelegd. Model met brandstofklassen

Aan dit model werden gegevens over niet-heterogene vegetatie meegegeven. De waarden voor de verbreidingssnelheden zijn terug te vinden in Tabel 4.1 en de ruimtelijke distributie van de brandstofklassen in Figuur 4.2(a). De gesimuleerde brandverbreiding is te zien in Figuur 4.2(b). Uit Figuur 4.2 valt af te leiden dat de brand, zoals verwacht, eerst de snel brandbare vegetatie (met hoge verbreidingssnelheden) gaat opbranden en op natuurlijke wijze gebufferd wordt door de minder vatbare, trager brandende brandstofklassen.

Brandstofklasse	α_i	$lpha_j$
1	0.001	0.001
2	0.002	0.0015
3	0.003	0.002
4	0.004	0.0025
5	0.005	0.003

Tabel 4.1: De waarden voor de verbreidingssnelheden voor de verschillende brandstoklassen.



Figuur 4.2: De *in silico* bepaalde brandperimeter na 120 tijdstappen (b), waarbij de vegetatie bestaat uit vijf verschillende brandstofklassen (a), het hoogtemodel uniform is en de simulatie is uitgevoerd in afwezigheid van wind.

Model met DHM

Het volgende model incorporeerde een niet-uniform hoogtemodel. De vegetatie was uniform en de wind afwezig. De invloed van de topografie werd berekend als het verschil tussen de hoogte van de centrale cel en de buurcellen vermeningvuldigd met γ_2 . De waarde voor deze parameter werd arbitrair vastgelegd op 100. De brandverbreiding is te zien op Figuur 4.3 en de snellere hellingopwaartse brandverbreiding, die vermeld werd in Sectie 2.2.4, is duidelijk zichtbaar.



(a) Digitaal hoogtemodel



tijdstappen, waarbij de topografie niet uniform is.

Figuur 4.3: Input (a) en output (b) van de modelvariant met DHM.

Model met weergegevens

Om een brand te simuleren met een uniforme vegetatie en DHM en met een wind die uniform uit slecht één windrichting blaast, werden voor de invloed van het weer de gewichten van de buurcellen aangepast volgens Vergelijking (4.14), die eerder gebruikt werd door Alexandridis et al. [7].

$$w = \exp(\delta_1 v) \exp\left(\delta_2 v(\cos \lambda - 1)\right) \tag{4.14}$$

waarbij w de factor is waarmee de gewichten worden aangepast, δ_1 en δ_2 te schatten parameters zijn, die gelijkgesteld werden aan één, v de windsnelheid [km/u] en λ het verschil in graden tussen de oriëntatie van de buurcellen t.o.v. de centrale cel en de windrichting. De windsnelheid bedroeg voor elk van de modelvarianten, die de invloed van de wind incorporeerden, 10 km/u.

Bij de *in silico* experimenten van deze modelvariant werd een ellipsvormige brandverbreiding teruggevonden overeenkomstig de overheersende windrichting (Figuur 4.4). Dit verbreidingspatroon stemt overeen met de theoretsche beweringen van Albini [3] (Sectie 2.2.4).

Voor alle volgende modelvarianten met de aanwezigheid van wind werd dezelfde uniform waaiende wind uit het zuiden gebruikt.

Model met DHM en weergegevens

Als het studiegebied een niet-uniforme DHM had, er wind waaide en de initiële brandende cel zich op positie (100,50) bevond werd een onregelmatige brandverbreiding bekomen, waar desalniettemin nog duidelijk de afzonderlijke invloed van de wind en het DHM uit af te leiden valt (Figuur 4.5).



Figuur 4.4: *In silico* bepaalde brandperimeter na 120 tijdstappen, waarbij de vegetatie en de topografie uniform zijn en de wind naar het noorden waait.



(a) Digitaal hoogtemodel en wind- (b) *In silico* bepaalde brandperimeter na 120 tijdstappen, waarbij de topografie niet uniform is en de wind naar het noorden waait.

Figuur 4.5: Input (a) en output (b) van de modelvariant met brandstofklassen en DHM

Model met brandstofklassen en DHM

Wanneer een model opgesteld werd met een niet-uniforme vegetatie en DHM en in de afwezigheid van wind, werd een brandfront bekomen dat duidelijk terug te leiden is tot de afzonderlijke invloeden van het DHM en de verschillende brandstofklassen (Figuur 4.6(a)).

Model met brandstofklassen en weergegevens

Als de brandstofklassen en de weergegevens gecombineerd werden met een uniform DHM werd opnieuw een onregelmatige brandverbreiding bekomen die nog altijd relatief eenvoudig op te delen is in de afzonderlijke invloeden van de brandstofklassen en de weergegevens (Figuur 4.6(b)).

Model met brandstofklassen, DHM en weergegevens

Een laatste variant op het basismodel werd bekomen door zowel het DHM als de vegetatie niet uniform te veronderstellen in de aanwezigheid van wind. De brandverbreiding die dan bekomen werd, is te zien in Figuur 4.6(c). Dit grillig verbreidingspatroon is niet meer gemakkelijk terug te voeren naar de invloed van de individuele inputs (Figuur 4.6) en geeft nu al een idee van hoe moeilijk het is om een brandverbreiding terug te voeren naar een aantal gegevenssets, als er geen algemene beschrijvende wetten gekend zijn.



Figuur 4.6: In silico bepaalde brandperimeter na 120 tijdstappen voor verschillende modelvarianten.

4.3.2 Conclusie

De verschillende modelvarianten laten toe om de mogelijkheden van het opgestelde bosbrandmodel in te schatten. De meest uitgebreide modelvariant slaagde erin de belangrijkste theoretische verbreidingspatronen ten gevolge van de verschillende brandstofklassen, topografie en wind na te bootsen. Daarnaast slaagt het model erin om met zeer simpele gegevenssets, complex gedrag te simuleren.

5

Toepassing op de studiegebieden

5.1 Algemeen

In het vorige hoofdstuk werd gedemonstreerd dat het opgestelde model een aantal eenvoudige theoretische brandverbreidingsgedragingen kan nabootsen. Het is echter de bedoeling dat het model in complexe omgevingen tot bevredigende resultaten kan komen. Het model dient niet alleen getraind te worden voor een natuurbrand in een specifiek studiegebied, maar er dient eveneens aan de hand van validaties nagegaan te worden in welke mate de *in silico* experimenten de realiteit benaderen.

5.1.1 Kalibratie

Eén van de belangrijkste stappen om ervoor te zorgen dat de overeenkomst tussen de *in silico* en *in situ* brandverbreiding gemaximaliseerd wordt, is de kalibratie. Tijdens de kalibratie worden aan de hand van MODIS BURNSCAR beelden in eerste instantie, namelijk met het basismodel uit Sectie 4.3, de parameterwaarden van $\underline{\alpha_i}$ en $\overline{\alpha_j}$ bepaald voor de verschillende brandstofklassen. In het kader van de meer datagedreven varianten zullen ook andere parameterwaarden, die samengaan met het gebruik van andere gegevenssets, geschat worden aan de hand van de MODIS BURNSCAR beelden. Het is het succesvol vastleggen van de juiste parameterwaarden dat zal bepalen in welke mate bruikbare resultaten bekomen kunnen worden. Het is echter onmogelijk om parameterwaarden te vinden die de realiteit perfect simuleren, omdat de kwaliteit en volledigheid van de gebruikte gegevens dit niet toelaat. Bovendien is een model steeds een vereenvoudiging van de werkelijkheid; zo is het bijvoorbeeld niet geweten waar de blusfronten zich bij de brandbestrijding bevonden.

Voor de kalibratie dient een doelfunctie gebruikt te worden. Deze doelfunctie maakt het mogelijk

om de resultaten van de *in silico* experimenten te toetsen aan de werkelijkheid en de parameterwaarden zo te schatten dat het verschil tussen de realiteit en de *in silico* experimenten geminimaliseerd wordt. De doelfunctie die bij de kalibratie gebruikt werd, wordt als volgt gedefinieerd:

$$\sum_{D=1}^{n} \sum_{c_i} |H(F(c_i, D\Delta t^{-1}) + R(c_i, D\Delta t^{-1}) - \phi) - \beta(c_i, D\Delta t^{-1})|,$$
(5.1)

waarbij D het dagnummer is dat loopt tot het aantal dagen n, H de heavyside functie die de waarde één afbeeldt als het argument groter of gelijk is aan nul, en nul in elk ander geval en $\beta(c_i, t)$ de functie die gelijk is aan één als het MODIS BURNSCAR beeld de cel als brandend beschouwt op tijdstip t en nul wanneer dit niet het geval is. Verder staat ϕ voor de proportie van de vegetatie die brandt of afgebrand dient te zijn voordat een cel als brandend beschouwd wordt. In deze thesis werd voor ϕ =0.50 gekozen. De uitdrukking $H(F(c_i, D\Delta t^{-1}) + R(c_i, D\Delta t^{-1}) - \phi)$ is eigenlijk een binaire classificatie van de gesimuleerde brandverbreiding zodat deze vergeleken kan worden met de binaire MODIS BURNSCAR beelden.

Vergelijking 5.1 werd geminimaliseerd met behulp van een eenvoudige numerieke optimalisatietechniek, namelijk hill climbing [57].

5.1.2 Validatie

Eenmaal het model gekalibreerd is, dient nagegaan te worden in welke mate het model de realiteit benadert. In deze thesis zullen de resultaten van de in silico experimenten op pixelniveau vergeleken worden met de MODIS BURNSCAR beelden. Hiervoor kunnen geen beelden aangewend worden die al bij de kalibratie gebruikt werden. Aangezien er slechts weinig beelden zijn, werd ervoor geopteerd om aan de hand van cross-validaties te bepalen hoe goed of hoe slecht het model presteert. Bij cross-validatie worden uit alle beschikbare beelden één of meerdere beelden geselecteerd die niet gebruikt zullen worden in de kalibratiefase, maar wel bij de validatie. Gelet op het beperkt aantal beelden werd er hier voor geopteerd om het 'leave one out' principe te hanteren. Dit betekent dat telkens slechts één beeld wordt geselecteerd voor de validatiefase. Er dient evenwel opgemerkt te worden dat het gebruiken van het eerste of laatste beeld een vertekende validatie zou geven. Voor het eerste beeld geschiedt de vertekening doordat dit beeld de initiële brandhaarden weergeeft en hierdoor te cruciaal is om weggelaten te worden en voor het laatste beeld omdat deze gevalideerd zou worden na een onafgebroken kalibratiereeks. De cross-validatie zal niet alleen aangewend worden om een uitspraak te doen over het voorspellend vermogen van het model, maar tevens om een idee te krijgen van de mate waarin de bijkomende gegevenssets en te schatten parameters een bijdrage leveren aan dat voorspellend vermogen. Het is namelijk de bedoeling een gebruiksvriendelijk model te ontwerpen dat geen rekentijd verspilt aan berekeningen met overbodige informatie.

5.2 Lincoln, New mexico

De natuurbrand in Lincoln duurde veertien dagen, maar de laatste twee dagen werden niet beschouwd omdat hier slechts enkele pixels op de MODIS BURNSCAR beelden van toestand veranderen (Figuur 5.1). Het aantal tijdstappen bedraagt hierdoor $n[\min]*\Delta t[\min^{-1}]=576$. Het studiegebied werd ingedeeld in een rooster van 54 op 68 cellen die elk 44 op 44 meter meten. Er werden tien validaties uitgevoerd middels het 'leave one out' principe. De pixels die als verbrand werden aangeduid op het eerste MODIS BURNSCAR beeld, werden geïmplementeerd als initiële brandhaarden, waarbij $V(c_i,0)$ gelijkgesteld werd aan 0.49 en $F(c_i,0)$ aan 0.51. Deze proporties werden arbitrair vastgelegd, maar hebben weinig effect, vermits deze door de parameterkalibratie worden opgevangen. In het tweede MODIS BURNSCAR beeld blijkt er een tweede brandhaard ontstaan te zijn en hierdoor werden op tijdstap 96 twee extra cellen aangeduid als brandhaard. Deze twee cellen zijn als rode pixels te zien in Figuur 5.1

Deze laatste ingreep geeft een eerste grote zwakte van de huidige modelimplementatie aan, die niet zozeer te wijten is aan de modelstructuur, maar wel aan de kwaliteit van de gebruikte inputs. Immers, er blijkt veel ruis te zitten op de gebruikte beelden. Op Figuur 5.1 zijn enkele pixels in blauw aangeduid die, hoewel ze aangeduid worden als branden, zich niet, nauwelijks, of pas na enkele dagen beginnen te verbreiden. Vermits we in het kader van deze scriptie niet beschikten over de grondwaarheid, hetgeen er daadwerkelijk gebeurd is, valt het niet te besluiten of dit ruis is of deze pixels onmiddellijk geblust werden of deze waarnemingen het gevolg zijn van interferentie van wolken of rook of dat er nog een andere ongekende oorzaak is voor dit gedrag. Zulke verbreidingspatronen zijn zeer moeilijk in te bouwen in een model, en dit zal dan ook niet getracht worden in deze thesis. In het geval van Lincoln, New Mexico is zelfs de volledige brandperimeter al zichtbaar na dag vier en gaat alleen nog gebied binnen deze perimeter verder afbranden. Dit zou te wijten kunnen zijn aan het algoritme dat de branden detecteert op de MODIS beelden. Dit blijft echter een hypothese, omdat, zoals al eerder is aangehaald, de grondwaarheid niet gekend is.



Figuur 5.1: MODIS BURNSCAR beelden waarbij het dagnummer boven elk beeld wordt weergegeven.

5.2.1 Basismodel

In Figuur 5.2(a) is de gesimuleerde en de reële brandverbreiding te zien. De circulaire verbreiding is duidelijk zichtbaar. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de fout tussen de *in silico* experimenten en de MODIS BURNSCAR beelden zijn te zien in Figuur 5.2(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.2: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor het basismodel.

Uit Figuur 5.2 valt af te leiden dat zowel de fout bij de validaties als het verschil in verbrande oppervlakte groot zijn. Daarom werd een eerste term $\gamma_1 XB$ aan het model toegevoegd.

5.2.2 Datagedreven varianten

Brandstofklassen

In Figuur 5.3(a) is de brandverbreiding te zien van het uitgebreide model en de MODIS BURN-SCAR beelden. Ditmaal verloopt de brandverbreiding al veel grilliger. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.3(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13.

Het is belangrijk om op te merken dat de geschatte parameterwaarden niet altijd overeenkomen met hetgeen de classificatie van Anderson vooropsteld. Sommige waarden voor traag brandende klassen zijn hoger dan deze voor snel brandende klassen.

Uit Figuur 5.3(b) valt af te lezen dat net als bij het basismodel zowel de fout bij de validatie als het verschil in verbrande oppervlakte groot blijft. De grootte van de totale fout wordt hoofdzakelijk veroorzaakt door de hoge fout in de laatste drie tot vier dagen. De parameter γ_1 werd in dit specifiek geval gelijkgesteld aan één, omdat de afzonderlijke brandstofklassen elk een aparte parameter kregen. In het volgende model werd een tweede term $\gamma_2 XDHM$ aan het model toegevoegd.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.3: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met brandstofklassen.

Digitaal hoogte model

Voor het model met de brandstofklassen en het DHM werden twee varianten opgesteld. Een eerste gebruikte het simpelweg het verschil in hoogte, terwijl een tweede een wat ingewikkeldere exponentiële functie gebruikte die overgenomen werd uit het model van Alexandridis et al. [7].

Lineair

In Figuur 5.4(a) is de brandverbreiding te zien van het uitgebreide model, de invloed van de topografie werd op dezelfde wijze als in Sectie 4.3.1 geïmplementeerd. De brandverbreiding kent een zeer grillig patroon dat er echter nog altijd niet in slaagt om de dynamiek van de reële brand na te bootsen. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, de fout tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.4(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13. De gekalibreerde parameterwaarde voor γ_2 bedroeg 0.011.

Uit Figuur 5.4(b) en Figuur 5.13 valt af te lezen dat het verschil in verbrande oppervlakte kleiner is, maar dat de fout bij de validatie een heel stuk groter is dan bij het vorige model.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.4: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met DHM (lineair).

Exponentieel

In het volgende model werd een tweede variant geïmplementeerd. Deze vergelijking werd al eerder succesvol gebruikt bij een discreet bosbrandmodel dat oorspronkelijk voorgesteld werd door Alexandridis et al. [7] en wordt geschreven als

$$\exp(\delta_3 * \left((c_j - c_i)/l \right), \tag{5.2}$$

waar δ_3 een te schatten parameter is, c_j en c_i zijn de hoogtes van respectievelijk de buurcel en de centrale cel. De pixelgrootte wordt weergegeven door l.

De verbrande oppervlakte is te zien in Figuur 5.5(a). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13.

De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.5(b). De gekalibreerde parameterwaarde voor γ_2 bedroeg 0.30.

Uit Figuur 5.5(b) en Figuur 5.13 valt af te lezen dat de resultaten beter zijn dan die van het lineaire DHM-model. Hoewel de totale verbrande oppervlakte minder goed gesimuleerd werd, is de gemiddelde fout op de validaties veel lager dan bij de lineaire variant en daarom zal voor alle hierop volgende uitbreidingen van het model deze laatst geïmplementeerde variant gebruikt worden. De daling van de gemiddelde fout op de validaties blijft echter zeer gering ten opzichte van het model met de brandstofklassen. In het volgende model werd een derde, veelgebruikte, term $\gamma_3 XWEERGEGEVENS$ aan het model toegevoegd.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.5: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met DHM (exponentieel).

Weergegevens

In het gebruikte model werden de weergegevens beperkt tot de windsnelheid- en richting. In Figuur 5.6(a) is de brandverbreiding te zien van het uitgebreide model. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.6(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13 en de gekalibreerde parameterwaarde voor γ_3 bedroeg 0.81.

Uit Figuur 5.13 valt af te lezen dat de gemiddelde fout van de validaties groter is dan deze van het vorige model.

Door de hogere gemiddelde fout bij de validatie kan gesteld worden dat het laatste model er minder goed dan de vorige modelvariant in slaagt om de brandverbreiding te simuleren. Er dient echter rekening gehouden te worden met het feit dat de gebruikte weergegevens, die volgens de literatuur nochtans een zeer sterke invloed hebben op de brandverbreiding, niet accuraat genoeg waren om een kleinere gemiddelde fout voor de validaties te bekomen. Dit hoeft niet te verbazen aangezien de enige vrij beschikbare windgegevens op niet minder dan 15 km afstand van de brand te vinden waren en het studiegebied gesitueerd is in een bergachtig gebied dat gekenmerkt wordt door de sterke aanwezigheid van microklimaten.

Hoewel de weergegevens geen bijdrage leveren aan dit model, werd toch besloten deze informatie mee te nemen, omdat het belang ervan buiten kijf staat. Daarnaast kan het model mét weergegevens naar de toekomst toe, indien er preciezere windgegevens voorhanden zijn, een verbetering zijn van het huidige model.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.6: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met weergegevens.

Aanpassingen

Het huidige model slaagde er deels in om het brandgedrag correct te voorspellen, maar desalniettemin werden een aantal hypothesen die tot een verbetering van het model zouden kunnen leiden, getest.

Verfijnen van de ruimtelijke resolutie

Een eerste hypothese betrof de verhoging van de ruimtelijke resolutie teneinde een betere parameterschatting te realiseren. Hiervoor werd, met behoud van de oorspronkelijke waarde, elke cel opgesplitst in vier nieuwe cellen, waardoor de afmeting van een cel verkleind werd tot 22 op 22 meter.

In Figuur 5.7(a) is de brandverbreiding te zien van het ruimtelijk verfijnde model. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.7(b). De gemiddelde, herschaalde, fout van de validaties bedraagt 392 en de standaardafwijking is 117.

Uit Figuur 5.7 valt af te leiden dat de brandverbreiding een fijnere ruimtelijke resolutie heeft, maar dat dit geen daling van de gemiddelde fout van de validaties met zich meebrengt. De verfijning van de ruimtelijke resolutie betekent wel een verviervoudiging van de rekentijd, waardoor het verfijnen van de resolutie geen enkele meerwaarde biedt aan dit model.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.7: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met verfijnde ruimtelijke resolutie.

Brandgang

Een tweede hypothese betrof de mogelijke aanwezigheid van een lijnvormige barrière waar het brandfront niet doorheen brak en die zich zeer dicht bij de intiële brandhaarden bevond (Figuur 5.8). De beschikbare data, zoals hoogtegegevens of brandstofklassen konden dit fenomeen niet verklaren en daarom werd er aangenomen dat dit lijnvormig element een gevolg was van de aanwezigheid van een brandgang of blusfront. In het model werd deze lijn geïmplementeerd als onbrandbaar.

In Figuur 5.9(a) is de brandverbreiding te zien van het model met de brandgang. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.9(b).

Hoewel deze hypothese niet gestaafd kan worden, omdat de grondwaarheid niet gekend is, levert deze ingreep een daling op van de gemiddelde fout van de validaties (Figuur 5.13). Deze ingreep werd bij alle verdere modelvarianten behouden.



Figuur 5.8: Lijnvormige barrière die niet door het vuur overschreden wordt (dag 12)



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.9: Visualisatie van de onbrandbare brandgang (a) en van de *in silico* experimenten (b). Uiterst rechts staat de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie(c). Alle deze resultaten zijn bekomen voor de modelvariant met onbrandbare brandgang.

Overige sturende factoren

In het volgende model werden de laatste vier sturende factoren, waarvan werd nagegaan of ze een invloed kunnen hebben op de verbreidingssnelheid, geïmplementeerd, namelijk $\gamma_4 XKH + \gamma_5 XVB + \gamma_6 XKVD + \gamma_7 XVH$.

In Figuur 5.10(a) is de voorspelde en de reële brandverbreiding te zien en in Figuur 5.10(b) de voorspelde en reële verbrande oppervlakte, de fout tussen deze twee en de fout bekomen met de doelfunctie. De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13 en de gekalibreerde parameterwaarden voor γ_4 , γ_5 , γ_6 en γ_7 bedroegen respectievelijk 0.31, 0.21, 0.21 en 0.25.

Uit Figuur 5.10 valt af te leiden dat de *in silico* experimenten successoller zijn dan deze van de voorgaande modelvarianten. Daarom zal voor alle volgende modelvarianten deze aanpassing behouden worden.



 (a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppertijdstappen.
 vlakte, de fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.10: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met KV, VH, VB en KVD.

Opsplitsing van de kalibratiefase

Omdat natuurbranden geen constante verbreidingssnelheid hebben, de verbreidingsnelheid bij een dovend vuur ligt veel lager dan bij het begin van een brand, werd besloten om de verbreidingsnelheid in twee aparte fasen te kalibreren. Een eerste fase liep van dag één tot dag acht en de tweede fase liep van dag acht tot dag twaalf. Deze keuze, die het ideale geval van een tijdsafhankelijke verbreidingsnelheid al meer benadert dan het origineel model, heeft echter een belangrijk nadeel. De schaarse data worden nog verder opgesplitst hetgeen leidt tot een validatie die naam nog amper waardig. Dit gebrek aan data met een hoge temporele resolutie blijkt een belangrijke hindernis bij het modelleren van bosbranden. Het bemoeilijkt zeer sterk de, nochtans essentiële, kalibratie en validatie van een model. Met de recente lancering van nieuwe aardobservatiesatellieten is er echter beterschap op komst en zou de temporele resolutie van hyperspectrale beelden van het aardoppervlak gevoelig verhogen.

Uit Figuur 5.11 valt onmiddellijk de gelijkenis op met de vorige modelvarianten. Het gebrek aan impact van de opsplitsing van de kalibratiefase valt toe te schrijven aan de onmacht van het model om de bosbrand de eerste acht dagen perfect te beschrijven, waardoor het verschil met de MODIS BURNSCAR beelden groot blijft en het model, in tegenstelling tot de reële brand, geen uitdovingsverschijnselen zal ervaren in de kalibratiefase. Nochtans is er wel een daling van de gemiddelde fout van de validaties.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.11: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met een opgesplitste kalibratiefase

Model zonder brandstofklassen

Teneinde zo weinig mogelijk kwalitatieve gegevens te gebruiken, werd er een modelvariant opgesteld zonder het gebruik van de brandstofklassen. Hierbij werden de overige, kwantitatieve, omgevingsfactoren (KV, VH, VB, KVD) opgesplitst in drie niveaus om het aantal te schatten parameters te beperken.

In Figuur 5.12(a) is de voorspelde en de reële brandverbreiding te zien en in Figuur 5.12(b) de voorspelde en reële verbrande oppervlakte, de fout tussen deze twee en de fout bekomen met de doelfunctie. De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.13.

Uit Figuur 5.12 valt af te leiden dat alhoewel de *in silico* experimenten minder succesvol zijn, er toch bevredigende resultaten werden bekomen. Hierbij dient rekening gehouden te worden met het feit dat er in dit model acht parameters minder dienen geschat te worden, de gegevens allen kwantitatief zijn en er met verder onderzoek betere combinaties van omgevingsfactoren gevonden kunnen worden.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen
 fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.12: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met KV, VH, VB en KVD maar zonder de brandstofklassen.



Figuur 5.13: Gemiddelde fout en standaardafwijking van de validaties voor de verschillende modelvarianten. 1) basismodel, 2) met brandstofklassen, 3) met DHM (lineair), 4) met DHM (exponentieel), 5) met weergegevens, 6) verhoogde resolutie, 7) brandgang, 8) overige sturende factoren, 9) opgesplitste kalibratiefase, 10) zonder brandstofklassen.

De ANOVA-analyses die tot doel hadden om elke gegevensset volgens de brandstofklassen verder op te splitsen om zo de natuurbrand beter te simuleren, werden niet gebruikt als nieuwe modelvariant, teneinde het aantal parameters binnen de perken te houden. Wanneer er toch geopteerd zou worden om deze opdeling te maken, dient er rekening mee gehouden te worden dat de rekentijd aanzienlijk zal stijgen en zo één van de grote voordelen van het gebruik van continue cellulaire automaten deels teniet zal worden gedaan. Daarnaast valt uit de gemiddelde fout analyses van de validaties van de verschillende studiegebieden af te leiden dat het verhogen van het aantal te schatten parameters (met behoud van dezelfde gegevenssets) geen grote veranderingen teweegbrengt betreffende de gemiddelde fout en de standaardafwijking van de validaties.
5.2.3 In silico trainingsdata

Nadat verscheidene modelvarianten geïmplementeerd en geëvalueerd werden en de minpunten aangehaald werden, werd er gekeken of het model zonder de belangrijkste minpunten er wel in slaagt om een natuurbrand succesvol te voorspellen. Hiervoor werden de MODIS BURNSCAR beelden vervangen door de geclassificeerde resultaten van het model met omgevingsfactoren, maar zonder de implementatie van de brandgang. Hierna werd gekeken in welke mate het model deze *in silico* gesimuleerde natuurbrand kon voorspellen.

Uit Figuur 5.14 blijkt dat het model er goed in slaagt om een natuurbrand te voorspellen wanneer en wordt gewerkt met *in silico* trainingsdata. Het, weliswaar kleine, verschil dat blijft bestaan tussen het model en de reële brandverbreiding zou te wijten kunnen zijn aan de onmacht van het eenvoudige optimalisatiealgoritme om het globale minimum te vinden. Het zoeken naar het beste optimalisatiealgoritme voor dit specifiek type model valt echter buiten het bestek van deze thesis, maar kan perspectieven bieden voor verder onderzoek. Toch zal er ter illustratie in de volgende sectie met behulp van het Simulated Annealling algoritme een kalibratie uitgevoerd worden op de *in silico* aangemaakte data.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de576 tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.14: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met de *in silico* aangemaakte trainingsdata.

5.2.4 Optimalisatiealgoritme

Met behulp van het Simulated Annealing (SA) algoritme werd dezelfde kalibratie als hierboven doorlopen. De resultaten hiervan staan in Figuur 5.15. Uit deze figuur valt af te leiden dat het SA algoritme er, zoals verwacht, in slaagt een betere parameterschatting te vinden. Hoewel de daling van de fout tussen het model en de realiteit duidelijk is, zal SA toch niet verder gebruikt worden, omdat SA veel tijdsintensiever is dan het Hill Climbing algoritme en het verschil tussen deze twee algoritmen voor dit model wel duidelijk, maar niet groot is.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de576 tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.15: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met de *in silico* aangemaakte trainingsdata, waarbij de kalibratie werd uitgevoerd met behulp van het SA algoritme.

5.3 Malheur, Oregon

De natuurbrand in Malheur duurde veertien dagen, maar de laatste twee dagen werden niet beschouwd omdat hier slechts enkele pixels op de MODIS BURNSCAR beelden van toestand veranderen (Figuur 5.16). Het aantal tijdstappen bedraagt hierdoor $n[\min]*\Delta t[\min^{-1}]=576$. Het studiegebied werd ingedeeld in een rooster van 145 op 266 cellen, die elk 42 op 42 meter meten. Er werden, net als bij het studiegebied in Lincoln, tien validaties uitgevoerd middels het 'leave one out' principe. Net als de MODIS BURNSCAR beelden, die gebruikt werden voor de natuurbrand in New Mexico, bevatten de MODIS BURNSCAR beelden veel ruis.



Figuur 5.16: MODIS BURNSCAR beelden waarbij het dagnummer boven elk beeld wordt weergegeven.

5.3.1 Basismodel

In Figuur 5.17(a) is de gesimuleerde en de reële brandverbreiding te zien. De circulaire verbreiding is andermaal duidelijk zichtbaar. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.17(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.23.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappenfout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.17: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor het basismodel.

Uit Figuur 5.17 valt af te leiden dat zowel de fout bij de validaties als het verschil in verbrande oppervlakte zeer groot zijn. Daarom werd een eerste term $\gamma_1 X B$ aan het model toegevoegd.

5.3.2 Datagedreven varianten

Brandstofklassen

In Figuur 5.18(a) is de brandverbreiding te zien van het uitgebreide model en de MODIS BURN-SCAR beelden. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.18(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.23.

Uit Figuren 5.18 en 5.23 valt af te lezen dat net als bij het basismodel zowel de fout bij de validatie als het verschil in verbrande oppervlakte groot blijft. De parameter γ_1 werd in dit specifiek geval gelijkgesteld aan één, omdat de afzonderlijke brandstofklassen elk een aparte parameter kregen. In het volgende model werd een tweede term $\gamma_2 XDHM$ aan het model toegevoegd.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappen.fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.18: Visualisatie van de *In silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met brandstofklassen.

Digitaal hoogte model

Voor het in rekening brengen van de invloed van de topografie werd opnieuw geopteerd voor Vergelijking (5.2).

De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.19(b). De gekalibreerde parameterwaarde voor γ_2 bedroeg 0.7.

Uit Figuren 5.19 en 5.23 valt af te lezen dat de resultaten beter zijn dan de modelvariant die alleen de brandstofklassen gebruikt. De daling van de gemiddelde fout op de validaties blijft echter klein ten opzichte van het model met de brandstofklassen. In het volgende model werd een derde, veelgebruikte, term $\gamma_3 XWEERGEGEVENS$ aan het model toegevoegd.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappenfout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.19: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met het DHM

5.3 MALHEUR, OREGON

Weergegevens

In Figuur 5.20(a) is de brandverbreiding te zien van het uitgebreide model. De totale verbrande oppervlakte, de gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil tussen deze twee en de resultaten van de doelfunctie zijn te zien in Figuur 5.20(b). De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.23 en de gekalibreerde parameterwaarde voor γ_3 bedroeg 1.2.

Uit Figuur 5.20 en Figuur 5.23 valt af te lezen dat het model minder goed presteert dan de vorige modelvariant. De weergegevens worden echter wel om dezelfde redenen als bij Lincoln, New Mexico behouden als modelinput.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappenfout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.20: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met weergegevens

Overige sturende factoren

In het volgende model werden vier sturende factoren geïmplementeerd, namelijk $\gamma_4 X K H + \gamma_5 X V B + \gamma_6 X K V D + \gamma_7 X V H$.

In Figuur 5.21(a) is de voorspelde en de reële brandverbreiding te zien en in Figuur 5.21(b) de voorspelde en reële verbrande oppervlakte, de fout tussen deze twee en de fout bekomen met de doelfunctie. De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.23 en de parameterwaarde van γ_4 , γ_5 , γ_6 en γ_7 bedroegen respectievelijk 0.17, 0.17, 0.27 en 0.19.

Uit Figuur 5.21 valt af te leiden dat de *in silico* experimenten iets slechter presteren dan de voorgaande modelvarianten. Dit zou kunnen liggen aan het feit dat niet de juiste vegetatiekarakteristieken zijn opgenomen in het model, of dat de kwaliteit van de gegevenssets minder hoog is. Sowieso zit er minder informatie vervat in de gebruikte gegevenssets zoals af te leiden valt uit de ANOVAanalyses (Sectie 3.2.1), aangezien binnen de brandstofklassen de overige sturende factoren niet significant van elkaar verschillen.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte,
tijdstappen
de fout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12
dagen.

Figuur 5.21: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met KV, VH, VB en KVD.

Model zonder brandstofklassen

Ten einde zo weinig mogelijk kwalitatieve gegevens te gebruiken, werd er een modelvariant opgesteld zonder het gebruik van de brandstofklassen. Hierbij werden de overige, kwantitatieve, omgevingsfactoren (KV, VH, VB, KVD) opgesplitst in drie niveaus om het aantal te schatten parameters te beperken.

In Figuur 5.22(a) is de voorspelde en de reële brandverbreiding te zien en in Figuur 5.22(b) de voorspelde en reële verbrande oppervlakte, de fout tussen deze twee en de fout bekomen met de doelfunctie. De gemiddelde fout bij de validaties en de standaardafwijking is te zien in Figuur 5.23.

Uit Figuur 5.22 valt af te leiden dat het weglaten van de brandstofklassen hier niet opportuun is.



(a) Voorspelde en reële brandverbreiding na 576 (b) Verloop van de verbrande en gesimuleerde oppervlakte, de tijdstappenfout hiertussen en de waarde van de doelfunctie over 12 dagen.

Figuur 5.22: Visualisatie van de *in silico* experimenten (a) en de reële en gesimuleerde verbrande oppervlakte, het verschil hiertussen en de resultaten van de doelfunctie (b) voor de modelvariant met VH, KVD,KH en VB, maar zonder de brandstofklassen



Figuur 5.23: Gemiddelde fout en standaardafwijking van de validaties voor de verschillende modelvarianten. 1) basismodel, 2) met brandstofklassen, 3) met DHM (exponentieel), 4) met weergegevens, 5) met overige sturende factoren, 6) zonder brandstofklassen.

5.4 Viseu, Portugal

Het laatste studiegebied betrof Viseu, Portugal. Hoewel hier minder gegevens voor te vinden waren, zou het interessant geweest zijn om het natuurbrandmodel te testen op een kleinere brand, wat typisch is voor het Europese grondgebied. De ruis op de MODIS BURNSCAR beelden maakt het echter onmogelijk om een realistische simulatie van de natuurbrand uit te voeren. Zoals te zien is in Figuur 5.24 is de weergegeven verbreiding weinig waarschijnlijk. Er zijn meer dan tien initiële brandhaarden op een zeer kleine oppervlakte en daarnaast is het verloop van de brand zeer onregelmatig. Sommige initiële brandhaarden verbreiden zich niet, terwijl dit twee cellen verder plots wel gebeurd, wat, gegeven de kleine oppervlakte, zeer onwaarschijnlijk is.



Figuur 5.24: MODIS BURNSCAR beelden van het studiegebied in Viseu, Portugal in Augustus 2012. De schaal geeft het dagnummer in augustus weer. De brand ontstond op 23 augustus

5.5 Conclusie

De belangrijkste conclusie die getrokken kan worden uit de resultaten voor de verschillende studiegebieden is het gebrek aan kwalitatieve gegevens van de reële brandverbreiding. Hierdoor is het onmogelijk om precieze kalibraties uit te voeren en is het niet opportuun om modellen voor kleine natuurbranden op te stellen. Het onvermogen van het model om de brandverbreiding in Malheur, Oregon te voorspellen kan liggen aan het feit dat vuurzeeën hun eigen weer maken en een zeer grillig, onvoorspelbaar brandverbreidingsverloop vertonen.

De anova-analyses die tot doel hadden om elke gegevensset volgens de brandstofklassen verder op te splitsen om zo de natuurbrand beter te simuleren, werden niet verder gebruikt teneinde het aantal parameters binnen de perken te houden. Wanneer er toch geopteerd zou worden om deze opdeling te maken, dient er rekening mee gehouden te worden dat de rekentijd aanzienlijk zal stijgen en zo één van de grote voordelen van het gebruik van continue cellulaire automaten deels teniet zal worden gedaan. Daarnaast valt uit de gemiddelde fout analyses van de validaties van de verschillende studiegebieden af te leiden dat het verhogen van het aantal te schatten parameters (met behoud van dezelfde gegevenssets) geen grote veranderingen teweegbrachten betreffende de gemiddelde fout en de standaardafwijking van de validaties.

6 Scenarioanalyse

6.1 Algemeen

In dit hoofdstuk zal kort geïlustreerd worden hoe het natuurbrandmodel, opgesteld volgens Stelsel (4.10), gebruikt kan worden om scenarioanalyses uit te voeren. Scenarioanalyses bieden een aantal ontegensprekelijke voordelen die de bestrijding van natuurbranden kunnen vergemakkelijken. Brand beveiligende maatregelen en beheermaatregelen in het algemeen kunnen aan de hand van een natuurbrandmodel getest worden op hun impact op de brandveiligheid van het beschouwde natuurgebied. Op deze manier kan eveneens een afweging gemaakt worden tussen de efficiëntie en effectiviteit van, klassiek, zeer dure brand beveiligende beheersmaatregelen. Hieronder zullen er twee scenariotypes geanalyseerd worden. Een eerste houdt de implementatie van brandgangen in en een tweede een verandering van de verbreidingssnelheid van de brand in een bepaald gebied. Deze verandering kan het gevolg zijn van een omvorming van vegetatietype, het instellen van een blusfront of het opruimen van dood hout.

Alle uitgevoerde scenarioanalyses werden uitgevoerd voor het studiegebied in Lincoln, New Mexico. Voor deze simulaties kunnen geen kalibraties uitgevoerd worden aangezien er geen trainingsbeelden beschikbaar zijn. Veldexperimenten omtrent scenarioanalyses zijn, hoewel ze interessante informatie opleveren, zeldzaam door hun hoge kost en zijn moeilijk extrapoleerbaar naar studiegebieden met een andere vegetatie en/of topografie.

6.2 Brandgangen

Een eerste scenarioanalyse werd gemaakt door de implementering van brandgangen. Brandgangen zijn één van de kostenefficiëntste brandwerende maatregelen die in bijna elk bos of natuurgebied

van enige omvang worden genomen. Er werden scenario's opgesteld voor respectievelijk één, twee en drie brandgangen. Daarnaast werd een deel van de brandgang, gaande van tien tot 100 procent, geïmplementeerd als onbrandbaar. Dit percentage kan gezien worden als de staat van onderhoud van een brandgang. Hoe slechter een brandgang onderhouden is, hoe makkelijker het vuur deze barriere overwint.

In Figuur 6.1 werd stapsgewijs het aantal brandgangen en het percentage onbrandbaarheid veranderd. Voor deze scenario's werden, zoals eerder vermeld, alle karakteristieken van de brand in New Mexico behouden. Wel werd de initiële brandhaard in het midden van de het studiegebied verondersteld en werden de verbreidingsnelheiden anderhalve keer verhoogd, teneinde het effect van het aantal brandgangen en de onbrandbaarheid beter zichtbaar te maken. De resultaten voor de verschillende scenario's met de oorspronkelijke brandhaarden en verbreidingssnelheden zijn terug te vinden in Figuur 6.2.

In Figuur 6.3 wordt een overzicht gegeven van de verbrande oppervlakte voor het aantal brandgangen en het percentage onbrandbaarheid.



(c) Brandverbreiding bij drie brandgangen

Figuur 6.1: Visualisatie van de *in silico* experimenten voor één (a), twee (b) en drie (c) brandgangen waarbij de initiële brandhaard zich in het midden van het studiegebied bevond. Links staan de resultaten voor een onbrandbaarheid van tien procent, in het midden voor 50 procent en rechts deze voor 90 procent.

Uit Figuren 6.1, 6.2 en 6.3 valt af te leiden dat het aantal brandgangen vooral belangrijk is in een reeële brand omdat er vaak meerdere brandhaarden zijn. Het is pas wanneer voldoende brandgangen aanwezig zijn dat een natuurgebied beschermd kan worden tegen grote branden. Daarnaast dienen brandgangen goed onderhouden te worden, want slechts vanaf 80-90 procent onderhoud is er een duidelijke daling van de verbrande oppervlakte.



(c) Brandverbreiding bij drie brandgangen

Figuur 6.2: Visualisatie van de *in silico* experimenten voor één (a), twee (b) en drie (c) brandgangen waarbij de oorspronkelijke brandhaarden van de brand in Lincoln, New Mexico behouden werden. Links staan de resultaten voor een onbrandbaarheid van tien procent, in het midden voor 50 procent en rechts deze voor 100 procent.

6.3 Aanpassing van de verbreidingssnelheid

Een verandering van de brandverbreidingssnelheid in een bepaald gebied kan verscheidene oorzaken hebben. De vegetatie kan al dan niet doelbewust veranderd zijn, het gebied kon uitgekozen geweest zijn als blus zone of werd regelmatig geschoond van dood houtig materiaal.

Aangezien de meeste factoren die de verbreidingssnelheid in het natuurbrandmodel beïnvloeden niet aangepast (wind en topografie) of eenduidig veranderd kunnen worden (VH, CC, etc.), werd een nieuwe brandstofklassenkaart aangemaakt (Figuur 6.4). Hierbij werd geopteerd om een aantal blokken vegetatie in te planten die behoren tot brandstofklasse acht (Tabel 2.2). Deze brandstofklasse heeft een lagere brandverbreidingssnelheid, maar omvat bosbouwkundig toch nog een aantal interessante boomsoorten zoals de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) en fijnspar (*Picea abies*). Zoals eerder vermeld, zijn de gekalibreerde parameterwaarden niet conform de brandstofklassenclassificatie en werden verschillende scenario's opgesteld waarbij de geschatte parameterwaarde voor brandstofklasse acht varieerde tussen tien en honderd procent van zijn oorspronkelijk geschatte waarde.



(a) Verbrande oppervlakte waarbij de intiële brandhaard (b) Verbrande oppervlakte voor de originele brandhaarin het midden van het studiegebied ligt. den.

Figuur 6.3: De verbrande oppervlakte voor de verschillende percentages van onbrandbaarheid voor de verschillende scenario's.



Figuur 6.4: De nieuwe brandstofklassenkaart.

In Figuur 6.5 staat de gesimuleerde brandverbreiding wanneer de initiële brandhaard zich in het midden van het studiegebied bevond en de verbreidingssnelheden anderhalve keer verhoogd werden. De gesimuleerde brandverbreiding met de originele brandhaarden en verbreidingssnelheden zijn te zien in Figuur 6.6.

In Figuur 6.7 wordt een overzicht gegeven van de verbrande oppervlakte voor het aantal brandgangen en het percentage onbrandbaarheid.



(a) Brandverbreiding voor aangepaste brandverbreidingssnelheid.



(b) Brandverbreiding voor aangepaste brandverbreidingssnelheid.



(c) Brandverbreiding voor aangepaste brandverbreidingssnelheid.

Figuur 6.5: Visualisatie van de *in silico* experimenten met de aangepaste brandstofklassen waarbij de initiële brandhaard zich in het midden van het studiegebied bevond. Boven de visualisaties wordt telkens het percentage van de oorspronkelijke geschatte parameterwaarde voor brandstofklasse acht weergegeven.

Uit Figuren 6.5, 6.6 en 6.7 valt af te leiden dat een daling van de verbreidingssnelheid de verbrande oppervlakte lineair doet afnemen. De contouren van de omgevormde vegetatieblokken worden steeds duidelijker zichtbaar bij lagere parameterwaarden. Hier werd echter niet dieper ingegaan op de gevolgen van de ruimtelijke distributie van de omgevormde vegetatie omdat deze zeer sterk gebonden is aan lokale karakteristieken van een studiegebied zoals microklimaat, standplaatskwa-liteit en aanwezige fauna.

6.4 Conclusie

Zoals eerder aangehaald waren de scenarioanalyses louter illustratief en buiten een paar algemene trends, die intuïtief al aan te voelen waren, kunnen er geen concrete zaken geconcludeerd worden. Toch toonde dit hoofdstuk de mogelijkheden van scenarioanalyse met natuurbrandmodellen aan. Mits verder onderzoek, zoals het bepalen van de verbreidingssnelheid in een brandgang, kunnen dit soort scenarioanalyses van groot nut zijn in de toekomst.



(c) Brandverbreiding voor aangepaste brandverbreidingssnelheid.

Figuur 6.6: Visualisatie van de *in silico* experimenten met de aangepaste brandstofklassen waarbij de oorspronkelijke brandhaarden van de brand in Lincoln, New Mexico behouden werden. Boven de visualisaties wordt telkens het percentage van de oorspronkelijke geschatte parameterwaarde voor brandstofklasse acht weergegeven.



(a) Verbrande oppervlakte waarbij de intiële brand- (b) Verbrande oppervlakte voor de originele brandhaard in het midden van het studiegebied ligt. haarden.

Figuur 6.7: De verbrande oppervlakte voor de verschillende percentages van de oorspronkelijk geschatte parameterwaarde voor de verbreidingssnelheid van brandstofklasse acht voor de verschillende scenario's.

7 Besluit

Door de toenemende urbanisatie komen natuurbranden steeds prominenter op de agenda van natuurbeheerders te staan. Om hieraan een antwoord te bieden bestond de opzet van deze thesis erin om de mogelijkheden van datagedreven continue cellulaire automaten voor het simuleren van natuurbranden te onderzoeken teneinde de evacuatie en brandbestrijding efficiënter te laten verlopen.

Het opgestelde model bleek de theoretische voorspellingen rond brandverbreidingen afdoende te beschrijven. Daarnaast toonde het model, gekenmerkt door een makkelijk te visualiseren ruimtelijke component en een lage computationele last, de bruikbaarheid van continue, cellulaire automaten aan. Het model leverde voor slechts één van de drie studiegebieden bruikbare resultaten op, maar het zijn juist de beperkingen van het huidige model, die voornamelijk extern zijn, die het meest interessant zijn om uit deze thesis te onthouden.

Ontegensprekelijk is één van de belangrijkste externe beperkingen de ruis op de gebruikte MO-DIS BURNSCAR beelden. Deze ruis maakt het voorspellen van de brandverbreiding van kleine tot zeer grote branden bijna onmogelijk. Daarnaast zorgt de huidige temporele en ruimtelijke resolutie van de MODIS BURNSCAR beelden voor een suboptimale kalibratie die vanzelfsprekend leidt tot suboptimale resultaten. Een soortgelijk probleem werd teruggevonden bij de weergegevens. Slechts een aantal weerstations stellen hun gegevens open source beschikbaar, waardoor er op de eigenlijke plaats van de brand geen gegevens over het weer beschikbaar zijn. Daarnaast genereren weerstations puntgegevens en heeft een natuurbrandmodel, zeker voor grote natuurbranden die zelf hun weer maken, nood aan gedetailleerde weerkaarten om de brandverbreiding van dit type natuurbrand succesvol te simuleren.

Een meer fundamentele beperking is de onmacht van de huidige wetenschap om het brandgedrag te beschrijven in een aantal fysische wetmatigheden. Hierdoor werden een aantal belangrijke processen of factoren, zoals bijvoorbeeld vochtigheid van de brandstof, niet opgenomen in het opgestelde model. Een tweede gevolg van deze fundamentele beperking is het gebrek aan biologische betekenis van de geschatte parameterwaarden. Daarenboven strookten de geschatte waarden van de parameters voor de brandstofklassen niet altijd met de gebruikte classificatie.

Een laatste externe beperking, of opportuniteit, is het nagaan van de ideale combinatie van vegetatiekarakteristieken. Hoewel hier genoeg informatie over beschikbaar is, werd er nog geen onderzoek gedaan naar de ideale combinatie van gegevenssets om brandgedrag mee te beschrijven. Het model toonde wel aan dat het mogelijk is om met enkel kwantitatieve gegevens, voornamelijk over de vegetatiekarakteristieken, natuurbrandverbreiding te modelleren, hetgeen de objectiviteit van de resultaten ten goede komt.

Het mag duidelijk zijn dat satellietbeelden cruciaal zijn bij de modellering van natuurbranden. Windkaarten, brandverbreiding, vegetatiekarakteristieken en zelfs vochtigheid van de brandstof kunnen allemaal bekomen worden met satellieten en hierdoor is het noodzakelijk dat overheidsinstanties niet alleen investeren in goede natuurbrandmodellen maar vooral in aardobservatieprojecten.

Het model werd eveneens gebruikt om scenarioanalyses mee uit te voeren en hoewel deze eerder illustratief van aard waren, toonden ze wel andermaal de kracht aan van cellulaire automaten voor het modelleren van reactie-diffusie processen. De scenario's zijn makkelijk te implementeren en geven overzichtelijke visualisaties. De opgestelde scenario's kunnen makkelijk omgevormd worden tot reële beheersbeslissingen waardoor de natuurbeheerder een hulpmiddel krijgt om zijn beslissingen te toetsen naar brandveiligheid.

Bibliografie

- [1] Rerap-rare event risk assessment process users guide. Technical report, Washington, DC, USDA Forest Service, 1998.
- [2] Fire family plus, users guide. Technical report, USDA Forest Service, Rocky Mountain, Research Station, Fire Sciences Lab, Systems for Environmental Management, 2002.
- [3] F. A. Albini. A model for the wind-blown flame from a line fire. *Combustion Flame*, 43:155–174, 1981.
- [4] F. A. Albini and E. D. Reinhardt. Modeling ignition and burning rate of large woody natural fuels. *International Journal of Wildland Fire*, 5:81–91, 1995.
- [5] F.A. Albini. Wildland fires. American Scientist, 72:590–597, 1984.
- [6] M. E. Alexander. Estimating the length-to-breadth ratio of elliptical forest fire patterns. *Proceedings of the Eighth Conference on Fire and Forest Meteorology*, pages 287–304, 1985.
- [7] A. Alexandridis, D. Vakalis, C.I. Siettos, and G.V Bafas. A cellular automata model for forest fire spread prediction: The case of the wildfire that swept through Spetses Island in 1990. *Applied Mathematics and Computation*, 204:191–201, 2008.
- [8] D. H. Anderson, E. A. Catchpole, N. J. De Mestre, and T. Parkes. Modelling the spread of grass fires. *Journal of the Australian Mathematical Society*, 23:451–466, 1982.
- [9] H. E. Anderson. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. Technical report, United States Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, 1982.
- [10] P. Andrew. Behave: Fire behaviour prediction and fuel modeling system. Technical report, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-194, Ogden, UT, 1986.
- [11] J. Baetens. Discrete spatio-temporal modelling paradigms for environmental processes: SWOT analysis, application portfolio and Lyapunovian stability analysis. PhD thesis, Department of Mathematical Modelling, Statistics and Bioinformatics, Ghent University, Belgium, 2011.

- [12] J. M. Baetens, F. Van Coillie, R. De Wulf, and B. De Baets. Towards a european forest fire simulation system. COST Green Engineering Camp, Plitvice, Croatia,02 - 06 July 2012.
- [13] M. Bennett, S. Fitzgerald, B. Parkerand M. Main, A. Perleberg, C. Schnepf, and R. Mahoney. Reducing fire risk on your forest property. Technical report, A Pacific Northwest Extension Publication, 2010.
- [14] L. Berec. Techniques of spatially explicit individual-based models: construction, simulation, and mean-field analysis. *Ecological Modelling*, 150:55–81, 2002.
- [15] A. Brannstorm and D. Sumpter. Coupled map lattice approximations for spatially explicit individual-based models of ecology. *Bulletin of Mathematical Biology*, 67:663–682, 2005.
- [16] E. V. Bredner and F. Lawrence. Influence of topography on the future composition of lower piedmont forests. *Journal Forest*, 57:33–34, 1959.
- [17] M. Browna, K. Bunchanan, and A. Goosen. Thermodynamically and kinetically controlled products. *Journal of Chemical Education*, 7:575–578, 1985.
- [18] B. L. Browning. The Chemistry of Wood. John Wiley, New York, 1963.
- [19] G. M. Byram. Combustion of forest fuels. Forest Fire control and Use, pages 155–182, 1959.
- [20] E. A. Catchpole, T. J. Hatton, and W. R. Catchpole. Fire spread through nonhomogeneous fuel modelled as a Markov process. *Ecological Modelling*, 48:101–112, 1989.
- [21] J.Y. Chen, K.W. Wong, H.Y. Zheng, and J.W. Shuai. The coupling of dynamics in coupled map lattices. *Discrete Dynamics in Nature and Society*, 7:157–160, 2002.
- [22] R. B. Chevrou. Modelisation de la progression des feux de foret, phenomene chaotique. *Revue Forestière Française*, 44:435–445, 1992.
- [23] B. Chopard and M. Droz. Cellular automata modeling of physical systems. *Cambridge University Press*, 1998.
- [24] K. C. Clarke, J. A. Brass, and P. J. Riggan. A cellular automaton model of wildfire propagation and extinction. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60:1355–1367, 1994.
- [25] J. R. Coleman and A. L. Sullivan. A real-time computer application for the prediction of fire spread across the Australian landscape. *Simulation*, 67:230–240, 1996.
- [26] CWFGM Steering Committee. Prometheus user manual v.3.0.1. Technical report, Canadian Forest Service, 2004.
- [27] L. Dale. The true cost of wildfire in the western U.S. Technical report, Western Forestry Leadership coalition, 2010.

- [28] K. P. Davis. Forest Fire: Control and Use. McGraw-Hill, New York, 1959.
- [29] M. J. P. de Vasconcelos, J. M. C. Pererira, and B. P. Zeigler. Simulation of fire growth in GIS using discrete event hierarchical modular models. *European Association of Remote Sensing Laboratories*, 4:54–62, 1995.
- [30] A. Doeschla, M. Davison, H. Rasmusssen, and G. Reid. Assessing cellular automata based models using partial differential equations. *Mathematical and Computer Modeling*, 40:977– 994, 2004.
- [31] L. H. Ecinas, A. M. del Rey S. H White, and G. R. Sanchez. Modelling forest fire spread using hexagonal cellular automata. *Applied Mathematical Modelling*, 31:1213–1227, 2007.
- [32] M.A. Finney. FARSITE: fire area simulator-model development and evaluation. 1998.
- [33] W. L. Fons. Heating and ignition of small wood cylinders. *Industrial Engineering Chemistry*, 42:2130–2133, 1950.
- [34] M. Gardener. Mathematical games: The fantastic combination of John Conway's new solitaire game life. *Scientific American 223*, pages 120–123, 1970.
- [35] L. Giglio, J. Descloitres, C. O. Justice, and Y. Kaufman. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 112:273–282, 2003.
- [36] I. Glassman. Combustion. Academic Press, 3 edition, 1996.
- [37] P. Gomez-Mourelo. From individual-based models to partial differential equations. An application to the upstream movement of elvers. *Ecological Modelling*, 188:93–111, 2005.
- [38] D.I. Graham and R.A. Moyeed. How many particles for my Langrangian simulations? *Powder Technology*, 115:129–148, 1999.
- [39] K. Green, M. Finney, J. Campbell, D. Weinstein, and V. Laudrum. Fire! using GIS to predict fire behavior. *Journal of Forestry*, 93:21/25, 1995.
- [40] V. Grimm. Ten years of individual-based modeling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future. *Ecological Modeling*, 115:129–148, 1999.
- [41] P.R. Hosseini. Pattern formation and individual-based models: the importance of understanding individual-based movement. *Ecological Modeling*, 194:357–371, 2006.
- [42] A. Ito, T. Konishi, A. Narumi, G. Tashtouch, K. Saito, and C. J. Cremers. The measurement of transient two-dimensional profiles of velocity and fuel concentration over liquids. *Journal* of Heat Transfer, 121:413–419, 1999.
- [43] E. A. Johnson and K. Miyanishi. *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. Academic Press, 2001.

- [44] B.C. Legaspi Jr., J.C. Allen, C.C. Brewster, J.A. Morales-Ramos, and E.G. King. Areawide management of the cotton boll weevil: use of a spatio-temporal model in augmentative biological control. *Ecological Modelling*, 110:151–164, 1998.
- [45] K. Kaneko. Chaotic but regular posi-nega switch among coded attractors by cluster-size variation. *Physical Review Letters*, 63:219–223, 1989.
- [46] I. Karafyllidis and A. Thanailakis. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. *Ecological Modelling*, 99:87–97, 1997.
- [47] A. R. King. Characteristics of fire-induced tornado. *Australian Meteorological Magazine*, 44:1–9, 1964.
- [48] N. R. King. the influence of water vapor on the emission spectra of flames. Combustion Science and Technology, 6:247–256, 1973.
- [49] W.D. Li and X.H. Guo. Cellular automata to study the effect of competition for epidemic diseases. *Procedia Environmental Sciences*, 13:1010–1018, 2012.
- [50] A. M. Lopes, A. C. M. Sousa, and D. X. Viega. Numerical simulation of turbulent flow and fire propagation in complex topography. *Numerical Heat Transfer*, 27:229–253, 1995.
- [51] D. Mallet and L.D. Pillis. A cellular automata of tumor-immune system interactions. *Journal of Theoretical Biology*, 239:334–350, 2006.
- [52] R. Martins and V. Lopes. Modeling supercooling in frozen strawberries: Experimental analysis, cellular automation and inverse problem methodology. *Journal of Food Engineering*, 80:126–141, 2007.
- [53] L. Matejicek, E. Vavrova, and P. Cudlin. Spatio-temporal modeling of ground vegetation development in mountain spruce forests. *Ecological Modelling*, 222:2584–2592, 2011.
- [54] A. Mathey, E. Krcmar, D. Tait, I. Vertinsky, and J. Innes. Forest planning using coevolutionary cellular automata. *Forest Ecology and Management*, 239:45–56, 2007.
- [55] D.J. McRae. Fire acceleration on large-scale convection burns. *The Tenth Symposium on Fire and Forest Meteorology*, pages 101–107, 1989.
- [56] D.J. McRae and M.D. Flannigan. Development of large vortices on prescribed fires. *Cana*dian Journal of Forest Research, 20:1878–1887, 1990.
- [57] Z. Michalewicz and D.B. Fogel. *How to Solve it: Modern Heuristics*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany, 2000.
- [58] A. Murray. Contrasting the goals, strategies and prediction associated with simplified numerical models and detailed simulations. *Geophysical Monograph*, 135:151–165, 2003.

- [59] W. Von Niessen and A. Blumen. Dynamic simulation of forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 18:805–812, 1988.
- [60] R. D. Nyland. Silviculture Concepts and Applications. McGraw-Hill Co., New York, 1996.
- [61] A. J. Panshin and C. de Zeeuw. *Textbook of Wood Technology*. McGraw-Hill, New York, 4 edition, 1980.
- [62] G. D. Papadopoulos and F. N. Pavlidou. A comparative review on wildfire simulators. *IEEE Systems Journal*, 5:233–243, 2011.
- [63] J. H. Paterson. *North America : a Geography of Canada and the United States*. Oxford University Press, New York, 5 edition, 1976.
- [64] G. L. Perry, A. D. Sparrow, and I. F. Owens. A GIS-supported model for the simulation of the spatial structure of wildland fires, Cass Basin, New Zealand. *Journal of Applied Ecology*, 36:502–518, 1999.
- [65] S. H. Peterson, M. E. Morais, J. M. Carlson, P. E. Dennison, D. A. Roerts, M. A. Moritz, and D. R. Weise. Technical report, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station, 2009.
- [66] C. Picioreanu, M. van Loosrecht, and J. Heijnen. A new combined differential-discrete cellular automaton approach for biofilm modeling: Application for growth in gel beads. *Biotechnology and Bioengineering*, 5:718–731, 1998.
- [67] F. Plourde, S. Doan-Kim, J. C. Dumas, and J. C. Malet. A new model of wildland fire simulation. *Fire Safety Journal*, 29:283–299, 1997.
- [68] S.J. Pyne, P.L. Andrews, and R.D. Laven. *Introduction to Wildland Fire*. John Wiley, New York, 2 edition, 1996.
- [69] G.D. Richards. The properties of elliptical wildfire growth for time-dependent fuel and meteorological conditions. *Combustion Science and Technology*, 92:145–171, 1993.
- [70] R. C. Rothermel. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. Technical report, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Research Paper INT-115, Ogden, UT, 1972.
- [71] G. Schneckenreither, N. Popper, G. Zauner, and F. Breitenecker. Modeling SIR-type epidemics by ODEs, PDEs, difference equations and cellular automata - a comparative study. *Simulation Modeling Practice and Theory*, 16:1014–1023, 2008.
- [72] J. H. Scott and R. E. Burgan. Standard fire behavior fuel models: A comprehensive set for use with rothermel's surface fire spread model. Technical report, United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2005.

- [73] E. Shulte. Forest fires in Europe 2010. Technical report, Institute for Environment and Sustainability Land Management and Natural Hazards Unit, 2010.
- [74] A. J. Stamm and E. E. Harris. *Chemical Processing of Wood*. Chemical publishing Company, New York, 1953.
- [75] M.D. Stewart, P.D. Bates, M.G. Anderson, D.A. Price, and T.P. Burt. Modeling floods in hydrologically complex lowland river reaches. *Journal of Hydrology*, 233:85–106, 1999.
- [76] D. Strauss, L. Bednar, and R. Mees. Do one percent of forest fires cause ninety-nine percent of the damage? *Forest Science*, 35:319–328, 1989.
- [77] A. L. Sullivan. Wildland surface fire spread modelling. *International Journal of Wildland Fire*, 18:387–403, 2009.
- [78] L. Tacconi and A. P. Vayda. Slash and burn and fires in Indonesia: A comment. *Ecological Economics*, 56:1–4, 2006.
- [79] T. Toffoli. Cellular automata as an alternative to (rather than an approximation of) differential equations in modeling physics. *Physica D: Nonlinear Phenomena*, 10:117–127, 1984.
- [80] G. A. Trinfio, D. D'Ambrosio, R. Rongo, W. Spataro, and S. Di Gregorio. A new algorithm for simulating wildfire spread through cellular automata. ACM Transactions on Modeling and Computer Simulation, 22:1–18, 2011.
- [81] P. Vanrolleghem and D. Dochain. Bioprocess Model Identification. Springer, 1998.
- [82] M. J. Vasconcelos and D. P. Guertin. FIREMAP simulation of fire growth with a geographic information system. *International Journal of Wildland Fire*, 2:87–96, 1992.
- [83] J. von Neumann. *Theory of Self-Reproducing Automata*. Urbana and London: Univ. of Illinois Press, Illinois, 1966.
- [84] C. E. Van Wagner. Conditions for the start and spread of crownfire. *Canadian Journal Forest Research*, 7:23–24, 1977.
- [85] C. E. Van Wagner. Prediction of crown fire behavior in two stands of jack pine. Canadian Journal Forest Research, 23:442–449, 1993.
- [86] M. Wang, A. Ailamaki, and C. Faloutsos. Capturing the spatio-temporal behavior of real traffic data. *Performance Evaluation*, 49:147–163, 2002.
- [87] R. J. Whelan. The Ecology of Fire. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.
- [88] F. A. Williams. Combustion Theory. Benjamin/Cummings, 1958.

- [89] F. A. Williams. Urban and wildland fire phenomenology. *Progress in Energy and Combustion Science*, 8:317–354, 1982.
- [90] F. A. Williams. The role of theory in combustion science. *Twenty-Fourth International Symposium on Combustion*, pages 1–17, 1992.
- [91] F. A. Williams and A. Linan. *Fundamental Aspects of Combustion*. Oxford University Press, 1993.
- [92] F. A. Williamsa, K. Saito, and J. G. Quintiere. Upward turbulent flame spread. *Fire Safety Science-Proceedings of the First International Symposium*, pages 75–86, 1985.
- [93] R. A. Jr. Wilson. Reexamination of Rothermel's fire spread equations in no-wind and noslope conditions. Technical report, USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, 1990.
- [94] S. Wolfram. Universality and complexity in cellular automata. *Physica D: Nonlinear Phenomena*, 10:1–35, 1984.
- [95] S. Wolfram. A New Kind of Science. Wolfram Media, 2002.
- [96] R. J. Yokelson, D. W. Griffith, and D. E. Ward. Open-path Fourier transform infrared studies of large-scale laboratory biomass fires. *Journal of Geophysical Research*, 101:21067–21080, 1996.
- [97] M. G. Zabetakis. Flammability characteristics of combustible gases and vapors. U.S. Bureau of Mines, 627, 1965.