

Modellering van bosbeheer in SUMO

G.W.W. Wamelink

R.M.A. Wegman

H.F. van Dobben

Alterra-rapport 066

In

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2000

REFERAAT

G.W.W. Wamelink, R.M.A. Wegman & H.F. van Dobben, 2000. *Modellering van bosbeheer in SUMO*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 066. 44 blz. 12 fig.; 6 tab.; 18 ref.; 4 bijlagen.

In het vegetatievoorspellingsmodel SUMO is de beheermodule uitgebreid met twee vormen van bosbeheer: regulier bosbeheer en hakhoutbeheer. Het regulier bosbeheer bestaat uit elke vijf jaar dunnen en kaalkap aan het eind van de omloop periode. De omloop periode en het dunningspercentage is per boomsoort verschillend. De effecten van het beheer zijn een variërende stikstofbeschikbaarheid (gering na dunnen en groot na kappen) en een betere simulatie van de biomassa: teruggang in biomassa van de bomen na dunnen en na kappen een enorme toename van de biomassa van de kruiden. Ook het hakhoutbeheer (voor eiken-, wilgen- en elzenhakhout) heeft veel invloed op de biomassa, al is verder onderzoek naar de biomassaverdeling over de functionele typen noodzakelijk. Toevoeging van beide beheersvormen geeft een duidelijke verbetering te zien van de simulatie van de bosontwikkeling.

Trefwoorden: beheer, biomassa, bos, hakhout, kappen, model, simulatie

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door NLG 30,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 066. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2000 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Alterra is de fusie tussen het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN) en het Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC). De fusie is ingegaan op 1 januari 2000.

Inhoud

Samenvatting	7
Summary	9
1 Inleiding	11
1.1 SMART	11
1.2 SUMO	13
1.3 Bosbeheer	14
2 Methode	17
2.1 Regulier bosbeheer	17
2.2 Dunning	17
2.2.1 Kaalkap	18
2.3 Hakhoutbeheer	19
2.4 Modelinvoer en uitvoer	20
3 Resultaten	23
3.1 Regulier bosbeheer	23
3.1.1 Met een vaste stikstofbeschikbaarheid (zonder SMART2)	23
3.1.2 Met een variabele stikstofbeschikbaarheid (met SMART2)	23
3.2 Hakhoutbeheer	28
4 Discussie	29
5 Conclusies en aanbevelingen	31
Literatuur	33
Bijlagen	
1 Dunningspercentages per boomsoort per dunningsleeftijd	35
2 Dunningspercentages voor es.	39
3 Testfile voor SUMO	41
4 Biomassaontwikkeling voor een grove dennen-, eiken- en douglasbos zonder beheer	43

Samenvatting

In het kader van de natuurplanner van het natuurplanbureau wordt er al enige tijd gewerkt aan de verbetering van de vegetatiemodellering. Hiertoe is onder andere het model SUMO ontwikkeld (door Alterra, de Landbouwuniversiteit en het RIVM), dat in het bodemvoorspellingmodel SMART de vegetatieontwikkeling modelleert. Hierbij vindt gegevensuitwisseling tussen SMART en SUMO plaats, waardoor de vegetatieontwikkeling afhankelijk is van de bodemprocessen en de bodemprocessen afhankelijk zijn van de vegetatieontwikkeling. SUMO is nog volop in ontwikkeling. Een van de ontbrekende mogelijkheden in SUMO is de simulatie van bosbeheer. Om deze leemte op te vullen is SUMO uitgebreid met een bosbeheermodule. Voor SUMO wordt in het bosbeheer (voorlopig) onderscheid gemaakt tussen hakhoutbeheer en regulier bosbeheer. Het natuurlijk bosbeheer zal in een later stadium moeten worden toegevoegd.

Het reguliere bosbeheer bestaat uit dunning en kaalkap ('het ouderwetse bosheer'). Het dunningsbeheer start nadat de houtige biomassa van de boomsoorten groter is dan 25 ton/ha. Eens in de vijf jaar wordt dan een percentage van de houtige biomassa van de bomen verwijderd. Dit percentage is afhankelijk van de boomsoort en het aantal keren dat al is gedund. Bij het bereiken van de omloopleeftijd wordt het bos gekapt. De leeftijd waarop dit gebeurt, is afhankelijk van het begin van het dunningsbeheer, maar altijd, een per boomsoort verschillende, vaste periode na aanvang van het beheer. Er wordt van uitgegaan dat alle biomassa verwijderd wordt, op een klein gedeelte van de kruiden en de dwergstruiken na. Na kappen wordt de lengte van de boomsoorten en struiken opnieuw ingesteld als kiemplant. De simulatie van de biomassaontwikkeling als gevolg van regulier bosbeheer is duidelijk verschillend van geen beheer. Na dunnen neemt de houtige biomassa duidelijk af en is er een kleine toename in de biomassa van de overige functionele typen. Na de kap neemt de biomassa in de kruiden tijdelijk toe. De stikstofbeschikbaarheid wordt ook beïnvloed door het beheer. Na dunnen neemt deze tijdelijk licht toe, na kappen is er een forse toename van de stikstofbeschikbaarheid.

Het hakhoutbeheer is voor Nederland een relatief onbelangrijk beheer, maar heeft wel grote gevolgen voor de biomassaontwikkeling. Het negeren hiervan zou tot foute voorspellingen leiden van SUMO. Het hakhoutbeheer is gemodelleerd voor vier boomsoorten: eiken, wilgen, elzen en essen. Hierbij is aangenomen dat de tweede aanwezige boomsoort berk is. Voor eiken wordt het hakhoutbeheer eens in de 17 jaar toegepast, voor wilgen, elzen en essen eens in de 20 jaar. Hierbij wordt de bovengrondse biomassa van de bomen grotendeels verwijderd, de struiken worden actief bestreden en de ondergroei van dwergstruiken en kruiden wordt voor een klein deel beschadigd. De lengte van de bomen wordt teruggezet naar waarden passend bij een zaailing. De lengtegroei van het hakhout verloopt anders dan bij normaal opgroeiende bomen. De lengtegroei is een rechte wat tot een maximale hoogte van ongeveer 8m leidt. Er wordt geen onderscheid gemaakt voor de soorten. De simulatie geeft een dynamisch beeld van de biomassa ontwikkeling. Relatief veel

biomassa bevindt zich in de climaxbomen en relatief weinig in de kruiden. In het veld neemt na het hakken juist de biomassa in de kruiden vaak toe, net als bij kappen. Nader onderzoek naar de verdeling van de biomassa over de functionele typen in het hakhoutsysteem is noodzakelijk, waarbij speciale aandacht voor de hoeveelheid houtige biomassa, die achter blijft na hakken, nodig is.

De validatie van beide beheervormen zal moeilijk zijn omdat er waarschijnlijk geen geschikte data aanwezig zijn. De totale biomassa van het systeem dient hiervoor jaarlijks te zijn geschat (in ieder geval voor en na dunnen en de eerste jaren na de kap of hak). Het is daarom aan te bevelen om hiervoor een monitoringsprogramma op te zetten, waarbij dan ter gelijktijd andere voor SUMO belangrijke waarnemingen kunnen worden gedaan.

Summary

Together with the RIVM and the Agricultural University Wageningen Alterra is developing the vegetation succession-predicting model SUMO (Succession Model). This model is incorporated in the decision support model 'De Natuurplanner' that predicts the effects of (government) policy's on nature.

In this report the simulation of forest management is described. The simulation of two forms of forest management is added to SUMO: old fashioned management (thinning and clear-cut) and coppice management.

Old-fashioned management is simulated as thinning every five years. This management starts after SUMO simulates at least 25 tons/ha. of woody biomass in the functional types pioneer trees and climax trees. The amount of thinning (a percentage of the woody biomass) is depending on the tree species that are simulated. At the end of the growth cycle the trees are harvested by clear cutting. The growth cycle is different per tree species but at least 60 years for spruce and at most 135 years for beech after the first thinning. This management has a large influence on the simulation of the biomass, every five years the biomass of the trees decreases and the biomass of the shrubs, dwarfshrubs and herbs increases. After the clear-cut the biomass of the herbs increases largely, but this effect is temporarily: after a few years most of the biomass is again present in the tree species. There is also a large effect on the nitrogen availability, especially after the clear cut when the nitrogen availability increases largely.

The effects of coppice management are also largely. The growth cycle is much shorter than for the above mentioned management: 17 years for oak and 20 years for willow, alder and ashtree. The woody biomass is removed after each cycle, except for the stubs. Only one tree species is cultivated, other species and shrubs are actively removed. Although the simulation looks satisfactory, much improvement should be made for this simulation.

A problem is the validation of both simulations. Detailed measurements about the biomass are necessary. These measurements are not available at the moment. To start a monitoring program for biomass measurements would be advisable.

1 Inleiding

Alterra ontwikkeld in samenwerking met de Landbouwniversiteit en het RIVM het vegetatievoorspellingsmodel SUMO (successie model). Het model wordt ontwikkeld om een bijdrage te leveren naar het onderzoek van de effecten van (mogelijke) beleidscenari'o's op de natuur. Het gaat hierbij om zowel nationale en zelfs supernationale, als regionale effecten. Voor het voorspellen van de effecten van beleid zijn modellen bij uitstek geschikt. Voor de effecten van beleid op de natuur is hiertoe de Natuurplanner (Latour et al. 1997) ontwikkeld. Deze modellentrein kan de effecten van zowel nationaal als regionaal beleid op de natuur voorspellen. De modellentrein SMART2/SUMO/MOVE/BIODIV zal in de Natuurplanner de standaard-modellentrein vertegenwoordigen. Het model SUMO (Wamelink et al. 2000) is een geïntegreerd onderdeel van het model SMART (Kros et al.). Naast de integratie en dus veelvuldige gegevensuitwisseling met SMART, zal SUMO informatie over de vegetatiestructuur aan het model MOVE (Latour & Reiling 1991) door gaan geven. Dit model voorspelt op basis van abiotische eigenschappen (vocht- en stikstofbeschikbaarheid en zuurgraad van de bodem) de kans op het voorkomen van plantensoorten. Koppeling met SUMO geeft MOVE de mogelijkheid om in bos alleen de kans op het voorkomen van bossoorten te voorspellen. Daarnaast is SUMO gekoppeld aan het model LARCH (Foppen & Chardon 1998). SUMO geeft de vegetatiestructuur en de veranderingen daarin door aan LARCH. LARCH bepaalt mede op basis van de SUMO gegevens het duurzaam voorkomen van dierpopulaties in een bepaald gebied.

Voor een beter begrip van de modellen worden SMART en SUMO hieronder eerst kort beschreven, daarna wordt ingegaan op de specifieke doelstellingen van dit rapport.

1.1 SMART

SMART2 is ontwikkeld om effecten van beleidsmaatregelen (o.a. atmosferische depositiescenario's) op abiotische factoren in natuurlijke ecosystemen te kwantificeren (Kros et al., 1995 en Kros, 1998). SMART2 is een uitbreiding van het bodemverzuringmodel SMART (De Vries, et al., 1989). Ten opzichte van SMART is een nutriëntencyclus toegevoegd en is de modellering van de hydrologie verbeterd, waardoor de effecten van kwel doorgerekend kunnen worden. In 1998 is op het IBN de successiemodule (SUMO) ontwikkeld, welke is geïntegreerd in het model SMART2 (Wamelink et al., 2000).

SMART2 bestaat uit een set van massabalans vergelijkingen, welke de input-output-relaties van een bodemcompartiment beschrijven, en een set van vergelijkingen voor de beschrijving van de snelheids- en evenwichtsprocessen in de bodem. Het model bevat alle macro-elementen uit de ladingsbalans. Na^+ en Cl^- zijn slechts aanwezig als indifferente ionen en zitten alleen in de ladingsbalans. Omdat het model toepasbaar

moet zijn op nationale schaal, worden processen op een eenvoudige manier beschreven (Kros et al. 1995).

De netto elementinput bestaat uit atmosferische depositie, waarbij rekening gehouden wordt met kronendakinteractie en kwel. Verder wordt de bodemchemie beïnvloed door nutriëntencyclus processen en de geochemische interacties in de bodem en bodemoplossing (CO_2 -evenwichten, carbonaatverwerking, silicaatverwerking, oplossing van Al-hydroxides en kationenomwisseling). De volgende processen zijn niet meegenomen:

- N-fixatie en NH_4^+ -adsorptie
- opname, immobilisatie en reductie van SO_4^{2-}
- complexatie van Al^{3+} met OH^- , SO_4^{2-} en RCOO^-

In SMART2, zónder SUMO, zijn de interacties tussen bodemoplossing en vegetatie niet meegenomen. Groei en strooiselproductie zijn opgelegd via een logistische groeicurve. Nutriëntenopname wordt slechts beperkt wanneer er sprake is van een tekort in de bodemoplossing. In SMART2/SUMO is de logistische groeicurve vervangen door SUMO en is er interactie tussen de N-beschikbaarheid en N-opname, vegetatie-ontwikkeling en strooiselproductie (Wamelink et al., 2000).

Bodem- en bodemoplossing interacties zijn óf met een eenvoudige snelheidsreactie (bijv. silicaatverwerking) óf door evenwichtsreacties (bijv. carbonaat- en Al-hydroxideverwerking en kationenomwisseling) gekarakteriseerd. Beïnvloeding van omgevingsfactoren zoals de pH op verwerking en kationenomwisseling zijn buiten beschouwing gelaten. Stoftransport is beschreven onder de aanname dat er volledige menging optreedt en dat het bodemcompartiment homogeen is met een vaste laagdikte en dichtheid. Omdat SMART2 een éénlagig model is, wordt de verticale heterogeniteit verwaarloosd en hebben de voorspelde bodemvochtconcentraties betrekking op het water dat de wortelzone verlaat. De jaarlijkse watertoevoer is gelijk aan de neerslag, welke als modelinput wordt opgelegd. De tijdstap van het model is een jaar; seizoensvariabiliteit wordt dan ook niet meegenomen. Voor een uitgebreide onderbouwing van bovenstaande aannamen en vereenvoudigingen wordt verwezen naar De Vries et al., 1989.

In SMART2 worden 7 bodemtypen en 5 vegetatietypen onderscheiden. De bodemtypen zijn:

- SP : arm zand (sand poor)
- SR : rijk zand (sand rich)
- SC : kalkrijk zand (sand calcareous)
- CN : kalkloze klei (clay non- calcareous)
- CC : kalkrijke klei (clay calcareous)
- LN : löss (loess non- calcareous)
- PN : veen (peat non- calcareous).

De vegetatietypen zijn:

- DEC : loofbos (deciduous forest)
- PIN : dennenbos (pine forest)

- SPR : sparrenbos (spruce forest)
- HEA : heide (heather)
- GRP : onbemest grasland (nutrient-poor grassland).

De invoerparameters voor SMART2 zijn gekoppeld aan bodemtype, vegetatietype of aan een combinatie van beide. In SMART2 zonder SUMO worden vegetatieafhankelijke parameters gekoppeld aan het aanwezige vegetatietype gedurende de gehele simulatie.

In SMART2/SUMO worden vegetatieafhankelijke parameters toegekend door middel van een gewogen gemiddelde, op basis van de hoeveelheid biomassa die per vegetatiestructuurtype aanwezig is. Op deze manier wordt ook rekening gehouden met eventueel aanwezige ondergroei en veranderen vegetatieafhankelijke parameters geleidelijk gedurende een successie. De biomassa van struiken wordt bijvoorbeeld altijd toegekend aan het SMART2 vegetatietype 'loofbos', zodat er gerekend wordt met vegetatieafhankelijke parameters die bij 'loofbos' horen als er alleen maar struiken staan. Als er daarnaast bijvoorbeeld ook nog sparren staan die een kwart van de totale biomassa bevatten, worden gemiddelde parameters berekend, waarbij de parameters voor 'loofbos' drie keer zo zwaar meewegen als de parameters voor 'donker naaldbos'. Afhankelijk van de boomsoorten worden pionier- en climaxbomen aan 'loofbos' of 'licht' of 'donker naaldbos' toegekend. Tabel 1 geeft aan hoe de biomassa van de functionele typen en vegetatietypen wordt toegekend aan de SMART2 vegetatietypen.

Tabel 1 Toekenning van biomassa voor functionele typen in SUMO aan vegetatietypen in SMART2

SMART2 vegetatie type	SUMO functioneel type	boomsoorten
grasland	kruiden	-
heide	dwergstreuken	-
loofbos	struiken + pionierbomen + climaxbomen	Amerikaanse eik, inlandse eik, berk, els, es, wilg, beuk
licht naaldbos	pionierbomen + climaxbomen	Larix, Grove den
donker naaldbos	pionierbomen + climaxbomen	Spar, Douglas

1.2 SUMO

In 1998 is met de ontwikkeling van SUMO (Wamelink et al. 2000) begonnen, in samenwerking met de Landbouwniversiteit en het RIVM. Het model is een subroutine van SMART en bedoeld om:

1. De vegetatiemodellering en daarmee samenhangende processen beter te modelleren dan in SMART2 gebeurde.
2. De modelering van de invloed van beheer op de vegetatie mogelijk te maken.
3. Terugkoppeling van de vegetatieontwikkeling (successie) naar de bodem mogelijk te maken.

Dit moet leiden tot een verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner van het Natuurplanbureau.

De belangrijkste uitwisseling van gegevens tussen SMART2 en SUMO zijn de stikstofbeschikbaarheid (SMART2? SUMO), de biomassa (SUMO? SMART2), de stikstofopname (SMART2? SUMO), de strooiselproductie (SUMO? SMART2) en het vegetatietype (SUMO? SMART2). De drijvende kracht in SUMO is de biomassa ontwikkeling. Biomassagroei wordt voorspeld op basis van stikstofbeschikbaarheid, lichtbeschikbaarheid, grondwaterstand en beheer. In SUMO concurreren vijf functionele typen elkaar om stikstof en licht. De groei kan worden beperkt voor een functioneel type door een lage lichtbeschikbaarheid, een lage stikstofbeschikbaarheid, een lage grondwaterstand of door het beheer. De vijf functionele typen zijn: climaxbomen, pionierbomen, struiken, dwergstruiken en kruiden (inclusief grassen). Voor elk type worden drie organen gesimuleerd: wortels, houtige niet fotosynthetiserende delen en bladeren. De vijf functionele typen onderscheiden zich onder andere van elkaar in de manier waarop nieuwe biomassa over de organen wordt verdeeld en welk deel van de organen per jaar sterft. De concurrentie om stikstof tussen de typen vindt plaats op basis van de aanwezige wortelbiomassa (hoe meer wortelbiomassa, hoe meer stikstofopname). De stikstofopname is echter gebonden aan een maximum, welke wordt bepaald door het quotient van de maximale groeisnelheid en het maximale stikstofgehalte. De concurrentie om licht tussen de typen vindt plaats op basis van de lengte (de hoogste vangt eerst licht) en de bladbiomassa (hoe meer bladbiomassa, hoe meer licht er wordt onderschept). Om dit mogelijk te maken wordt van elk functioneel type de lengte bepaald. Voor de bomen wordt dit per boomsoort gedaan, waarbij op basis van of aanplant of successie de soorten worden bepaald. Bij successie bepalen de bodemomstandigheden (bodemtype en voorjaarsgrondwaterstand) de boomsoort. De lengtegroei van de boomsoorten wordt gesimuleerd met behulp van een polynoom op basis van Jansen et al. (1996). De jaarlijkse lengtegroei varieert tussen een minimum en een maximum en is afhankelijk van de nieuwgevormde biomassa. Voor de overige functionele typen wordt geen onderscheid gemaakt in soorten. Voor de struiken is voor de lengtegroei van eenzelfde type groeicurve als voor de boemen gebruik gemaakt, waarnbij een maximale lengte van ongeveer zeven meter bereikt kan worden. De lengte van de dwergstruiken en kruiden is afhankelijk van van de biomassa in het betreffende functionele type met een maximum en een minimum.

De hoeveelheid biomassa die per functioneel type aanwezig is, bepaalt het voorspelde vegetatietype. Hierdoor wordt het mogelijk successie te voorspellen. Zo kan een grasland dat wordt gemaaid na staken van het beheer zich ontwikkelen naar een bos. De biomassa die zich bij beheer bijna volledig bevindt in het functionele type kruiden, kan na het staken van beheer overgaan naar andere typen en zal uiteindelijk zich grotendeels bevinden in de functionele typen boom1 (pionierboom) en of boom2 (climaxboom).

1.3 Bosbeheer

Het beheer van bossen wordt in SUMO nog niet gemodelleerd, de default is geen beheer. Hierdoor blijft het bos eeuwig staan, hoewel er wel een maximale biomassa voor de gegeven omstandigheden wordt bereikt. De meeste in Nederland

voorkomende bossen worden echter beheerd. Slechts een klein deel van de bossen wordt helemaal niet meer beheerd en kan dus gemodelleerd worden met de default instelling. Het gevoerde bosbeheer loopt in Nederland van zeer intensief (elke vijf jaar dunnen gevold door eindkap) tot zeer extensief (verwijderen van exoten). Een goed overzicht van de verschillende beheersvormen en de effecten hiervan op de bomen wordt beschreven door Wieman & Hekhuis (1996) en Wieman (1999). Er is echter weinig tot niets bekend over de effecten van bosbeheer op de overige functionele typen. Een bijzondere manier is het extensief beheer in de vorm van bosbegrazing. Dit zal echter niet worden opgevat als onderdeel van bosbeheer, maar als begrazingsbeheer en valt dus buiten het kader van dit project.

De effecten van het intensieve bosbeheer zijn het meest ingrijpend en het makkelijkst te programmeren. Zij komt dus in aanmerking om in eerste instantie te worden toegevoegd aan SUMO. Dit reguliere bosbeheer loopt in areaal weliswaar terug, maar is nog steeds erg belangrijk in Nederland. Vooral particuliere bouseigenaren met een areaal groter dan 25 ha (exclusief natuurbeschermingsorganisaties) beheren hun bos voor de houtproductie, maar ook overheidsinstellingen beheren hun bossen voor houtproductie. Uit een enquête van Bos & Lips (1984) bleek dat particulieren bijvoorbeeld ongeveer 40% van het bosareaal in de provincie Utrecht bezitten.

Het bos dat voor de houtproductie beheerd wordt, is vaak eenvormig in leeftijdsopbouw en bestaat meestal uit één boomsoort. Kenmerkend voor dit type beheer is de regelmatige dunning en de kaalkap van de opstand aan het eind van de omloopcyclus. De hierbij behorende en in het verleden ook veelvuldig toegepaste jeugdverzorging wordt tegenwoordig niet meer toegepast (SBNL 1996). De kaalkap vindt plaats ver voordat de eindleeftijd van de bomen bereikt wordt.

Naast de modellering van regulier bosbeheer, is er voor gekozen om ook het hakhoutbeheer toe te voegen aan SUMO. Weliswaar is het oppervlak hakhout gering, maar vanwege de cultuurhistorische en mogelijk de natuurbehoudwaarde vindt er hier en daar weer uitbreiding plaats van het hakhout (Schaminée et al. 1987). Of de natuurbehoudwaarde van hakhout erg groot is echter onderhevig aan discussie (Streifels 1969, Sloet van Oldruitenborgh 1982, De Molenaar & Schimmel, 1984). In het verleden heeft het hakhout grote oppervlakten van het bos in Nederland beslaan. In de 19de eeuw werd op bijna al het bos hakhoutbeheer toegepast (De Molenaar & Schimmel, 1984). De Molenaar & Schimmel (1984) onderscheiden vijf typen hakhout: het eikenhakhout, het wilgenhakhout, het essenhakhout, het elzenhakhout en het gemengd hakhout. Dit laatste type is een gemengd hakhout, het zogenaamde middenbos, met overstaanders. Hier zou zowel het reguliere bosbeheer als het hakhoutbeheer op van toepassing zijn. Programeertechisch is dit echter lastig. Het middenbos zal daarom wat betreft het beheer vallen onder het reguliere bosbeheer.

Beide beheerstypen voldoen aan een van de algemene doelstellingen van SUMO, het model in staat moet zijn om op globale wijze snel veel gebieden moet kunnen doorrekenen, hetgeen technisch betekent weinig programmeerregels en dus in dit geval eenvoudig te programmeren beheersvormen.

Doel van dit onderzoek is dan ook de uitbreiding van SUMO met bosbeheer in de vorm van intensief beheer (dunnen en kaalkap) en hakhoutbeheer. Hierdoor kan de vegetatieontwikkeling in beheerde bossen beter worden gesimuleerd, waardoor ook voorspelling van de bodemprocessen in SMART2 kan verbeteren. Tevens worden betere gegevens aan LARCH geleverd over de biomassa opbouw in het bos, wat de voorspellingen in LARCH kan verbeteren.

Waar in dit rapport wordt gesproken over boomsoort1 kan men pionierboom lezen en waar gesproken wordt over boomsoort2 kan men climaxboom lezen, hoewel deze termen met name voor hakhout niet erg van toepassing zijn.

2 Methode

2.1 Regulier bosbeheer

De modellering van het reguliere bosbeheer is gebaseerd op gegevens uit Jansen et al. (1996). Volgens deze auteurs bestaat het reguliere bosbeheer uit dunning eens in de vijf jaar met aan het eind van cyclus kaalkap van de opstand.

2.2 Dunning

Het dunningsbeheer start niet direct, maar pas als er een bepaald houtvolume is bereikt. Omdat dit volume per boomsoort en per boniteit verschilt is er een algemene schatting gemaakt van de biomassa in de houtige delen voor de twee boomstructuurtypen. De grens is gelegd bij 25 ton/ha. Deze is voor alle boomsoorten hetzelfde. Omdat het begin van de dunning afhankelijk is van de hoeveelheid gevormde biomassa kan er dus verschil ontstaan tussen opstanden voor het moment waarop met de dunning wordt begonnen. Hierdoor is het aanvangstijdstip dus onder andere afhankelijk van het stikstofaanbod.

Per boomsoort wordt wel onderscheid gemaakt voor de hoeveelheid biomassa die bij dunning uit het bos wordt gehaald. De hoeveelheid dunning wordt uitgedrukt als percentage van de aanwezige houtige biomassa. De percentages zijn berekend volgen Jansen et al. (1996) door het volume van de dunning te delen door het areïerike volume voor de dunning. De percentages verschillen per dunning (zie bijlage 1). Daar waar het dunningspercentage niet meer verandert betekent dit dat er geen gegevens meer door Jansen et al. (1996) gegeven worden en dat normaal de opstand dan gekapt wordt. Om programmeertechnische redenen is voor elke soort de laatste dunning aangehouden tot 135 jaar na het begin van de eerste dunning. Dit heeft als voordeel dat wanneer een opstand langer behouden blijft, het beheer nog steeds kan worden gemodelleerd.

Het dunningspercentage wordt bepaald voor de hoofdboomsoort. Door Jansen et al. wordt de dunning gegeven per boniteit, met voor een hogere boniteit een hoger dunningspercentage. In SUMO wordt echter geen onderscheid gemaakt tussen boniteiten. Het dunningspercentage is berekend door het gemiddelde te nemen van de laagste en de hoogste in Nederland voorkomende boniteit. Dit betekent dat deze module niet zondermeer kan worden ingezet buiten Nederland, omdat daar andere boniteiten voorkomen. De verschillen in dunningspercentages tussen de hoogste en laagste boniteit zijn gering. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven in bijlage 2.

De initialisatie van de verschillende opstanden in Nederland wordt op dezelfde wijze uitgevoerd als voor de onbeheerde situatie. De initiatiegegevens worden beschreven in Wamelink et al. (2000).

2.2.1 Kaalkap

Bij het reguliere bosbeheer wordt er vanuit gegaan dat de opstand aan het eind van de cyclus in zijn geheel wordt gekapt, dus zonder overstaanders. De leeftijd waarop dit gebeurt, is afhankelijk van het moment dat het dunningsbeheer is begonnen. Na de start van het dunningsbeheer is dit een vast aantal jaren later. Hoe lang de opstand in werkelijkheid er staat is dus afhankelijk van de groeisnelheid vóór de eerste dunning. De kapleeftijd is ook afhankelijk van de boomsoort (zie tabel 3).

Tabel 3. Aantal jaren na aanvang van het dunningsbeheer waarna de opstand wordt gekapt per boomsoort.

Boomsoort	Aantal jaren tot de kap vanaf start dunning
grove den	85
corsicaanse den	70
douglas	85
japanse larix	70
fijnspar	60
zomereik	105
amerikaanse eik	85
beuk	135
berk	75
es	75
zwarte els	80

Na de kaalkap wordt de leeftijd van de opstand op nul jaar gezet en wordt de lengte van alle functionele typen opnieuw berekend. De biomassa wordt per functioneel type opnieuw geïnitieerd. Feitelijk is dit een deel van de biomassa die de kaalkap en de daarmee gepaard gaande verstoringen overleeft. De biomassa's staan vermeld in tabel 4. De Stikstofgehalten worden op 0,01 gezet. Verder wordt de hoeveelheid stikstof die teruggetrokken wordt op nul gezet. Immers de biomassa waar die uit zou moeten worden teruggetrokken is gekapt.

Tabel 4. Begin-biomassa's per orgaan en per functioneel type na het kappen van de bosopstand.

Functioneel type	Orgaan	Biomassa in ton/ha
kruiden	wortels	0,2
	hout	0,2
	blad	0,2
dwergstruiken	wortels	0,1
	hout	0,1
	blad	0,1
struiken	wortels	0,1
	hout	0,1
	blad	0,1
boomsoort1	wortels	0,2
	hout	0,2
	blad	0,2
boomsoort2	wortels	0,2
	hout	0,2
	blad	0,2

2.3 Hakhoutbeheer

Het hakhoutbeheer is vooral gemodelleerd voor de grienden, waar het vooral om wilgen en elzenhakhout gaat. Hoewel hakhout ook veelvuldig voorkwam buiten deze gebieden (vooral eikenhakhout), worden veel van deze opstanden niet langer als hakhout beheerd. Gevolg is dat ze doorschieten en er een min of meer gewoon bos onstaat met regulier beheer of zonder beheer.

De beheerscyclus van hakhout is volgens Kramer (1917) voor Nederland tot 30 jaar, volgens Lust (1975) in België tussen de 10 en 30 jaar, afhankelijk van het type hakhout. Dit loopt van 10 tot 12 jaar voor een hakhout met voornamelijk struiken, 10 tot 30 jaar voor els en es, 14 tot 20 jaar voor eiken en 25-30 jaar voor beuken. Deze laatste komt niet of nagenoeg niet voor in Nederland en is daarom niet gemodelleerd, hoewel Kramer (1917!) voor Nederland ook beuk noemt. Voor het eiken-, wilgen-, elzen- en essenhakhout is het gemiddelde van de minimale en maximale cyclus genomen. Dit is 17 jaar voor eikenhakhout en 20 jaar voor wilgen-, elzen- en essenhakhout. De bij grote beheerscycli gebruikelijke dunning is niet geprogrammeerd.

Er wordt hier aangenomen dat het beheer in de winter plaats vindt, wanneer het blad van de bomen is. Lust (1975) geeft aan dat dunning in de winter ook sterk te prefereren is boven de andere seizoenen. Hakken betekent verwijdering van de houtige biomassa van de bomen tot 10% van de oorspronkelijke waarde. Hierbij wordt er van uitgegaan dat struiken actief verwijderd worden. Ook een deel van de wortels wordt verwijderd (10%), vanwege mogelijke beschadiging van wortels bij de werkzaamheden. Dit gebeurt bij het beheer, hoewel dit proces eigenlijk over een aantal jaren afspeelt (De Molenaar & Schimmel, 1984). Daarnaast wordt de ondergroei van kruiden en dwergstruiken een deel verwijderd (20%). De biomassa van de wortel en de bladeren komt in het strooisel terecht, de houtige biomassa (tak/stam) wordt verwijderd. Een gelijk percentage van de teruggetrokken stikstof wordt verwijderd, immers de organen die deze stikstof bevatten worden ook voor dat percentage verwijderd. De dunningspercentages staan vermeld in tabel 5. Over de percentages van de biomassa die verwijderd worden zijn geen data beschikbaar; het zijn 'best-judgement' waarden.

De lengtegroei van de kruiden en dwergstruiken is gelijk aan de lengtegroei bij andere beheersvormen. De lengtegroei wordt anders gemodelleerd dan bij geen beheer of bij kapbeheer. De lengte voor de struiken en bomen wordt met dezelfde formule berekend, zij het dat er voor wordt gezorgd dat de climaxbomen het hoogste zijn en de struiken de laagste. Dit is noodzakelijk voor de bepaling van de lichtonderschepping, waar twee functionele typen niet even lang kunnen zijn. De berekening van de lengte staat weergegeven in formule 1. Er wordt vanuitgegaan dat er na het beheer er een stomp overblijft van 0,3 m, voor zowel bomen als struiken. Zowel de lengtegroei als de lengte van de stomp zijn gebaseerd op schattingen.

$$L = (0,3 + L_s) + 0.4 * \text{leeftijd} [1]$$

- L : lengte van functioneel type (struiken, boomsoort1 of boomsoort2) op tijdstip i (in m)
 L_s : lengtebijtelling (struiken 0,01, boomsoort1 0,02 boomsoort2 0,03)
 leeftijd : aantal jaren na de laatste keer hakken

Tabel 5 Dunningspercentages bij hakhoutbeheer.

Functioneel type	Orgaan	Dunnings-percentage
kruiden	wortel, tak/stam, blad	90
dwergruiken	wortel, tak/stam, blad	90
struiken	wortel, tak/stam, blad	90
boomsoort1	tak/stam	80
boomsoort2	tak/stam	80

2.4 Modelinvoer en uitvoer

De invoer zoals die in Wamelink et al. (2000) beschreven staat is enigszins aangepast. De file biomassaini.txt, met daarin de initiële biomassa en N-gehalte is uitgebreid met structuurtypen elzenhakhout (nr 51), wilgenhakhout (nr 52), eikenhakhout (nr. 53) en essenhakhout (nr 54). De initiële biomassa's en de N-gehaltes staan vermeld in tabel 6. De verschillen in biomassa tussen de verschillende boomsoorten en de verschillende groeiplaatsen is onbekend. Daarom wordt SUMO geïnitieerd met eenzelfde biomassa voor de verschillende groeiplaatsen en de verschillende typen (eiken-, wilgen-, elzen- of essenhakhout). De initiële biomassa's staan vermeld in tabel 6. de initiële leeftijd van de opstand wordt gesteld op 30 jaar.

Tabel 6. Initiële biomassa's voor hakhoutopstanden. De functionele typen die in de verschillende hakhouttypen voorkomen (eik, els, wilg en es) hebben dezelfde initiële biomassa's. De initiële leeftijd is 30 jaar.

Functioneel type	Orgaan	Biomassa in ton/ha	N-gehalte
kruiden	wortel	0,5	0,015
	tak/stam	0,1	0,015
	blad	0,5	0,015
dwergruiken	wortel	0,1	0,015
	tak/stam	0,1	0,015
	blad	0,1	0,015
struiken	wortel	0,1	0,015
	tak/stam	0,1	0,015
	blad	0,1	0,015
boomsoort1 (alleen berk)	wortel	2,0	0,015
	tak/stam	12,0	0,015
	blad	2,0	0,015
boomsoort2	wortel	2,0	0,015
	tak/stam	12,0	0,015
	blad	2,0	0,015

De kolom beheer in de file met de kaartgegevens kan naast een 0 voor geen beheer, 1 voor maaibeheer, 2 voor plaggen en 3 voor begrazen nu ook een 5 voor regulier bosbeheer en een 6 voor houthakbeheer bevatten.

Zowel het hakhoutbeheer als het reguliere bosbeheer zijn getest door SUMO te draaien met de testinvoer (invoergegevens, zie bijlage 3). Het regulier bosbeheer is ook getest zonder de koppeling met SMART2 met een vast stikstofaanbod van 100 kg/j/ha. Er zijn hierbij dus geen terugkoppeling van de vegetatie met de bodem en geen effecten van depositie aanwezig.

3 Resultaten

3.1 Regulier bosbeheer

3.1.1 Met een vaste stikstofbeschikbaarheid (zonder SMART2)

Het dunnen van de bomen heeft een duidelijk effect op alle bosvegetatietypen. Als voorbeeld worden hier gegeven de simulatie van een 30 jaar oud douglasbos (fig. 1), een 100 jaar oud eikenbos (fig. 2) en een 140 jaar oud grove dennenbos (fig. 3). Na het kappen van het bos is er aangenomen dat er weer eenzelfde type bos ontstaat, dus met dezelfde hoofdboomsoorten en hetzelfde beheer. Voor alle typen geldt dat na het kappen de biomassa in de kruidlaag sterk toeneemt en dat deze daarna, afhankelijk van de boomsoort, meer of minder afneemt. Hetzelfde patroon valt waar te nemen voor de dwergstruiken en de struiken, echter minder opvallend. In de ondergroei van het eikenberkenbos vormen de dwergstruiken (onder deze relatief arme omstandigheden) uiteindelijk de dominante ondergroei. Het effect van het dunnen werkt door op de onder de bomen groeiende structuurtypen, het effect is echter klein. Opvallend is dat na het kappen van het eikenbos er een bos ontstaat met als dominante boomsoort berk. Onder deze relatief arme omstandigheden (voor een bos) modelleert SUMO een grotere biomassa en dus lengte toename van de berken ten opzichte van de eiken (fig. 2).

3.1.2 Met een variabele stikstofbeschikbaarheid (met SMART2)

De door SMART2 gesimuleerde stikstofbeschikbaarheid is voor de oude bossen (100 jarig eikenbos, fig. 5, en 140 jarig grove dennenbos, fig. 6) vrij stabiel voor de cycli als geheel. Voor het relatief jonge douglasbos is er in de tijd een toename van N-beschikbaarheid (fig. 4). Voor alle drie geldt dat het effect van kappen duidelijk zichtbaar is, de stikstofbeschikbaarheid neemt tijdelijk toe. Daarnaast is er een effect van dunnen zichtbaar. Na het dunnen neemt de N-beschikbaarheid tijdelijk toe, waarbij het effect kleiner wordt naarmate de bomen ouder worden. Aan het begin van de simulatie is een vrij grote schommeling aanwezig in de N-beschikbaarheid als gevolg van de initiatie. Deze fase duurt maximaal 10 jaar.

In fig. 7 tot en met 9 wordt de biomassaontwikkeling gegeven voor drie bostypen (grove den, eik en douglas) met regulier bosbeheer. Ter vergelijking geeft bijlage 4 de biomassaontwikkeling zonder beheer. Net als bij de simulatie zonder SMART2 zijn er hier effecten van het beheer op de biomassaontwikkeling van alle structuurtypen aanwezig. In tegenstelling tot de simulatie van douglas met een vaste stikstofbeschikbaarheid, neemt met de toenemende stikstofbeschikbaarheid (fig. 4) de biomassa per kapcyclus toe (bij de eindkap staat er dus meer biomassa, fig. 7). De toenemende N-beschikbaarheid wordt deels vertaald in meer biomassa en deels in een hoger N-gehalte van de biomassa. Ook in de simulatie met SMART2 wordt na de kap van het eikenbos (fig. 6) een berkenbos gesimuleerd. Nader onderzoek naar de reden hiervan is noodzakelijk.

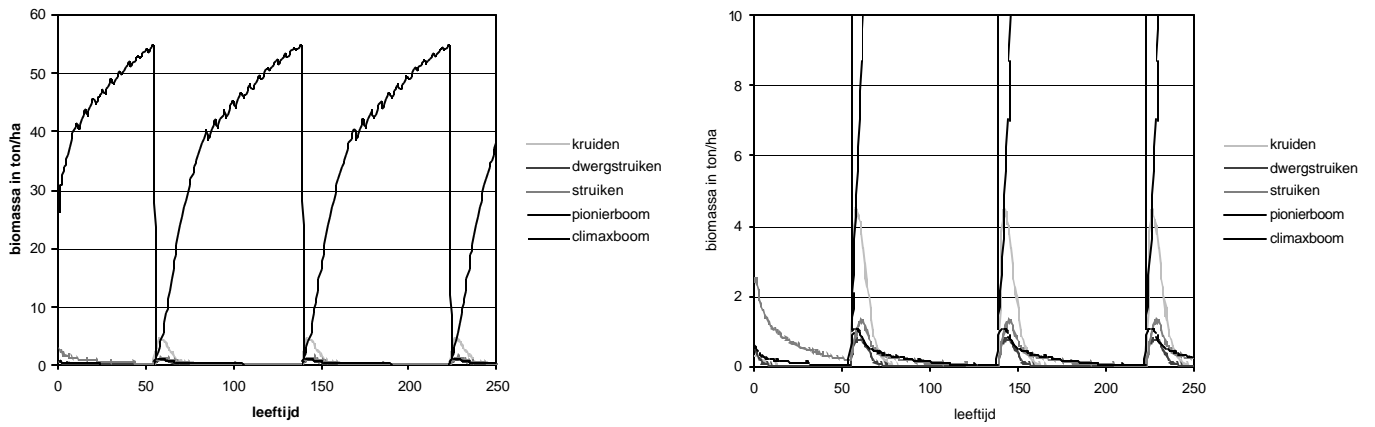


Fig 1. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 30 jarig douglasbos (zandgrond, grondwatertrap 4) bij een stikstofbeschikbaarheid van 100 kg/ha./jr. Links totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

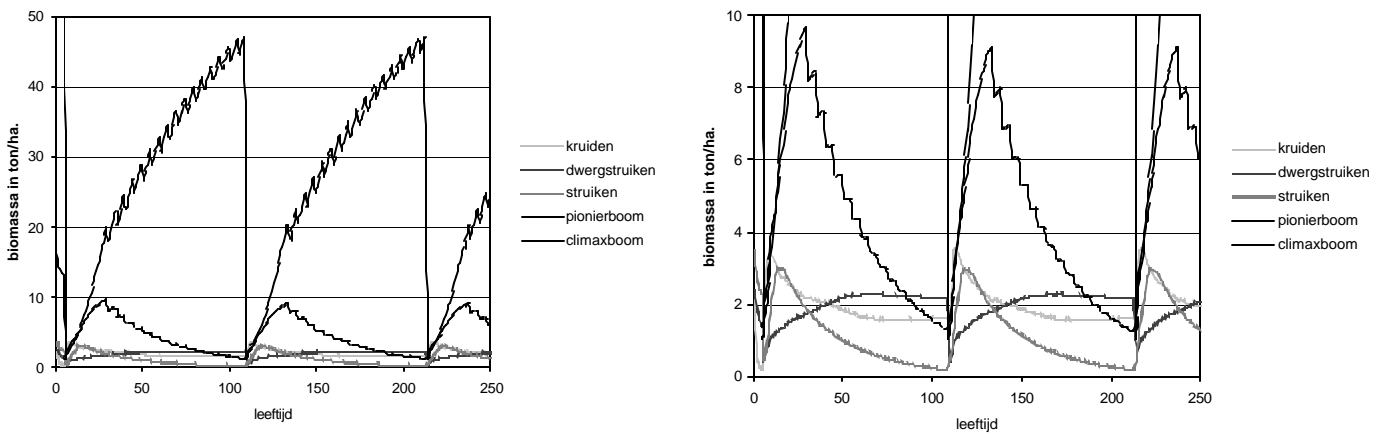


Fig 2. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 100 jarig eikenbos (löss, grondwatertrap 5) bij een stikstofbeschikbaarheid van 100 kg/ha./jr. Links totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

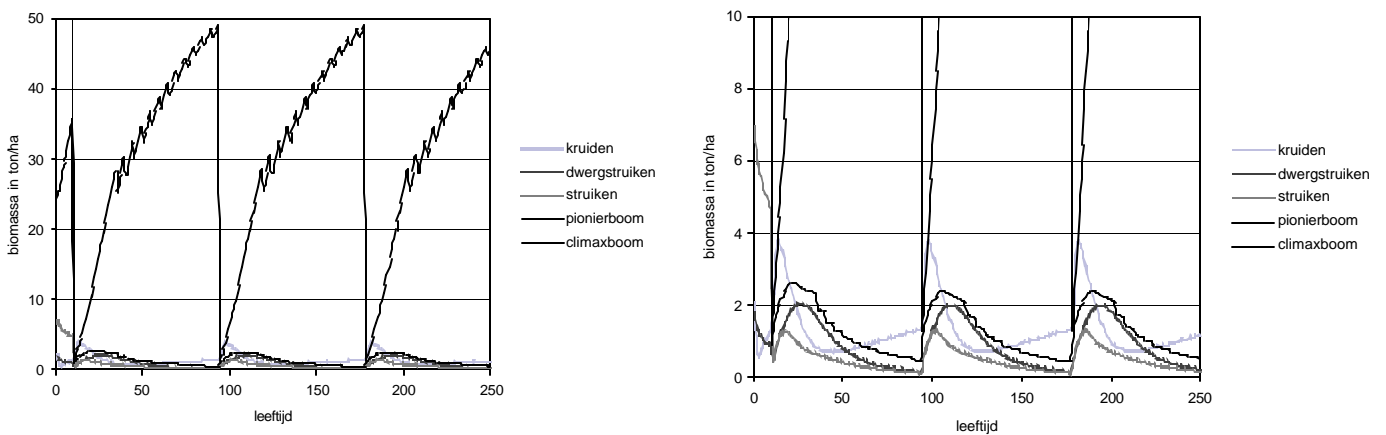


Fig 3. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 140 jarig grove dennenbos (zandgrond, grondwatertrap 5) bij een stikstofbeschikbaarheid van 100 kg/ha./jr. Links totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

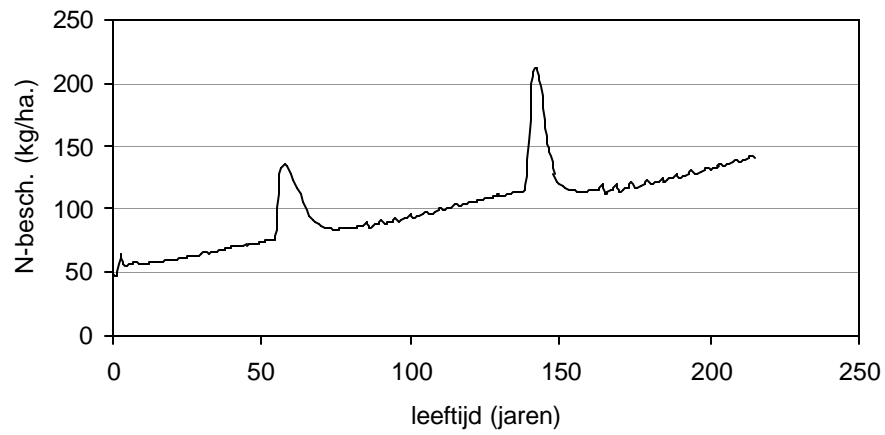


Fig. 4. Stikstof beschikbaarheid voor een douglasbos (initiële leeftijd 30 jaar, bodemtype is arme zandgrond) gesimuleerd door SMART2-SUMO 1.

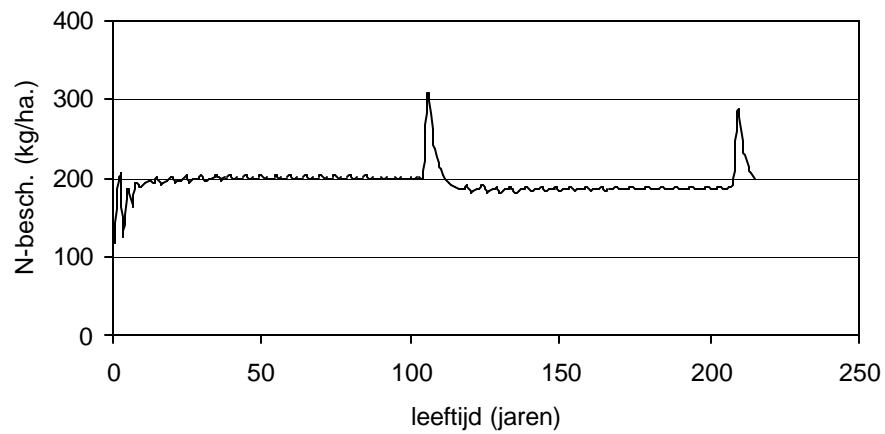


Fig. 5. Stikstof beschikbaarheid voor een eikenbos (initiële leeftijd 100 jaar, bodemtype is arme zandgrond) gesimuleerd door SMART2-SUMO 1.

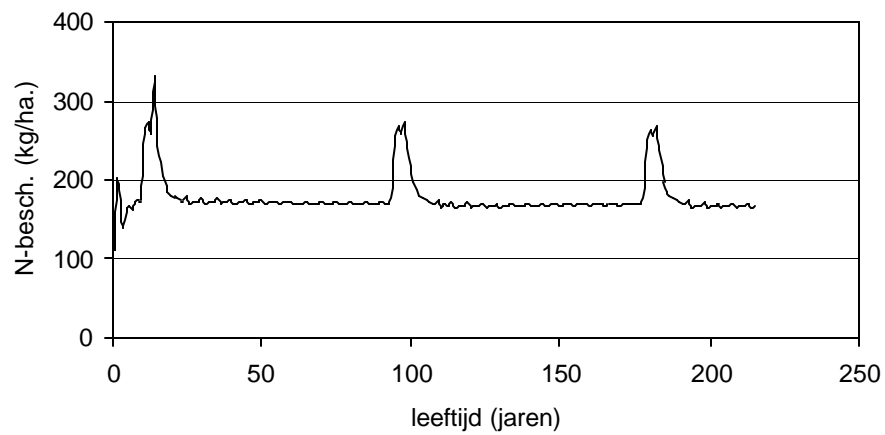


Fig. 6. Stikstof beschikbaarheid voor een grove dennenbos (initiële leeftijd 140 jaar, bodemtype is arme zandgrond) gesimuleerd door SMART2-SUMO 1.

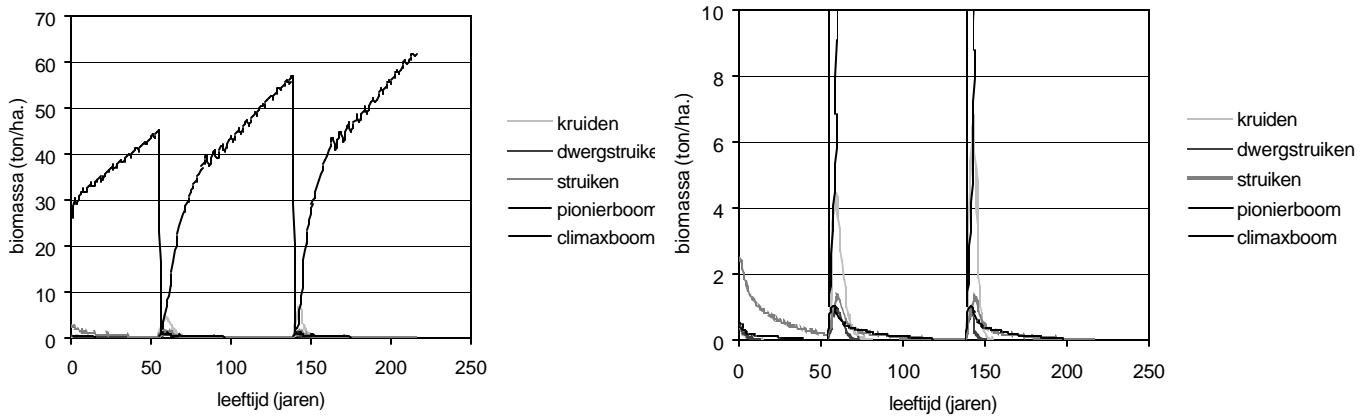


Fig. 7. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 30 jarig douglasbos (kalkrijke zandgrond, grondwatertrap 4) voorspeld door SMART2-SUMO 1. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting

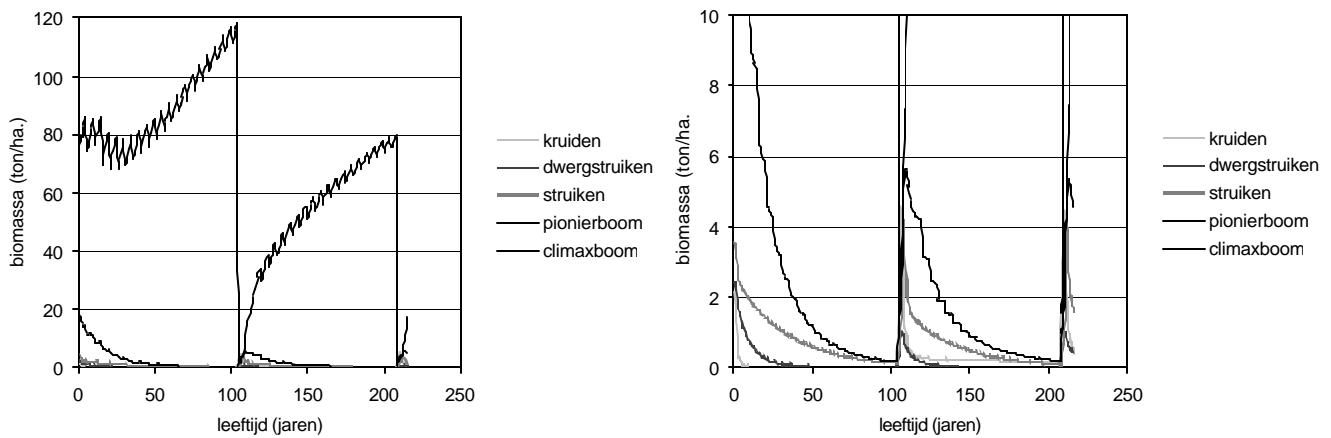


Fig. 8. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 100 jarig eikenbos (löss, grondwatertrap 5) voorspeld door SMART2-SUMO 1. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

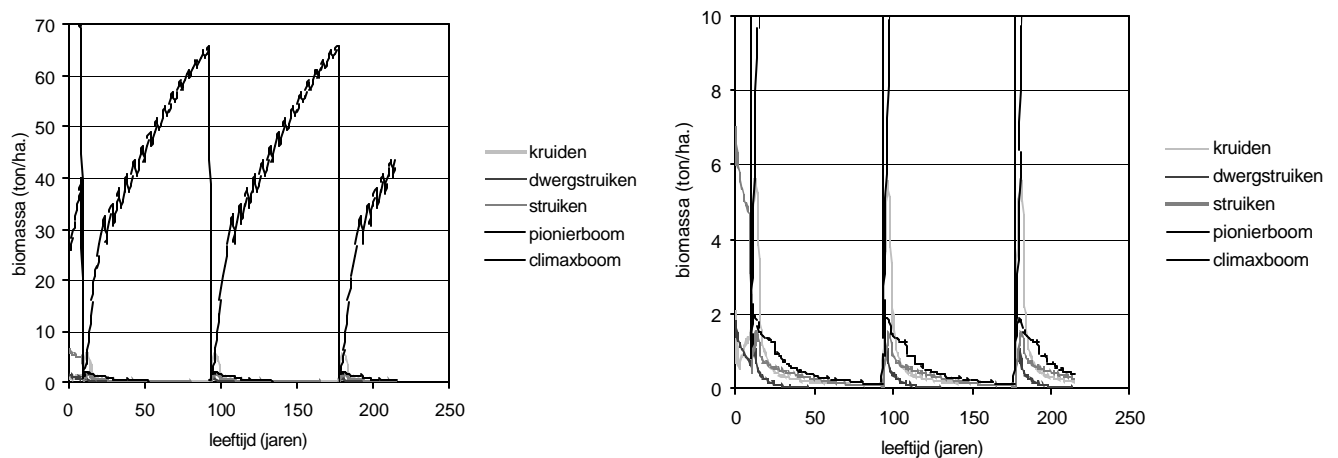


Fig. 9. Effecten van regulier bosbeheer op de biomassaontwikkeling in een 140 jarig grove dennenbos (zandgrond, grondwatertrap 5) voorspeld door SMART2-SUMO 1. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

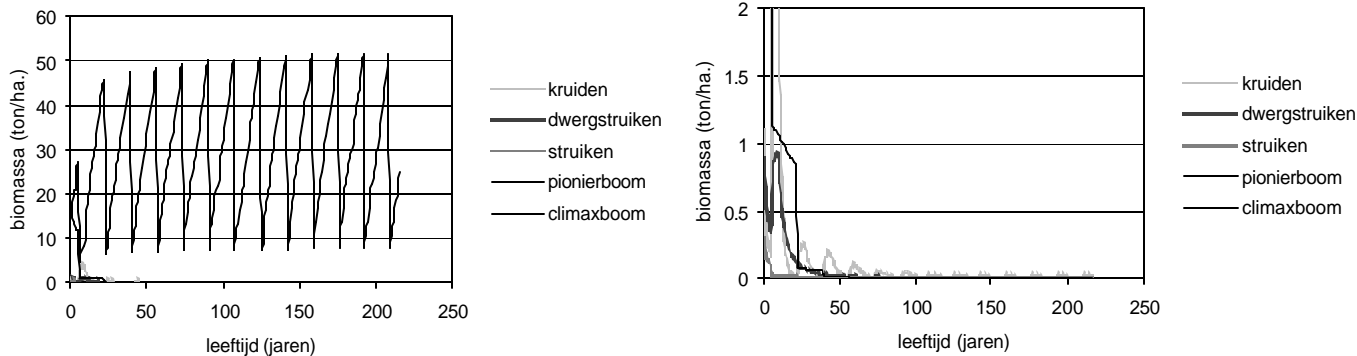


Fig. 10. De effecten van hakhoutbeheer op de ontwikkeling van de biomassa in een eikenhakhout. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

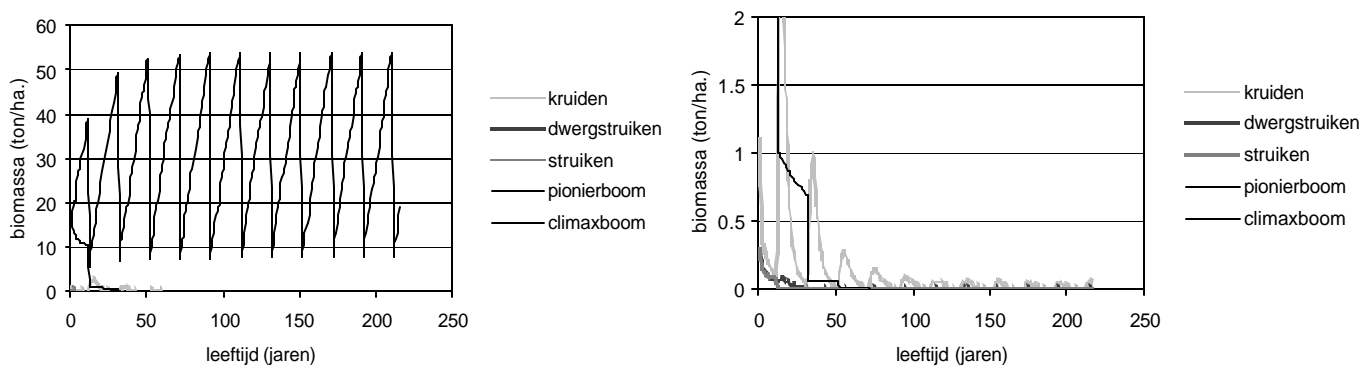


Fig. 11. De effecten van het hakhoutbeheer op de ontwikkeling van de biomassa in een elzenhakhout. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

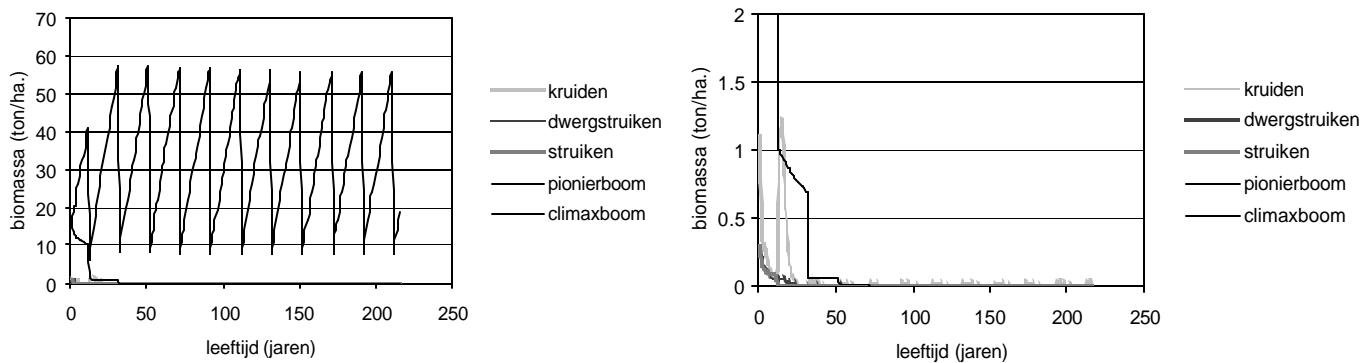


Fig. 12. De effecten van hakhoutbeheer op de ontwikkeling van de biomassa in een wilgenhakhout. Links het totaal overzicht, rechts een uitvergroting.

3.2 Hakhoutbeheer

Het hakhoutbeheer heeft een grote invloed op de biomassa ontwikkeling. Voor alle drie typen geldt dat vrijwel alle biomassa in de climaxbomen aanwezig is (fig. 10 tot en met fig. 12). Na het hakken neemt de biomassa in de kruiden weliswaar toe, maar deze toename is gering. Een nadere afstemming tussen simulatie en veld is hier noodzakelijk. De maximale biomassa die voor de climaxbomen voorspeld wordt is hoog. Dit hangt voor een deel af van het bodemtype, voor arme grond lijkt deze simulatie te voldoen, voor rijke grond niet. Daar is vaak na hakken een explosie van kruiden en struiken zichtbaar. De verschillen tussen de drie hakhouttypen is gering, alleen voor het elzenhakhout is er wat meer biomassa aanwezig in de kruiden (de eerste cycli).

4 Discussie

Met de inbouw van bosbeheer in SUMO is een duidelijke verbetering van de voorspelling van de biomassaontwikkeling in beheerde bossen bereikt. Bij dunning is er een duidelijk effect zichtbaar op de biomassa van de bomen, op de overige structuurtypen en op de stikstofbeschikbaarheid (voorspeld door SMART2). De concurrentie verhoudingen veranderen (tijdelijk) door de grotere lichtbeschikbaarheid voor de lagere functionele typen.

Na het kappen van het bos komt er een grote hoeveelheid extra stikstof beschikbaar, waarvan vooral de kruiden profiteren. Dit is in overeenstemming met waarnemingen in het veld. Het dunnen van het bos heeft een veel geringer effect, alleen op de biomassa van de bomen is er een duidelijk effect waarneembaar. Ook dit komt overeen met waarnemingen in het veld, waar na dunnen de overgebleven boomkronen de opengevallen ruimte snel bedekken. Het valideren van deze effecten is waarschijnlijk onmogelijk omdat er geen waarnemingen bekend zijn waarbij elk jaar de biomassa van zowel de boomgroei als de ondergroei is gevolgd. Het opzetten van een waarnemingsreeks in een beheerd bos is hiervoor noodzakelijk.

Het zij hier nadrukkelijk gesteld dat met de huidige toevoegingen niet alle belangrijke beheersvormen in bossen nu door SUMO gemodelleerd kunnen worden. Het steeds vaker uitgevoerde kleinschalige bosbeheer (Wieman 1999), speciaal in natuurgebieden, waar dunning niet of nauwelijks wordt uitgevoerd (dood hout blijft aanwezig in het bos) en waar kaalkap uit den boze is kan niet worden gemodelleerd. De echt natuurlijke situatie in natuurgebieden (niets doen) wordt wel weer gedekt door SUMO. Om kleinschalig bosbeheer te kunnen modelleren zal een grote inspanning nodig zijn, omdat dit in vele verschillende vormen kan plaats vinden; het vrijzetten van verschillende gewenste boomsoorten, alleen dunningsbeheer, kaalkap van de hoofdboom, maar ongemoeid laten van de bijboom, wel of geen herbepanting, enz. Mogelijk valt dit kleinschalige beheer te modelleren als een doorlopende dunning, waarbij de dunningscyclus groter is dan vijf jaar.

Zowel op de simulatie van de stikstofbeschikbaarheid als op de biomassa is er een duidelijk effect aanwezig van het hakhoutbeheer. De simulatie van het hakhoutbeheer laat nog veel te wensen over en zal nog verder moeten worden uitgewerkt. In vergelijking met de praktijk zijn de biomassa's in functionele type climaxboom hoog en vooral die in de kruidlaag, vooral na het beheer. Dit zou kunnen worden veroorzaakt door de schatting van de hoeveelheid biomassa die in de climaxbomen, na het hakken, achter blijft. Nu vindt het hakhoutbeheer plaats voor een vaste periode. Vooral voor wilgen en elzen kan deze periode echter nogal verschillen (van enkele jaren tot enkele tientallen jaren). De kapcyclus zou, net als bij het plaggen, variabel gemaakt kunnen worden.

Om SUMO in te kunnen zetten voor landelijke of regionale voorspellingen zijn gegevens van kaarten nodig. Dit is onder andere informatie over het gevoerde

beheer. De hier beschreven uitbreiding van SUMO kan pas toegepast worden wanneer informatie over het bosbeheer bekend is. Op het ogenblik is zo een kaart niet beschikbaar en kan deze uitbreiding niet gebruikt worden voor bijvoorbeeld de volgende natuurverkenningen. Er is wel informatie beschikbaar over het eigendom van bossen. Er zou bijvoorbeeld voor gekozen kunnen worden om bossen in het bezit van particulieren te modelleren als regulier beheerd en bossen in het bezit van Natuur Monumenten als niet beheerd. Daarnaast zouden alle sparre- en douglasbossen als regulier beheerd kunnen worden gemodelleerd.

5 Conclusies en aanbevelingen

De toevoeging van bosbeheer in de vorm van regulier bosbeheer en hakhoutbeheer geeft een betere simulatie van de biomassaontwikkeling in bossen die beheerd worden.

Het valideren van de simulaties is een probleem omdat jaarlijkse biomassa schattingen van alle functionele typen waarschijnlijk niet voor handen is. Het opzetten van een dergelijke monitoring lijkt daarom noodzakelijk. Hierbij dienen ten minste de biomassa's van de functionele typen te worden geschat, voor en na het dunnen en de eerste jaren na de kap. Een dergelijke monitoring zou het beste gecombineerd kunnen worden met schattingen van andere parameters voor SUMO en andere modellen. Feitelijk zou er sprake moeten zijn van een aantal vaste meetpunten in Nederland, waaraan simulatiemodellen getoetst kunnen worden.

Het nu veelvuldig toegepaste kleinschalig bosbeheer kan met deze aanpassing van SUMO niet gesimuleerd worden, uitbreiding van het bosbeheer hiermee is noodzakelijk om omvormingsbeheer en een natuurlijker bosbeheer te kunnen simuleren.

De simulatie van het hakhoutbeheer gaat nog niet goed genoeg, er lijkt teveel biomassa in de climaxbomen aanwezig en te weinig in de kruiden (ook hier geldt dat metingen niet voor handen zijn).

Literatuur

Bink, F.A., J. Meltzer, J.G. de Molenaar, T.A.W. van Rossum & G.J. Saaltink (red.) 1979. Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen

Bos, T.C. & A.W.J. Lips 1984. Het Utrechtse bosbeheer. De uitkomsten van een enquête onder Utrechtse boscijgenaren, gehouden ten behoeve van het regionaal bosplan. Landbouw Hogeschool Vakgroep Boshuishoudkunde, Wageningen.

Foppen, R.P.B. & J.P. Chardon 1998. Larch-Europe: a model to assess the biodiversity potential in fragmented European ecosystems. An expert system under the MIRABEL umbrella. IBN-DLO, Wageningen.

Molenaar, J.G. de & H.J.W. Schimmel 1984. Hakhout en natuurbehoud. Nederlandsch bosbouw tijdschrift 56 (2/3) 35-54.

Jansen, J.J., J. Sevenster, P.J. Faber (red.) 1996. Opbrengst tabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. Rapport 221. IBN-DLO, Wageningen.

Kramer H. 1917. De vier hoofdbedrijfsvormen: hakhout, hoogwoud met perseelsgewijzen kap, pleuterbosch en middenbosch. Landbouwhogehoe School, Wageningen. 8 p.

Kros, J., 1998. De modellering van de effecten van verzuring, vermesting en verdroging voor bossen en natuurterreinen ten behoeve van de milieubalans, milieuverkenning en natuurverkenning. Verbetering, verfijning en toepassing van het model SMART2. Wageningen, SC-DLO, reeks Milieuplanbureau 3.

Kros, J., G.J. Reinds, W. de Vries, J.B. Latour & M.J.S. Bollen 1995. Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95. SC-DLO, Wageningen.

Latour, J.B. & R. Reiling 1991. On the Move: concept voor een nationale effecten model voor de vegetatie (MOVE). Rapport 711901007. RIVM, Bilthoven.

Latour, J.B.I., G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz 1997. De Natuurplanner: decision support systeem natuur en milieu versie 1.1. Rapport RIVM 711901019. RIVM, Bilthoven.

Lust N. 1975. Het hakhout. Groene band 19 p. 1-28.

SBNL 1996. Visie bosbeheer. De Stichting Behoud Natuur en Leefmilieu, Doorn.

Schaminée, J., A. Lemaire, R. Korstanje 1987. Hakhout in de Amsterdamse waterleidingduinen. Gemeentewaterleidingen, Amsterdam.

Sloet van Oldenruitenborgh C.J.M. 1982. Waarheen met het beheer van natuurreservaten? De levende natuur 84 (5/6) 133-143.

Vries, W. de, M. Posch en J. Kämäri, 1989. 'Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges'. Water, Air and Soil Pollut. 48: 349-390

Wamelink, G.W.W., C.J.P. Mol-Dijkstra, H.F. van Dobben, J. Kros & F. Berendse 2000. Eerste fase van de ontwikkeling van het Successie Model SUMO 1. Verbetering van de vegetatiemodellering in de Natuurplanner. Rapport 045. Alterra, Wageningen.

Wiemans, E.A.P. & H.J. Hekhuis 1996. Bedrijseconomische consequenties en functie vervulling van kleinschalig bosbeheer. Modelberekeningen en praktijksituaties. Deel A en B. Rapport 205. IBN-DLO, Wageningen.

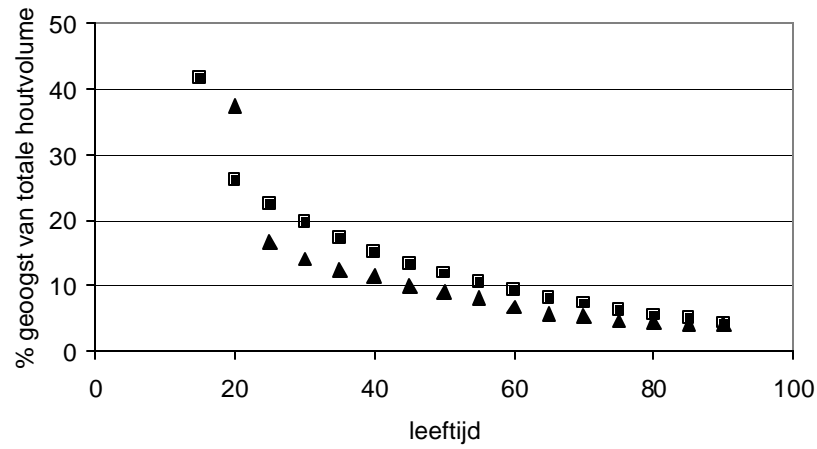
Wiemans, E.A.P. 1999. Kosten en doelrealisatie van omvorming naar kleinschalig gestructureerd bos. Bedrijseconomische consequenties van omvorming van vlaktegewijze opstanden aan de hand van scenario's. Rapport 430. IBN-DLO, Wageningen.

Bijlage 1 Dunningspercentages per boomsoort per dunningsleeftijd

Dunningspercentages per boomsoort per dunningsleeftijd. De dunning start vanaf het moment dat de houtige biomassa van de bomen groter wordt dan 25 ton/ha. vanaf dat moment begint de leeftijd te tellen. De in de tabel aangegeven leeftijd is dus de leeftijd na de eerste dunning! Wanneer het dunningspercentage niet meer verandert betekent dit dat er geen gegevens meer door Jansen et al. (1996) gegeven worden en dat normaal de opstand dan gekapt wordt. Om programmeertechnische redenen is voor elke soort de laatste dunning aangehouden tot 135 jaar na het begin van de eerste dunning.

Leeftijd	Grove den	Corsicaanse den	Douglas	Japanse lariks	Fijnspar	Zomereik	Amerikaanse eik	Beuk	Berk	Es	Zwarte els
0	3,57	22,67	35,56	5,77	13,46	10,47	25,86	4,41	9,09	20,83	3,85
5	18,48	14,62	20,23	20,62	17,75	15,67	16,48	9,84	7,69	31,86	10,58
10	16,15	30,92	17,28	31,83	18,41	13,74	13,6	17,05	18,85	19,57	11,03
15	26,79	19,89	14,74	22,72	27,24	22,61	11,68	19,13	12,56	16,86	17,55
20	20,43	18,02	12,63	18,57	18,35	18,87	37,24	19,41	10,87	14,87	16,68
25	17,71	16,33	10,69	15,2	15,14	17,38	15,11	19,18	10,4	13,39	15,92
30	15,02	14,44	9,16	12,27	13,19	15,59	13,42	17,82	9,52	11,67	15,04
35	12,81	13,3	7,8	9,88	12,52	14,19	11,33	15,43	8,65	10,46	13,98
40	10,91	11,78	6,62	8,23	11,37	13,43	10,14	18,2	7,95	9,35	13,05
45	9,33	10,67	5,7	6,7	10,12	12,42	8,71	16,89	7,41	8,11	11,62
50	7,98	9,56	4,75	5,61	9,31	11,56	7,91	15,51	6,99	6,93	10,97
55	6,79	8,74	4,14	4,89	8,41	10,73	7,44	14,62	6,65	6,4	9,81
60	5,71	7,86	3,36	4,35	7,53	10,01	6,79	13,43	6,37	5,5	8,94
65	5,15	7,08	2,86	4,13	7,53	9,01	6,2	12,68	5,93	4,97	7,97
70	4,62	6,41	2,78	4,18	7,53	8,5	5,84	11,8	5,76	4,64	7,58
75	4,42	6,41	2,47	4,18	7,53	8,03	5,33	10,89	5,07	4,2	6,71
80	4,21	6,41	2,43	4,18	7,53	7,65	5,03	10,2	5,07	4,2	6,71
85	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	7,12	4,93	9,46	5,07	4,2	6,71
90	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,79	4,93	8,67	5,07	4,2	6,71
95	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,78	4,93	8,07	5,07	4,2	6,71
100	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,35	4,93	7,63	5,07	4,2	6,71
105	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	6,89	5,07	4,2	6,71
110	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	6,52	5,07	4,2	6,71
115	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	6,18	5,07	4,2	6,71
120	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	5,65	5,07	4,2	6,71
125	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	5,35	5,07	4,2	6,71
130	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	4,86	5,07	4,2	6,71
135	4,16	6,41	2,4	4,18	7,53	6,09	4,93	4,8	5,07	4,2	6,71

Bijlage 2 Dunningspercentages voor es.



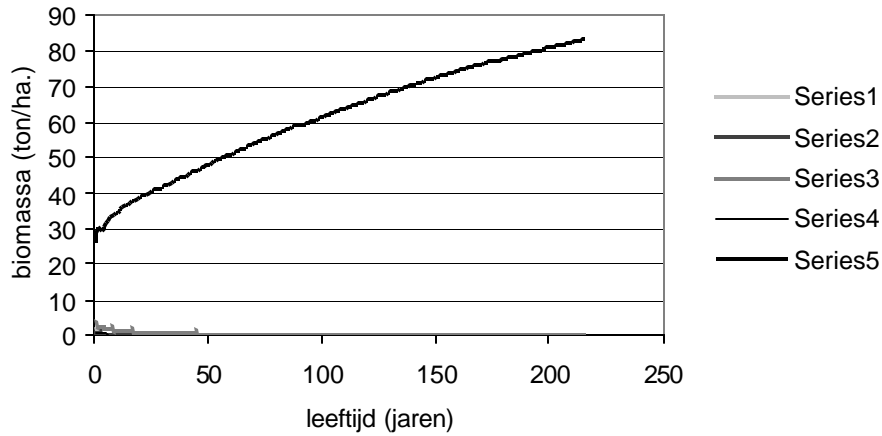
Voorbeeld van de dunningspercentages voor de laagste en de hoogste in Nederland voorkomende boniteit (respectievelijk 4 en 9) voor es (volgens Jansen et al. 1996).

Bijlage 3 Testfile voor SUMO

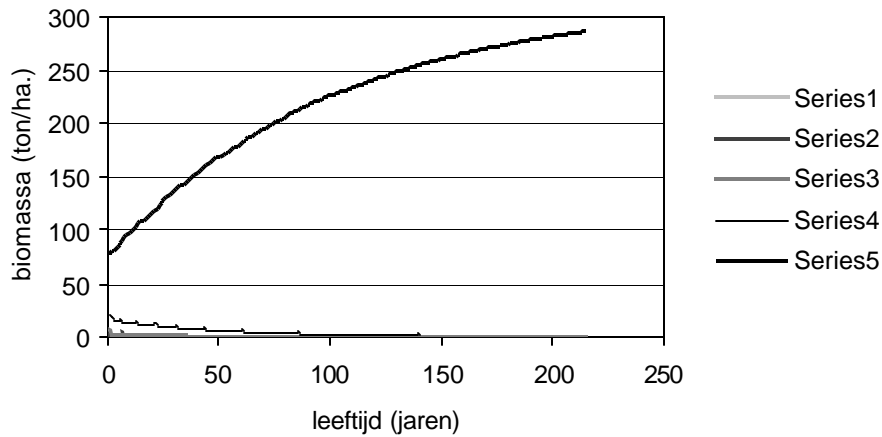
X-coord in m	Y-coord in m	Opp. in ha.	Bem. in ton/ha	Veg. type	Beheer	Plaggen in jaren	Strooisel	Maai- frequentie	Leeftijd in jaren	Filenr	Pboom	Cboom	larch nr.
189750	354500	1,0	0	4	6	30	0	1	30	53	BER	EIK	B209
188750	508750	1,0	0	4	6	30	0	1	30	52	BER	WIL	B226
193750	310250	2,0	0	4	6	30	0	1	30	51	BER	ELS	B225
112000	397000	2,0	0	5	5	30	0	1	140	41	BER	LAR	B219
14750	377750	2,0	0	11	0	30	0	1	50	3	GEE	GEE	B004
14750	377750	8,0	0	2	2	30	0	1	50	8	GEE	GEE	B012
15000	378000	62,0	0	2	2	30	0	1	50	9	GEE	GEE	B012
189750	354500	1,0	0	4	6	30	0	1	30	26	BER	EIK	B209
189750	354500	1,0	0	4	5	30	0	1	30	26	BER	EIK	B209
189750	354500	1,0	0	4	1	30	0	1	30	26	BER	EIK	B209
178250	451000	2,0	0	2	2	30	0	1	25	9	GEE	GEE	B012
63250	369250	1,0	0	3	0	30	0	1	30	22	BER	DOU	B203
64750	436500	2,0	0	4	0	30	0	1	100	44	BER	POP	B225
85000	388250	3,0	0	1	0	30	0	1	25	12	GEE	GEE	B111
93250	479000	9,0	0	10	0	30	0	1	50	1	GEE	GEE	B001
130500	547250	4,0	0	1	0	30	0	1	5	5	GEE	GEE	B114
148500	482750	1,0	0	4	0	30	0	1	30	14	BER	AME	B227
151750	395500	1,0	0	4	0	30	0	1	175	29	BER	EIK	B207
152750	450250	1,0	0	7	0	30	0	1	60	19	EIK	BEU	B208
153000	458000	62,0	0	10	0	30	0	1	1	11	GEE	GEE	B016
154750	458000	2,0	0	3	0	30	0	1	150	25	BER	DOU	B201
156500	390250	1,0	0	3	0	30	0	1	60	23	BER	DOU	B202
165750	370750	8,0	0	4	0	30	0	1	60	31	BER	ELS	B226
167500	384000	1,0	0	5	0	30	0	1	30	34	BER	GRO	B206
169000	360000	2,0	0	12	0	30	0	1	1	10	GEE	GEE	B015
176500	390000	1,0	0	4	0	30	0	1	60	43	BER	POP	B226
180000	608250	1,0	0	8	0	30	0	1	10	49	GEE	GEE	B227
181250	546250	26,0	0	9	1	30	0	1	50	4	GEE	GEE	B038
182000	323250	3,0	0	4	0	30	0	1	100	28	BER	EIK	B225

X-coord in m	Y-coord in m	Opp. in ha.	Bem. in ton/ha	Veg. type	Beheer	Plaggen in jaren	Strooisel	Maai- frequentie	Leeftijd in jaren	Filenr	Pboom	Cboom	larch nr.
183250	477000	2,0	0	4	0	30	0	1	1	50	GEE	GEE	B209
183250	478000	3,0	0	7	0	30	0	1	100	20	EIK	BEU	B207
184000	396250	3,0	0	4	0	30	0	1	100	16	BER	AME	B207
186000	598500	62,0	0	8	0	30	0	1	50	3	GEE	GEE	B007
188750	508750	1,0	0	4	0	30	0	1	60	46	BER	WIL	B226
189750	446500	1,0	0	4	0	30	0	1	175	17	BER	AME	B207
191000	421750	1,0	0	7	0	30	0	1	30	18	EIK	BEU	B209
192250	472750	3,0	0	3	0	30	0	1	100	24	BER	DOU	B201
193750	310250	2,0	0	4	0	30	0	1	100	32	BER	ELS	B225
194750	466250	1,0	0	5	0	30	0	1	60	39	BER	LAR	B220
195000	362750	3,0	0	4	0	30	0	1	60	27	BER	EIK	B226
195500	534000	1,0	0	4	0	30	0	1	30	30	BER	ELS	B227
195750	352000	2,0	0	4	0	30	0	1	60	15	BER	AME	B226
197500	307500	2,0	0	4	0	30	0	1	150	33	BER	ELS	B225
200000	451750	4,0	0	7	0	30	0	1	175	21	EIK	BEU	B207
201000	359500	1,0	0	5	0	30	0	1	150	37	BER	GRO	B204
202250	449500	1,0	0	5	0	30	0	1	100	40	BER	LAR	B222
211250	498750	4,0	0	1	1	30	0	1	20	6	GEE	GEE	B064
212500	602000	62,0	0	2	0	30	0	1	50	2	GEE	GEE	B004
217250	469250	3,0	0	5	0	30	0	1	100	36	BER	GRO	B204
222000	453750	1,0	0	4	0	30	0	1	30	42	BER	POP	B209
236000	547500	1,0	0	5	0	30	0	1	30	38	BER	LAR	B224
241250	466500	28,0	0	2	2	30	0	1	15	8	GEE	GEE	B011
252500	467000	4,0	0	5	0	30	0	1	60	35	BER	GRO	B205
265750	577500	1	0	4	0	30	0	1	30	45	BER	WIL	B227
265750	577500	1,0	0	4	0	30	0	1	140	47	BER	WIL	B225

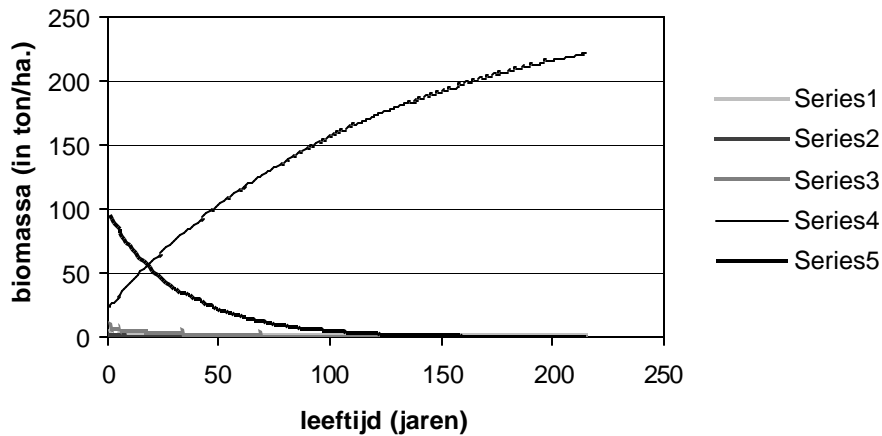
Bijlage 4 Biomassaontwikkeling voor een grove dennen-, eiken- en douglasbos zonder beheer



Biomassaontwikkeling in een 30 jarig douglasbos zonder beheer, gesimuleerd met SMART2-SUMO 1.



Biomassaontwikkeling in een 100 jarig eikenbos zonder beheer, gesimuleerd met SMART2-SUMO 1.



Biomassaontwikkeling in een 140 jarig grove dennenbos zonder beheer, gesimuleerd met SMART2-SUMO 1.

