

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DELLA TUSCIA

Facoltà di Agraria

Dipartimento di Scienze dell'Ambiente Forestale

e delle sue Risorse

Dottorato di Ricerca in Ecologia Forestale

XXIII Ciclo

**Sviluppo di un modello dinamico ecologico-forestale per  
foreste a struttura complessa**



settore scientifico disciplinare BIO/07

Coordinatore:

Prof. Paolo De Angelis

Tutore:

Prof. Riccardo Valentini

Dottorando:

Alessio Collalti

“Tutti i modelli sono sbagliati, ma qualcuno è utile”  
(George Box)

## **Indice generale**

1	Introduzione .....	10
1.1	L'ecosistema forestale.....	10
1.2	Il ciclo del carbonio e la produttività forestale.....	14
1.3	Principi di ecofisiologia vegetale .....	21
1.3.1	La produttività.....	21
1.3.2	Il ciclo del carbonio.....	23
1.3.3	Il ciclo idrologico.....	24
1.3.4	Il ciclo dei nutrienti .....	26
1.4	La Modellistica .....	27
1.4.1	La modellistica ecologica (stato dell'arte).....	30
1.4.1.1	I modelli meccanicistici.....	31
1.4.1.2	I modelli stocastici.....	35
1.4.2	La scala spaziale e temporale di rappresentazione.....	38
1.4.3	Struttura di un modello ecologico.....	39
1.4.4	La modellistica forestale.....	42
1.5	Scopo della ricerca.....	43
2	Materiali e metodi.....	45
2.1	Il modello 3-PG.....	45
2.2	Il modello 3D-CMCC.....	48
2.2.1	Caratteristiche del modello.....	48
2.2.2	Il linguaggio di programmazione.....	49
2.3	Struttura logica del codice.....	50
2.4	Dati in input.....	56
2.4.1	Inizializzazione del modello.....	56
2.4.2	Parametrizzazione della specie e del sito.....	57
2.4.3	Dati climatici.....	57
2.5	Dati in output.....	58
2.6	Modellizzazione della struttura della foresta.....	59
2.6.1	Competizione per la luce e dominanza relativa in un modello multi-strato.....	61
2.7	La ricorsività mensile del modello di base.....	63

2.7.1 La fase vegetativa.....	64
2.7.1.1 L'efficienza di uso della luce, i flussi di carbonio e la produttività .....	65
2.7.1.2 Il calcolo della luce disponibile.....	68
2.7.1.3 I modificatori.....	72
2.7.1.4 Il Bilancio idrico.....	77
2.7.2 La fase non vegetativa.....	82
2.7.2.1 Il Bilancio idrico.....	82
2.8 Il Bilancio annuale.....	83
2.8.1 Partizionamento e allocazione del carbonio.....	83
2.8.2 Mortalità.....	89
2.8.3 Dendrometria.....	92
2.8.4 Rinnovazione.....	97
2.8.5 La gestione forestale e la sua modellizzazione.....	98
2.9 La simulazione.....	100
2.9.1 Descrizione del sito.....	100
2.9.2 Inizializzazione e parametrizzazione del sito.....	103
2.10 Valutazione delle performance del modello.....	105
3 Risultati e discussioni.....	107
3.1 L'analisi del comportamento del modello e l'analisi di sensitività.....	107
3.1.1 Relazione Clima-Produttività.....	107
3.1.2 Relazione tra parametri Specie-specifici, Sito-specifici e Produttività.....	117
3.2 L'analisi quantitativa.....	120
3.2.1 La crescita forestale.....	120
3.3 Comparazione delle performance con il modello 3-PG.....	134
3.4 La simulazione della gestione forestale.....	135
3.5 Analisi dei limiti di 3D-CMCC.....	140
4 Conclusioni.....	142

## Premessa

Attualmente le foreste a livello mondiale coprono circa 4 miliardi di ettari, circa il 31 % dell'intera superficie terrestre. L'Europa nel complesso ha circa il 44% dell'intera superficie coperta da foreste (compresa la Russia europea), circa 1 miliardo di ettari e l'Italia circa il 35%. La massima concentrazione di foreste si trova nella penisola Scandinava, dove la foresta copre il 65% del territorio, seguita da Russia europea e Siberia con il 43%. Il sud America con il 21% ed il centro nord America con il 17% (FAO, 2010). Ciò mostra come le foreste rivestano un importante ruolo sia dal punto di vista socio-economico sia dal punto di vista ambientale. Le foreste rientrano inoltre in un delicato feedback che coinvolge non solo la componente vegetazionale ma anche i cicli biogeochimici e il clima a livello regionale nonché globale. Rappresentano inoltre un importante serbatoio di biodiversità per l'intero pianeta. La conoscenza della quantità di carbonio ( $\text{CO}_2$ ) assorbita e convertita in biomassa dagli ecosistemi forestali rappresenta quindi una preziosa informazione per la loro gestione sostenibile anche e soprattutto nell'ambito dei cambiamenti climatici. Negli ultimi anni la modellistica forestale si è mostrata essere un valido aiuto a tal proposito. Il *3D-CMCC Forest Model*, presentato in questo lavoro, si basa sul noto concetto dell'efficienza di utilizzo della luce (Light Use Efficiency) a livello di chioma lungo un gradiente verticale. E' noto infatti come la mutua interazione tra la crescita forestale e le condizioni di luce, causino nella foresta una differenziazione sia orizzontale che verticale (stratificazione). Il modello utilizza esclusivamente parametri eco-fisiologici che possono essere facilmente sia misurati che calcolati. Il codice del modello, scritto in linguaggio di programmazione C, è stato creato considerando la singola cella all'interno di una struttura tridimensionale con differenti piani variabili a seconda del tipo di foresta da simulare. Il *3D-CMCC Forest Model* è in grado di lavorare infatti su foreste multi-specie, multi-strato e disetanee partendo da una risoluzione minima della cella di un ettaro per scale temporali mensili. La versione multi-layer è il risultato dell'implementazione e dello sviluppo della legge di Lambert-Beer per la stima della luce intercettata, assorbita e trasmessa attraverso i differenti strati che compongono la foresta. Il modello è quindi in grado di stimare per ciascun piano, il valore di luce in termini di *PAR* (Photosynthetic Active Radiation) a partire dall'indice di area fogliare (*LAI*), dal coefficiente di estinzione della luce specie-specifico e dalla copertura percentuale del pixel usando l'approccio della "Big Leaf" nonché l'evapotraspirazione, anch'essa strettamente legata alla luce ricevuta da ogni piano. La presenza di una classe di età, di una determinata specie in un determinato piano nella struttura verticale della foresta determina la

quantità di luce ricevuta ed utilizzabile per i processi di fotosintesi. La densità di popolamento rappresenta un indice di competizione nella determinazione della struttura e delle dimensioni della chioma di un albero all'interno di un popolamento. Il modello quindi riesce a stimare in funzione della densità di popolamento dello strato dominante, la struttura della chioma del singolo albero sia verticalmente che orizzontalmente riportandola a tutto il popolamento. Lo spessore delle chiome e la percentuale di copertura orizzontale costituiscono un indice di competizione per la luce che determina un partizionamento e una allocazione dinamica tra i vari comparti (tronchi, radici, foglie e comparto riproduttivo) della biomassa prodotta nell'anno precedente a quello di simulazione. La copertura vegetale dello strato dominante di una foresta si riflette poi sulla presenza o meno di uno o più strati dominati, sulla loro produttività lorda, sulla loro capacità di stoccare carbonio e quindi sul bilancio lordo e netto di assorbimento di CO<sub>2</sub> dell'intero ecosistema. Tramite il *3D-CMCC Forest Model* è possibile inoltre simulare gli effetti della gestione selvicolturale sulla produttività del bosco e quindi valutare, alla luce dei risultati ottenuti dalla simulazione, il miglior intervento sul sito preso in esame.

## **Summary**

Nowaday the world's total forest area is just over 4 billion hectares, which corresponds to 31% of the whole Earth's surface. Europe (including the Russian Federation) accounts for 25 % of the world's total forest area, followed by South America (21 %), and North and Central America (17 %) (FAO, 2010). In Italy about 100.000 km<sup>2</sup> are covered by forest. This area is 30% of the country and this shows how the forests are important both for socio-economic and for environmental aspects. Forests changes affect a delicate balance that involves not only vegetation components but also biogeochemical cycles and global climate and they play an important role in biodiversity conservation. Hence the knowledge of the amount of Carbon sequestered by forests, represents precious information for their sustainable management in the framework of climate changes. The *3D-CMCC Forest Model* is based on light use efficiency (*LUE*) approach at the canopy level. It's well documented that the mutual interaction of forest growth and light conditions cause vertical and horizontal differentiation in the natural forest mosaic. Only eco-physiological parameters which can be either directly measured or estimates with reasonable certainty, are used. The model has been written in C language and has been created considering a tri-dimensional cell structure with different vertical layers depending on the forest type that has to be simulated. The *3D-CMCC*

*Forest Model* is able to work on multi-layer and multi-species forests type from one hectare cell resolution and at monthly time-step for the typical Italian forest species. The multi-layer version is the result of the implementation and development of Lambert-Beer law for the estimation of intercepted, absorbed and transmitted light through different storeys of the forest in a new logic structure. It is possible estimates, for each storey, a *PAR* value (*Photosynthetic Active Radiation*) through Leaf Area Index (*LAI*), Light Extinction Coefficient and cell Canopy Cover using a “Big Leaf” approach and the evapotranspiration rate, itself closely linked to the light intercepted, for each layer. Hence, the presence of a cohort in a storey determines the amount of light received for the photosynthetic processes. The population density (numbers of trees per cell) represents a good competition index for determining the tree crown structure and tree crown dimension within a forest population. The model assesses the structure of the tree crown both vertically and horizontally on the base of the population density and it upscales the result to the whole stand. The canopy depth and the percentage of horizontal coverage determines moreover a crowding competition index that lead to a specific biomass partitioning-allocation ratio among the different tree components (foliage, roots, stem and fruits) and especially for the stem affecting Height-Diameter (at breast height) ratio hence modelling the forest dynamic. In this model, Height-Diameter ratio is used as an alternative competition index in determining the vigor and the strength of competition on free growth status of trees. The forest dominant vegetative cover affects moreover the presence of a dominated layer, it influences its yield and its carbon stocking capacity and thereby the forest ecosystem CO<sub>2</sub> carbon balance. Using this model it is possible to simulate the impact of climate change on forests as a result of productivity decrement or in some cases increment as well as the feedback of one or more dominated layers in terms of CO<sub>2</sub> uptake in a forest stand and the effects of forest management activities for the next years.

# **1 Introduzione**

## **1.1 L'ecosistema forestale**

La foresta è un'associazione biologica complessa, ad alta eterogeneità spaziale, di diverse specie vegetali e animali d'ogni tipo e forma. Ogni ecosistema forestale può essere considerato come un grande organismo regolato da precisi ritmi fisiologici a loro volta caratterizzati da un'estrema fragilità. Ogni singolo elemento inserito nell'equilibrio assume un ruolo importantissimo nell'autoregolazione dell'ecosistema: dove ogni essere vivente si è “ritagliato il proprio spazio”, in relazione alla capacità dell'ambiente di sopportare la sua presenza, fino ad esserne parte integrante. La foresta inoltre costituisce il miglior strumento a servizio dell'uomo per il controllo naturale degli agenti atmosferici. La copertura continua delle superfici assicura il terreno contro il ruscellamento incontrollato delle acque piovane (deflusso superficiale e deflusso ipodermico); il soprassuolo costituisce inoltre un enorme serbatoio per le precipitazioni, le quali vengono cedute ai fiumi in piccole dosi, proteggendo le superfici dai rischi di inondazione (deflusso di base). Accanto alla regimazione delle acque possiamo aggiungere il fondamentale ruolo che la foresta assume nella regolazione dei flussi termici che arrivano sulla terra dal sole, infatti le piante utilizzano l'energia luminosa per costruire i propri tessuti proteggendo i suoli dal rischio di inaridimento che non in rari casi può dimostrarsi irreversibile (la deforestazione della foresta tropicale porta il suolo ad una desertificazione immediata e irreversibile per i drastici cambiamenti degli equilibri del suolo stesso). La foresta è un ecosistema dinamico molto complesso. La dinamica delle comunità forestali si realizza attraverso due processi principali, il primo consiste nel continuo rinnovamento degli individui che la compongono, il secondo si realizza quando la comunità passa da uno stadio più giovanile ad uno più maturo attraverso variazioni nella sua composizione in specie. Tale cambiamento in composizione prende il nome di “successione ecologica”. La successione è il processo attraverso il quale una comunità per cause naturali e non, si trasforma più o meno lentamente modificando le proprie condizioni di crescita e la propria composizione in specie, così da entrare in uno stato di instabilità e venire quindi sostituita da una comunità più complessa. (Bullini et al., 1998). Nel 1916 e poi nel 1936 Clements introdusse nel suo “*Plants succession: analysis of the development of vegetation*” e in “*Nature and structure of the climax*” il concetto di climax. “Le successioni evolvono costantemente verso uno stadio finale in cui le risorse disponibili vengono utilizzate in maniera ottimale, quindi massima produttività possibile”. Tale successione finale è rappresentata dal climax. Il sistema tende quindi verso lo stallo e non è in grado di evolvere

ulteriormente: esso rimarrà indefinitamente nelle medesime condizioni di composizione, con le sole variazioni derivanti da fluttuazioni casuali fino a che non intervenga dall'esterno del sistema una perturbazione a modificarne le condizioni (Bullini et al., 1998). Risulta evidente come però questo sia solo un concetto teorico che la comunità scientifica nega nella pratica. Un sistema naturale è in continua evoluzione perché continue sono le modificazioni a cui ogni sistema è sottoposto. Il clima stesso (anche in presenza di una certa stabilità) e la radiazione proveniente dal sole rappresentano infatti i maggiori forzanti di questa instabilità.

### La struttura della foresta e la competizione

La mutua interazione fra la crescita di ogni singola specie in una foresta e le condizioni di luce a cui ogni singolo individuo è sottoposto sono la causa della differenziazione spaziale sia verticale che orizzontale in un ecosistema naturale. (Bossel & Krieger, 1994). La struttura della foresta viene definita dal Bernetti (Bernetti G, 1995) come “ il modo con cui gli alberi, che compongono un popolamento, si distribuiscono per classi di età, per classi di diametro o di altre dimensioni, oppure anche per classi arboree (specie)”. L’architettura individuale e collettiva delle componenti di una foresta è il risultato dei processi dell’ecosistema (Harmon et al., 1990) e la relativa distribuzione spaziale ne determina le strategie di rinnovazione, i processi di crescita, il tasso di mortalità, l’uso delle risorse, l’eterogeneità degli habitat e lo sviluppo del sottobosco (Lasserre et al., 2006). I fattori che incidono sulla struttura di un bosco sono principalmente la competizione e la gestione forestale. La competizione per lo spazio e per la luce controlla lo sviluppo in diametro ed in altezza, le dimensioni della canopy e le caratteristiche morfologiche e funzionali delle foglie (Gratani & Foti, 1998; Valladares et al., 2002), mentre la gestione comporta una modifica della complessità strutturale verticale ed orizzontale, interferendo sui processi di autoregolazione e sulla stabilità degli ecosistemi forestali (Swanson & Franklin, 1992; Rubio & Escudero, 2003).

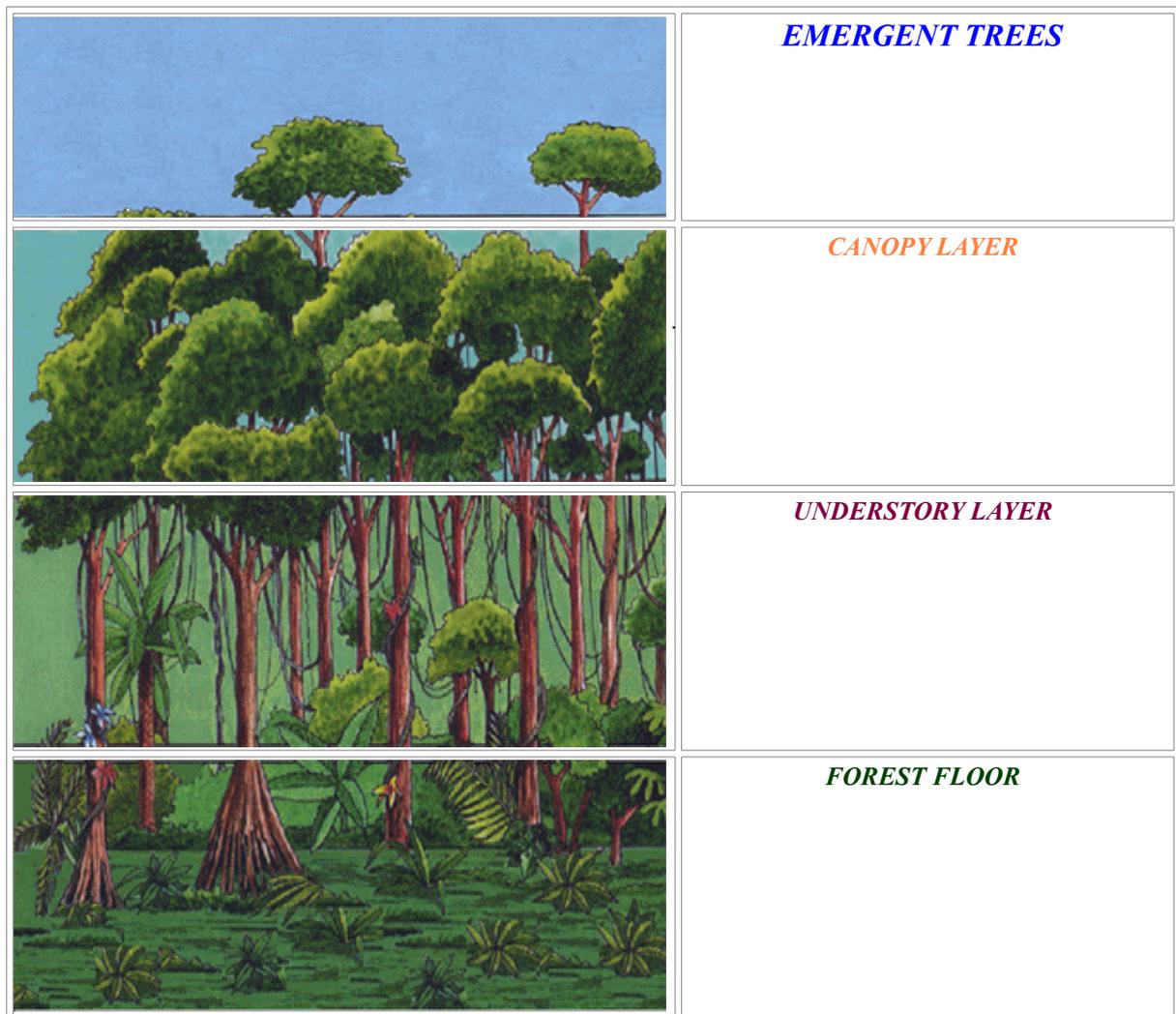


Fig 1.: Struttura e suddivisione secondo piani fisionomici di una foresta equatoriale

La gestione e i processi competitivi (per luce, nutrienti ed acqua) sono alla base quindi della dinamica strutturale di un popolamento forestale. La competizione tra “vicini” (“*neighbours competition*”) rappresenta infatti uno dei più importanti fattori biotici nella riduzione della produttività di un qualsiasi spazio biologico (Wiener & Damgaard, 2006). All'interno di un popolamento forestale infatti le piante di dimensioni maggiori hanno un grandissimo effetto sulla crescita (e sulla mortalità) delle piante vicine di dimensioni minori (Begon, 1984; Weiner, 1990). Tale fenomeno, noto come “*size-asymmetric competition*” (Schwinning & Weiner, 1998), rappresenta la causa più probabile per quei casi in cui la crescita (in termini di produttività) aumenta in maniera più che proporzionale nei popolamenti molto densi (Thomas & Weiner, 1989). In foreste con alta diversificazione strutturale (vedi Fig 1), come quelle equatoriali, si osservano infatti fino a 5 strati di suddivisione (strato emergente o *emergents layer*, strato dominante o *main canopy layer*,

strato sub-dominato o *poles layer*, strato delle *saplings* o arbustivo, strato delle plantule o erbaceo o *seedlings-herbaceous layer*).

## Le specie

Le foreste naturali (non gestite), che rappresentano la maggior parte delle foreste globali, sono composte da un gran numero di specie (numero di specie su unità di superficie), con un grado variabile in funzione della latitudine. Queste rappresentano oggi quindi un importante serbatoio di biodiversità al pari di altri ecosistemi. Nelle foreste equatoriali (*rain forest*) si osserva difatti il più alto grado di diversificazione sia nella struttura che nel numero di specie che la compongono (fino a 300 specie per ettaro). Circa l'82% della biodiversità forestale conosciuta è riscontrabile in questo tipo vegetazionale.

## Le classi di età

Il modello di bosco disetaneo (in cui sono presenti più classi di età) parte dal presupposto che in un bosco naturale la fase di rinnovazione avvenga in continuo sia nel tempo che nello spazio e che pertanto nel medesimo popolamento convivano piante mature, adulte, giovani e finanche gruppi di rinnovazione, secondo una distribuzione inversamente proporzionale alle dimensioni dei soggetti. Tale distribuzione è grossomodo corrispondente ad un ramo di iperbole. Inoltre recenti studi indicano chiaramente come l'età sia una caratteristica importante nella diminuzione della produttività per qualsiasi specie vegetale (Gower et al., 1996; Landsberg & Waring, 1997; Berger et al., 2004). Se è chiaro che questo declino sia principalmente dovuto all'età risulta particolarmente dibattuto il perché. Secondo Landsberg et al. (Landsberg et al., 2001), tale declino è da imputare ad un' aumentata respirazione di mantenimento (*maintenance respiration*) della biomassa legnosa viva. Secondo altri autori invece l'aumentato costo di respirazione non è la causa principale ma il declino è da attribuirsi ad una ridotta quantità di nutrienti nel suolo immagazzinati nei tessuti utilizzati durante la crescita degli stessi individui e che quindi hanno impoverito il suolo (Vitousek et al., 1989; Gower et al., 1996; Murty et al., 1996). Secondo Ryan & Yoder (Ryan & Yoder, 1997) invece, la disponibilità di nutrienti in *stand* con specie adulte può essere correlato alla disponibilità di *stand* con piante giovani. Diversi studi mostrano infatti come giovani piante e piante adulte nello stesso sito (presumibilmente quindi con la stessa disponibilità di nutrienti) mostrino lo stesso tasso

fotosintetico nella mattina ma durante il giorno tale tasso si riduca di circa il 25-30% nelle piante adulte rispetto a quello delle più giovani. Tale differenza è da attribuirsi secondo Yoder (Yoder et al., 1994) ad una differente sensitività degli stomi al deficit di pressione di vapore (*VPD*), che sembra essere dovuto ad una ridotta capacità idraulica nel condurre l'acqua (legata ad una maggiore lunghezza dei fasci vascolari) attraverso le varie parti della pianta adulta (Tyree & Sperry, 1988; Ryan & Yoder, 1997). Da uno studio di Mencuccini e Grace (Mencuccini & Grace, 1996), per lo *Scots pine*, la conduttanza stomatica si riduce di più di un quarto negli individui maturi rispetto ai più giovani. A questa riduzione sarebbe da imputare la riduzione nel tasso fotosintetico. Inoltre, secondo Berger et al. (Berger et al., 2004), le foreste più mature (dove la struttura aumenta in complessità e la copertura delle chiome tende a chiudere la *canopy*) dimostrano una riduzione di produttività, almeno nelle fasi iniziali di sviluppo, a causa dell'aumentata competizione sia intra che inter-specifica per i nutrienti, acqua e per la luce.

## **1.2 Il ciclo del carbonio e la produttività forestale**

Nella sua accezione più generale con il termine “ciclo del carbonio” viene descritto il movimento del carbonio, nelle sue varie forme, tra la biosfera, atmosfera, oceani e geosfera. Atmosfera, idrosfera, litosfera e biosfera interagiscono fra loro e si comportano in modo simile ad un organismo vivente. Le interazioni di questi comparti con l'energia solare e con loro stessi risultano in cambiamenti che vengono indicati con i termini di tempo atmosferico e clima. La radiazione solare passa attraverso nuvole ed atmosfera, le quali riflettono, diffrangono, assorbono e trasmettono diverse quantità di energia prima di raggiungere la superficie terrestre. La superficie terrestre riflette parte della radiazione solare incidente ed assorbe la rimanente. Non appena la superficie terrestre assorbe questa energia, si riscalda e ritrasmette l'energia in eccesso nello spazio. Quando le velocità di assorbimento ed emissione sono uguali (Bilancio Radiativo) la temperatura terrestre è stabile. Se l'atmosfera non esistesse la superficie terrestre raggiungerebbe quindi una temperatura di 0 °C, cioè circa 33 °C centigradi più fredda dell'attuale. Però alcuni gas nell'atmosfera assorbono parte dell'energia radiata dalla superficie e ritrasmettono questa energia verso la superficie terrestre riscaldandola. In questo modo la presenza dell'atmosfera mantiene una temperatura maggiore della superficie terrestre. Questo processo è chiamato effetto serra. I gas atmosferici maggiormente responsabili dell'effetto serra sono il vapor acqueo (H<sub>2</sub>O), l'anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) di cui ci occuperemo, il metano (CH<sub>4</sub>), l'ossido d'azoto (N<sub>2</sub>O) ed ozono (O<sub>3</sub>).

## L'anidride carbonica

A partire dalla rivoluzione industriale, la concentrazione atmosferica di anidride carbonica, la maggior responsabile di questo effetto, ha cominciato un significativo trend di crescita: la sua concentrazione è passata negli ultimi 200 anni da 280 ppm a circa 360-370 ppm (parti per milione) (Conway et al., 1994, Keeling et al., 1995). L'aumento della temperatura globale di 0,3-0,6°C registrato nel corso del secolo scorso viene attribuito all'incremento della concentrazione di CO<sub>2</sub> e di altri gas serra (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CFCs) (IPCC, 1996). Il tasso di aumento è variato con innalzamenti di temperatura più evidenti tra il 1925-1944 e il 1978-1997. Le previsioni prodotte dagli scenari climatici parlano di aumenti previsti nell'ordine di 1,5 e 4,5 °C e l'aumento medio ipotizzato è dell'ordine di circa 2,5 °C. Le temperature aumenteranno maggiormente alle alte latitudini che alle basse latitudini. Uno studio effettuato in una zona densamente forestata in America orientale, effettuato mediante tre modelli di circolazione globale (*General Circulation Model*, GCM) (GISS, Hansen et al., 1988; OSU, e GFDL, Manabe & Wetherald, 1987) predicono aumenti di temperature dai 2,1 °C (GISS model) a 9,4 °C (GFDL model). Tali aumenti sono strettamente legati alla posizione geografica e tendono ad essere maggiori durante le stagioni più fredde (Easterling et al., 1997). Le precipitazioni globali porteranno in alcuni casi e su scala globale ad un aumento di piovosità tra il 3 e il 15%. In altri casi, come in Italia centro-meridionale, in 130 anni le precipitazioni sono diminuite del 15%, soprattutto in primavera e in autunno, mentre la temperatura è aumentata di circa un grado soprattutto nel periodo invernale. La spinta fondamentale a questi aumenti di concentrazione di gas serra è legata tra l'altro all'enorme crescita demografica che ha visto la popolazione passare da un miliardo e duecento milioni di persone nel 1850 agli attuali 6,1 miliardi di persone (anno 2000). Inoltre la crescita di bisogni materiali delle nazioni sviluppate ha aumentato grandemente il consumo e lo sfruttamento individuale di risorse naturali e la produzione di scarti e rifiuti. Il risultato è stato quello di avere influenzato e di influenzare grandemente il bilancio in entrata e in uscita dell'anidride carbonica e degli altri gas serra e il funzionamento e l'equilibrio non solo di alcuni ecosistemi, ma dell'intero ecosistema terra. Non meno importanti sono altri effetti globali, quali ad es. la perdita di un gran numero di specie animali e vegetali (perdita di biodiversità) a causa della distruzione delle foreste, soprattutto tropicali, della caccia e della pesca indiscriminate, dei cambiamenti del territorio, della crescente alterazione del suolo e della qualità delle acque.

## Le foreste

Quale è il ruolo e l'effetto delle e sulle foreste nel ciclo del carbonio? Innanzitutto si tratta di una relazione a doppio senso; da un lato la presenza della foresta contribuisce a ridurre le cause dei cambiamenti climatici attribuibili all'effetto serra, principalmente attraverso la fissazione della CO<sub>2</sub> atmosferica, dall'altro la foresta può risentire dei mutamenti climatici sotto vari aspetti (composizione, estensione, accrescimenti, etc), e si tratta in questo caso di valutare se ciò può far venir meno l'efficienza funzionale degli ecosistemi forestali. Le variazioni annuali della concentrazione di CO<sub>2</sub> sono dovute infatti allo squilibrio tra il tasso di emissione e di assorbimento dello stesso gas; la CO<sub>2</sub> viene infatti emessa dai processi antropogenici di combustione di fonti fossili (petrolio, carbone, gas) e di deforestazione nelle fasce tropicali (quasi sempre realizzata tramite incendio) e dai processi naturali di respirazione delle piante (respirazione autotrofa) e degli organismi eterotrofi (soprattutto a livello del suolo). Il processo fotosintetico invece determina una grande quantità di anidride carbonica che viene poi stoccata sotto forma di carbonio organico all'interno dei tessuti vegetali. Il *Land Carbon Sink* rappresenta quindi il bilancio tra la quantità di carbonio assorbita mediante i processi fotosintetici e la quantità di carbonio che invece viene riemessa in atmosfera tramite la respirazione. Se il bilancio in entrata e in uscita è positivo allora gli ecosistemi forestali agiscono come serbatoi (*sink*), nel caso opposto sono sorgenti (*source*) di carbonio (Schimel, 2006). Il rapporto dell'IPCC (IPCC, 2007) evidenzia come al livello planetario gli ecosistemi terrestri svolgano un ruolo cruciale nell'assorbimento e nello stoccaggio della CO<sub>2</sub> presente negli strati dell'atmosfera. Da questo punto di vista, è dibattuto il contributo relativo dei diversi biomi forestali quali accettori di carbonio (Kauppi et al., 1992, Taylor & Lloyd 1992, Dixon et al. 1994, Gifford, 1994, Ciais et al. 1995, Heimann, 1995, Schimel, 1995, Fan et al. 1998, Phillips et al. 1998, Valentini et al. 2000). Secondo Prentice et al. (IPCC, 2001) gli ecosistemi terrestri ogni anno riescono a fissare una quantità di CO<sub>2</sub> compresa tra 0.5 e 1.5 miliardi di tonnellate pari a circa il 90% del carbonio terrestre mondiale. Le foreste contribuiscono a fissare circa il 42% del carbonio fissato da tutti gli ecosistemi forestali (Whittaker & Likens, 1975). È stato stimato che il tempo di permanenza del carbonio negli ecosistemi forestali varia da pochi giorni per gli essudati radicali ad alcuni secoli per la biomassa legnosa o la frazione recalcitrante della sostanza organica del suolo. Il carbonio a livello globale invece cresce nell'atmosfera con un tasso di 3.3 GtC anno<sup>-1</sup>. A livello globale, nell'ultimo decennio del XX secolo, delle circa 7 GtC emesse annualmente dalle attività antropiche, il 40-60 % è rimasto in atmosfera (Tansl., 1990,

Conway et al., 1994), mentre evidenze sperimentali sempre maggiori indicano che la restante parte viene assorbita dagli oceani e dagli ecosistemi terrestri ma con notevole variabilità inter-annuale e stagionale. Particolarmente dibattuto è inoltre se un aumento di CO<sub>2</sub> possa avere effetti negativi o positivi sulla vegetazione. Il principale effetto negativo è legato al ruolo dell'anidride carbonica come gas-serra: infatti il costante aumento della temperatura degli ultimi decenni è stato messo in relazione diretta, con sempre maggiore affidabilità, con il parallelo aumento della concentrazione di questo gas (Manabe & Stouffer, 1994). Un aumento delle temperature infatti porterebbe ad un elevato tasso di stress idrico per la vegetazione. Altri sostengono che d'altro canto, i potenziali benefici sono legati alla stimolazione dell'attività fotosintetica e a un miglioramento dell'efficienza dell'uso idrico delle piante (Eamus & Jarvis, 1990, Musselman & Fox, 1991, Jarvis & Aitken 1998, Karnoski et al., 2001). Secondo Eamus & Jarvis (Eamus & Jarvis, 1990) un aumento di anidride carbonica potrebbe portare per esempio nelle latifoglie e nelle conifere ad un aumento del tasso fotosintetico tra il 20 e il 120%. L'effetto fertilizzante dell'aumento di CO<sub>2</sub> può essere però ridotto o neutralizzato dall'eventuale presenza di fattori limitanti, quali la disponibilità di azoto nel suolo, o dal possibile incremento della respirazione, sia delle piante che del suolo, stimolata dall'aumento della temperatura dell'aria (McMurtrie et al. 1992, Melillo et al. 1993, Melillo et al. 1996). Per descrivere e predire i cambiamenti climatici è necessario effettuare quindi un monitoraggio continuo della vegetazione che rappresenta la fonte maggiore di assorbimento di CO<sub>2</sub> in grado di contrastare le emissioni di origine antropica (Marino et al. 2004). Le principali componenti del bilancio e dell'allocazione del carbonio in una foresta che si trova in una fase di crescita sono rappresentate dalla quantità e dall'andamento temporale della Produzione Primaria Netta (*NPP*, *Net Primary Production*, ovvero il bilancio tra la quota di energia immagazzinata dagli organismi mediante la fotosintesi e quella consumata tramite la respirazione per il loro mantenimento), dalla sua allocazione nelle diverse componenti, dalla longevità delle radici, dai tassi di decomposizione radicale e dall'ingresso di carbonio nella lettiera epigea e i suoi relativi tassi di decomposizione. Seguendo quanto suggerito da Chapin et al. (Chapin et al., 2006), per i soli flussi di CO<sub>2</sub>, il bilancio del carbonio di un ecosistema (*Net Biome Production - NBP*, tC ha<sup>-1</sup>anno<sup>-1</sup>) può essere descritto con la seguente equazione:

$$NBP = GPP - R_A - R_H - F_{dist} \quad (1)$$

Dove  $R_H$  e  $R_A$  rappresentano rispettivamente la respirazione eterotrofa e quella autotrofa e  $F_{dist}$  l'entità di utilizzazione e di disturbo. Foreste mature indisturbate mostrano uno scambio netto positivo di carbonio con l'atmosfera mentre le foreste giovani, in genere, hanno bilanci negativi. La produttività ecosistemica dipende poi da molti altri fattori come dal tipo di foresta, dall'età, dall'ambiente fisico, dalla latitudine, dal clima (Valentini et al. 2000). Parallelemente alle foreste anche altre tipologie di uso del suolo quali principalmente praterie pascoli e coltivazioni agrarie svolgono importanti ruoli nell'ambito del bilancio del carbonio, in particolare per quanto concerne il carbonio immagazzinato o rilasciato dal suolo (<http://gaia.agraria.unitus.it/carboitaly/intro.html>). In un momento in cui i Cambiamenti Climatici sul nostro pianeta risultano evidenti per i loro effetti, lo studio dei processi di assorbimento di  $CO_2$  rappresentano un fattore cruciale anche in termini di prevenzione e stima della magnitudo degli eventi a cui il nostro pianeta sarà soggetto nei prossimi anni. Una gestione opportuna delle risorse forestali è dunque indispensabile nel quadro delle strategie di azione tese ad apportare un significativo effetto nella riduzione della quantità  $CO_2$  atmosferica. Inoltre una migliore conoscenza del ciclo del carbonio negli ecosistemi terrestri, sia a livello regionale che globale, è necessaria per poter meglio comprendere le sue risposte ai fattori climatici ed ecologici ed alle loro perturbazioni. Diversi studi, basati su simulazioni modellistiche, prevedono che l'impatto dei cambiamenti globali sarà maggiore nelle aree a già forte tensione, sia climatica (alte temperature, scarsa piovosità), che per pressioni antropiche. Attualmente le foreste a livello mondiale coprono circa 4 miliardi di ettari, circa il 31 % dell'intera superficie terrestre (FAO, 2010). In Europa, la massima concentrazione di foreste si trova in Fenno-Scandinavia, dove la foresta copre il 65% del territorio, seguita da Russia europea e Siberia con il 43%, l'Europa nel complesso ha circa il 44% dell'intera superficie coperta da foreste, circa 1 miliardo di ettari e l'Italia circa il 35%. La concentrazione si mantiene molto alta anche nei paesi a clima tropicale e monsonico: Giappone (52%), Indonesia e Birmania (55%), Repubblica Democratica del Congo e Camerun (44%). Inoltre il ruolo che gli interventi di afforestazione potrebbero svolgere nella riduzione delle emissioni totali non è da trascurare. A livello europeo, si stima che fra il 1990 ed il 2000 l'estensione delle aree rimboschite sia stata pari a circa 170000 ha anno<sup>-1</sup>; se mantenuta, questa tendenza potrebbe portare in combinazione con l'espansione naturale del bosco ad una fissazione di 14 Mt  $CO_2$  anno<sup>-1</sup> nel periodo di riferimento 2008-2012 (ECCP - Working Group on Forest Sinks 2003). Le foreste generalmente assorbono più carbonio dall'atmosfera di quanto ne rilascino e per questo gli ecosistemi forestali sono considerati oggi un elemento importante di mitigazione dell'effetto serra, come riaffermato anche all'interno di alcuni articoli del Protocollo di

Kyoto, dove una espansione delle aree forestali su scala planetaria viene considerata come efficace misura di contenimento della CO<sub>2</sub> atmosferica (Papale, 2006). L'ecosistema forestale svolge poi un ruolo fondamentale sotto diversi punti di vista, inquadrabili sostanzialmente secondo tre grandi gruppi: come protezione del territorio e dell'ambiente, di natura diretta o indiretta, di conservazione della natura, in quanto la foresta è habitat naturale per un gran numero di specie animali e vegetali terrestri (Waring & Running, 1998).

### Lo studio dell'ecosistema forestale

In ambito forestale, soprattutto a partire dagli anni sessanta, si è assistito a una propensione sempre più marcata verso l'elaborazione e l'applicazione di modelli matematici per problemi in ambito ecologico e forestale. Negli ultimi decenni infatti la comunità scientifica internazionale, tra cui anche l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), ha focalizzato la propria attenzione sull'analisi dei cicli bio-geochimici del carbonio degli ecosistemi forestali sottoposti ad aumento sensibile dell'anidride carbonica in atmosfera. Per capire e quantificare meglio il ruolo delle foreste nel bilancio globale di carbonio è quindi necessario svolgere studi di lungo periodo finalizzati alla stima dell'assorbimento netto di carbonio e alla produttività dell'ecosistema forestale. I classici metodi inventariali forniscono stime pluri-annuali della produzione primaria netta, basandosi su relazioni allometriche tra il diametro e la biomassa delle piante (Barford et al. 2001, Clark et al. 2001) ma non sono in grado di dare valori in termini di previsione futura. Negli ultimi anni la tecnica micro-meteorologica della correlazione turbolenta (*eddy covariance*) si è affermata come metodo alternativo per la valutazione quantitativa degli scambi di carbonio a scala di ecosistema (Baldocchi & Meyers 1988, Baldocchi et al. 1996, Running et al. 1999, Canadell et al. 2000, Baldocchi 2003, Valentini 2003). Il successo di questa tecnica è legato principalmente a tre fattori: 1) la tecnica permette la stima diretta, non distruttiva, dello scambio netto di carbonio tra foresta e atmosfera: ciò significa che il flusso misurato rappresenta il bilancio netto tra l'assorbimento di CO<sub>2</sub> per via fotosintetica e l'emissione dello stesso gas causata dai processi respiratori, sia autotrofi che eterotrofi; 2) il flusso misurato è relativo a un'area relativamente estesa (qualche ettaro) sopra vento al punto di misura e, a ogni valore di flusso, si può associare una "*footprint*", ovvero un'area che racchiude le sorgenti e gli assorbitori di CO<sub>2</sub> che determinano il dato misurato; 3) la tecnica della correlazione turbolenta è capace di monitorare in continuo gli scambi di carbonio, offrendo la

possibilità di ottenere un bilancio di carbonio su scala giornaliera, mensile, annuale e anche pluriennale, consentendo di studiare dinamiche di lungo termine e l'eventuale impatto dei cambiamenti climatici e delle operazioni di gestione sul ciclo del carbonio di ecosistemi forestali (Marino et al, 2004). Oltre a queste caratteristiche legate allo studio del bilancio di carbonio, questa tecnica si è dimostrata particolarmente adatta allo studio dell'ecofisiologia dell'ecosistema. Infatti essa può essere impiegata per analizzare la risposta dei flussi di anidride carbonica alle variabili climatiche, quali temperatura, umidità e radiazione solare (Law et al. 2002, Manca, 2003, Valentini, 2003), e la variazione dell'assorbimento di carbonio con l'età del popolamento o a seguito di interventi selvicolturali (Manca, 2003, Kowalski et al. 2004). L'importanza della tecnica *eddy covariance* consiste nel poter misurare lo scambio di carbonio netto a livello di ecosistema e fornire quindi un dato insostituibile per la parametrizzazione e validazione di qualsiasi modello non potendosi comunque sostituire all'uso dei modelli stessi per studi di carattere predittivo (Papale, 2006). Insieme alle misurazioni effettuate con la tecnica della correlazione turbolenta, da sempre si sono utilizzate anche le misurazioni dirette e indirette. Le misurazioni dirette rappresentavano fino a qualche decennio fa l'unico mezzo per quantificare la biomassa all'interno degli ecosistemi forestali. A causa degli elevati costi del rilievo diretto in campo della massa arborea, i metodi attualmente più utilizzati per questa determinazione sono le stime indirette e, tra queste, le equazioni di previsione sviluppate in modo da restituire valori di biomassa a partire da grandezze facilmente misurabili in campo, quali diametro e altezza della pianta (Somogyi et al. 2007). Tramite le tavole stereometriche e le tavole alisometriche è possibile infatti quantificare mediante equazioni empiriche che utilizzano dati presi in campo la biomassa di una foresta. Il principale problema dell'utilizzo delle equazioni di biomassa è però la loro applicabilità limitata alle specie e alle condizioni locali della stazione su cui queste equazioni sono state approntate (Jenkins et al. 2003, Zianis & Mencuccini 2003, Zianis & Mencuccini 2004, Wirth et al. 2004). Nonostante le misure puntuali, sia di scambi gassosi (ad es., *eddy covariance*) sia di biomassa (ad esempio i campionamenti distruttivi) permettano di comprendere i processi che guidano le dinamiche del ciclo del carbonio e consentano di quantificare le capacità di sequestro degli ecosistemi forestali, esse non possono essere estese a differenti ecosistemi né essere pienamente utilizzate per generalizzare i risultati su aree più ampie o eterogenee né avere carattere predittivo al cambiamento del clima.

### 1.3 Principi di ecofisiologia vegetale

#### 1.3.1 La produttività

La fotosintesi rappresenta il processo base per qualsiasi organismo vegetale. Questa, guidata dalla energia solare intercettata dalle foglie, produce carboidrati che sono l'energia indispensabile per la sintesi delle proteine e per la formazione di nuovi tessuti come foglie, radici, rami, tronchi e frutti. L'efficienza fotosintetica, ovvero la quantità di carboidrati prodotti per quantità di luce ricevuta, è strettamente legata alla CO<sub>2</sub> assorbita dagli stomi, alla quantità di nutrienti presenti nelle foglie e alla idratazione delle foglie. La temperatura e la quantità di acqua, sia come deficit di pressione di vapore ( $vpd$ ) che come quantità di acqua nel suolo ( $swc$ ), influenzano direttamente l'attività cellulare. La crescita si osserva in condizioni non lontane dalla temperatura ottimale, che è specie-specifica, e di quantità di acqua presente nel suolo. Al di fuori di questo range invece la temperatura o la mancanza di acqua possono causare danni temporanei o permanenti e la morte a partire dalle cellule fino ai tessuti. Una semplice, seppur generale, equazione è in grado di restituire, al livello di foresta, un valore di produttività:

$$NPP = \alpha(\theta, N, T)\phi_{absorbed} - R \quad (2)$$

dove NPP rappresenta la produttività primaria netta ovvero la quantità di carboidrati sintetizzati che formano la biomassa (tonnellate di massa secca per ettaro). Il primo termine alla sinistra rappresenta la produttività primaria lorda (GPP), ovvero la quantità di CO<sub>2</sub> assorbita per unità di tempo. Il coefficiente  $\alpha$  descrive l'efficienza, in condizioni ottimali di luce, nutrienti ed acqua, nel trasformare la radiazione fotosinteticamente attiva assorbita  $\phi_{abs}$  (*photosynthetic active radiation*, PAR) in carboidrati e  $\theta$ ,  $N$ , e  $T$  rappresentano le relazioni che determinano (o limitano) tale trasformazione. Questi fattori infatti regolano l'efficienza ottimale  $\alpha$  attraverso la quale la radiazione assorbita  $\phi_{abs}$  viene poi trasformata in carboidrati (Landsberg, 2003, Landsberg, 2003 a). Una parte di questi vengono poi persi per ossidazione dei carboidrati stessi per essere utilizzati come fonte di energia per la crescita e il mantenimento dei tessuti ( $R$ , respirazione autotrofa).

## La radiazione solare

La fotosintesi è guidata dalla radiazione solare che le foglie ricevono e che rappresenta la fonte di energia affinché il processo fotosintetico possa avvenire. In campo biologico lo spettro della radiazione solare può essere suddiviso in tre parti, l'ultravioletto, il visibile e l'infrarosso (Vedi Fig. 2). In ambito vegetazionale, il più importante è lo spettro del visibile (400-700 nm) che rappresenta circa il 39,8 % della energia della radiazione emessa dal sole.

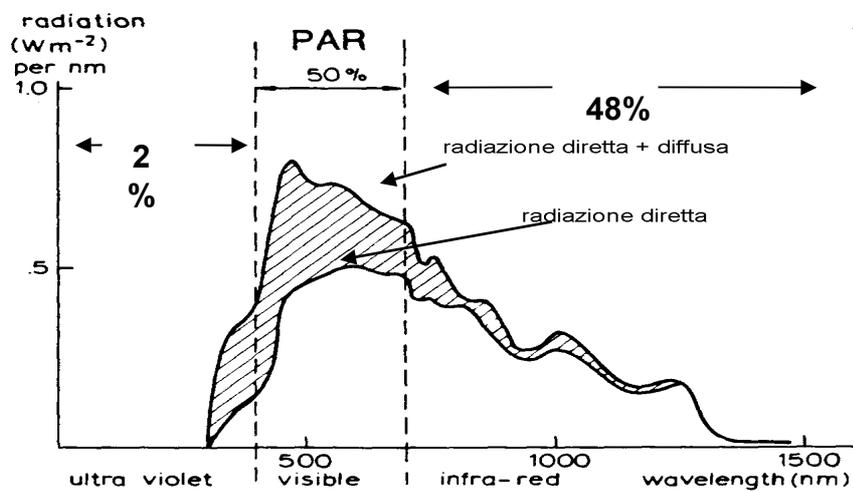


Fig. 2: Spettro della radiazione solare

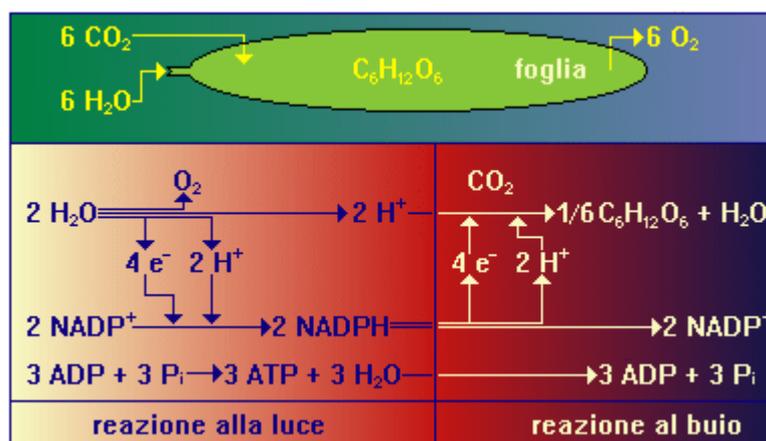
A seconda della scala su cui si lavora, se in dettaglio o meno, è necessario inoltre conoscere come la luce viene intercettata, assorbita, riflessa e in parte trasmessa attraverso foglie. Modelli di dettaglio richiedono la conoscenza della disposizione delle foglie all'interno della chioma del singolo albero, per il calcolo invece della fotosintesi al livello di *canopy* è necessario, come l'equazione (2) dimostra, conoscere la quantità di luce che le chiome riescono ad intercettare ed ad assorbire. Tali modelli quindi necessitano della semplice conoscenza del *leaf area index* (LAI) (Jarvis & Leverenz, 1983; Running & Coughlan, 1988). Numerosi studi hanno infatti dimostrato la linearità della relazione tra l'incremento della biomassa della copertura vegetale durante la crescita vegetativa e la quantità di luce visibile assorbita dalle foglie (Monteith, 1966, Monteith, 1972; Puckridge & Donald, 1967); questo permette di costruire modelli di fotosintesi che richiedono meno equazioni, meno parametri e meno dati misurati rispetto alle parametrizzazioni a scala di foglia. Monsi & Saeki (Monsi & Saeki, 1953) possono considerarsi i pionieri in questo campo di studi seguiti poi da

Monteith (Monteith, 1977) più però da un punto di vista teorico che applicativo. Furono i primi ad applicare la legge di Lambert-Beer (o Lambert-Beer-Bouguer) in ambito botanico. Tale legge è una relazione empirica che correla la quantità di luce assorbita da un mezzo alla natura chimica, alla concentrazione ed allo spessore del mezzo attraversato. Quando infatti un fascio di luce (monocromatica) di intensità  $I_0$  attraversa uno strato di spessore  $l$  di un mezzo, una parte di esso viene assorbita dal mezzo stesso e una parte ne viene trasmessa con intensità residua  $I_l$ , cioè, in un piano orizzontale l'intensità luminosa diminuisce in maniera esponenziale con l'indice di area fogliare ( $LAI$ ). Uno dei più noti e utilizzati modelli di processo, FOREST-BGC (Running & Coughlan, 1988) utilizza, nella sua forma più semplice, la legge di Lambert-Beer nella stima della quantità di luce intercettata da un singolo strato. Il modello BIOMASS (McMurtrie et al., 1990) utilizza invece, in forma più complessa, sempre la Lambert-Beer, per il calcolo della luce intercettata e trasmessa attraverso più *layers* di una stessa *canopy* separando inoltre la luce diffusa da quella diretta. Attualmente tutti i modelli di efficienza di uso della luce (*Light Use Efficiency models*, LUE) utilizzano, nelle varie formulazioni, la legge di Beer per la stima della quantità di luce intercettata per la fotosintesi.

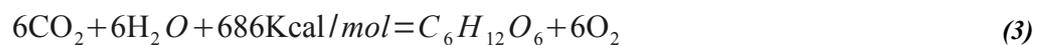
### 1.3.2 Il ciclo del carbonio

La fotosintesi

Come detto in precedenza la fotosintesi è un processo biochimico, tipico degli organismi autotrofi, endoergonico (cioè con assorbimento di energia) di ossidoriduzione, che avviene nelle foglie, attraverso il quale l'energia elettromagnetica fotosinteticamente attiva viene trasformata in energia chimica e l'anidride carbonica e l'acqua in un composto organico (per lo più glucosio) (fase luminosa).



La fase di fissazione del carbonio o ciclo di *Calvin* (chiamata anche fase al buio o fase luce indipendente) comporta l'organizzazione della  $\text{CO}_2$ , ossia la sua incorporazione in composti organici e la riduzione del composto ottenuto grazie al ATP ricavato dalla fase luminosa secondo la formula :



Il tasso di fotosintesi è misurabile quindi dall'assorbimento di  $\text{CO}_2$ , tale assorbimento è stato dimostrato mostra un andamento iperbolico (*rectangular hyperbola response*) all'intensità della luce, con un tasso negativo di assorbimento per alte intensità luminose. Questo processo è anche strettamente legato alla concentrazione di anidride carbonica in atmosfera. Nella modellistica a livello fogliare i maggiori studi sono stati quelli di Farquhar (Farquhar, 1980, Farquhar, 1989) e Farquhar & von Caemmerer (Farquhar & von Caemmerer, 1982) che ad oggi rappresentano lo “stato dell'arte” nella simulazione della fotosintesi a piccola scala di dettaglio. Al livello di grande scala invece, le caratteristiche di fotosintesi della singola foglia assumono un valore molto meno determinante nel computo della fotosintesi generale, sia per la scala spaziale maggiore che per la scala temporale a lungo periodo e si tende ad usare l'approccio della “grande foglia” (“*big-leaf approach*”) (Sellers et al., 1996; Bonan, 1996; Dickinson et al., 1998; Day et al., 2004) up-scalando il singolo processo fotosintetico, con un grado di approssimazione variabile a seconda della scala del modello, dal livello fogliare all'intera *canopy*.

### **1.3.3 Il ciclo idrologico**

La conduttanza stomatica

Gli stomi rappresentano l'interfaccia tra la superficie fogliare e l'atmosfera, il mezzo attraverso il

quale la CO<sub>2</sub> entra nella foglia ed esce il vapore acqueo. Si evince come in un momento dove il clima cambia la conoscenza dei processi di scambio tra atmosfera e pianta rappresenti un fattore cruciale nelle previsioni delle risposte delle foreste a variazioni in concentrazione di anidride carbonica a lungo termine. Gli stomi si aprono e si chiudono in funzione della luce. Rappresentano la prima linea di difesa in caso di stress per mancanza di acqua, questa infatti si muove dalle radici nel suolo verticalmente attraverso la pianta fino alle foglie per uscire poi sotto forma di vapore acqueo. Il tasso di perdita di acqua per evapotraspirazione è poi strettamente legato al deficit di pressione di vapore (*vapour pressure deficit*, VPD) (differenza tra umidità assoluta e umidità di saturazione). Una chiusura degli stomi, dovuta a stress idrico, causa quindi un ridotto assorbimento della CO<sub>2</sub> e quindi un ridotto tasso di crescita. La conduttanza stomatica (*stomatal conductance*,  $g_s$ ) esprime il flusso di gas attraverso gli stomi (quantità di CO<sub>2</sub> per unità di tempo). Lo scambio al livello di *canopy* è invece espresso dalla *canopy conductance* ( $g_c$ ) che è funzione dell'indice di area fogliare e la conduttanza stomatica a livello fogliare. Il problema nell'*up-scaling* dal livello fogliare al livello di *canopy* è grande e dibattuto. Molte infatti sono le variabili che determinano un aumento o una riduzione. Tale problema venne superato da Jarvis (Jarvis et al., 1986) il quale creò un modello fenomenologico semi empirico nel passato ampiamente utilizzato. Leuning (Leuning, 1990, Leuning et al., 1995) creò a sua volta un altro modello, oggi ampiamente utilizzato, il quale tramite una singola equazione semi empirica, riuscì a correlare il deficit di umidità al livello di foglia, ignorando la concentrazione di CO<sub>2</sub>, in una più semplice versione, con il deficit di pressione di vapore. La conduttanza al livello di copertura viene ad oggi, nei modelli più usati, modellizzata semplicemente come conduttanza stomatica, moltiplicata per l'indice di area fogliare e ridotta poi per il deficit di pressione di vapore (Landsberg & Waring, 1997; Sands & Landsberg, 2002)

## Relazione Pianta-Acqua

Il ciclo idrologico è un'importante caratteristica di tutti gli ecosistemi terrestri, in special modo per le foreste, le quali generalmente crescono in climi dove le precipitazioni sono maggiori rispetto alla quantità di acqua che gli alberi sono in grado di utilizzare o che il suolo è in grado di immagazzinare. Le foreste differiscono poi dagli altri tipi vegetazionali a causa della loro altezza, la quale influisce enormemente sulle caratteristiche microclimatiche, sui processi di intercettazione delle precipitazioni e sulla loro maggiore evapotraspirazione, inoltre hanno un apparato radicale molto maggiore e che scende a profondità più elevate nel suolo. (Canadell et al., 1996). Le foreste

rientrano quindi in quel delicato continuum suolo-pianta-atmosfera che caratterizza il microclima di una determinata zona. Determinare gli effetti della quantità di acqua presente sia nell'aria che nel suolo sulla crescita delle piante rappresenta un problema in campo modellistico. In generale, la quantità di acqua presente nel suolo (*soil water content, swc*) ha una influenza non lineare sulla crescita ma piuttosto con un andamento descrivibile con una relazione asintotica (Landsberg & Waring, 1997). Quando infatti la quantità di acqua non rappresenta essere un fattore limitante (asintoto) sono altri i fattori che possono limitarne la crescita, L'importanza dell'acqua nel suolo diventa determinante non appena il livello scende sotto un optimum (specie-specifico) interagendo con il deficit di pressione di vapore nell'aria limitando la conduttanza stomatica, riducendo la capacità dell'albero di assorbire i nutrienti da suolo. Quando questo livello di disponibilità idrica decresce ancora diventa il fattore limitante più importante nella crescita. Ogni modelli deve a tal proposito avere al suo interno un proprio bilancio idrico in grado di stimare, a seconda del *time-step*, la quantità di acqua presente nel suolo (*water balance*). Generalmente questi bilanci tengono in considerazione la quantità di acqua che entra nel sistema tramite le precipitazioni (pioggia e neve) e la quantità che viene persa dal sistema tramite l'evapotraspirazione, l'evaporazione (perdita diretta dal suolo per irraggiamento del suolo stesso), l'intercettazione da parte della copertura vegetale (*rain interception*), il drenaggio superficiale delle acque (soprattutto in siti con suolo molto impermeabile , tipo argilla , con notevole pendenza o con scarsa copertura vegetale).

#### **1.3.4 Il ciclo dei nutrienti**

Il ciclo dei nutrienti nel suolo in una foresta è strettamente legato al ciclo del carbonio e al ciclo idrologico. Le precipitazioni trasportano parte dei nutrienti dall'atmosfera alla superficie fogliare o al suolo. La decomposizione microbica svolge anch'essa lo stesso effetto sui nutrienti, trasformando i composti inorganici in composti organici. L'acqua modifica la struttura chimica dei nutrienti rendendoli disponibili per le radici, la stessa acqua, tramite la traspirazione, rende possibile il loro trasporto attraverso le varie parti della pianta. Le caratteristiche chimico-fisiche del suolo stesso rappresentano un importante *driver* nell'assorbimento e nella disponibilità di nutrienti. Ancora molti processi di assorbimento e partizionamento dei nutrienti sono sconosciuti nelle piante, progressi in questo campo sono stati fatti sulla base degli studi di Ingestad (Ingestad, 1982) il quale scoprì che

l'assorbimento dei nutrienti non è un processo statico ma dinamico, determinato dalle condizioni di crescita e climatiche così come avviene per l'assorbimento di acqua. Pochi sono i modelli che tengono in considerazione nella modellizzazione le concentrazioni di nutrienti nel suolo. CENTURY (Parton et al., 1988, Parton et al., 1993) simula l'assorbimento dell'azoto da parte delle piante con un tasso proporzionale al tasso di mineralizzazione dell'azoto stesso nel suolo (Landsberg, 2003). Una sua validazione risulta difficile anche se molti modelli utilizzano questo approccio, rimanendo comunque secondo molti autori un valido *tool* più da un punto di vista concettuale che pratico (Dewar & McMurtrie, 1996). Così come per l'acqua risulta necessario modellizzare il ciclo idrologico, anche per i nutrienti è indispensabile in molti casi un suo bilancio dei nutrienti in entrata e in uscita dal sistema. I nutrienti infatti entrano all'interno del sistema mediante assorbimento (fogliare e radicale) e qui vengono immobilizzati, vengono internamente riciclati (*internal recycling*) e tornano al suolo con la morte dei tessuti (foglie e rami) e dell'intero individuo.

#### **1.4 La Modellistica**

Un modello è una rappresentazione semplificata della realtà. Secondo una definizione di Jørgensen (Jørgensen, 1997) un modello può essere considerato infatti come una sintesi degli elementi di conoscenza di un sistema. La qualità e l'effettiva validità di un modello dipende quindi dalla qualità di informazioni e di dati tramite i quali descrivere e studiare la struttura e l'evoluzione di qualsiasi sistema gerarchico. Sistema che può essere naturale o artificiale. Con una scarsa quantità di dati a disposizione il modello molto probabilmente ci restituirà risultati non troppo affidabili. Se invece disponiamo di una buona quantità di dati e di una discreta conoscenza del sistema, delle parti che lo compongono e dei processi che lo governano, allora sarà possibile modellizzare tale sistema e la sua dinamica evolutiva attraverso simulazioni numeriche (analisi quantitativa) e grafiche (analisi qualitativa) in grado di raggiungere un elevato grado di accuratezza. Quindi, tanto maggiore è la quantità di dati, ma soprattutto, tanto maggiore è la conoscenza dei processi che stanno alla base della dinamica di un sistema, tanto maggiore e più affidabile sarà il risultato che il modello restituirà. Molto più praticamente un modello è una rappresentazione semplificata mediante algoritmi matematici di un fenomeno. I campi di applicazione poi di un modello sono ampi e variano dall'economia, alla sociologia, all'ingegneria, alla fisica fino all'ecologia a qualsiasi scala e ordine gerarchico (cellula, organismo, popolazione, comunità, ecosistema e biosfera). Il successo

che attualmente stanno avendo in ambito scientifico e non e la loro applicazioni era comunque già stato profetizzato dallo stesso Galileo Galilei alla fine del '500 quando nel suo trattato “*Il Saggiatore*” (Opere, VI, p.232, 1623), in disputa con Orazio Grassi sull'origine delle comete, aveva utilizzato la matematica per “descrivere” la fisica. Da allora la fisica ha usato la matematica come proprio linguaggio e strumento di lavoro “formulando ogni suo problema in termini tali da renderlo adatto ad essere trattato matematicamente” (Bischi, Archimede, Fasc. 4, 1993). Nel campo dell'Ecologia la modellistica ha contribuito in maniera significativa allo sviluppo dell'Ecologia stessa e alla sua affermazione come disciplina autonoma. L'evoluzione degli studi al livello quantitativo, iniziati intorno alla metà del 1900, hanno determinato, come diretta conseguenza, l'evoluzione della modellistica in questo ambito. Tempo prima però già nel 1798 Malthus aveva teorizzato il primo modello di crescita della popolazione umana, quello esponenziale, basato su una semplice equazione differenziale, aveva postulato infatti che la popolazione umana, incontrollata, aumenta in progressione geometrica. Nel 1838 lo statistico Pierre François Verhulst, introdusse il concetto di “capacità portante dell'ambiente o capacità biologica specifica” (*carrying capacity*), ovvero il numero massimo di individui che possono essere mantenuti stabilmente in un ambiente. Tale studio fu alla base poi del lavoro di E. O. Wilson e R. M. MacArthur che nel 1967 ( Wilson & MacArthur, 1967), che sulla base dei loro studi sulla biogeografia insulare teorizzarono il modello della selezione r-K che definisce le basi ecologiche ed etologiche su cui si fonda la dinamica di una popolazione, ponendo i presupposti per l'elaborazione di modelli previsionali che definiscono la potenzialità di successo di una determinata specie animale o vegetale in un territorio. La comprensione quindi di strutture complesse quali ad esempio gli ecosistemi naturali pone comunque non pochi problemi dal punto di vista dell'impostazione scientifica generale. Molti sistemi infatti presentano un alto grado di unicità, una foresta amazzonica ha caratteristiche proprie difficilmente accostabili ad altre foreste pluviali, simili ma mai uguali. La scala sia temporale (ad esempio centinaia di anni) che spaziale (ad esempio migliaia di ettari) su cui si lavora spesso non è riproducibile in laboratorio, anche per sistemi molto semplici. Anche nello studio in campo i problemi a cui si va in contro sono molti. Nel lavoro in campo, infatti, le condizioni sia all'interno che al contorno non sono controllabili, non possono variare a piacimento e non c'è alcuna garanzia che si possano ripetere osservazioni di un certo fenomeno alle medesime condizioni. Mancano quindi le possibilità di usare molti degli strumenti tipici dell'indagine scientifica moderna così come stabilito da Galileo. Non c'è da stupirsi perciò che fin dall'inizio dell'ecologia come scienza (nel 1913 viene fondata la *British Ecological Society*, nel 1915 l'*Ecological Society of America*, nel

1919 esce il primo numero della rivista *Ecology*) si senta la necessità di formulare modelli matematici che permettano di catturare la complessità dei problemi ecologici e di avanzare teorie che permettano di ottenere previsioni assoggettabili alla verifica di campo. A cavallo tra le due guerre mondiali grazie agli studi indipendenti ma contemporanei di A. J. Lotka (1880-1949) e dell'italiano V. Volterra (1860- 1940), i primi concetti essenziali per la comprensione della dinamica delle popolazioni e delle interazioni fra specie erano stati formalizzati ed espressi sotto forma di modelli matematici. Ad oggi Lotka e Volterra vengono infatti considerati i padri fondatori dell'Ecologia teorica e della modellistica applicata. Uno degli scopi principali dell'ecologia è infatti quello di studiare le interazioni fra diverse popolazioni che coesistono (se coesistono) nello stesso territorio. Tramite i loro modelli viene descritto il rapporto trofico tra due specie in cui una delle due (preda) fornisce alimento per l'altra (predatore). Sulla base di questa teoria Volterra fu quindi indotto a formulare il famoso “Principio di esclusione competitiva”: quando due o più specie sono in competizione per la medesima risorsa limitante (es. cibo, acqua, luce etc), una sola delle specie, quella più efficiente nell'utilizzo di della risorsa ai fini della crescita demografica e della sopravvivenza, persiste nel lungo periodo escludendo tutte le altre. Il modello, matematicamente molto semplice, consiste in una coppia di equazioni differenziali non lineari che sono state il prototipo di tutti i successivi modelli matematici oggi applicati in ecologia. Per questo la nascita dell'ecologia matematica viene fatta coincidere con la pubblicazione delle loro teorie. Tuttavia, è solo con l'affermarsi di una visione dei processi ecologici basata sull'analisi dei flussi energetici, fra gli anni '40 e '60, che l'uso dei modelli matematici si diffonde in ecologia, non soltanto a fini previsionali, ma soprattutto come strumento di ricerca e di sintesi delle conoscenze. In ecologia i modelli non vengono utilizzati esclusivamente in chiave analitica per lo studio delle componenti ecosistemiche; essi servono soprattutto per investigare proprietà e reazioni dell'intero, in altre parole per rivelarne le proprietà olistiche (Odum, 1984; Capra, 1997). *“Esistono infatti proprietà definite “emergenti”, che si manifestano solo ad un certo stadio di organizzazione gerarchica della materia, non valutabili nell'analisi delle singole componenti di un sistema”* (Franzese et al., 2003). Un modello non può comunque contenere tutti gli aspetti del sistema reale, esso non rappresenta infatti *“l'immagine matematica della natura e non esprime quindi l'intima e reale essenza del fenomeno; esso va piuttosto inteso come una sonda concettuale immersa nella realtà, capace di fornire una interpretazione del fenomeno osservato”* (Israel, 1994). Attualmente, l'aumento della comprensione dei processi che stanno alla base dei fenomeni ha determinato la nascita di molti nuovi modelli, sempre più complessi. Spesso vengono accorpate singole equazioni, capaci di

descrivere la dinamiche determinando una visione più chiara. Oltre a ciò, l'evoluzione degli strumenti di calcolo ha reso possibile anche lo sviluppo di nuovi approcci alla modellizzazione dei sistemi ecologici, che si sono affiancati a quelli più tradizionali, generalmente basati su sistemi di equazioni differenziali. La crescente disponibilità di dati misurati ha inoltre aumentato le capacità previsionali. Capacità previsionali che sempre più spesso vengono utilizzate in ambiti differenti dall'ecologia fino a se stessa. La politica gestionale in questi ultimi anni sta spingendo molto nell'utilizzo dei modelli in ambito previsionistico. Come puntualizzato da Costanza e Ruth (Costanza & Ruth, 1998), la modellistica ecologica risulta utile anche per costruire consenso attraverso i processi di democrazia partecipativa e coadiuvare, quindi, le scelte dei decisori politici (*policy maker*). Infatti è possibile realizzare simulazioni di molteplici potenziali e scenari in grado di descrivere nel tempo l'evoluzione delle componenti ecologiche, dei gruppi di portatori di interesse (*stakeholder groups*) e delle relazioni esistenti tra questi. Spesso i modelli di simulazione si rivelano gli unici strumenti per stimare gli scenari futuri e le alternative gestionali che non possono essere testate nel mondo reale (Mladenoff & Baker, 1999).

#### **1.4.1 La modellistica ecologica (stato dell'arte)**

Negli ultimi trent'anni considerevoli progressi sono stati fatti nello sviluppo dei modelli ecologici e nella conoscenza di come la vegetazione e il paesaggio interagiscono con i modelli regionali e globali di circolazione. I modelli ecologici coniugano la rappresentazione della biologia delle piante, la dinamica ecosistemica e le funzioni che simulano la fotosintesi e la dinamica del carbonio e degli altri nutrienti tra le varie parti che compongono una pianta. Il problema, nella scelta di un modello piuttosto che di un altro, risiede nella comprensione di quale riesca a catturare le caratteristiche fondamentali dei processi, per quella risoluzione spaziale e temporale, e che sia poi in grado di spiegare le variazioni e le influenze che le condizioni esterne generano così che le integrazioni tra le varie parti restituiscano un *output* corretto (Landsberg, 2003). I modelli in ecologia possono essere suddivisi in varie tipologie, scale di processo e time-step a seconda dei metodi che vengono utilizzati ma soprattutto dalle finalità applicative, ciascuno con le proprie potenzialità ed i propri limiti (Thornley, 1976; Hunt, 1982; Decoursey, 1992; Mäkelä et al., 2000).

### 1.4.1.1 I modelli meccanicistici

La prima e più grande suddivisione comprende i modelli cosiddetti deterministici (o meccanicistici). Questo tipo di modelli, come dice il nome stesso, descrivono e spiegano un determinato fenomeno in base ai meccanismi fondamentali che governano il funzionamento del sistema. Tali tipi di modelli prevedono la scomposizione dei vari processi in un certo numero di sotto-processi più semplici e quindi più facilmente trattabili ed adatti ad essere incorporati nelle equazioni differenziali che formano il modello stesso. Il modello viene di fatto suddiviso in equazioni più piccole, più facilmente controllabili e modificabili. Il modello deterministico tenta quindi di simulare numericamente un processo. Per ottenere questo risultato è necessaria la conoscenza dello stato di partenza, (le cosiddette condizioni iniziali), attraverso il quale è possibile fornire i valori di inizializzazione delle variabili indipendenti del sistema di equazioni di cui è composto il modello stesso. Il valore della variabile al tempo  $t$  può assumere uno ed unico valore. Il modello quindi evolve verso un unico risultato. In questo modo abbiamo ottenuto un risultato unico, numerico, per ogni punto nello spazio e ad ogni istante temporale futuro. Ne sono un esempio i modelli di Lotka e Volterra, di Malthus e di Verhulst. Di fatto il modello meccanicistico è basato sulla risoluzione analitica del sistema di equazioni matematiche che lo compongono. Il modello meccanicistico ha i suoi limiti nelle variabili che gli vengono passate come input, esse infatti sono legate alle condizioni sperimentali in cui sono state misurate.

#### I modelli di processo

L'articolo del 1977 di Monteith (Monteith, 1977) apparso sulla rivista "*Philosophical Transactions of the Royal Society*" rappresenta per i modelli di processo l'alpha della modellistica di questo genere. In questo articolo Monteith dimostrava che le colture (*crops*) crescevano in maniera direttamente proporzionale con la quantità di luce assorbita. Successivamente tale relazione fu estesa anche alle foreste e ad ogni altro organismo fotosintetizzante. I cosiddetti "modelli di processo" (*Process-based models*, PBMs), che rientrano nel gruppo dei modelli matematici o deterministici, possono essere definiti come una procedura attraverso la quale il comportamento di un sistema può essere descritto dalla interazione tra un insieme di componenti funzionali e l'ambiente attraverso processi fisici e matematici nel tempo e nello spazio (Godfrey & Pesaran 1983; Bossel, 1994). I modelli di processo sono di fatto rappresentazioni dei sistemi biologici che

incorporano al loro interno la conoscenza dei meccanismi fisiologici ed ecologici mediante algoritmi predittivi (Mäkelä, 2003). I modelli a base funzionale cercano di saldare le conoscenze di dettaglio disponibili sui singoli processi biologici e sulle loro mutue interrelazioni per spiegare e predire quantitativamente le proprietà emergenti di sistemi complessi quali le piante e gli ecosistemi forestali (Dezi & Magnani, 2007). I modelli di processo incorporano e tengono conto degli effetti della variabilità ambientale sull'ecosistema e riescono a quantificare gli effetti prodotti sulle foreste dai cambiamenti climatici, dall'aumento della CO<sub>2</sub> e delle deposizioni di azoto. Caratteristica di questi modelli è la richiesta molto alta di dati dettagliati per ottenere degli output affidabili. Rappresentano comunque un potente mezzo nello studio degli ecosistemi e dei processi che li governano (Aber et al., 1982; Sands et al., 2000). In ambito forestale, negli ultimi anni, in questo genere di modelli si è assistito ad una loro ulteriore suddivisione in funzione delle metodologie utilizzate per descriverne i processi come i *Gap models*, (Pacala et al., 1993; Bugmann, 2001), i modelli ibridi (*Hybrid models*) (Sitch et al., 2008), i modelli di paesaggio (*landscape models*) (Lischke et al., 2006; Scheller et al., 2007) o i modelli biogeografici ad ampia scala (*Broad-scale biogeographic models*) (Prentice et al., 1992). In un momento in cui gli effetti dei cambiamenti climatici modificano profondamente gli stessi processi ecologici i modelli di processo risultano particolarmente importanti in quanto incorporano al loro interno gli effetti diretti di tali aumenti di concentrazione di CO<sub>2</sub> (es C-FIX: Veroustraete et al., 2002) e possono essere considerati un valido aiuto nella simulazione della distribuzione e della produttività delle foreste prese in esame. In base alla conoscenza di questi processi biologici, la rappresentazione matematica può essere derivata da relazioni empiriche fra le variabili rilevanti se la nostra conoscenza del processo è limitata oppure dal rapporto causa-effetto, quindi in maniera deterministica (Blake et al, 1990).

## I Gap models

I *gap models* hanno avuto un rapido sviluppo negli ultimi due decenni (Shugart et al., 1992). Basati sui concetti sviluppati principalmente da Botkin et al. (Botkin et al., 1972) e Shugart & West (Shugart & West, 1979), i *gap models* simulano le successioni forestali in foreste a copertura continua (100% di copertura fogliare del pixel) e in foreste con copertura discontinua a causa della morte di alberi maturi che lasciano un spazio vuoto (*gap*). La successione intra ed inter-specifica è strettamente legata alla crescita in condizioni di competitività e alle condizioni ambientali. Nei primi modelli la crescita era descritta esclusivamente come funzione tra il tasso di crescita e la

solare intercettata da ciascun albero. I modelli più recenti tengono in considerazione anche della quantità di nutrienti presenti nel suolo (es *FORTNITE model*: Aber et al., 1982; *FORTNUT model*: Weinstein et al., 1982; *LINKAGES model*: Pastor & Post, 1985, Pastor & Post, 1986), dell'umidità del suolo (*FORENA model*: Solomon, 1986), la dispersione dei semi fra plot vicini (*ZELIG model*: Urban, 1990, Urban et al., 1991), o gli effetti, ad ad alte latitudini, della presenza di uno strato di permafrost e di altri fattori ambientali (*JABOWA model*: Botkin, 1993). La forza di questi modelli, per lo più spazializzati su singolo individuo (*Individual based model, IBMs*), risiede nella loro capacità di simulare in maniera abbastanza realistica la competizione per la luce tra gli individui. L'utilizzo di questo modelli richiede però la conoscenza della singola posizione (*spatially explicit models*) di ogni singolo albero all'interno del *plot* e analizza le relazioni spaziali che intercorrono tra tutti gli individui presenti. Sono modelli inoltre che lavorano, per la grande mole di dati richiesti, su scale spaziali molto piccole (Pretzsch et al., 2008)(es JABOWA, 10 x 10 m, SORTIE, 100 x 100 m) il che limita la loro utilizzazione per lo studio sugli effetti dei cambiamenti climatici al livello globale, in quanto obbligano, se adoperati per scale maggiori, ad un alto grado di generalizzazione ed approssimazione, assumendo una omogeneità spaziale che spesso non si trova nelle foreste naturali. Rappresentano comunque un valido *tool* nello studio, ma in dettaglio, dei processi competitivi spaziali all'interno degli ecosistemi forestali (Shugart and Smith, 1996). Il più recente ed utilizzato *gap model* è *SORTIE* (Pacala et al., 1993), spazialmente esplicito, alla risoluzione spaziale di *stand*, basato su una complessa serie di equazioni, spesso empiriche, suddivise in sotto-modelli più semplici che simulano la dispersione dei semi, la competizione della luce in funzione delle distanze reciproche dei singoli alberi, la rinnovazione forestale, la crescita e la morte degli individui.

#### I modelli di processo su scala ecosistemica

I modelli di processo su scala ecosistemica (*Ecosystem Process models*) sono sempre più spesso utilizzati nella studio e nella stima dei flussi di carbonio al livello di paesaggio ma anche su scala globale. Rappresentano un nutrito gruppo di modelli in ecologia (es *MAESTRO*: Wang & Jarvis, 1990; *FOREST-BGC*: Running & Coughlan, 1988; *CENTURY*: Parton et al., 1988; *GEM*: Rastetter et al., 2003, *TREEDYN 3*: Bossel, 1994; *C-FIX*: Veroustraete et al., 2002; *FORMIX*: Bossel & Krieger, 1994; *3PG*: Landsberg & Waring, 1997; Sands, 2004). Questo tipo di modelli simulano la fotosintesi della *canopy* (mediante il concetto della *big leaf*), la traspirazione, l'umidità del suolo, la

formazione della lettiera, i cicli del carbonio e dell'acqua e la produttività primaria netta e lorda ad una ampia varietà di scale sia temporali che spaziali di rappresentazione. L'utilizzo di questi modelli sta avendo un grande successo in ambito forestale grazie anche al fatto che sempre più spesso si hanno a disposizione dati telerilevati (*remote sensing data*) che offrono una aumentata quantità di informazioni sia in fase di inizializzazione che in fase di validazione (es *C-FIX*: Veroustraete et al., 2002, *3PG-s*: Landsberg & Waring, 1997; Sands, 2004). Le equazioni utilizzate sono di complessità intermedia, questi modelli sono infatti stati strutturati per catturare alcuni dei più importanti processi ecosistemici ed usano delle funzioni che possono essere utilizzate su una ampia varietà di scale. La scala spaziale a cui generalmente lavorano (ecosistema) riesce a descrivere alcune delle principali caratteristiche nella struttura e fisionomia della foresta. Rappresentano un valido *tool* nello studio di quei processi eco-fisiologici fondamentali, al livello di specie, in una scala intermedia (circa un ettaro) tra i *gap models* e i modelli su scala globale.

#### I modelli biogeografici a grande scala

Molti sono stati i modelli di vegetazione sviluppati negli ultimi anni per simulare al livello globale e continentale i cambiamenti nella vegetazione potenziale tra cui i modelli statici biogeografici (*Static Biogeographic Models*, SBMS) e i modelli dinamici globali (*Dynamic Global Vegetation Models*, DGVMs). I modelli più semplici erano basati sulla correlazione tra clima e vegetazione. Tra i primi, l'*Holdridge Life Zone Classification System* o *Holdridge Bioclimatic Classification* (HBC) è stato usato per simulare gli effetti dei cambiamenti climatici sulla distribuzione al livello globale della vegetazione. (Köppen, 1936; Holdridge, 1947; Prentice et al., 1992; Prentice & Fung, 1990). La classificazione di Holdridge è un modello che utilizza tre variabili bioclimatiche (temperatura media, precipitazione annua e il rapporto tra l'evapotraspirazione potenziale e le precipitazioni) per descrivere la relazione tra i *patterns* climatici e la distribuzione ad ampia scala della vegetazione. L'assunzione di Holdridge è che l'attuale distribuzione rimarrà la medesima se le condizioni climatiche resteranno le stesse. Un secondo tipo di questo genere di modelli è rappresentato dai cosiddetti "*Box's model*". Tali tipi di modelli sviluppati da Box (Box, 1991) prevedono una stretta relazione tra il macroclima e la "*Plant Life Forms*" (o *Plant Functional Types*, PFTs). Box asserisce che a scala globale la vegetazione possa essere suddivisa in 90 *Plant Functional Types*. Ogni singola PFT rappresenta un *set* di specie (es, tropicali sempreverdi latifoglie etc) caratterizzate da particolari caratteristiche morfologiche e fisionomiche in risposta al clima. I

*Box's models* differiscono dal modello di Holdridge, secondo Peng (Peng et al., 2002), in una migliore stima della risposta allo stress idrico. I limiti climatici di ciascuna PFT definiscono i limiti climatici spaziali in cui ogni PFT può quindi esistere. I biomi non sono quindi limitati geograficamente dal clima ma sono il risultato della presenza o meno e della distribuzione di ogni PFT. Di fatto è la presenza della specie a determinare il bioma e non vice-versa. L'evoluzione di questo genere di modelli ha portato pochi anni dopo alla riduzione del numero totale delle PFTs.

(14) A determinare la distribuzione delle specie non sono più esclusivamente le caratteristiche specie-specifiche bioclimatiche ma tale suddivisione è principalmente basata sui meccanismi fisiologici interni (*BIOME*: Prentice et al., 1992, *BIOME3*: Haxeltine and Prentice, 1996; *CCVM*: Lenihan, 1993; *NASA-CASA*: Friedlingstein, 1999). Attualmente uno dei modelli su scala globale più utilizzato è *LPJ* (*Lund-Pstam-Jena Model*). Questo modello dinamico, che rientra nella famiglia dei modelli dinamici globali (*Dynamic Global Vegetation Model*, *DGVM*), accoppia equazioni di processo (*process-based equations*), in rappresentazioni su larga scala (pixel di 1 Km<sup>2</sup>) di modelli dinamici di vegetazione terrestre, modelli di circolazione globale (*General Circulation Model*, *GCM*) e modelli di scambi “terra-atmosfera” di carbonio ed acqua (Sitch et al., 2008). In *LPJ* il numero delle PFTs utilizzate si è ulteriormente ridotto a 10 (8 di specie arboree e 2 di specie erbacee). Differentemente dagli altri modelli di grande scala, *LPJ* include esplicite rappresentazioni della struttura della vegetazione, della dinamica, della competizione fra popolamenti di PFTs e un modulo sulla biochimica del suolo ad un dettaglio più basso rispetto ad un *gap models* ma su una scala spaziale di gran lunga più ampia

#### **1.4.1.2 I modelli stocastici**

La seconda macro-tipologia di modelli è rappresentata dai modelli stocastici (o empirici). Un modello stocastico è un modello costituito da un insieme finito di variabili casuali che dipendono da un parametro "*t*", con il quale si indica generalmente il tempo, e dai valori che le singole variabili casuali hanno assunto nel passato. Cioè con riferimento ad una base statistica di partenza, tengono in considerazione le variazioni (causali e non) delle variabili di *input* e quindi forniscono risultati in termini di probabilità. I valori che quindi una variabile può assumere sono differenti, cioè con differenti probabilità di manifestazione. L'inizializzazione delle variabili casuali avviene mediante l'identificazione della distribuzione di probabilità che caratterizza ogni singola variabile, attraverso l'analisi statistica di una base di dati raccolti nel passato, che rappresenta lo spazio probabilistico dei

valori che la variabile casuale può assumere. Una volta ricostruita la distribuzione di probabilità delle singole variabili casuali è possibile simulare, attraverso il modello stocastico, la variazione nel tempo della distribuzione di probabilità delle variabili casuali, ottenendo come risultato un nuovo spazio probabilistico di valori per ogni variabile casuale. In genere i modelli stocastici hanno una struttura più complessa di quelli deterministici. Il modello stocastico utilizza un insieme di tecniche e procedure statistiche per la simulazione anch'esso dei fenomeni reali. Un esempio di modello statistico è il Metodo Monte Carlo. Il metodo si basa su un algoritmo che genera una serie di numeri tra loro intercorrelati che seguono la distribuzione di probabilità che si suppone abbia il fenomeno da indagare. Un modello diventa stocastico se anche un solo processo (ad esempio un disturbo dovuto ad incendio, uragano etc etc) viene descritto matematicamente come un evento casuale nel sistema. Secondo Prentice et al. (Prentice et al., 1992) i modelli di regressione comunemente usati per predire la crescita forestale restituiscono valori di limitato interesse nella simulazione delle condizioni future delle foreste sottoposte a cambiamenti climatici in quanto le relazioni empiriche fondamentali che ne stanno alla base potrebbero non essere più valide al variare delle condizioni climatiche. I cambiamenti in concentrazione dell'anidride carbonica renderebbero differenti le condizioni in cui quelle relazioni empiriche sono state create. Ne consegue che le tavole di crescita e di produzione tradizionalmente usate in molti campi per produrre stime future (Davis & Johnson, 1997) sono da considerarsi inappropriate per la stima di crescita oltre i 50 anni (King, 1993). Secondo Bossel (Bossel, 1994) inoltre nei modelli descrittivi (ovvero statistici) la validità è circoscritta alle osservazioni empiriche determinate dal momento in cui sono state create. Molto precise per un limitato range di valori ma estremamente poco attendibili fuori da questi range (Lieth, 1975).

### I modelli ibridi

Un modello ibrido (*hybrid model*) è un modello in cui la componente meccanicistica viene accoppiata a concetti stocastici. Rappresenta un compromesso tra processi sintetizzati secondo equazioni matematiche (processi come il bilancio del carbonio e il bilancio idrico) con elementi empirici (ad esempio la dispersione dei semi). Nel campo della modellistica ecologico-forestale la discussione se sia più vantaggioso l'utilizzo di un modello deterministico piuttosto che un modello empirico è una discussione sempre aperta (Battaglia & Sands, 1998; Landsberg & Coops, 1999; Mäkelä et al., 2000). Generalmente la debolezza di un modello di un tipo rappresenta la forza

dell'altro e vice versa (Peng et al., 2002). Spesso è possibile però trovare un compromesso che dia le migliori risposte utilizzando contemporaneamente equazioni matematiche di processo, che ben evidenziano relazioni e processi anche di lungo periodo, con modelli empirici che danno un *fit* migliore per un determinato set di dati e per tutte quelle variabili legate al caso che un modello di processo non è in grado di determinare (es. incendi, malattie etc) (Shinozaki et al., 1964; Valentine, 1985; Kimmins, 1993; ; Kimmins et al., 1999, Mäkelä, 1986). Un esempio di modello ibrido è *TRIPLEX* (Peng et al., 2002) il quale integra modelli come *3-PG* e *CENTURY* e un modello di produttività e crescita chiamato *TREEDYN3* (Bossel, 1994).

#### **1.4.2 La scala spaziale e temporale di rappresentazione.**

Il problema della spazializzazione in ambito modellistico è un problema frequente. Il problema è rappresentato spesso dalla diversa scala (sia in termini di tempo che di spazio fisico) a cui ogni ciclo si manifesta. Dalla fotosintesi, che spesso viene modellizzata su scala di foglia, fino alla modellizzazione della distribuzione delle piante al livello mondiale e le interazioni tra associazioni vegetali e il clima. E' noto come in un qualsiasi sistema gerarchizzato se si passa a livelli sempre più alti i vari processi appaiono più semplici. Ogni processo quindi andrebbe trattato con la stessa scala di dettaglio a cui si manifesta ma spesso il compromesso rappresenta l'unica soluzione nella risoluzione di questo tipo di problema. Ad oggi l'utilizzo di modelli che lavorano su scale spaziali sempre maggiori (regionali se non addirittura su scale continentali) rappresenta una dei maggiori cambiamenti e successi in ambito ecologico (Waring & Schlesinger, 1985). Molti processi avvengono su un scala temporale semi-oraria, (ad esempio la fotosintesi al livello fogliare), altri su scale molto più lunghe come la crescita dei tessuti che hanno *time-step* di settimane, mesi o anni. Esistono differenze nel modo di rappresentare tali processi e nel numero e nel tipo delle variabili richieste. Non esistono modelli che funzionano meglio di altri, ma ci sono differenze che fanno sì che non tutti possano essere adatti ad un particolare caso di studio. Nella fase di scelta bisogna quindi considerare i seguenti aspetti:

a) La risoluzione spaziale: gli studi possono essere rivolti a piccoli bacini o all'intero globo. Cambia il livello di dettaglio e di conseguenza sono diversi i problemi da affrontare. Uno studio a scala ecologica (< 1 km<sup>2</sup>) esige risultati più dettagliati (utilizzo di modelli spazialmente espliciti) di uno condotto a scala globale (>10 km<sup>2</sup>) (utilizzo di modelli non spazialmente espliciti).

b) La scala temporale: i modelli a scala mensile (*3-PG*, Landsberg & Waring, 1997; Sands, 2004) sono molto più semplici, quelli a scala giornaliera (*BIOME-BGC*, Running & Hunt, 1993) richiedono una grande mole di dati aggiuntivi che spesso non sono disponibili se non per simulazioni di processi molto specifici.

I modelli spazialmente espliciti (*spacially explicit models*) (es *SORTIE*, Pacala et al., 1996) rappresentano un folto gruppo di modelli (es. *gap models*). Il problema di tal tipi di modelli è che il loro utilizzo è circoscritto a scale spaziali molto piccole (ad es 100 m x 100 m). Risultano ottimi nella simulazioni dei processi a piccola scala di rappresentazione ma diventano computazionalmente molto pesanti in quanto richiedono, per le loro caratteristiche spaziali, un mole molto grande di dati. Difficile quindi un loro utilizzo nello studio di quei fenomeni che avvengono a

scala regionale o globale. Spesso inoltre una quantità di dati così alta (per esempio l'esatta conoscenza della posizione geografica di ogni singolo individuo) non è disponibile. Come dimostrato da Fulton (Fulton, 1991) un modello non spazialmente esplicito (ad eccezione della posizione geografica del pixel o della zona da simulare), se pur meno accurato, può rappresentare una valida alternativa. In un modello non spazialmente esplicito la quantità di dati in *input* e quelli da processare risulta decisamente minore, permettendo un suo utilizzo più veloce e più facile per scale spaziali a partire dall'ettaro. Se nel modello spazialmente esplicito è il singolo albero a venir rappresentato nei modelli non spazialmente espliciti il singolo albero medio viene utilizzato come rappresentazione dell'intero popolamento.

### **1.4.3 Struttura di un modello ecologico**

I modelli di simulazione servono a riprodurre per analogia l'andamento temporale delle caratteristiche osservabili di un processo complesso. Macchine di calcolo sempre più potenti hanno reso possibile la traduzione in linguaggio macchina di equazioni ed algoritmi matematici sempre più complessi e, attraverso essi, hanno consentito di compiere simulazioni sempre più confrontabili con la realtà osservata. Negli anni Settanta, non ci si è più accontentati di simulare processi avvenuti nel tempo passato e si è incominciato a far girare i modelli di simulazione sul tempo futuro, ottenendo in tal modo delle estrapolazioni (o proiezioni). In molti casi le estrapolazioni dei modelli di simulazione sono risultate (e risultano) così vicine alla realtà che essi sono spesso considerati (impropriamente) modelli previsionali. Nella sua formulazione matematica un modello ecologico si compone di cinque parti fondamentali: le variabili esterne (o funzioni forzanti), le variabili di stato, le equazioni matematiche (che descrivono i vari processi), i parametri e le costanti universali. Le funzioni forzanti sono funzioni esterne al sistema considerato. In generale la forzante  $p(t)$  agente sui sistemi reali è una funzione che si ipotizza nota, e che assume valori specifici in funzione del tempo  $t$  e che agisce sul sistema stesso forzandone l'evoluzione, ad esempio nei modelli climatici il sole rappresenta una funzione forzante (esogena). Le variabili di stato; descrivono lo stato del sistema. Possiamo rappresentare un sistema come una "scatola nera" con ingressi, solitamente indicati con  $u(t)$ , ed uscite  $y(t)$ . Lo stato del sistema è descritto da un insieme di variabili, dette appunto di stato, solitamente indicate con  $x(t)$ , che definiscono la "situazione" in cui si trova il sistema ad un certo istante temporale. Ad esempio: in un modello di competizione le

variabili di stato saranno rappresentate dalle popolazioni considerate. La selezione delle variabili di stato è una scelta di cruciale importanza nella struttura del modello, anche se in alcuni casi la loro scelta risulta implicita. Le equazioni matematiche sono usate per descrivere l'evoluzione dei processi biologici, fisici e chimici. In particolare esse descrivono le relazioni tra funzioni forzanti e variabili di stato. I parametri sono coefficienti nelle formulazioni matematiche dei processi. In un modello causale un parametro avrà un valore definito (ad esempio un tasso di accumulo di una sostanza tossica in una pianta). Molti parametri non sono però indicati in letteratura come costanti, bensì come intervalli (range). La malleabilità di un modello ne rappresenta un punto di forza, permette infatti di intervenire direttamente su quegli aspetti che in fase di modellazione possono dimostrarsi meno predittivi e performanti. La complessità di un modello prevede che i vari processi che vengono simulati vengano divisi secondo una scala gerarchica. In prima analisi un modello deve contenere al suo interno un bilancio dell'energia che entra ed esce dal sistema (*Energy Balance*). Energia che nei modelli bio-geochimici è principalmente rappresentata dalla radiazione solare (*Short-wave radiation balance*), dal flusso di calore sensibile e latente (*Sensible heat flux* e *Latent heat flux*) e dagli scambi di calore tra suolo e atmosfera (*Soil heat flux*). In seconda analisi il modello deve prevedere un bilancio idrico (*Water balance*); la quantità di H<sub>2</sub>O che entra nel sistema sotto forma di precipitazioni (pioggia e neve), la sua intercettazione da parte dello strato vegetale, l'infiltrazione nel suolo, la quantità di acqua presente nel suolo (*Soil water content*) e la sua uscita tramite l'evaporazione, l'evapotraspirazione o il ruscellamento superficiale. In terza analisi il bilancio di carbonio. La fotosintesi e la produttività primaria lorda (*Gross Primary Production*, GPP), la respirazione di mantenimento (*Maintenance respiration*) e la respirazione di crescita (*Growth respiration*), la produzione primaria netta (*Net Primary Production*, NPP), l'allocazione e il partizionamento del carbonio sintetizzato dalla fotosintesi (*Partitioning* e *Carbon allocation*), il carbonio che arriva alla lettiera con la caduta delle foglie e alla morte delle radici, dei rami e del tronco, la produzione ecosistemica (*Net Ecosystem Production*, NEP) e la decomposizione. I modelli più complessi al loro interno contengono anche il bilancio degli elementi (*Elemental balance*) e le loro trasformazioni tramite la nitrificazione, la denitrificazione, l'immobilizzazione, la mineralizzazione, l'erosione etc etc. La modellistica ecologica rappresenta quindi l'interazione tra tutti questi cicli nel loro insieme. Necessario, per mantenere il modello semplice e funzionale, è che ogni aspetto venga rappresentato e tradotto in equazioni semplici. Una fase essenziale nella procedura modellistica, che spesso precede la formalizzazione matematica del modello, è la ricognizione verbale del problema. Von Neumann definisce un modello matematico come: “un

costrutto matematico che, con l'aggiunta di certe interpretazioni verbali, descrive dei fenomeni osservati". Il modello verbale è comunque abbastanza difficile da visualizzare, pertanto risulta più conveniente tradurlo in un diagramma concettuale (definito come "*flow chart*") che contiene le variabili di stato, le funzioni forzanti e le indicazioni su come le componenti del sistema sono intercorrelate attraverso la formulazione matematica dei processi. Questo è anche l'approccio del linguaggio energetico simbolico di Odum (Odum, 1996) orientato alla descrizione qualitativa del sistema investigato e utile per la formalizzazione del costrutto matematico del modello, successivamente utilizzato per l'analisi quantitativa e dinamica. All'interpretazione verbale del modello, la realizzazione del diagramma concettuale e la sua formulazione matematica, fanno seguito altri stadi di fondamentale importanza nella procedura modellistica: la calibrazione, l'analisi di sensitività e la validazione.

#### **1.4.4 La modellistica forestale**

I modelli matematici sono stati e sono un importante strumento nell'analisi degli ecosistemi forestali dagli inizi degli studi ecologici (Odum, 1984). Il modello infatti rappresenta uno strumento per meglio studiare e comprendere i processi ecologici osservati e per predire le evoluzioni future di un sistema (Thornley, 1998). Da questo punto di vista i pionieri della modellistica in ambito forestale possono considerarsi Robert MacArthur e Robert May. La possibilità di predire il tasso di crescita e quindi la produttività di un bosco a partire da dati iniziali facilmente reperibili è uno dei principali problemi per la gestione forestale, sia nel caso di boschi già esistenti sia per la programmazione di nuovi impianti (Assmann, 1970). I modelli forestali colmano quel *gap* tra le misure “classiche” proprie della dendrologia e le misure della micrometeorologia. L'ecosistema forestale non può essere infatti descritto da poche equazioni, risulta infatti così estremamente complesso e articolato che ha portato all'elaborazione e all'evoluzione negli ultimi anni di sistemi di equazioni sempre più complessi composti spesso da centinaia di equazioni tra loro intercorrelate, grazie anche allo sviluppo di calcolatori e simulatori sempre più potenti e performanti. Requisito fondamentale di ogni modello dovrebbe essere la chiarezza in termini di processi modellizzati e la possibilità di modifica al codice del modello stesso. Come precedentemente accennato in un modello forestale la dinamicità sul medio-lungo termine rappresenta un'importante caratteristica così come per qualsiasi ecosistema naturale. Un modello che non tenga conto del continuo cambiamento delle variabili (modello statico) che governano e dirigono i processi non può essere utilizzato che per simulazioni in intervalli temporali molto brevi. Solo negli ultimi anni i modelli hanno incominciato a tenere in considerazione molti aspetti della dinamica di una foresta sottoposta a perturbazioni (modelli dinamici). Il modello *TREEMIG* (Lischke et al., 2006) per esempio, seppur in maniera empirica, è in grado di modellizzare i processi e le interazioni, su scala di paesaggio, essenziali per simulare la dinamica evolutiva come per esempio la riproduzione (produzione di semi) ma soprattutto la sua dispersione (*seed dispersal*). Altri modelli come *LANDSIM* (Roberts, 1996) o *LANDIS* (He et al., 1999) riescono a cogliere quegli stessi aspetti includendo tra i processi casuali anche i fattori di disturbo quali gli incendi, il vento, le malattie e la gestione selvicolturale. I modelli forestali inoltre devono tener conto delle mutue relazioni che si vengono a creare tra gli individui a causa della struttura tridimensionale di una foresta (specialmente in quelle non gestite selvicolturalmente). Risulta quindi chiaro come in un modello di processo dinamico la componente strutturale, ovvero la disposizione degli individui sia orizzontalmente che verticalmente, quindi la fisionomia della

foresta stessa, sia determinante sia in termini di produttività, di mortalità che di rinnovazione. La struttura di una foresta riflette in parte la sua storia passata mostra quella presente e ne indica il suo futuro. La tridimensionalità di un modello (quindi la suddivisione della cella elementare di simulazione secondo i tre piani cartesiani  $x, y, z$ ) permette la comprensione e la simulazioni di quei rapporti spaziali che intercorrono tra individui conspecifici e non come tra popolamenti disetanei e coetanei. La maggior parte dei modelli attualmente esistenti infatti lavora su una struttura logica bidimensionale ( $x, y$ ). Indistintamente la *canopy*, sia dominata che dominante, viene considerata come una unica *big leaf* non permettendo in molti casi la suddivisione e lo studio distinto dei rapporti di competizione esclusiva e produttività di ogni singolo strato (*layer*). Per semplificare come riferisce Oikawa (Oikawa, 1985) e Bossel & Krieger (Bossel & Krieger, 1994) nei *canopy layers models* i processi fisiologici del singolo albero possono venire mantenuti ma il singolo albero viene aggregato in unità rappresentative in base alla propria classe di età, alla propria classe di altezza e alla specie (Bossel & Krieger, 1994), inoltre è possibile in questo tipo di modelli la stima dell'attenuazione della luce nel profilo verticale della foresta. La suddivisione poi per classi di altezza determina che ciascun albero di quella classe di altezza è caratterizzato dalle proprie variabili di stato (numero di alberi, densità della chioma, diametro alla base, produttività primaria netta etc etc). La modellizzazione inoltre di una foresta (specialmente se non gestita) deve tener conto di tutti gli individui (intesi come unità specifiche), che in percentuale variabile, dichiarano la propria presenza ecologica all'interno dell'ecosistema. Risulta quindi evidente come nella modellistica attuale l'utilizzo di modelli che contemporaneamente siano in grado di modellizzare tutte le specie presenti, la struttura della foresta verticale, la presenza delle varie classi di età, la rinnovazione e la mortalità abbia un enorme valore sia in termini puramente ecologici che pratici di gestione forestale.

## **1.5 Scopo della ricerca**

Ad oggi la comunità scientifica si avvale di numerosi strumenti nell'indagine dell'evoluzione naturale e non delle foreste. La modellistica ecologica e forestale rappresenta uno di questi strumenti. L'analisi dei principali lavori pubblicati in tale ambito ha portato ad indagare quale fosse il *gap* presente tra quanto prodotto fino ad oggi e quanto richiesta sia nell'ambito della ricerca sia in un ambito più applicativo per i *policy makers* e i selvicoltori. Obiettivo del presente lavoro è stato

quindi quello di creare un modello ecologico-forestale di simulazione per la stima della crescita e della dinamica di boschi multi-specifici, disetanei a fisionomia complessa (multi-strato) applicabile ad un'ampia varietà di boschi italiani, europei e mondiali. Si è partiti da un modello riconosciuto come un valido strumento nella simulazione della crescita forestale di impianti mono-specifici (*stand*), come il *3-PG* (Landsberg & Waring, 1997) che però si è dimostrato nella pratica non utilizzabile per foreste a struttura complessa se non con fortissime limitazioni e per pochissimi siti. L'obiettivo principale del lavoro perciò è stato quello di creare uno strumento che fosse in grado di integrare le caratteristiche principali di tale modello in una struttura logica più complessa richiedendo comunque un numero limitato di dati in *input* ed ottenere come *output* un alto numero di informazioni di carattere ecologico-forestale ed essere inoltre un valido aiuto pratico negli studi assestamentali del settore. Tale struttura logica ha permesso la simulazione di tutti i principali processi eco-fisiologici che avvengono nelle foreste la cui fisionomia si avvicina, con grado variabile in complessità strutturale, alle foreste definibili naturali. Le foreste definite in questo contesto "naturali" sono infatti quelle foreste in cui la mutua relazione tra specie diverse, con differenti età e suddivise in due o più piani, determina forti variazioni nel tasso di produttività, mortalità e di rinnovazione. Sebbene l'obiettivo iniziale fosse quello di simulare la sola competizione per la luce tra due piani fisionomici di un bosco, la necessità di applicare tale modello ad una più ampia serie di boschi, ha portato all'integrazione anche della multispecificità e della disetaneità, riscontrabili praticamente in tutte le foreste non gestite selvicolturalmente. Il passo verso un modello che tra gli obiettivi tenesse conto anche della gestione forestale e della rinnovazione naturale, è stato breve ed ha portato come risultato il presente lavoro.

## 2 Materiali e metodi

### 2.1 Il modello 3-PG

Il *3D-CMCC Forest Model*<sup>1</sup> utilizza nella *routine* principale molte delle equazioni del modello *3-PG (version 2)* (Landsberg & Waring, 1997; Sands, 2004). La scelta di utilizzare molte delle equazioni che governano il modello *3-PG* è principalmente dovuta alla loro semplicità e alla loro applicabilità per molte specie forestali (Coops et al., 2001; Landsberg et al., 2001; Sands & Landsberg, 2002; Waring, 2000; Almeida et al., 2004; Dye et al., 2004; Esprey et al., 2004). Inoltre la sua applicabilità per un ampio range di zone climatiche (Vedi Fig. 3) (*3-PGS*, Nolè et al., 2009), per lunghe cronosequenze (230 anni) (Feikema et al., 2010) è confermata anche dalla grande mole di pubblicazioni scientifiche che confermano la validità di tale approccio sia spaziale che temporale nella modellizzazione della crescita forestale (Coops et al., 1998; White et al., 2000; Coops & Waring, 2001; Coops et al., 2001; Tickle et al., 2001). Inoltre le molte versioni “*improved*” del modello originale (es *3-PGN*, Xenakis et al., 2008, *SECRETS-3PG*, Sampson et al., 2005 *3-PGS*, Nightingale et al., 2008, *3-PGday*, Nolè et al., 2007; *3-PG+*, Feikema et al., 2010) hanno confermato la scelta di questo modello come punto di partenza. Il modello *3-PG*, in particolare, cerca di catturare la funzionalità del bosco concentrando l’attenzione su un numero molto limitato di processi fondamentali a loro volta rappresentati con la massima semplicità ed è finalizzato al riconoscimento di importanti convergenze funzionali fra differenti tipi vegetali (Dezi & Magnani, 2007). Se da una parte questa rappresentazione schematica implica un minor realismo e una ridotta capacità predittiva, dall’altra essa permette di meglio individuare e comprendere le mutue interrelazioni delle parti e le dinamiche alla base delle proprietà emergenti del sistema (Dezi & Magnani, 2007). Il *3-PG* è un modello di processo (*PBMs*), generico e ibrido (*HMs*) creato per predire la crescita forestale, la mortalità annuale, gli incrementi diametrici legati allo stand e molte altre variabili di interesse nella gestione forestale. Richiede relativamente pochi dati in input (sia per il sito sia per la specie modellizzata) e riesce a predire su base mensile molte variabili utili nel “*forest management*” e nella stima degli effetti dei futuri cambiamenti climatici sulle foreste (Coops & Waring, 2001). Il modello di Landsberg & Waring è un modello applicabile ad impianti monospecifici, coetanei, a singolo strato con copertura completa da parte delle chiome del pixel (al livello di ettaro) su una scala temporale mensile ed annuale. Il cuore di *3-PG* sono principalmente

---

<sup>1</sup> *3D-CMCC Forest Model* è l’acronimo di *Three (3) Dimensional (D)-EuroMediterranean (M) Center (C) for Climate (C) Change (C) Forest Model*

cinque *sub-models* (o *sub-routines*): 1) la produzione di biomassa, 2) il partizionamento e la allocazione della biomassa prodotta, 3) la mortalità, 4) il bilancio idrico, 5) la conversione della biomassa in variabili di interesse nella gestione forestale (ad esempio il *MAI*, Incremento medio annuo). Lavorando su una scala temporale mensile, i dati climatici richiesti sono la temperatura media mensile ( $^{\circ}\text{C}$ ), il deficit di pressione di vapore (kPa), le precipitazioni cumulate mensili (mm), la radiazione globale mensile ( $\text{MJ m}^{-2}$ ) ed i giorni mensili di gelo. Per ciò che riguarda le caratteristiche del sito il modello lavora esclusivamente su scala di ettaro e i dati richiesti come input riguardano la posizione geografica (Latitudine e Longitudine), il tipo di suolo (es Argilla, Sabbia etc), il tasso di fertilità, la capacità idrica di campo. La parametrizzazione della specie simulata risulta essere la più dispendiosa in termini di quantità di dati richiesti. Il modello viene inizializzato con il numero di piante presenti nell'impianto, l'età del popolamento, i valori di biomassa iniziali dei tre comparti, foglie, radici (indistinte tra radici fini e grosse) e tronco (rami e corteccia compresi) e la quantità iniziale di acqua presente nel suolo, tutto al livello di ettaro. Come dichiarato dagli stessi autori (Sands, 2004) i dati in output principali riguardano valori di produttività legati allo *stand* e di interesse nella gestione forestale Tali dati sono la produttività primaria netta (*NPP*), l'evapotraspirazione (*ETransp*), l'area specifica fogliare (*SLA*), l'indice di area fogliare (*LAI*), il diametro medio a petto d'uomo (*DBH*), l'incremento medio annuo (*MAI*), la disponibilità idrica nel suolo (*ASW*), l'area basimetrica (*BA*). Tali valori possono essere ottenuti sia su scala annuale che su base mensile.

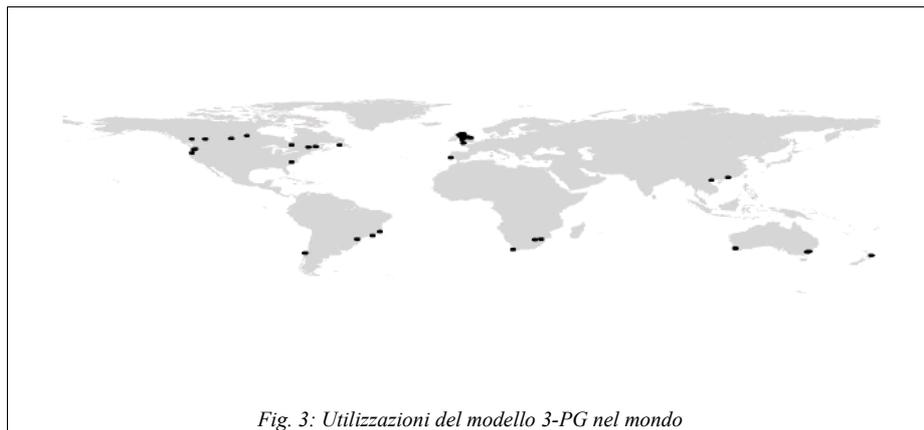


Fig. 3: Utilizzazioni del modello 3-PG nel mondo

Analisi delle potenzialità e dei limiti di 3-PG

## Potenzialità

Le principali potenzialità di *3-PG*, che lo hanno reso uno dei più usati simulatori in ambito modellistico, risiedono principalmente nella sua facilità di comprensione degli algoritmi utilizzati. Un modello generale e di processo come questo, riesce a rappresentare mediante formule matematiche relativamente semplici i principali aspetti ecologici che governano la dinamica forestale e la sua crescita. La scala, sia temporale che spaziale, a cui il modello lavora permette inoltre di semplificare molti aspetti che richiederebbero indagini di campo e una quantità di dati ancora maggiori. L'utilizzo della scala al livello di ettaro permette inoltre di evitare il calcolo della respirazione autotrofa ed eterotrofa e quindi di dover comprendere nelle variabili in input la presenza dell'azoto, settando il rapporto produttività primaria lorda e netta su un valore fisso è possibile quindi ricavare quest'ultima. Inoltre a questa scala è possibile up-scalare la fotosintesi dal livello fogliare al livello di *canopy* tramite l'approccio della "*big-leaf*" e utilizzare l'"albero medio" come rappresentativo dell'intero popolamento preso in studio. La distribuzione degli individui all'interno del pixel è considerata uniforme e non spazialmente esplicita. L'ecologia insegna e la pratica conferma infatti che gli alberi tendono a crescere lì dove ci sono le condizioni di luce per poter effettuare la fotosintesi. Rilievi in campo e i risultati delle simulazioni confermano continuamente come per medio-grandi scale l'esatta conoscenza della posizione geografica di ogni singolo individuo non sia necessaria ma che un tale tipo di generalizzazione sia un buon compromesso tra qualità dei risultati e richiesta di dati. Seppur con i limiti sotto elencati in ambito internazionale il modello è stato comunque molto utilizzato e per varie parti del globo con buoni risultati predittivi (Vedi Fig. 3).

## Limiti

Il modello come dichiarato dagli stessi autori presenta dei forti limiti nella sua applicabilità in siti dalle caratteristiche diverse da quelle per cui è stato creato. Nato per simulare la crescita di impianti forestali mono-specifici, mono-stratificati e coetanei risulta non utilizzabile, a meno di forti semplificazioni, per foreste naturali, che nella maggior parte dei casi si presentano multi-specifiche, multi-stratificate e disetanee. Per semplicità inoltre gli autori settano di *default* la copertura vegetale del pixel pari ad 1 (100% di copertura vegetale) che è possibile trovare raramente in ambiti naturali e solo in foreste molto dense. Inoltre la competizione per luce e nutrienti non viene presa in considerazione se non indirettamente come competizione per lo spazio che determina in base alla

biomassa dei tronchi una mortalità “*density dependent*”. Il modello inoltre è stato scritto per la simulazione di foreste composte esclusivamente da specie sempreverdi (es foreste di *Eucalyptus*) e che quindi non tiene conto, nella caso venisse utilizzato per specie caducifoglie, della completa caduta delle foglie alla fine della stagione vegetativa. Inoltre il modello anche se contiene gli algoritmi per determinare il tasso di caduta delle foglie non comprende un modulo per la decomposizione della lettiera e il conseguente bilancio legato alla variazione della fertilità del suolo (Dye, 2001; Landsberg et al., 2001; Whitehead et al., 2002; Landsberg, 2003). Di fatto il modello mantiene fissi tutti i valori legati al suolo ed alla lettiera (ad eccezione del bilancio idrico) che viene incrementata di anno in anno. L'indice di area fogliare inoltre viene calcolato solo annualmente, si ha quindi un valore medio di LAI distribuito su tutto l'anno per le specie sempreverdi e nella stagione vegetativa per le caducifoglie, questa semplificazione non permette di simulare mensilmente le dinamiche fenologiche delle specie, soprattutto per quelle decidue. Il modello inoltre non tiene conto della rinnovazione e della biomassa allocata nel comparto frutti, è da considerarsi quindi parzialmente dinamico e legato esclusivamente al turno selvicolturale. La produzione di biomassa inoltre non tiene conto dei probabili aumenti di concentrazione di anidride carbonica, che, secondo molti autori (Veroustraete et al., 2002), determinerebbe un aumento del tasso fotosintetico e quindi della produttività. Ciò limita quindi il modello nel suo utilizzo per simulazioni di lunghe cronosequenze degli eventi futuri.

## **2.2 Il modello 3D-CMCC**

### **2.2.1 Caratteristiche del modello**

Il *3D-CMCC Forest Model* è un modello dinamico, di processo, generico e ibrido. Mediante l'utilizzo di una serie di algoritmi vengono simulati i principali processi eco-fisiologici che sono alla base della dinamica forestale di boschi sia naturali che gestiti selvicolturalmente, come la crescita, la morte degli individui e la rinnovazione naturale. La necessità di simulare i principali processi funzionali di foreste definibili “naturali” e non ha determinato la scomposizione di tutte quelle caratteristiche e di quei processi tipici delle foreste di questo genere. I boschi naturali infatti, come precedentemente descritto, sono strutturati su più strati, in un numero variabile da uno strato (o piano, caso della foresta mono-plana) fino ad un massimo di 5 strati (caso della foresta pluriplana,

tipica delle foreste equatoriali), composte generalmente da molte specie vegetali (foreste pluri-specifiche) e con individui di età variabile (foresta disetanea). Il modello determina la crescita e lo sviluppo della foresta cella per cella definendo in prima analisi la struttura verticale della foresta che si trova a simulare. Tale spazializzazione verticale viene effettuata dividendo la foresta, all'inizio di ogni anno di simulazione, per piani (o *layers*) a seconda della foresta da simulare. Per le varie classi di altezza presenti viene definito lo stato di dominanza “relativa” e lo stato di dominanza “assoluta” (alla classe di altezza maggiore viene assegnato dal modello il rango di dominante assoluta). Dopo aver mensilmente determinato lo stato vegetativo (se in presenza di specie caducifoglie) il modello definisce invece lo stato di dominanza relativa per ogni singola classe di altezza e determina, in funzione del proprio indice di area fogliare e del proprio coefficiente di estinzione specie-specifico, la frazione di luce intercettata e trasmessa da ogni singolo strato. Inoltre viene calcolata la frazione di luce disponibile per gli strati sottostanti fino a determinare la quantità luce disponibile per quei processi che avvengono a livello di suolo (ad esempio la rinnovazione). L'appartenenza ad una classe di altezza determina la sua posizione all'interno della comunità vegetale, i suoi incrementi annuali determinano il passaggio o meno da una posizione di dominato (o sub-dominato) ad una di dominanza in funzione delle altre classi di età presenti. In egual modo il modello descrive tutti gli altri processi spazialmente legati alla struttura verticale del bosco tra cui quelli legati anch'essi alla radiazione solare come l'evapotraspirazione o per esempio l'intercettazione delle piogge da parte dello strato fogliare. Il modello al livello spaziale il modello lavora su celle di dimensioni pari all'ettaro (10000 m<sup>2</sup>), seguendo l'approccio di Klausmeier e Tilman (Klausmeier & Tilman, 2002), la distribuzione degli alberi viene considerata uniforme all'interno del pixel, tralasciando per semplicità gli aspetti legati alla topografia e alle anomalie zonali. Al livello temporale il modello descrive alcuni processi su scala mensile, altri, quelli legati alla dinamica di “lungo termine” della foresta come il partizionamento della carbonio assimilato, la rinnovazione o la mortalità, su base annuale. Il modello *3D-CMCC* per ora non considera l'ingresso di nuove specie all'interno del pixel ma solo l'evoluzione della foresta in termini di struttura e delle relazioni reciproche che intercorrono tra i vari piani tra le varie specie che lo compongono e tra le varie classi.

### **2.2.2 Il linguaggio di programmazione**

Il modello *3D-CMCC* è stato progettato e scritto nel linguaggio di programmazione C. Il C è tecnicamente un linguaggio di programmazione ad alto livello. Tuttavia, poiché esso mantiene

evidenti relazioni semantiche con il linguaggio macchina e l'assembly, risulta molto meno astratto di linguaggi anche affini (appartenenti allo stesso paradigma di programmazione), come per esempio il Pascal. Per questo motivo, talvolta viene anche identificato con la locuzione (più ambigua) di linguaggio di medio livello, se non addirittura (in modo certamente improprio) come macro-assembly o assembly portabile. Il C è rinomato per la sua efficienza, e si è imposto come linguaggio di riferimento per la realizzazione di software di sistema su gran parte delle piattaforme hardware moderne. La standardizzazione del linguaggio (da parte dell'ANSI prima e dell'ISO poi) garantisce la portabilità dei programmi scritti in C (standard, spesso detto ANSI C) su qualsiasi piattaforma (Unix, Microsoft, ect). Oltre che per il software di sistema, il C è stato a lungo il linguaggio dominante in tutta una serie di altri domini applicativi caratterizzati da forte enfasi sull'efficienza. Il C è un linguaggio di programmazione relativamente minimalista; la sua semantica utilizza un insieme ristretto di concetti relativamente semplici e vicini al funzionamento dell'hardware dei calcolatori; molte istruzioni C sono traducibili direttamente con una singola istruzione di linguaggio macchina (per esempio, gli operatori di auto-incremento e auto-decremento). Nel linguaggio un ruolo centrale viene svolto dal concetto di puntatore, che viene generalizzato fino a coincidere con l'indirizzamento indiretto, un modo di accedere alla memoria hardware caratteristico di tutte le moderne CPU ( l'unità centrale di elaborazione, anche chiamata processore, o microprocessore). Questo rende il C un linguaggio particolarmente efficiente. Inoltre la grammatica e la sintassi del C sono molto libere e flessibili, permettendo di scrivere istruzioni complesse e potenti in poche righe di codice (Deitel & Deitel, 2007).

### **2.3 Struttura logica del codice**

La struttura del modello *3D-CMCC* utilizza tutte le potenzialità che il linguaggio C mette a disposizione come i vettori (*array*), le strutture (*struct*) e i puntatori. Un array può essere definito come una "collezione organizzata di oggetti", a cui viene, in fase di dichiarazione, associato un indice cioè un numero intero che rappresenta la posizione di quell'elemento all'interno dell'*array*. L'utilità dell'uso degli *array* risiede nel fatto che una volta dichiarato un *array* è possibile assegnare il valore alla posizione corrispondente, richiamandola poi semplicemente tramite l'indice. In un modello multi-specie esso può essere molto utile in quanto se una variabile viene utilizzata per più specie senza l'utilizzo degli *array* bisognerebbe definire la stessa variabile con nomi diversi tante volte quante sono le specie modellizzate. Tramite gli *array* è invece possibile dichiarare una sola variabile ma indicizzarla tante volte quante sono le specie presenti. Ad esempio: a tutte le specie

presenti il modello associa un valore di PAR. Tramite l'uso degli *array* è possibile dichiarare una sola ed unica variabile denominata per esempio “PAR”, tramite l'utilizzo delle parentesi quadre viene dichiarata la variabile come *array*, quindi “*float* PAR [ ]” (il tipo di dato *float* è utilizzato per contenere valori in virgola mobile, a singola precisione, ed indica che ci si trova di fronte ad una variabile che archivia in memoria valori a 32 bit, ovvero con una precisione fino a sette cifre oltre la virgola). Ogni specie potrà avere quindi un indice proprio a cui verrà associato un solo valore ma per una variabile comune. Per esempio alla prima specie, quindi PAR [0], in C il primo indice ha sempre valore 0, verrà assegnato un valore di PAR, alla specie 2, PAR [1], verrà assegnato un altro valore e così via. Questo risulta utile, oltre che per modellizzare più specie, anche per modellizzare più classi di età, più classi diametriche e così via. La ripetizione di più *arrays*, con più indici quindi, porta alla creazione delle matrici. L'utilizzo delle strutture (*struct*) nella creazione del modello è risultato particolarmente utile per contenere all'interno della stessa variabile più valori anche di tipo diverso. Diversamente dagli *array* le strutture in C sostanzialmente permettono l'aggregazione di più variabili, in modo simile a quella degli *array*, ma a differenza di questi non ordinata e non omogenea (una struttura può contenere variabili di tipo diverso contemporaneamente, esempio variabili *float*, *integer*, *double*, *char*). L'utilizzo delle strutture da questo punto di vista rappresenta un valido aiuto ad esempio in quei casi in cui bisogna associare alle varie celle di una matrice tutte le variabili necessarie per la simulazione o ad una determinata specie tutte le variabili legate a quella specie stessa. Ad esempio tramite il termine “*typedef struct {}species*” si indica che la variabile “*species*” (di tipo *struct*) contiene al suo interno altre variabili che possono anche essere di tipo diverso. Quindi la dichiarazione “*struct {char name; int phenology, int age; }species*” indica una struttura al cui interno sono presenti la variabile che indica il nome della specie, la fenologia e l'età. Le strutture a loro volta poi possono contenere altre strutture tramite l'utilizzo dei puntatori che contengono a loro volta altre variabili venendo così a creare una serie di strutture tra loro legate dette “strutture concatenate” in grado di contenere un alto numero di variabili con i loro valori. Il modello 3D-CMCC utilizza quindi questa struttura logica:

```

/* */
typedef struct {
    CELL *cells;
int cells_count;
}MATRIX;
/* */

```

```

        typedef struct {
PREC x;
PREC y;
int z;

        HEIGHT *heights;

int heights_count;
int top_layer;

        } CELL;

```

Partendo dalla struttura “*MATRIX*” viene dichiarato un puntatore (*CELL \*cells*) alla struttura “*CELL*” la quale contiene al suo interno “*x*” e “*y*” che rappresentano la posizione della cella rispetto all'origine (0, 0). La variabile “*z*” indica il *layer*, la variabile “*top\_layer*” indica il *layer* considerato dominante in funzione del fatto se la specie simulata in quel momento si trova in una posizione di dominanza per la luce (come descritto prima una specie decidua può essere dominante se per prima cosa si trova in fase vegetativa e se la sua altezza la pone nel *layer* dominante altrimenti anche se è la specie più alta ma non si trova in fase vegetativa non può essere considerata tale). Infine la variabile “*heights\_count*” è il contatore delle varie classi di altezza presenti. Ad esempio la dichiarazione:

```
m->cells[1].x
```

indica il valore della *x* per la prima cella della matrice *m*. Il puntatore “*HEIGHT \*heights*” è il puntatore che lega questa struttura a quella successiva che è la struttura “*HEIGHT*”

```

/* */
typedef struct {
PREC value;
int layer_coverage;
int dominance;    //dominance = -1 no trees in veg period
                 //dominance = 1 trees in veg period
AGE *ages;
int ages_count;

        } HEIGHT;

```

Questa struttura contiene le variabili: “*value*” che indica il valore effettivo delle classi di altezza presenti in quella cella, “*layer\_coverage*” quanto la copertura vegetale riempie quella cella (es  $x = 0, y = 0$ ) e quello strato (es  $z = 2$ ), “*dominance*” indica se il la specie di quella classe di altezza si trova o meno in fase vegetativa e il contatore delle classi di età “*ages\_count*” presenti per quella cella. Ad esempio la dichiarazione :

```
m->cells[1].heights[1].value
```

indica il valore effettivo dell'altezza della prima classe di altezza della cella 1. Il puntatore “*AGE \*ages*” che richiama la successiva struttura “*AGE*”

```

/* */
typedef struct {
int value;
int period;      // period = 0 for adult tree ; 1 for very young tree
                SPECIES *species;
int species_count;
                } AGE;

```

Tale struttura contiene le altre variabili, “*value*” indica il valore effettivo dell'età, “*period*” indica al codice se trattare quella età come sessualmente matura o giovane pianta che non produce semi, in numero di specie presenti tramite il contatore “*species\_count*”. Ad esempio la dichiarazione:

```
m->cells[1].heights[1].ages[1].value
```

indica il valore effettivo dell'età della prima classe di altezza della cella 1. Il puntatore che richiama alla struttura successiva “*SPECIES \*species*”

```

        /* */
        typedef struct {
char *name;
ePhenology phenology;
eManagement management;
PREC value[VALUES];
int counter[COUNTERS];
        } SPECIES;

```

La struttura “*SPECIES*” a sua volta contiene le altre variabili utili in fase di modellazione; come la dichiarazione del nome della specie con “*\*name*”, ad esempio:

```
m->cells[1].heights[1].ages[1].species[1].name
```

indica il nome della prima specie della prima classe di altezza della prima classe di età della prima cella. Inoltre viene dichiarata la fenologia con “*ePhenology phenology*” (decidue o sempreverdi), il tipo di gestione selvicolturale con “*eManagement management*” e tutte le successive variabili di tipo intero (“*counter [COUNTERS]*, *value [VALUES]*”) legate quindi a quella cella, alle classi di altezza alle classi di età e alle specie presenti in quella cella. Ad esempio

```

/* enum for counters */
enum {
    TREE_AGE = 0,
    N_TREE,           // Numbers of Trees per cell
    N_SEED,           // Number of Seeds per cell
    DEL_STEMS,        // Number of Dead Trees per cell
    REM_TREES,        // Yearly Total dead-removed Trees
    CUT_TREES,        // Cut trees for Management
    TOT_REM_TREES,    // Total dead-removed Trees
    TREE_AGE_SAP,
    N_TREE_SAP,

```

```

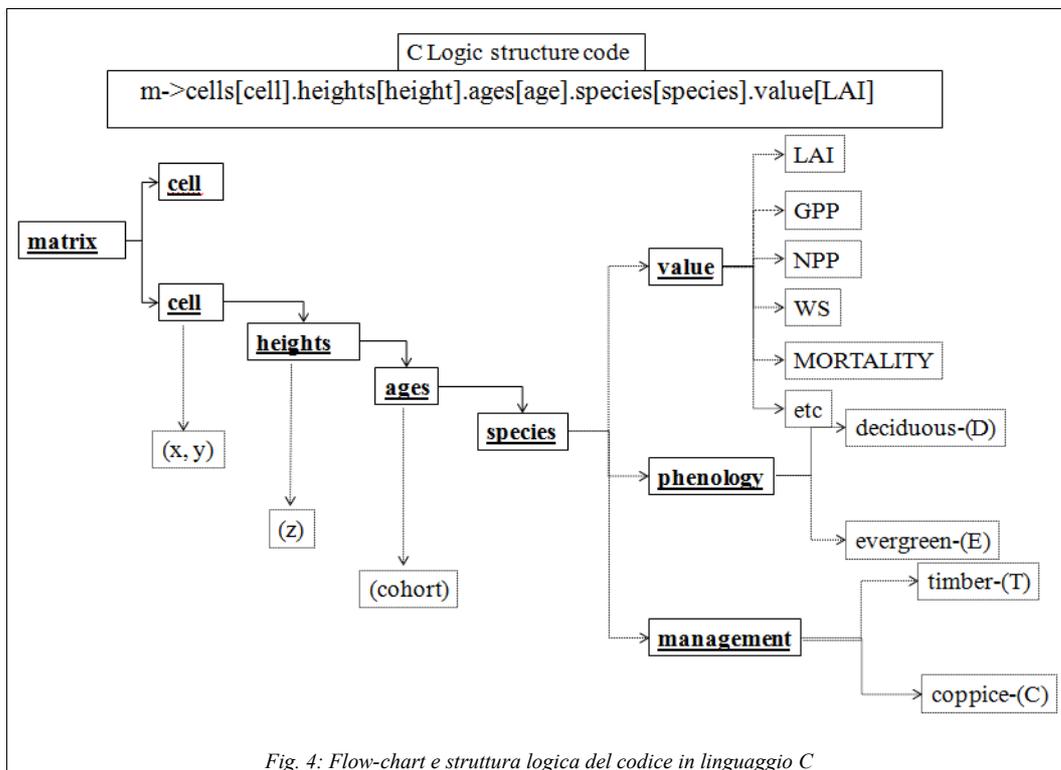
    VEG_MONTHS,
    COUNTERS
};

```

Il codice così costruito identifica quindi ogni variabile di ogni specie ogni classe di età e altezza per ciascuna specie tramite questo sequenza di codice logico:

```
m->cells[2].heights[1].ages[2].species[1].value[LAI]
```

viene definito il valore di *LAI* per la cella numero 2, della prima classe di altezza, della seconda classe di età, per la specie numero 1. Un codice così costruito permette di modellizzare contemporaneamente per più celle di una matrice più classi di altezza, di età e più specie.



## 2.4 Dati in input

### 2.4.1 Inizializzazione del modello

Il modello *3D-CMCC*, come detto in precedenza, assume di *default* come unità spaziale di base l'ettaro. Su tale scala vanno quindi inseriti i dati all'interno del file “*test.txt*” (Vedi Tabella 10). La scelta di utilizzare l'ettaro come unità fondamentale di rappresentazione può comunque facilmente essere modificata dall'operatore senza intervenire direttamente sul codice ma semplicemente modificando il parametro sito-specifico della variabile nominata “*SIZECELL*” nel file “*site.txt*”. La scelta di utilizzare come unità di base l'ettaro in questo caso di studio è semplicemente legata ai dati misurati a disposizione con cui è stata effettuata la fase di validazione. Il modello *3D-CMCC* permette inoltre di poter utilizzare, nel caso di simulazioni ad una scala di risoluzione più ampia, le “*Plant Functional Types (PFT's)*”, al posto della specie come unità di base, seguendo l'approccio di LPJ ed LPJ-Guess (Sitch et al., 2008). Partendo dal punto 0 (a cui in fase di inizializzazione vanno assegnati i valori di latitudine e longitudine per il calcolo della eliofanìa) il modello lavora in successione partendo dall'origine simulando prima tutte le celle dell'asse delle ascisse ( $x$ ) con ordinata ( $y$ ) uguale a 0 (es 0,0; 0,1; 0,2;...) passando poi all'ordinata seguente (1,0; 1,1; 1,2;...). Successivamente ogni cella viene inizializzata tramite i seguenti valori:

- classe di età (*Age*)
- specie o PFT's (*Species*)
- fenologia (decidue o sempreverdi) (*Phenology*)
- tipo di gestione (ceduo o fustaia) (*Management*)
- *Lai* (*Lai*)
- numero di individui (*N*)
- diametro medio (*AvDBH*)
- altezza media (*Height*)
- biomassa fogliare (*Wf*)
- biomassa radicale (*Wr*)
- biomassa legnosa (*Ws*)

secondo il seguente schema:

*x,y,Age,Species,Phenology,Management,Lai,N,AvDBH,Height,Wf,Wr,Ws*

0,0,35,Fagus,D,T,5,825,25,22,1,70,210

0,0,30,Abies,D,C,5,200,20,16,0.01,8,30

0,1,35,Fagus,D,T,5,2,850,26,23,1,2,72,21212

0,1,30,Abies,D,C,4,3,196,16,17,0.03,7,5,28,6

Per ciò che riguarda le caratteristiche legate al sito di simulazione il modello richiede la conoscenza delle seguenti variabili:

- Latitudine (*LAT*)
- Longitudine (*LONG*)
- Contenuto idrico iniziale del suolo (*INITIALAVAILABLESOILWATER*)
- Biomassa iniziale della lettiera (*INITIALLITTER*)
- La massima quantità di acqua nel suolo o capacità di campo (*MAXASW*)
- La minima quantità di acqua nel suolo (*MINASW*)
- Il tasso di fertilizzazione (*FR*)
- etc

#### **2.4.2 Parametrizzazione della specie e del sito**

I dati richiesti dal modello in fase di parametrizzazione della specie sono essenzialmente parametri eco-fisiologici ricavabili dalla letteratura esistente o da rilievi di campo (Vedi Tabella 11). Per le caratteristiche legate al sito si rimanda alla Tabella 12.

#### **2.4.3 Dati climatici**

Il modello lavora su scala temporale mensile (vedi Tabella 10). I dati climatici richiesti sono la temperatura media mensile (*Tav*)(°C), il deficit di pressione di vapore (*VPD*)(kPa), le precipitazioni cumulate mensili (*Prec*)(mmH<sub>2</sub>O month<sup>-1</sup>), la radiazione globale media giornaliera (*SolarRad*)(MJ

$m^{-1}day^{-1}$ ) e i giorni di gelo mensili (*FrostDay*). Il modello inoltre, se disponibile, utilizza il dato di quantità di acqua presente nel suolo (*Soil Water Content*) ( $mmH_2O$ ) come confronto o *driver* nel bilancio idrico mensile. In funzione del numero di anni di dati climatici presenti nella *directory* il modello stabilisce l'anno di partenza e di fine della simulazione. Nel caso in cui uno o più valori climatici fossero un “*No Data*” (- 9999), il modello fa automaticamente una media tra tutti i valori di quella variabile degli anni precedenti e successivi per ottenere un valore valido nella simulazione. Nel caso in cui inoltre non sia presente per nessun anno di simulazione il valore di deficit di pressione di vapore (*VPD*) il modello automaticamente è in grado di calcolarsi tale valore tramite i valori di temperatura media mensile e i valori di precipitazione mensile (Zhou et al., 2004) mediante

$$svp = 6,1076 * \exp\left(\frac{17,269 * T_{Av}}{T_{Av} + 237,3}\right) \quad (4)$$

dove *svp* rappresenta la pressione di vapore saturo (mbar)

$$vp = RH * \frac{svp}{100} \quad (5)$$

e *RH* l'umidità relativa (%)

$$VPD = svp - vp \quad (6)$$

## 2.5 Dati in output

Il risultati ottenuti dalla simulazione (Vedi Tabella 14) sono su sia base mensile e sia su base annuale. I principali processi simulati sono riportati nel file di output secondo la classificazione della struttura della foresta che il modello crea ad inizio simulazione (*FOREST DATASET*) in funzione delle classi di altezza, delle specie e delle classi di età presenti. I valori di flussi di carbonio (GPP) e di produttività (NPP) vengono restituiti in output sia al livello di singola classe (di altezza, di specie e di età) sia al livello di layer completo ( $GPP_{layer}$ ,  $NPP_{layer}$ ) sia al livello di stand ( $GPP_{stand} = \Sigma GPP_{layer}$ ,  $NPP_{stand} = \Sigma NPP_{layer}$ ). I risultati della modellazione della crescita forestale sono restituiti dal modello nel file “*output.txt*” presente nella stessa *directory* dei dati in input.

## 2.6 Modellizzazione della struttura della foresta

### La spazializzazione verticale

Come precedentemente accennato, la mutua interazione tra la crescita forestale e le condizioni di luce causano una differenziazione verticale ed orizzontale nel mosaico forestale naturale (Bossel & Krieger, 1994). Il modello *3D-CMCC*, in funzione dei dati passati in input, determina, all'inizio di ogni anno di simulazione, per ciascuna cella, la struttura e la fisionomia della foresta. Il modello di fatto ordina in maniera decrescente tutte le classi di altezza presenti. In fase di inizializzazione l'operatore decide gli intervalli spaziali (il numero di *layer* "z" da considerare) su cui il modello deve creare i vari strati (ad esempio, 0-5 m per lo strato dominato, 5-20 m per lo strato dominante, caso di foresta bi-plana) in funzione del tipo di foresta che deve essere modellizzata e suddivide le varie classi di altezza in funzione degli strati creati, associa cioè ad ogni classe di altezza la terza dimensione descritta dalla variabile "z". Il modello di fatto ha spazializzato in senso verticale il bosco. Per semplicità di calcolo, classi di altezza differenti ma che rientrano negli stessi intervalli spaziali sopra elencati vengono considerate o co-dominanti (nel caso in cui la loro altezza le ponga nello strato dominante) o dominato (caso di simulazione di foresta bi-plana). Successivamente alla definizione della fisionomia verticale della foresta il modello procede alla definizione della stessa sul piano orizzontale. Tramite le equazioni allometriche e la funzione "*DBHD Function*", principalmente basate sul diametro del tronco e in funzione della densità di popolamento, per ogni albero medio rappresentativo della classe, viene calcolata l'area di insidenza (ovvero l'area occupata dalla proiezione verticale della chioma al suolo e che viene considerata uguale all'area della chioma) e moltiplicata per il numero di individui presenti per ogni strato per ottenere la copertura totale di quella classe in quel layer per ogni cella.

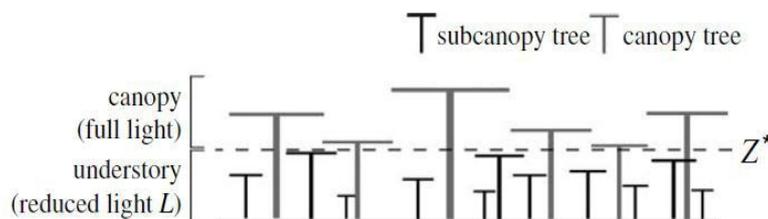


Fig. 5: (Adamset al., 2007)

## La spazializzazione orizzontale e la “DBHDC Function”

L'area della chioma risulta linearmente e strettamente legata alla densità di popolamento (Dixon, 1985, Dai et al., 2009). Un albero, in un popolamento molto denso, tenderà a sviluppare una chioma più stretta ma più alta (alto coefficiente di rastremazione della chioma) rispetto allo stesso albero posto isolatamente (Bossel & Krieger, 1994; Peng et al., 2002). Per poter cogliere tale aspetto è stata sviluppata in 3D-CMCC una funzione lineare densità-dipendente che determina entro certi valori massimi e minimi di densità (numero di individui per *layer* ad ettaro) l'area della chioma tramite l'equazione:

$$DBHDC_{effective} = \frac{(DBHDC_{max} - DBHDC_{min})}{(DEN_{max} - DEN_{min})} * (DEN - DEN_{min}) + DBHDC_{min} \quad (7)$$

dove  $DBHDC_{effective}$  rappresenta il rapporto effettivo tra il diametro a petto d'uomo del tronco ( $DBH$ ) e il diametro della chioma ( $DC$ ),  $DBHDC_{max}$  il valore massimo tra  $DBH/DC$  e  $DBHDC_{min}$  il minimo,  $DEN_{max}$  il valore massimo teorico di densità e  $DEN_{min}$  il minimo e  $DEN$  la densità effettiva del popolamento (vedi Fig. 6). Oltre tali valori (sia in minimo che in massimo) il modello utilizza nel caso di bassa densità il rapporto massimo tra diametro del tronco e diametro della chioma (chioma espansa) mentre nel caso di alta densità viene utilizzato dal modello il rapporto minimo (chioma estremamente rastremata).

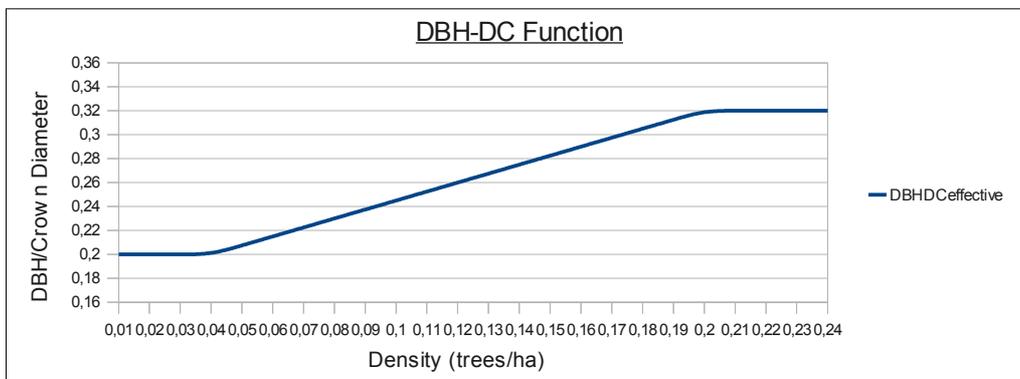


Fig. 6: Funzione DBHDC ( $Den_{min} = 0,04$  e  $Den_{max} = 0,2$ ,  $DBHDC_{max} = 0,2$  e  $DBHDC_{min} = 0,32$ )

Ottenuto il diametro della chioma la copertura dello strato da parte della specie A (sia esso dominante o dominato) viene calcolato prima per ogni classe di altezza:

$$CanopyCover_{specie_A} = \frac{\pi * (DBHDC_{effective})^2}{4} \quad (8)$$

e poi sommato tra tutte le classi di altezza presenti nello strato restituisce il valore di copertura dello strato analizzato:

$$CanopyCover_{layer} = \sum CanopyCover_n \quad (9)$$

Seguendo l'approccio di Sitch (Sitch et al, 2003) se la copertura totale dello strato supera il valore di 1 (Copertura maggiore del 100%, con sovrapposizione delle chiome) allora interviene la funzione detta “*Crowding Competition*” che diminuisce il numero di individui (quindi la copertura totale delle chiome) fino ad un valore pari a 0,95 (copertura totale del *layer* uguale al 95%).

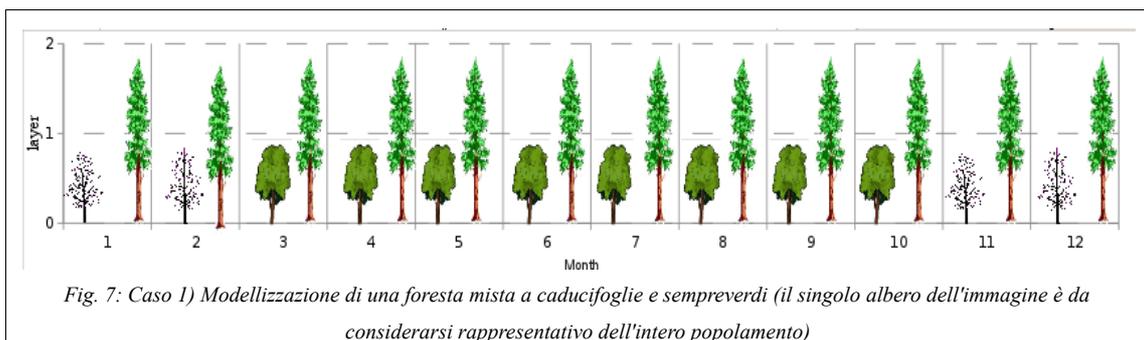
### **2.6.1 Competizione per la luce e dominanza relativa in un modello multi-strato**

Risulta universalmente riconosciuto come la competizione per la luce in organismi fotosintetizzanti sia uno dei principali *drivers* nella dinamica di un popolamento (Loach, 1970, Bazzaz, 1979, Bormann & Likens, 1994, Kobe et al. 1995). La competizione è infatti il processo attraverso il quale le piante si modificano e modificano l'ambiente intorno, è un processo dinamico all'interno del quale fattori biotici ed abiotici e le interazioni tra soprassuolo e suolo sono legati insieme (Cannel & Grace, 1993). In un esperimento di Weiner & Thomas (Weiner & Thomas, 1986), viene dimostrato come la competizione in semenzali sia essenzialmente di tipo “*two sided*” ovvero legato quasi esclusivamente alla presenza di acqua e di nutrienti nel suolo, ma al crescere del semenzale la competizione possa essere considerata principalmente di tipo “*one side*”, legata esclusivamente alla quantità di luce. Secondo Cannel & Grace (Cannel & Grace, 1993), quando la competizione è di tipo *one-side* al crescere della comunità viene a determinarsi una gerarchizzazione strutturale legata alle diverse dimensioni che ogni singolo individuo assume all'interno della comunità stessa. Numerosi studi hanno inoltre confermato l'effetto positivo della formazione di *gap* all'interno della

*canopy* sugli strati sottostanti specialmente se lo strato dominante è costituito da specie *shade intollerant*. La conoscenza della quantità di luce che viene intercettata e trasmessa da ogni strato permette di conoscere il gradiente di radiazione a disposizione per la fotosintesi di ogni albero e di predire gli effetti di un aumento o di una diminuzione di questa, in funzione anche di un intervento selvicolturale, sulla produttività degli strati sottostanti a quello dominante. In una foresta omogenea dal punto di vista fenologico (stessa fenologia tutta sempreverde o tutta decidua) l'altezza degli individui determina la dominanza stessa. In foreste non omogenee (foresta mista di sempreverdi e caducifoglie) l'altezza può non determinare più la dominanza assoluta ma semplicemente una dominanza relativa. Facciamo un esempio.

#### Caso 1)

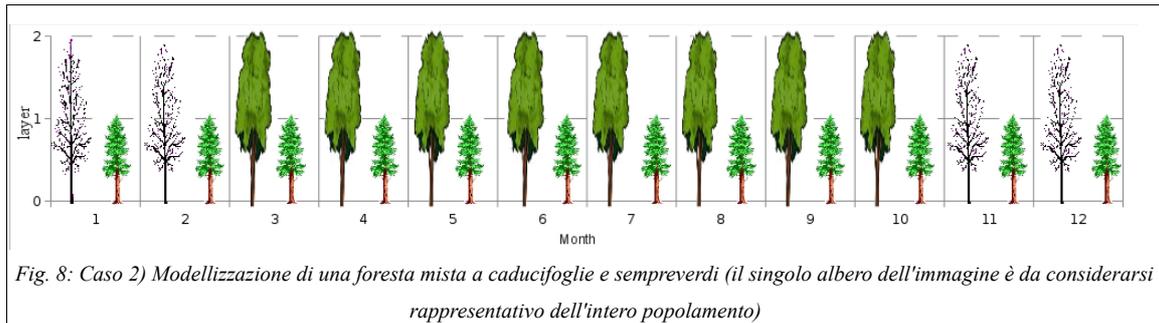
Foresta mista di decidue e sempreverdi in cui le sempreverdi, per la loro altezza, occupano la posizione dominante nella struttura e le decidue quella di dominate (vedi Fig. 7).



In questo caso la dominanza assoluta corrisponde alla dominanza relativa (l'albero più alto può essere considerato anche il dominante).

#### Caso 2)

Foresta in cui le decidue sono le più alte (vedi Fig. 8).



In una foresta di questo tipo le decidue vengono considerate in posizione dominante ma relativa (per esempio le foreste italiane a *Fagus sylvatica* e *Abies alba* ne sono un esempio), cioè il modello le considera dominanti ma solo quando si trovano in fase vegetativa. Le sempreverdi sono invece sia in posizione dominata (quando le sempreverdi sono in fase vegetativa) ma anche in posizione dominante quando le decidue sono in riposo vegetativo (se per semplicità si considera pari a zero l'ombreggiamento dovuto ai rami delle specie sovrastanti). C'è quindi un caso di “co-dominanza” ma sfalzata e temporalmente disomogenea. In questi casi il modello, mensilmente, in funzione della somma termica o del limite “*GrowthMin*”, determina partendo dagli strati più alti, se ogni specie decidua si trovi o meno in fase vegetativa. Nel caso in cui la specie decidua sia la più alta ma in riposo allora il modello considera per quel mese la specie sottostante sempreverde come dominante ed ad essa verrà associata una quantità di *PAR* per il suo rango dominante. Successivamente quando la specie decidua sovrastante si troverà ad essere in fase vegetativa allora la specie sempreverde sottostante verrà ad essere “declassata” a specie dominata.

## **2.7 La ricorsività mensile del modello di base**

Una volta organizzata la struttura della foresta secondo *layers*, per ogni mese, se la specie o le specie modellizzate sono in fase vegetativa, il modello utilizza alcune delle principali equazioni di 3-PG (Vedi Fig. 9) per il calcolo dei flussi di carbonio e la produttività partendo dallo strato a valore più alto (*top\_layer*). Nel caso in cui una o più specie decidue non siano in fase vegetativa ma altre lo siano il modello non tiene conto della loro presenza in quanto non interferiscono direttamente nell'intercettazione della luce né per gli altri processi eco-fisiologici (evapotraspirazione, intercettazione della pioggia, etc).

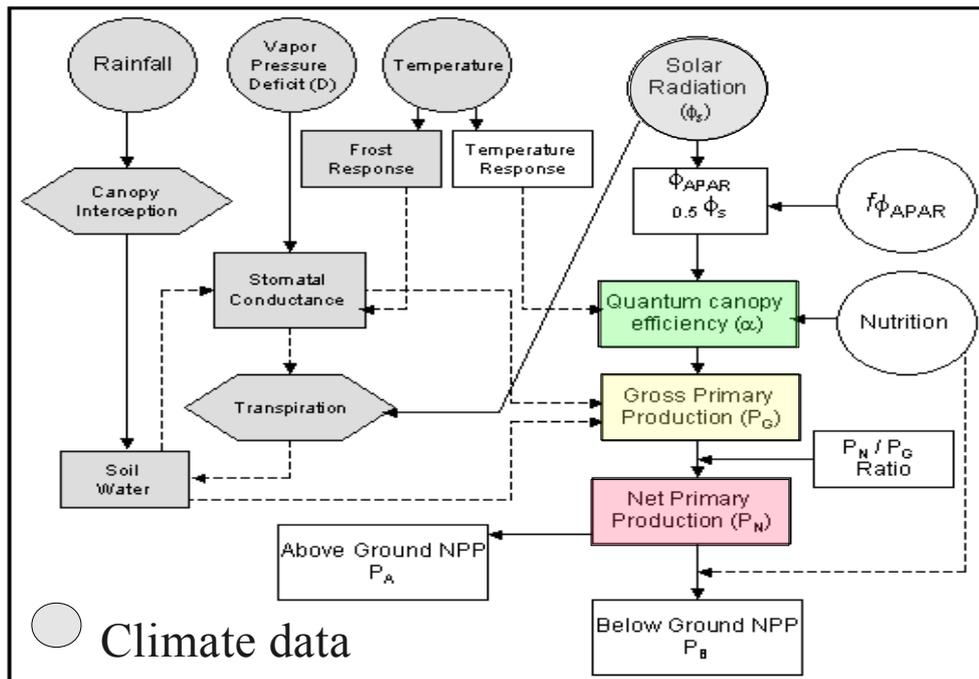


Fig. 9: Diagramma di flusso mensile del modello 3-PG (Landsberg & Waring, 1997)

### 2.7.1 La fase vegetativa

Per le specie decidue l'inizio della fase vegetativa è determinato mediante la somma termica ( $GDD$  – *Growing Degree Days*), ovvero la sommatoria delle differenze fra la temperatura media giornaliera ( $T_m$ ) e lo zero di vegetazione ( $T_{start}$ ) della specie considerata :

$$GDD = \sum_{\text{giorni}} (T_m - T_{start}) \quad (10)$$

In termini pratici, se la somma termica è maggiore di zero significa che la temperatura è stata mediamente maggiore di quella richiesta per la crescita ottimale della specie (quindi la specie viene considerata in fase vegetativa), mentre se la somma termica è minore di zero allora la temperatura è stata troppo bassa e la specie viene considerata dal modello ancora in dormienza. Una volta che la specie entra in fase vegetativa il modello la integra direttamente nel ciclo del carbonio.

### 2.7.1.1 L'efficienza di uso della luce, i flussi di carbonio e la produttività

Il modello *3D-CMCC* utilizza gli stessi principi che sono alla base dei modelli che lo hanno preceduto come *3-PG* (Landsberg & Waring, 1997; Sands, 2004), *FOREST-BGC* (Running & Coughlan, 1988) e *BIOMASS* (McMurtrie et al. 1992). La produttività primaria lorda (GPP) è definita come la velocità alla quale l'energia radiante è trasformata dall'attività fotosintetica in sostanza organica (Odum & Barret, 2007). Come dimostrato da Monteith (Monteith, 1977, Jarvis et al., 1986), la produzione primaria lorda (GPP, gC m<sup>-2</sup>) è direttamente proporzionale alla quantità di radiazione fotosinteticamente attiva intercettata (APAR, *Available Photosynthetic Active Radiation*). Il modello *3D-CMCC* per questa sua caratteristica può essere di fatto incluso nella famiglia dei "*Light Use Efficiency model (LUE)*" (o *Epsilon model*") (es. *C-FIX, Mod 17*, etc). Tali modelli, nonostante la loro semplicità, permettono di stimare la produzione primaria con una accuratezza comparabile a quella di modelli molto più complessi (Heinsch et al., 2003, Duursma & Mäkela, 2006; Cook et al., 2008). La teorica *maximum quantum canopy efficiency* ( $\alpha_{cx}$ ) (mol C mol PAR<sup>-1</sup>) ( $\epsilon_{cx}$ , gC MJ<sup>-1</sup>) rappresenta il parametro specie-specifico che descrive la capacità massima di convertire la radiazione elettromagnetica, nella frazione utile alla fotosintesi (mol photon), in carbonio organico in condizioni ottimali (o ideali).

$$GPP_{opt} = \alpha_{cx} * APAR \quad (11)$$

o

$$GPP_{opt} = \epsilon_{cx} * APAR \quad (12)$$

La *maximum quantum canopy efficiency* ( $\alpha_{cx}$ ) viene ridotta (*quantum canopy efficiency*,  $\alpha_c$ ) dai modificatori che determinano l'effetto del clima, della fertilità del sito e dell'età del popolamento sulla produttività mensile in condizioni non ottimali di crescita (vedi Fig. 10).

$$GPP = \alpha_c * APAR \quad (13)$$

dove

$$\alpha_c = \alpha_{cx} * modifiers \quad (14)$$

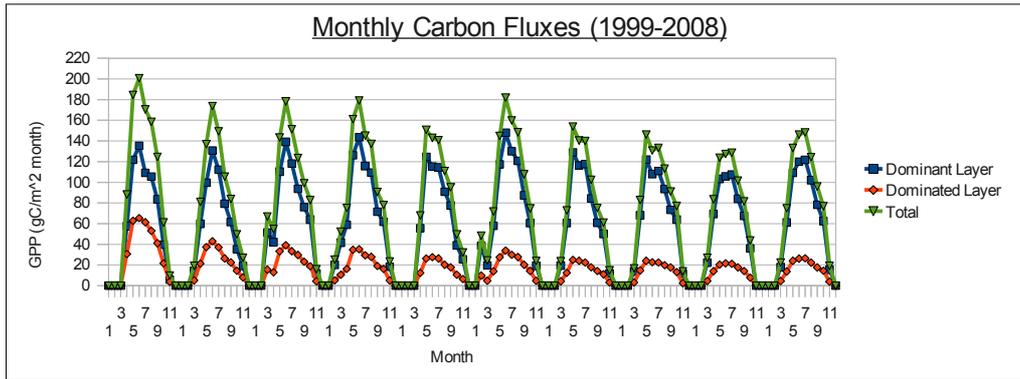


Fig. 10: Andamento dei flussi di carbonio ( $\text{gC/m}^2 \text{ month}$ ) totali, dello strato dominante e dello strato dominato, per il sito di Feudozzo

L'intercettazione della radiazione da parte della copertura vegetale (APAR) è determinata a partire dalla radiazione globale incidente ( $\text{MJ m}^{-2}$  o  $\text{W m}^{-2}$ ), precedentemente convertita in PAR ( $\text{molPAR m}^{-2}$ ) e dal *LAI* che rappresenta l'indice di area fogliare ( $\text{m}^2$  di foglie su  $\text{m}^2$  di suolo coperto da vegetazione) e da *k* (coefficiente di estinzione della luce) mediante la legge di Lamber-Beer:

$$APAR = PAR * Light\ Absorbed \quad (15)$$

La produttività primaria netta (*NPP*) ( $\text{t}_{\text{DM}}\text{ha}^{-1}\text{month}^{-1}$ ) viene poi considerata come una frazione costante (*Y*) di quella lorda con valori variabili a seconda della foresta in esame, il rapporto  $GPP/NPP$  può considerarsi infatti conservativo (nell'ordine di  $Y = 0,47 \pm 0,4 \text{ SD}$ ) (Waring et al., 1998). Questa rappresenta una notevole semplificazione, soprattutto se si lavora a scale molto grandi e a *time-step* mensile, in quanto consente di evitare l'incertezza e le difficoltà legate alla stima della respirazione (strettamente legata anche alle temperature) autotrofa ed eterotrofa che richiederebbe inoltre una modellizzazione specifica del ciclo dell'azoto (Arora, 2002), per cui la *NPP* viene così calcolata:

$$NPP = GPP - R \quad (16)$$

ovvero:

$$NPP = GPP * Y \quad (17)$$

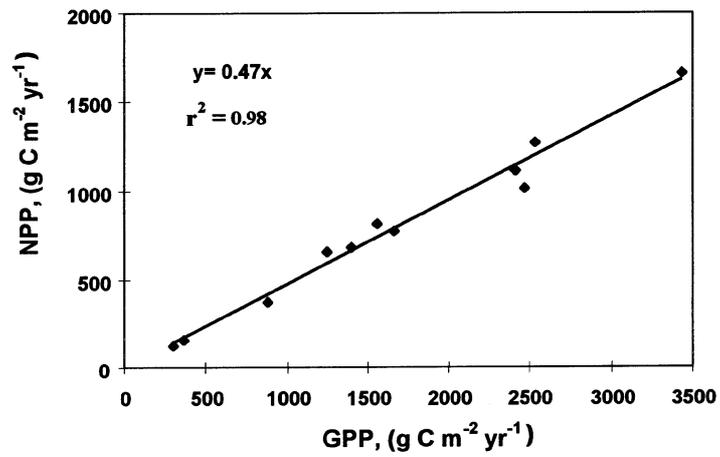


Fig. 11: GPP/NPP ratio (Waring et al., 1998)

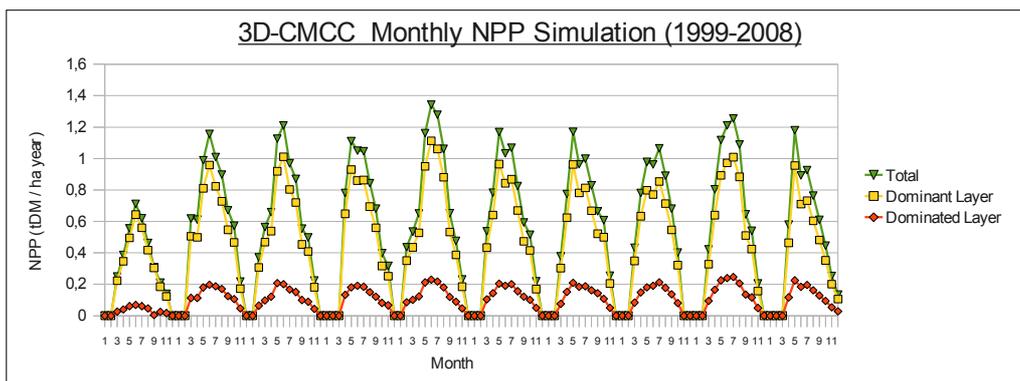


Fig. 12: Andamento della Produttività Primaria Netta (NPP) ( $t_{DM}/ha$  month) totale, dello strato dominante e dello strato dominato, per il sito di Feudozzo

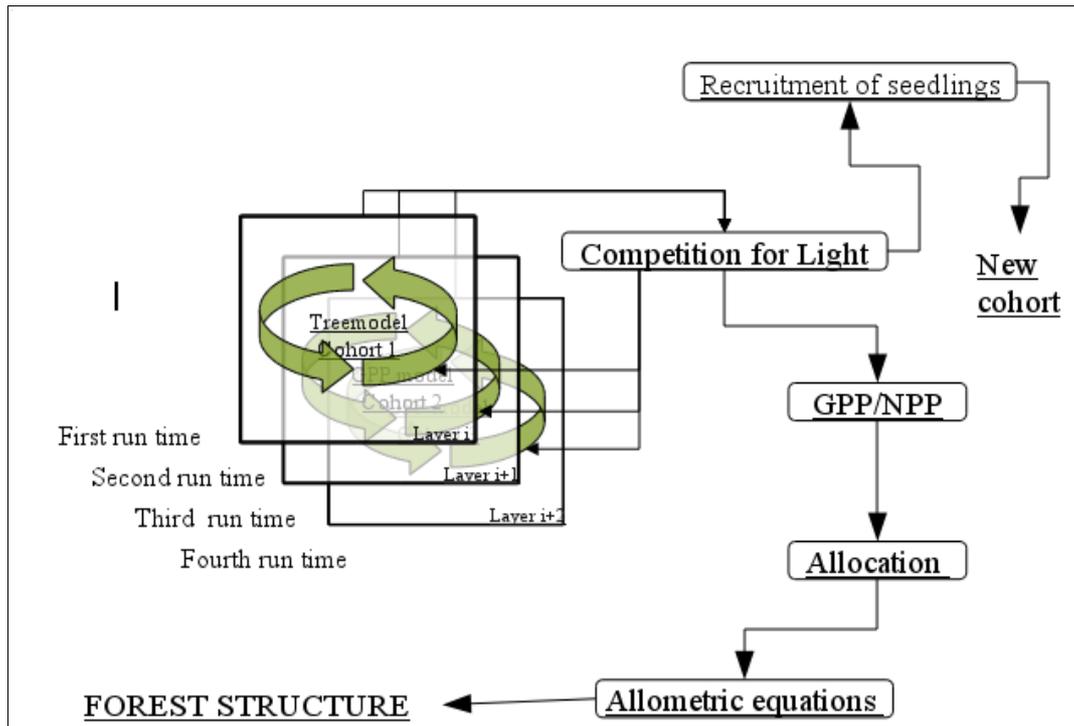


Fig. 13: Diagramma di flussi tra i vari strati per il calcolo della luce

### 2.7.1.2 Il calcolo della luce disponibile

Evidenze sperimentali, su *stand* forestali così come su *stand* di colture, confermano che il tasso di crescita, così come dichiarato da Monteith (Monteith, 1977), è linearmente correlato alla quantità di luce intercettata ed assorbita dalle foglie (Cannel & Grace, 1993). Una volta definito il “*top\_layer*” (ovvero la classe più alta in fase vegetativa) in fase di definizione della struttura della foresta, come precedentemente accennato, il modello calcola la luce disponibile ( $\text{molPAR m}^{-2}$ ). Partendo dalla radiazione globale (*Global Solar Radiation*,  $I_0$ ) per la fotosintesi dello strato dominante (es Specie A) tramite formulazione del caso più semplice (copertura vegetale continua e completa) di Monsi & Saeki della legge di Lambert-Beer si ottiene:

$$I_A = I_0 * (1 - \exp^{-k_A LAI_A}) \quad (18)$$

il secondo membro dell'equazione definisce quindi la frazione ( o probabilità) di luce assorbita dalla

specie A (o dallo strato A),  $I_A$  rappresenta la quantità di radiazione intercettata e  $I_0$  quella direttamente proveniente dal sole.

$$I_{intercepted_A} = I_0 * Light\ Absorbed_A \quad (19)$$

Ovvero:

$$APAR_{toplayer_A} = PAR_0 * (1 - e^{-k_A LAI_A}) \quad (20)$$

dove  $PAR$  è la frazione di radiazione solare fotosinteticamente attiva (assumendo che la  $PAR$  sia circa il 50 % della radiazione solare),  $LAI$  ( $m^2 m^{-2}$ ) è l'indice di area fogliare e  $k$  rappresenta il coefficiente di estinzione della luce specie-specifico legato all'inclinazione media della foglie rispetto al fascio luminoso (per semplicità tale fascio viene considerato sempre perpendicolare al terreno) e dall'opacità di queste. Come descritto da Duursma e Mäkela (Duursma & Mäkela, 2006) a questa scala spaziale di simulazione, la forma e l'altezza della chioma sono da considerarsi irrilevanti ai fini del calcolo con effetti molto piccoli ( $< 1\%$ ) sull'intercettazione della luce da parte del singolo albero. Dall'equazione (20) si nota come la quantità di luce diminuisca in maniera esponenziale all'aumentare del LAI e del coefficiente di estinzione  $k$  (vedi Fig.14 e Fig 15).

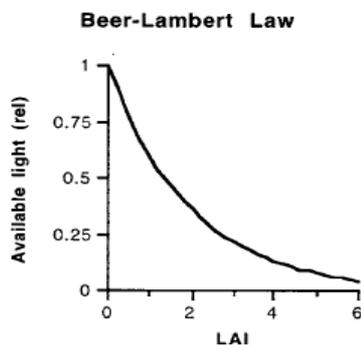


Fig. 14: Disponibilità di luce (%) al variare del LAI (Landsberg & Waring, 1997)

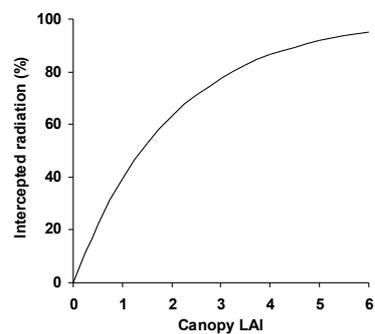


Fig. 15: Intercettazione della luce (%) al variare del LAI (Landsberg & Waring, 1997)

Al livello puntuale (o in caso di copertura completa delle varie *canopy*) parte della luce verrà intercettata dallo strato più alto e una parte rimarrà disponibile per gli strati più bassi (es Specie B)

della foresta secondo la seguente serie di equazioni:

$$I_{intercepted_B} = I_0 \exp^{-k_A LAI_A} \quad (21)$$

mentre la luce assorbita dalla specie B (o strato dominato)

$$I_{intercepted_B} = I_A * (1 - \exp^{-k_B LAI_B}) \quad (22)$$

Ovvero:

$$PAR_{dominated-layer} = PAR_0 - APAR_{top-layer} \quad (23)$$

$$APAR_{dominated-layer} = PAR_{dominated-layer} * (1 - e^{-k_B LAI_B}) \quad (24)$$

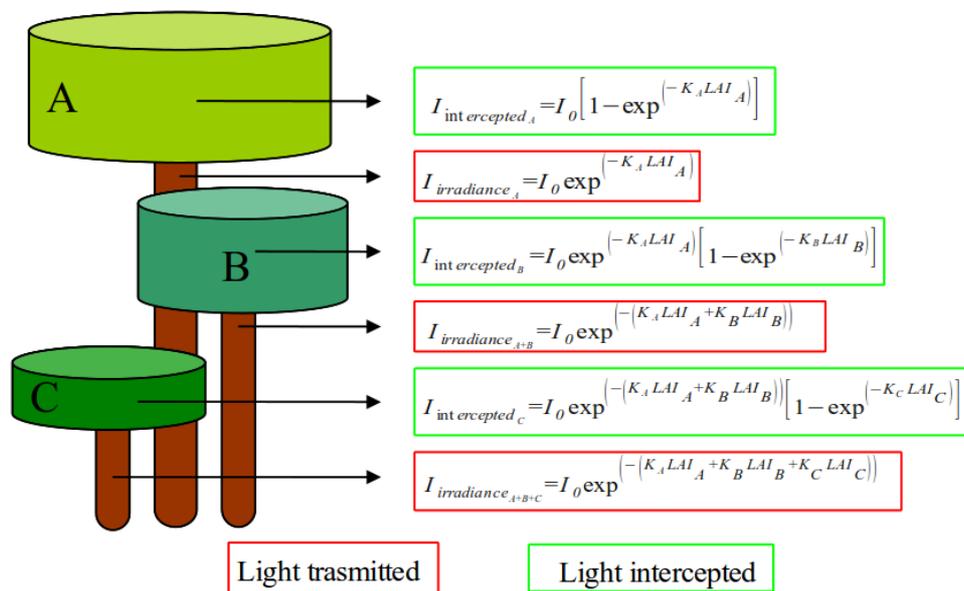


Fig. 16: L'implementazione dell'equazione di Lambert-Beer per una foresta a tre strati



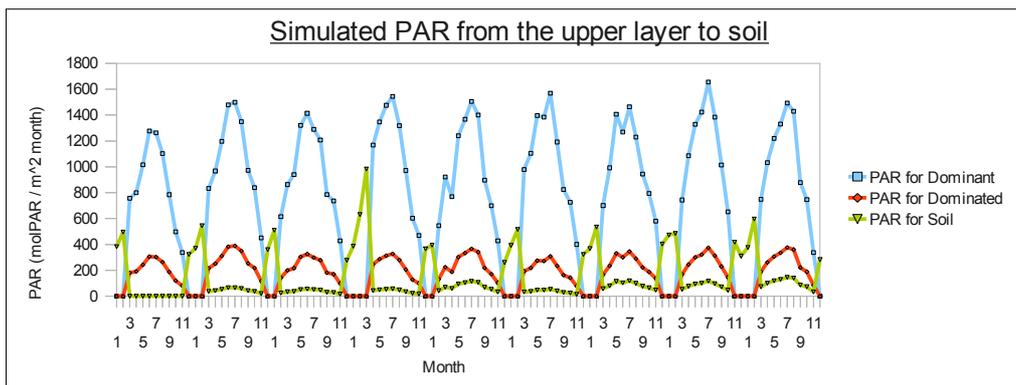


Fig.18: Andamento della PAR ( $\text{molPAR m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ ) attraverso gli strati fino al livello del suolo per il sito di Feudozzo

A tal proposito risulta quindi evidente come la conoscenza della quantità di luce che ogni classe (di altezza, età e diametrica) o specie abbia a disposizione per il processo fotosintetico permetta di determinare per ognuna di esse sia la produttività primaria lorda che la produttività primaria netta e gli effetti al livello ecosistemico di ognuna di esse nel bilancio totale.

### 2.7.1.3 I modificatori

Gli stress ambientali determinano una riduzione sulla capacità di utilizzo della radiazione solare ottimale. Tali valori adimensionali variano da 0 (fattore totalmente limitante) a 1 (fattore per nulla limitante). Oltre agli stress ambientali anche l'età del popolamento, come dimostrato da Gower et al. (Gower et al., 1996), Landsberg et al. (Landsberg et al., 1997), Berger et al. (Berger et al., 2004), determina una riduzione delle capacità di crescita. Seguendo l'approccio di Waring & Landsberg (Landsberg & Waring, 1997) il modello utilizza i modificatori del modello 3-PG come indici di stress ambientale nella riduzione della capacità massima di convertire la radiazione solare in energia chimica. E' stato dimostrato come gli organismi biologici hanno un optimum di temperatura al di fuori del quale il metabolismo può subire un rallentamento causato dall'alterazione dell'attività enzimatica, in particolare ad elevate temperature (Atkin & Tjoelker, 2003; Davidson et al., 2006) (vedi Fig. 19). Il modificatore della temperatura  $f_T$  viene calcolato mensilmente in base alla temperatura massima ( $T_{max}$ ), minima ( $T_{min}$ ) e ottimale ( $T_{opt}$ ) di crescita della specie presa in esame secondo la seguente formula:

$$f_T = \left( \frac{T_a - T_{min}}{T_{opt} - T_{min}} \right) * \left( \frac{T_{max} - T_a}{T_{max} - T_{opt}} \right)^{\frac{(T_{max} - T_{opt})}{(T_{opt} - T_{min})}} \quad (29)$$

dove  $T_a$  rappresenta la temperatura media mensile dell'aria ( $^{\circ}\text{C}$ ).

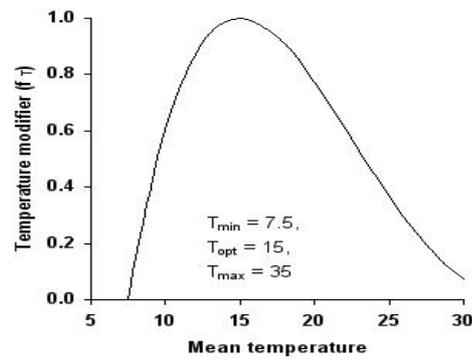


Fig. 19: Andamento del modificatore temperatura  $f_T$  al variare della temperatura media (Landsberg & Waring, 1997)

Il modello tiene conto della temperatura anche in considerazione del numero di giorni di gelo che si verificano in un mese assumendo che non ci possa essere fotosintesi per tutti quei giorni dove la temperatura media scende sotto i  $0^{\circ}\text{C}$  ( Fig. 20). Il modificatore dei giorni di gelo  $f_F$  è espresso secondo la seguente formula:

$$f_F = 1 - \frac{n_{frost}}{n_{days\_month}} \quad (30)$$

dove  $n_{frost}$  rappresentano i giorni di gelo in un mese e  $n_{days\_month}$  i giorni del mese.

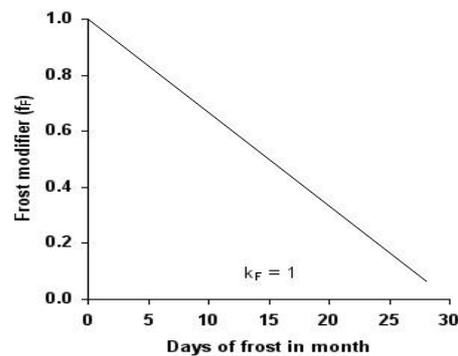


Fig. 20: Andamento del modificatore dei giorni di gelo  $f_{frost}$  al variare dei giorni di gelo (Landsberg & Waring, 1997)

L'influenza dei nutrienti presenti nel suolo determina un aumento nella capacità fotosintetica (Schulze et al., 1994), il modificatore  $f_N$  viene calcolato come segue:

$$f_N = 1 - (1 - f_{N0}) * (1 - FR)^{n_{fN}} \quad (31)$$

dove  $FR$  è il tasso di fertilità del suolo (compreso tra 0 e 1),  $f_{N0}$  indica il valore di  $f_N$  per  $FR$  uguale a 0 ed  $n_{fN}$  è un parametro caratteristico della specie che ne descrive la sensibilità alla fertilità del suolo.

Anche il deficit di pressione di vapore ( $VPD$ )(kPa) influisce sulla produttività mensile (per  $VPD = 0$   $f_{vpd} = 1$ )(vedi Fig. 21) ed è calcolata mediante il modificatore del  $VPD$   $f_{vpd}$  tramite la formula:

$$f_{VPD} = e^{(-k_d * VPD)} \quad (32)$$

dove  $k_d$  è un coefficiente basato sulla relazione tra conduttanza stomatica e deficit di pressione di vapore saturo.

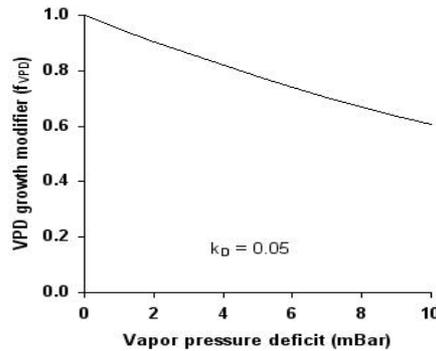


Fig. 21: Andamento del modificatore  $VPD$   $f_{VPD}$  al variare del deficit di pressione di vapore (Landsberg & Waring, 1997)

Per ciò che riguarda il modificatore che tiene conto della quantità di acqua presente nel suolo  $f_\theta$ , viene determinato dal rapporto di umidità del suolo (*soil moisture*,  $r_\theta$ ) calcolato in base alla massima capacità di assorbimento (o massima capacità di campo) ( $MaxASW$  o  $\theta_{max}$ ) e alla effettiva quantità di acqua presente nella zona radicale ( $ASW$  o  $\theta$ ) (Campbell, 1985).

$$r_\theta = \frac{ASW}{MaxASW} \quad (33)$$

Il modificatore viene quindi calcolato mediante la formula:

$$f_{\theta} = \frac{1}{1 + [(1 - r_{\theta}) / c_{\theta}]^{n_{\theta}}} \quad (34)$$

dove  $r_{\theta}$ ,  $n_{\theta}$  e  $c_{\theta}$  sono rispettivamente: il rapporto tra contenuto idrico e capacità di campo il primo e il deficit idrico relativo a cui corrisponde una riduzione del 50% degli scambi gassosi il secondo, il terzo è un parametro empirico (Dezi & Magnani, 2007). Questi assumono diversi valori in funzione del tipo di suolo (es argilla, sabbia etc)(vedi Fig. 22). Valori di evapotraspirazione superiori alle precipitazioni determineranno deficit idrici del suolo crescenti deprimendo l'evapotraspirazione stessa in un ciclo di retroazione negativa, così come l'efficienza di uso della luce e l'allocatione dei fotosintetati alla parte epigea. La risposta dei tre processi al deficit idrico è influenzata inoltre dalla tessitura del suolo (per la classificazione e la sua parametrizzazione si rimanda alla Tabella 15), con una risposta più precoce e graduale nel caso di terreni argillosi e più brusca e tardiva nel caso di tessiture grossolane (Dezi & Magnani, 2007). L'effetto della tessitura riflette in maniera implicita la risposta funzionale della pianta al potenziale idrico piuttosto che al contenuto idrico del suolo (Schulze et al., 1994) e la diversa ritenzione idrica di suoli a diversa granulometria (Campbell, 1985).

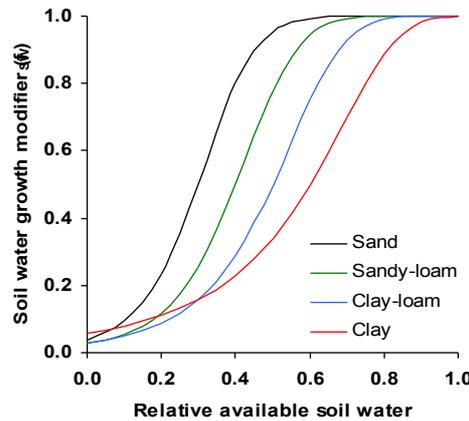


Fig. 22: Andamento del modificatore di disponibilità idrica del suolo  $f_{\theta}$  in funzione del tipo di suolo (Landsberg & Waring, 1997)

L'età del popolamento svolge anch'essa un ruolo importante nella riduzione del tasso di produttività e nei flussi di assorbimento di anidride carbonica in generale; è stato infatti notato come l'età

determini, soprattutto nella biomassa epigea (*above ground biomass, AGB*), forti riduzioni con l'aumentare dell'età (Magnani et al., 2000)(vedi Fig. 23).

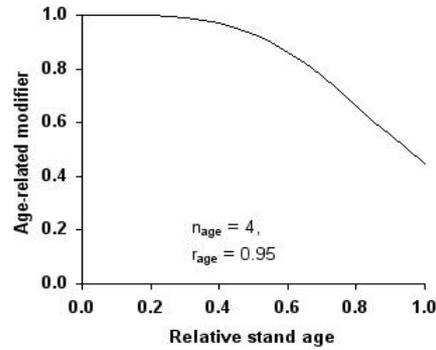


Fig. 23: Andamento del modificatore età  $f_{AGE}$  al variare dell'età (Landsberg & Waring, 1997)

Il modificatore dell'età  $f_{age}$  si ricava quindi dall'età relativa per ogni classe (o *cohorts*) mediante la formula:

$$f_{AGE} = \frac{1}{1 + [(t/t_x)/r_{age}]^{n_{age}}} \quad (35)$$

dove  $t$  sono gli anni del popolamento,  $t_x$  l'età massima teorica della specie, e  $r_{age}$  e  $n_{age}$  sono due parametri specie-specifici che determinano l'età a cui si ha una riduzione del 50% nel tasso fotosintetico dovuto alla riduzione della conduttanza idraulica il primo, il secondo è invece un parametro empirico legato anch'esso alla specie modellizzata.

La porzione di *APAR* effettivamente utilizzata dalle piante (McMurtrie et al., 1994) prende il nome di *APARu* (*Available Utilized PAR*), e si ricava come:

$$APARu = APAR * \varphi \quad (36)$$

dove  $\varphi$  è un fattore limitante definito "*physiological modifier*", ovvero modificatore fisiologico, che si determina dalla conoscenza dei limitatori dell'età, del contenuto di acqua nel suolo e dal VPD, mediante la formula:

$$\varphi = f_{AGE} * \min \{ f_{VPD}, f_{\theta} \} \quad (37)$$

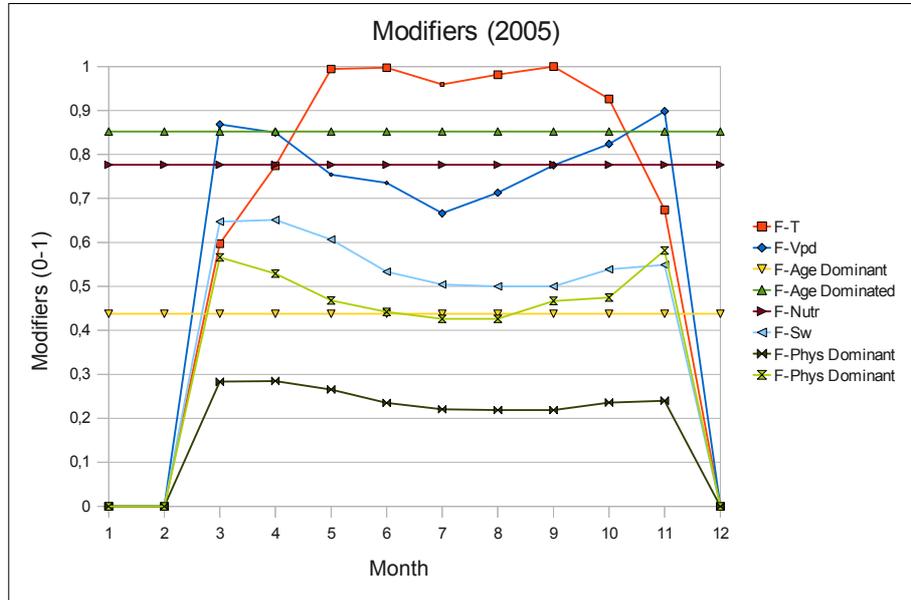


Fig. 24: Andamento stagionale dei modificatori per l'anno 2005 per il sito di Feudozzo

#### 2.7.1.4 Il Bilancio idrico

Il modello *3D-CMCC* include un proprio bilancio idrico basato sulla simulazione di più strati vegetazionali su scala mensile. Prendiamo il caso più semplice di una foresta mono-strato. L'acqua entra nel ciclo mediante la pioggia ( $\text{mmH}_2\text{O month}^{-1}$ ) ( $R_p$ ) (per ora le precipitazioni di carattere nevoso non vengono prese in considerazione); una parte esce dal sistema tramite l'evapotraspirazione ( $E_T$ ) modellizzata utilizzando l'equazione di Penman-Monteith (Campbell & Norman, 1998):

$$E_T = R_p * i_R * ET_p \quad (38)$$

$i_R$  rappresenta la frazione di pioggia intercettata e successivamente evaporata dalla copertura vegetale,  $ET_p$  è la evapotraspirazione potenziale al livello di *canopy* che viene così calcolata:

$$ET_p = \frac{(e_{20} * RAD_{Net} + defTerm)}{duv} \quad (39)$$

dove  $e_{20}$  è il coefficiente di correlazione fra la pressione di vapore saturo e la temperatura ( $\text{kPa}^\circ\text{C}^{-1}$ ) (per  $T = 20^\circ\text{C}$ ),  $RAD_{\text{Net}}$  è la radiazione netta ( $\text{W m}^{-2}$ ). Le variabili  $defTerm$  e  $duv$  vengono così calcolate:

$$defTerm = \rho_{\text{Air}} * \lambda * (VPD_{\text{Conv}} * VPD) * BLCond \quad (40)$$

$$duv = \frac{(1 + e_{20} + BLCond)}{g_c} \quad (41)$$

$\rho_{\text{Air}}$  rappresenta la densità dell'aria ( $\text{Kg m}^{-3}$ ),  $\lambda$  è il calore latente di evaporazione ( $\text{MJ kg}^{-1}$ ),  $VPD_{\text{Conv}}$  è una costante che converte il  $VPD$  al deficit di saturazione,  $BLCond$  è la *Canopy Boundary Layer Conductance* e  $g_c$  è la conduttanza al livello di *canopy*. Parte delle precipitazioni vengono intercettate dalla copertura vegetale e sono quindi strettamente legate all'indice di area fogliare dello *stand*. L'acqua in eccesso presente nel suolo (cioè quando  $ASW$  è maggiore di  $MaxASW$ ) viene considerata persa per ruscellamento o per infiltrazione negli strati profondi del suolo dove non è considerata più disponibile per le radici. La conduttanza stomatica viene modellizzata al livello di *canopy* ed è anch'essa direttamente legata all'indice di area fogliare e alla conduttanza stomatica stessa che risulta essere specie-specifica e poi up-scalata al livello di *canopy*. Questa aumenta all'aumentare della quantità di foglie presenti fino ad un massimo oltre il quale si mantiene costante e risulta inoltre strettamente legata anche al deficit di pressione di vapore acqueo, alla quantità di acqua presente nel suolo e all'età del popolamento. L'equazione generale del bilancio idrico è così modellizzata:

$$\Delta \theta_s = (1 - i_R) * R_p - E_T \quad (42)$$

L'intercettazione, come prima accennato, cresce al crescere del LAI fino ad un massimo  $i_{R_x}$ :

$$i_R = i_{R_x} * \min\left\{1, \left(\frac{LAI}{LAI_{ix}}\right)\right\} \quad (43)$$

dove  $LAI_{ix}$  rappresenta il LAI per cui si ha il massimo di intercettazione al livello di *canopy*,  $LAI$  è l'indice di area fogliare della classe presa in considerazione.

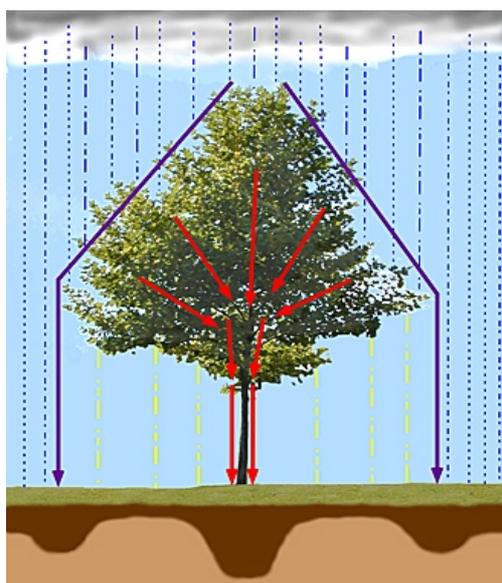


Fig. 25: Rappresentazione dell'intercettazione delle precipitazioni in una foresta mono-plana

L'evapotraspirazione è poi calcolata, come prima accennato, su base mensile mediante l'equazione di Penman-Monteith che tiene in considerazione la radiazione solare, il deficit di pressione di vapore, la conduttanza al livello di copertura vegetale  $g_c$  ( $m s^{-1}$ ), a sua volta condizionata dall'età del popolamento, dal VPD e dalla disponibilità idrica nel suolo tramite il modificatore fisiologico  $\phi$  e aumenta all'aumentare del LAI fino ad un massimo definito dal parametro  $g_{cx}$  ( $m s^{-1}$ ):

$$g_c = g_{cx} * \phi * \min \left\{ 1, \left( \frac{LAI}{LAI_{cx}} \right) \right\} \quad (44)$$

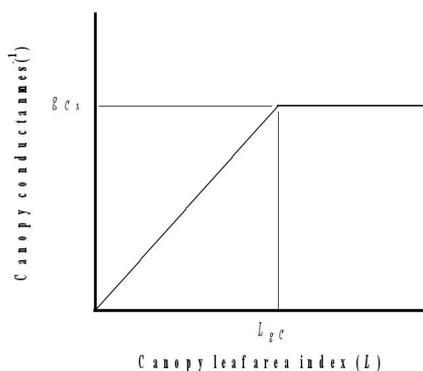


Fig. 26: Relazione tra conduttanza al livello di canopy e indice di area fogliare

dove  $LAI_{cx}$  rappresenta il LAI per cui si ha il massimo di conduttanza al livello di canopy.

L'intercettazione delle precipitazioni e l'evapotraspirazione in un modello multistrato

Nel modello *3D-CMCC* ogni strato (in fase vegetativa) partecipa al bilancio idrico. Il modello ricorsivamente su scala mensile partendo dallo strato dominante calcola l'evapotraspirazione e l'intercettazione della pioggia da parte delle foglie per ogni strato. Così come per il modulo che calcola la quantità di luce disponibile anche il modulo che calcola il bilancio idrico tiene conto della copertura vegetale di ogni singolo piano rispetto alla cella di riferimento. Partendo dallo strato dominante (come definito in precedenza *top\_layer*) il modello calcola l'intercettazione della pioggia e l'evapotraspirazione come precedentemente descritto. L'implementazione della legge di Beer, per il calcolo della luce disponibile per la fotosintesi, è stata utilizzata anche per stimare la quantità di radiazione incidente ( $W m^{-2}$ ) che riesce ad attraversare lo strato dominante e che raggiunge i piani sottostanti. La quantità di radiazione che raggiunge gli strati più bassi permette di determinare il tasso di evapotraspirazione di questi mentre la conoscenza della copertura del piano dominante permette di determinare la quantità di pioggia che questo intercetta e quindi la quantità di pioggia che gli strati sottostanti possono intercettare. Nel caso dell'evapotraspirazione il modello determina la quantità (come percentuale) di luce che viene intercettata dallo strato sovrastante e la quantità di luce non intercettata (caso in cui la *canopy* sovrastante non è chiusa,  $CanopyCover < 1$ ), fa una media e restituisce un valore di radiazione netta che si considera possa arrivare al di sotto del piano dominante ( $W m^{-2}$ ). Assumendo che A sia la specie dominante e B la specie dominata la radiazione netta che arriva allo strato dominato viene così calcolata::

$$RAD_{Net_B} = (RAD_{Net_0} * (1 - CanCover_A)) - \{ [RAD_{Net_0} * Light\ Absorbed_A] * CanCover_A \} \quad (45)$$

Nel caso dell'intercettazione della pioggia il modello stima la quantità di pioggia intercettata dallo strato dominante ( $Rain_A$ ) e la sottrae alla quantità totale di pioggia caduta ( $Rain_0$ ). Una parte di questa ( $Rain_B$ ) (se la *canopy* sovrastante non è chiusa,  $Gap_A > 0$  o  $CanCover_A < 1$ ) verrà intercettata dagli strati sottostanti ( $CanCover_B$ ) Tramite la seguente equazione è possibile stimare quindi la quantità di acqua intercettabile dal *layer* dominato e dai successivi piani:

Con  $Gap_A > CanCover_B$

$$Rain_B = Rain_0 - Rain_A * CanCover_B \quad (46)$$

Con  $Gap_A < CanCover_B$

$$Rain_B = Rain_0 - Rain_A * Gap_A \quad (47)$$

Con la simulazione dell'ultimo strato presente il modello somma la quantità totale di pioggia intercettata ( $i_{R_{TOT}}$ ) e l'evapotraspirazione totale ( $E_{TOT}$ ) di tutti gli strati e, se presente, il *gap* della copertura totale per il calcolo dell'evaporazione direttamente dal suolo ( $E_S$ ) sottoposto ad irraggiamento diretto. L'equazione del bilancio idrico per la simulazione di una foresta multi-strato viene così modificata:

$$\Delta \theta_S = (1 - i_{R_{TOT}}) * R_p - (E_{TOT} + E_S) \quad (48)$$

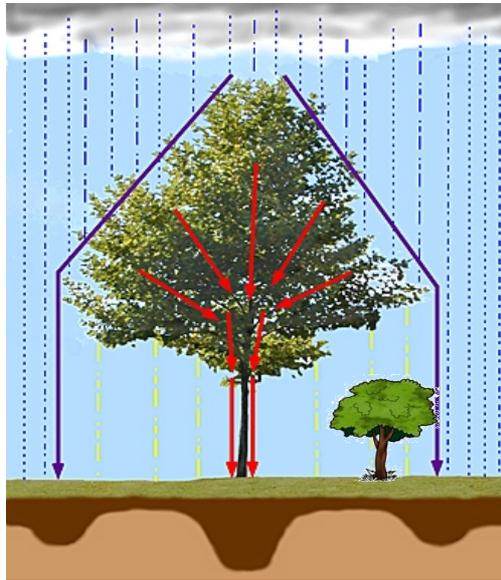


Fig. 27: Rappresentazione dell'intercettazione delle precipitazioni in una foresta bi-plana

## 2.7.2 La fase non vegetativa

Quando la somma termica è minore di zero il modello considera la specie in dormienza e la specie (o le specie) non viene considerata. Se la foresta è composta esclusivamente da specie decidue, e quando tutte si trovano in dormienza, il modello effettua il bilancio idrico considerando la cella come “*bare ground*” (suolo nudo).

### 2.7.2.1 Il Bilancio idrico

Il bilancio idrico di una foresta decidua in riposo vegetativo, come prima accennato, non tiene conto della presenza di piante e si basa esclusivamente su flussi entranti (precipitazioni,  $R_s$ ) e su flussi uscenti (evaporazione dal suolo,  $E_s$ ) seguendo essenzialmente l'approccio di Gerten et al. (Gerten et al., 2004) tramite l'equazione:

$$\Delta \theta_s = R_s - E_s \quad (49)$$

L'evaporazione diminuisce quindi linearmente al diminuire della quantità di acqua presente nel suolo come dimostrato da Huang et al. (Huang et al., 1996) e viene calcolata tramite:

$$E_s = E_q * PT_c * r_\theta \quad (50)$$

dove  $E_q$  rappresenta l'evaporazione potenziale,  $PT_c$  è il coefficiente di Priestley-Taylor e  $r_\theta$  l'umidità relativa del suolo calcolata come il rapporto tra l'effettiva quantità di acqua presente nel suolo e la sua capacità di campo. L'evaporazione potenziale viene a sua calcolata tramite l'equazione:

$$E_q = \left( \frac{e_{20}}{e_{20} + \gamma} \right) * \frac{RAD_{Net}}{\lambda} \quad (51)$$

dove  $e_{20}$  è il coefficiente di correlazione fra la pressione di vapore saturo e la temperatura ( $\text{kPa}^\circ\text{C}^{-1}$ ) (per  $T = 20^\circ\text{C}$ ),  $\gamma$  è la costante psicrometrica ( $\text{kPa}^\circ\text{C}^{-1}$ ) e  $\lambda$  è il calore latente di evaporazione ( $\text{MJ kg}^{-1}$ ),  $RAD_{Net}$  è la radiazione netta ( $\text{W m}^{-2}$ ) al livello del suolo.

## 2.8 Il Bilancio annuale

### 2.8.1 Partizionamento e allocazione del carbonio

I fusti concentrano la maggior parte della quantità della biomassa aerea, rappresentando il 55-77% del totale dell'albero. I rami invece vanno dal 5% al 37% mentre le foglie e la corteccia rappresentano, rispettivamente, l'1-15% e il 16% del totale (Schoenenberger, 1984). Le radici strutturali (radici grosse) contengono circa il 10-20% della biomassa totale aerea mentre da stime di produzione di radici fini in foreste dominate da *Pinus* spp., è emerso che queste costituiscono approssimativamente il 22-25% di C allocato nel sottosuolo (Lasserre et al., 2006). L'allocazione della NPP ( $t_{DM} ha^{-1}$ ) alle radici è determinata dalle condizioni di crescita, intese come quantità di acqua disponibile nel suolo (*Available Soil Water*), il deficit di pressione di vapore (VPD) e la fertilità del suolo. La porzione di carbonio allocata alle radici aumenta quindi con il diminuire della disponibilità idrica nell'aria e nel suolo e la sua fertilità, quindi allo stress ambientale in cui la pianta si trova (Cannel & Dewar, 1994, Magnani et al., 2000) (vedi Fig. 28).

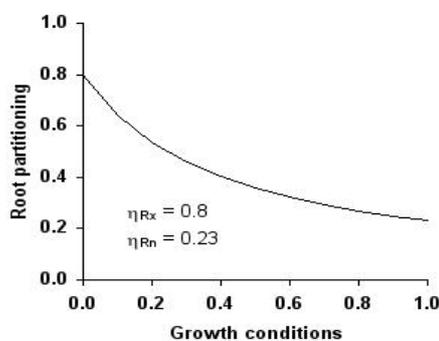


Fig. 28: Relazione tra il rapporto di partizionamento del carbonio nel comparto radicale in funzione della disponibilità idrica e dei nutrienti nel suolo (Landsberg & Waring, 1997)

L'allocazione della NPP rimanente viene poi suddivisa tra il fusto e le foglie con rapporti variabili in funzione dell'età, del diametro del tronco (*DBH*), della disponibilità di luce e dalla parametrizzazione effettuata che si ricorda essere specie-specifica. I rapporti di allocazione della biomassa nei tre principali comparti, fusti (comprensivi di rami e corteccia) radici (grosse e fini) e foglie sono dati da:

$$\eta_R = \frac{\eta_{R_x} \eta_{R_n}}{\eta_{R_n} + (\eta_{R_x} - \eta_{R_n}) m \varphi} \quad (52)$$

$$\eta_S = \frac{1 - \eta_R}{1 + \rho_{FS}} \quad (53)$$

$$\eta_F = \rho_{FS} \eta_S \quad (54)$$

Dove  $\eta_{R_n}$  e  $\eta_{R_x}$  sono i rapporti massimi e minimi rispetto al totale di allocazione delle radici,  $\rho_{FS}$  è il rapporto di allocazione foglie e tronco,  $\varphi$  è il “*physiological modifier*”, ovvero il modificatore fisiologico determinato dall'età, dal contenuto di acqua nel suolo e dal *VPD* ed  $m$  che determina gli effetti della fertilità del suolo sull'allocazione attraverso la formula:

$$m = m_0 + (1 - m_0) FR \quad (55)$$

dove  $m_0$  è un parametro specie-specifico e  $FR$  è il grado di fertilità variabile tra 0 e 1 e

$$\rho_{FS} = \rho_2 * B^{\rho_{20}} \quad (56)$$

$\rho_2$  e  $\rho_{20}$  sono parametri che esprimono il rapporto biomassa fogliare-biomassa del tronco (compresi i rami) in alberi di 2 cm di diametro e di 20 cm di diametro in base alla specie.

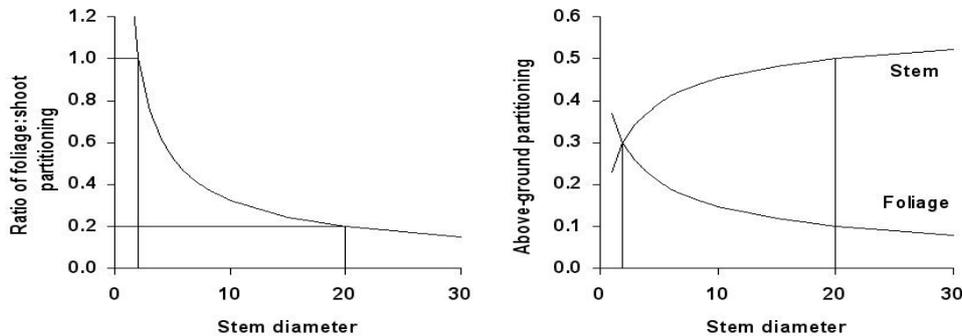


Fig. 29: Relazione tra partizionamento tra il comparto foglie e tronchi in funzione del diametro ( Landsberg & Waring, 1997)

L'equazione che governa il bilancio del carbonio è essenzialmente quella di McMurtrie e Wolf (McMurtrie & Wolf, 1983) dove  $\Delta W_x$  rappresenta il cambiamento in biomassa per ogni comparto nell'intervallo di tempo  $\Delta t$ .

$$\Delta W_F = \eta_F * NPP - \gamma_F * W_F * \Delta t - m_F * \left(\frac{W_F}{N}\right) * \Delta N \quad (57)$$

$$\Delta W_R = \eta_F * NPP - \gamma_R * W_R * \Delta t - m_R * \left(\frac{W_R}{N}\right) * \Delta N \quad (58)$$

$$\Delta W_S = \eta_S * NPP - m_S * \left(\frac{W_S}{N}\right) * \Delta N \quad (59)$$

$$\Delta W_{Tot} = \Delta W_S + \Delta W_R + \Delta W_F \quad (60)$$

Dove NPP è espressa in tonnellate di biomassa (secca) ad ettaro,  $\eta$  è la percentuale di biomassa allocata in ogni comparto (R, radici; S, tronco; F, foglie),  $\gamma_F$  è il tasso di foglie cadute (per specie sempreverdi alla fine dell'anno di modellazione, per le caducifoglie  $\gamma_F=1$ ),  $\gamma_R$  è il *turnover* radicale,  $N$  è il numero di individui (alberi ad ettaro) ed  $m$  è la frazione di biomassa ricevuta da ogni albero.

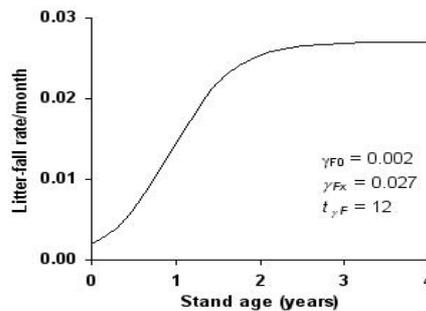


Fig. 30: Relazione tra produzione di lettiera ed età del popolamento (Landsberg & Waring, 1997)

### Allocazione nel comparto riproduttivo

Il modello *3D-CMCC* contiene all'interno della *routine* che calcola i rapporti di partizionamento e allocazione della biomassa prodotta durante l'anno tra fusto radici e foglie anche tre sotto moduli

indipendenti per il calcolo della quantità di biomassa per il comparto riproduttivo (frutti e semi). L'impossibilità di poter effettuare una validazione in questo caso non permette ancora di poter determinare quale sia il più performante dei tre approcci che quindi partecipano alla simulazione in via puramente dimostrativa e non pratica. Il primo di questi moduli utilizza l'approccio di Bossel e Sitch (Bossel, 1996; Sitch et al, 2003), allocando con un rapporto fisso la biomassa annuale prodotta in tale comparto (nel caso del modello *3D-CMCC* è stato scelto un valore intermedio tra le percentuali di 5% e 20% come riporta Sitch del 10%). La biomassa allocata nel comparto riproduttivo viene quindi calcolata mediante l'equazione:

$$W_{fruit} = NPP * K_{fruit} \quad (61)$$

il calcolo del numero di semi prodotti sarà quindi uguale a:

$$Number\ of\ seeds = W_{fruit} / Weight\ of\ seed \quad (62)$$

Il secondo approccio utilizza invece una funzione che indirettamente calcola la quantità di carbonio che viene allocata nel comparto riproduttivo utilizzando il modello di Verhulst (curva logistica o sigmoide) calcolando, in funzione dell'età della pianta, il numero di semi prodotti ogni anno.

$$Number\ of\ Seeds = N * \left( \frac{MaxSeed}{1 + OptSexAge * e^{-0.1 * (Age - MinSexAge)}} \right) \quad (63)$$

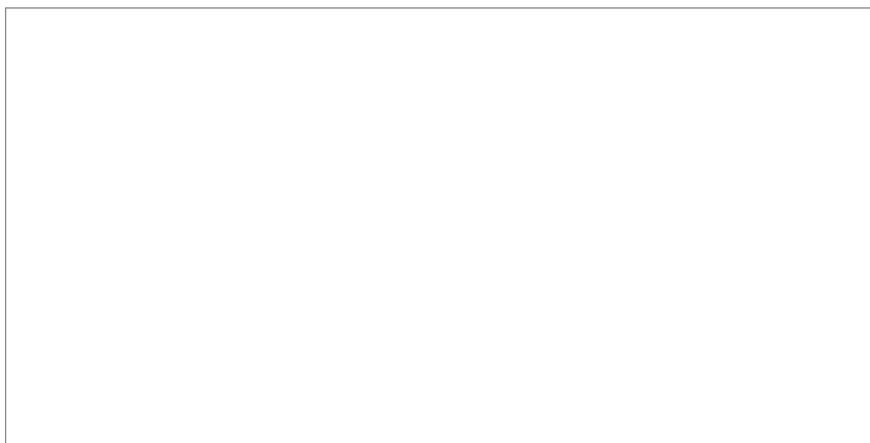


Fig. 31: La curva logistica di produzione di semi per la Quercia  
 ([http://ejad.best.vwh.net/java/population/facts\\_oaks.html](http://ejad.best.vwh.net/java/population/facts_oaks.html))

Dove *MaxSeed* rappresenta il numero massimo di semi che una pianta riesce a produrre (pasciona), *OptSexAge* l'età della pianta i cui si ha il massimo di produzione di semi (e che rappresenta l'asintoto della funzione) e *MinSexAge* l'età in cui la pianta può considerarsi sessualmente matura. Conoscendo il peso medio del frutto è possibile quindi ricavare indirettamente la biomassa allocata nel comparto frutti dalla pianta.

$$W_{fruit} = \text{Number of seed} * \text{Weight of seed} \quad (64)$$

Il terzo modulo utilizza invece l'approccio del modello TREEMIG (Lischke et al, 2006). Il numero di semi prodotti ogni anno è definito dal prodotto del numero degli alberi per il numero massimo di semi (*MaxSeed*) che la specie può produrre per un fattore altezza dipendente (*height<sub>dep</sub>*) e la funzione seno che tiene conto iterativamente degli anni di ricorrenza dell'anno di pasciona (*MastSeed*)(Bugmann, 1994).

$$height_{dep} = \frac{LAI}{LAI_{max}} \quad (65)$$

$$\text{Number of Seeds} = N * \text{MaxSeed} * height_{dep} * 0,51 * (1 + \sin(\frac{2\pi \text{year}_{counter}}{\text{MastSeed}})) \quad (66)$$

anche in questo caso come nel precedente attraverso il numero di semi prodotti ogni anno è possibile ricavare la quantità di biomassa che viene allocata nel comparto frutti.

Il *turn-over* fogliare e la produzione di lettiera

Come accennato precedentemente nel caso si stia simulando una specie decidua (o più specie) alla fine ogni anno la quantità di foglie allocata in questo comparto nell'anno precedente viene considerata persa per *turn-over*. La quantità di lettiera ( $\gamma_f$ ) verrà quindi direttamente incrementata con tale valore.

$$\gamma_f = W_f \quad (67)$$

Quindi l'incremento della lettiera sarà uguale a:

$$\Delta_{litter} = W_f \quad (68)$$

Nel caso in cui, tra le specie che compongono la foresta, sia presente una o più specie sempreverdi la quantità di lettiera proveniente dal comparto fogliare ( $\gamma_f$ ) verrà calcolata mensilmente come segue:

$$\gamma_f(t) = \frac{\gamma_{f_x} \gamma_{f_0}}{\gamma_{f_0} + (\gamma_{f_x} - \gamma_{f_0}) e^{-kt}} \quad (69)$$

Dove  $\gamma_{f_0}$  rappresenta la lettiera per  $t=0$ ,  $\gamma_{f_x}$  il massimo rapporto di caduta delle foglie. La variabile  $k$  viene così calcolata:

$$k = \frac{1}{t_{\gamma_f}} \ln \left( 1 + \frac{\gamma_{f_x}}{\gamma_{f_0}} \right) \quad (70)$$

Dove  $t_{\gamma_f}$  rappresenta l'età per cui si ha:

$$\gamma_f = \frac{1}{2} (\gamma_{f_0} + \gamma_{f_x}) \quad (71)$$

Quindi la frazione di biomassa fogliare che andrà a incrementare la lettiera sarà uguale a:

$$\Delta_{Litter} = W_f \gamma_F \quad (72)$$

La biomassa presente in lettiera sarà dato quindi da:

$$Litter = Litter + \Delta_{litter} \quad (73)$$

Quindi tale funzione, come mostrato nelle equazioni (69), (70) e (71), è da considerarsi *age-dependent*

come mostrato in Fig. 32.

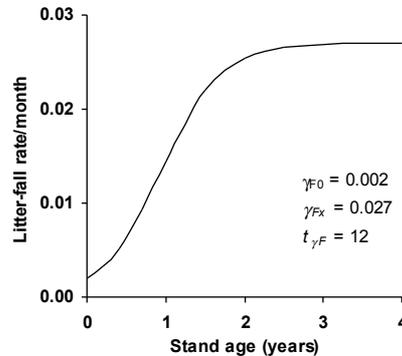


Fig. 32: Variazione nel tasso di caduta delle foglie in relazione all'età (Landsberg & Waring, 1997)

### Il *turn-over* radicale

Il turno-over radicale è calcolato come rapporto costante tra il parametro  $\gamma_r$  ( $\text{tDM month}^{-1}$ ) e la biomassa radicale  $W_r$  secondo la seguente equazione:

$$\Delta_r = W_r \gamma_r \quad (74)$$

La biomassa radicale verrà quindi annualmente così decrementata per *turn-over*:

$$W_r = W_r - \Delta_r \quad (75)$$

### 2.8.2 Mortalità

Il modello utilizza per il calcolo della mortalità una funzione densità-dipendente detta “*self-thinning rule*” (o legge di auto-diradamento definita anche “legge dei 3/2”, Yoda et al., 1963, Landsberg & Waring, 1997, Li et al., 2000). Per ogni ecosistema è possibile infatti ricavare il “carico portante” ( $W_{s,max}$ ), ovvero il valore di biomassa per singolo individuo per numero massimo di individui che un sistema è in grado di sopportare (dal grafico che mette in relazione il diametro medio e il numero di individui si ottiene una retta la cui pendenza è sempre la stessa, con un valore pari a -3/2)(vedi Fig. 33).

$$W_{s_{max}} = k_s p^{-3/2} \quad (76)$$

Superato tale limite il sistema si autoregola riducendo il numero di individui fino a che non venga ristabilito l'equilibrio tra carico portante e numero di individui. Da questa considerazione ecologica il modello ricava per ogni sito modellizzato la biomassa massima dei tronchi ( $W_{S,max}$ ) per ogni singolo individuo ( $\text{Kg trees}^{-1}$ ) medio ( $W_S$ ) che il sistema riesce a sopportare:

$$W_{Sx} = W_{Sx1000} \left( \frac{1000}{N} \right)^{n_N} \quad (77)$$

$W_{Sx1000}$  rappresenta il valore di biomassa dei tronchi massimo ( $\text{Kg}_{\text{DM}}/\text{albero}$ ) quando il numero degli alberi è di circa 1000 ad ettaro,  $n_N$  è l'esponentiale a cui usualmente viene dato il valore di 3/2.

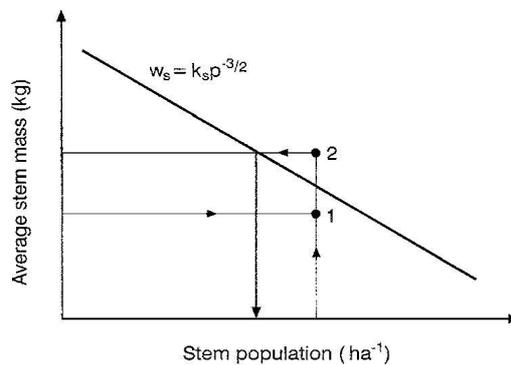


Fig. 33: Mortalità delle piante in funzione della biomassa media dei tronchi (Average Stem Mass) del sito e del numero di individui (Stem Population) (Landsberg & Waring, 1997)

La funzione controlla che la biomassa dei tronchi totale (quindi di tutti i layer) ( $W_{S-tot}$ ) sia sempre minore della biomassa totale massima teorica ( $W_{sx}$ ). Se tale limite viene superato viene chiamata la funzione che ricorsivamente fa morire, partendo dalle specie gerarchicamente più bassa, tanti alberi fino a ristabilire l'equilibrio mediante l'equazione:

$$W_{S_{after}} = W_{S-tot} - m_s * (N - N_{after}) \frac{W_{S-tot}}{N} \quad (78)$$

fino a che la regola, se  $W_{S\ after}$  è la biomassa dei tronchi e  $N_{\ after}$  è il numero complessivo di individui dopo l'auto-diradamento, venga rispettata

$$\frac{W_{S\ after}}{N_{\ after}} \leq W_{Sx1000} \left( \frac{1000}{N_{\ after}} \right)^{n_N} * 10^{-3} \quad (79)$$

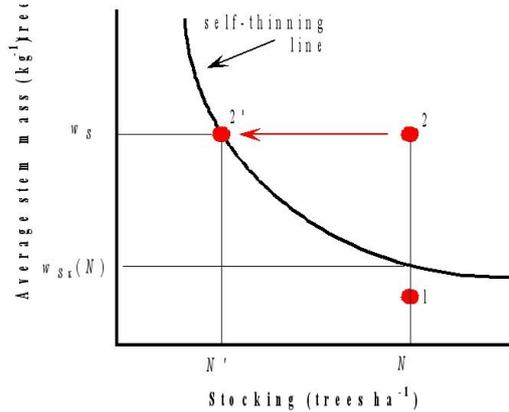


Fig. 34: Mortalità delle piante in funzione della biomassa media dei tronchi (Average Stem Mass) del sito e del numero di individui (Stocking)(Landsberg & Waring, 1997)

Il modello inoltre utilizza, come suggerito per il modello 3-PG da Xenakis et al. (Xenakis et al., 2008), una funzione probabilistica di mortalità età-dipendente ( $D_{Age}$ ) seguendo l'approccio di LPJ-GUESS (Smith). E' noto infatti come all'aumentare dell'età le piante vadano incontro con maggior probabilità a malattie, schianti da vento, infestazione da parassiti etc etc. (Rice, 2009).

$$D_{Age} = -3 * \log \left( \frac{0,001}{(t_x)} \right) * \left( \frac{t}{t_x} \right)^2 \quad (80)$$

Dopo la funzione di mortalità densità-dipendente ( $D_{self-thinning}$ ) ed età-dipendente ( $D_{Age}$ ) il numero degli alberi ( $N_{\ after}$ ) sarà così ricalcolato:

$$N_{\ after} = N - [(N * D_{Age}) + (N * D_{self-thinning})] \quad (81)$$

La mortalità invece delle giovani plantule germinate negli anni precedenti è strettamente legata alla quantità di luce che riescono ad intercettare e quindi alla sciafilia o eliofilia della specie di appartenenza. In fase di parametrizzazione il valore associato alla variabile  $LIGHT\_TOL$  (1 per le

specie molto sciafile, 2 per le specie moderatamente sciafile 3 per le specie moderatamente eliofile e 4 per le specie molto eliofile) determina la quantità minima di luce necessaria affinché la giovane pianta, che il modello considera ancora al livello del suolo, possa svilupparsi. Ad ognuna di queste classi è poi associato un valore minimo di PAR ( $MINPAR_{est}$ ) sotto il quale la pianta non può svilupparsi e quindi muore. Quindi:

se  $PAR_{Soil} > MINPAR_{Est}$

$$N_{Tot} = N + N_{Saplings} \quad (82)$$

Il numero totale di individui viene aggiornato includendo anche le giovani plantule altrimenti con  $PAR_{Soil} < MINPAR_{Est}$  la rinnovazione non può avvenire.

### 2.8.3 Dendrometria

Le caratteristiche di interesse forestale come il volume dei tronchi  $V_s$  ( $m^3 ha^{-1}$ ), il  $DBH$  (cm), l'area basimetrica  $A$  ( $m^2 ha^{-1}$ ), l'altezza  $H$  (m) il  $MAI$  (*Mean Annual Volume Increment*) ( $m^3 ha^{-1}year^{-1}$ ), il  $CAI$  (*Current Annual Volume Increment*) ( $m^3 ha^{-1}year^{-1}$ ), vengono calcolati alla fine di ogni anno di simulazione, a partire dal *pool* di biomassa e dal numero di alberi, tramite semplici relazioni di tipo empirico. Il rapporto tra tronchi e rami ( $\rho_{BB0}$  e  $\rho_{BB}$ ) e la densità vengono considerati come strettamente legati all'età del popolamento. Il  $DBH$  (*Diameter at Breast Height* o diametro in cm a petto d'uomo, 1,30 cm) viene annualmente calcolato alla fine della *routine* di allocazione mediante un'equazione allometrica generica a partire dalla biomassa allocata nei tronchi:

$$DBH = \left( \frac{W_s / N}{a_s} \right)^{\frac{1}{n_s}} \quad (83)$$

Dove  $W_s$  rappresenta la biomassa dei tronchi,  $N$  il numero di individui per quella classe e per quella specie,  $a_s$   $n_s$  le costanti nella relazione che lega la biomassa dei tronchi e il diametro. Le altezze medie degli alberi per ogni singola *cohorts* vengono calcolate invece mediante l'utilizzo della funzione di *Chapman-Richards* tramite l'equazione:

$$TreeHeight_{C-R} = 1.3 + a * (1 - \exp^{(b * DBH)^c}) \quad (84)$$

dove  $a$ ,  $b$ , e  $c$  rappresentano dei coefficienti empirici legati alla specie. Un'ulteriore funzione è stata inserita come confronto all'equazione precedente per determinare il miglior predittore per il calcolo delle altezze medie. Seguendo l'approccio del modello *SORTIE* (Pacala et al., 1993):

-se  $DBH \geq 10 \text{ cm}$

$$TreeHeight_S = 1,35 + (H_{Max} - 1,35) * (1 - e^{H_{Power} * DBH}) \quad (85)$$

-se  $DBH < 10 \text{ cm}$

$$TreeHeight_S = 0,1 + 30 * (1 - e^{0,3 * DBH}) \quad (86)$$

dove  $H_{Max}$  rappresenta l'altezza massima della specie e  $H_{Power}$  rappresenta la pendenza dell'asintoto della funzione. Seguendo l'approccio di Bossell (Bossel, 1994) è stata sviluppata una funzione densità-dipendente che in base alla densità totale del *layer* dominante determina, all'interno del comparto fusti ( $W_s$ ), gli incrementi di altezza ( $\Delta h$ ) e diametro ( $\Delta dbh$ ). È noto infatti come in caso di forte competizione per la luce (considerata quando  $CanopyCover > 0,95$ ) gli alberi tendono a crescere maggiormente verso l'alto fino ad un valore massimo (massimo rapporto  $H/D_{max}$ , o rapporto ipsodiametrico massimo, alto coefficiente di rastremazione) per intercettare una maggior quantità di luce, mentre come in condizioni di bassa competizione (scarsa copertura totale del *layer*,  $CanopyCover < 0,95$ ) tendano invece ad avere un minor rapporto tra altezza e diametro (minimo rapporto  $H/D_{min}$ , basso coefficiente di rastremazione). In base al grado quindi di copertura effettiva del *layer* dominante ( $DOM\_CANOPYCOVER$ ) viene calcolato il valore effettivo di  $H/D_{eff}$  da utilizzare per la diversa allocazione tra altezza e diametro:

-se  $CanopyCover < 0,95$

$$HD_{eff} = \left( \frac{(HD_{max} - HD_{min})}{(CanCover_{max} - CanCover_{min})} \right) * (CanopyCover_{DBHDC} - CanCover_{min}) + HD_{min} \quad (87)$$

quindi l'incremento  $\Delta h$  sarà calcolato come segue:

$$\Delta h = \frac{HD_{eff}}{\left(\frac{HD_{eff}}{TreeHeight}\right) + \left(\frac{2}{\left(\frac{DBH}{100}\right)}\right)} * \left(\frac{1}{W_s}\right) * \Delta W_s \quad (88)$$

Dove  $TreeHeight$  e  $DBH$  rappresentano l'altezza e il diametro dell'anno precedente,  $\Delta W_s$  l'incremento di biomassa annuale nel comparto fusti. L'altezza (in m) per l'anno seguente sarà quindi così calcolata:

$$TreeHeight = \Delta h + TreeHeight \quad (89)$$

L'incremento diametrico  $\Delta dbh$  verrà invece calcolato seguendo lo stesso approccio mediante la formula:

$$\Delta dbh = \frac{1}{\left(\frac{HD_{eff}}{TreeHeight}\right)} + \left(\frac{2}{\left(\frac{dbh}{100}\right)}\right) * \left(\frac{1}{W_s}\right) * \Delta W_s \quad (90)$$

Il diametro (in cm) per l'anno seguente sarà quindi così calcolato:

$$dbh = \Delta dbh + dbh \quad (91)$$

-se  $CanopyCover > 0,95$

il modello utilizza il rapporto  $H/D_{max}$  per il calcolo dell'incremento dell'altezza secondo la seguente formula:

$$\Delta h = \frac{HD_{max}}{\left(\frac{HD_{max}}{TreeHeight}\right)} + \left(\frac{2}{\left(\frac{dbh}{100}\right)}\right) * \left(\frac{1}{W_s}\right) * \Delta W_s \quad (92)$$

$$TreeHeight = \Delta h + TreeHeight \quad (93)$$

lasciando praticamente invariato l'incremento del diametro (di *default* viene settato un incremento di circa 0,5 cm). Per gli strati dominati invece viene sempre utilizzato il rapporto  $H/D_{min}$ .

Un altro parametro utilizzato per la stima della struttura e l'Indice di Area Fogliare. Il LAI è la misura dell'area di insidenza fogliare per unità di superficie di suolo espressa in  $m^2 m^{-2}$  ed è un indicatore di numerosi parametri fisiologici, come l'evapotraspirazione e la fotosintesi (Cutini et al., 1998). Poiché le chiome svolgono funzioni come l'intercettazione della pioggia e l'estinzione della radiazione, la loro variazione determina cambiamenti del microclima del bosco e delle sue caratteristiche pedologiche e in particolare della temperatura e del contenuto d'acqua del suolo (Parton et al., 1996). Il LAI è soggetto ad una variabilità spaziale orizzontale e verticale (stratificazione) oltre che, nel caso delle foreste decidue, ad una variabilità stagionale e, in associazione con i parametri della lettiera, viene utilizzato per la stima della produzione delle chiome (Bolstad e Gower, 1990). Il LAI presenta un ampio range di variazione nelle diverse formazioni vegetali e può assumere valori diversi nell'ambito della stessa formazione in relazione alla disponibilità delle risorse (Hoff e Rambal, 2003) e agli stadi di sviluppo di un sistema vegetazionale. Il LAI per ogni specie ( $x$ ), classe di altezza e classe di età presente viene calcolato nel modello a partire dalla biomassa allocata nel comparto foglie all'inizio della simulazione annuale tramite:

$$LAI_x = \frac{(W_{F_x} * 1000)}{(CanopyCover_x * SIZECELL)} * \bar{\delta} \quad (94)$$

dove  $\bar{\delta}$  rappresenta lo *SLA* (*Specific Leaf Area*,  $m^2 KgC^{-1}$ ), *Canopy Cover* il grado di copertura percentuale del layer nel pixel considerato, il fattore 1000 converte la biomassa allocata nelle foglie  $W_F$  da tonnellate in chilogrammi e *SIZECELL* rappresenta le dimensioni del pixel (di *default* settato a  $10000 m^2$ ). Il valore di *SLA* considerato per la specie è quello medio anche se studi in campo (Gratani & Foti, 1998) evidenziano come questo valore non sia costante all'interno della stessa chioma ma vari considerevolmente dalla parte più alta della chioma (dove assume valori minimi) fino a valori massimi alla base. Per semplicità di calcolo è ragionevole comunque poter considerare, in fase di parametrizzazione, il valore medio così come riportato in letteratura. Dal calcolo del diametro medio come mostrato nell'equazione (83) è possibile ricavare l'area basimetrica in  $m^2$ :

$$A = \pi * \left( \frac{DBH}{200} \right)^2 \quad (95)$$

Il volume totale viene calcolato a partire dal biomassa dei tronchi, dalla densità e dalla frazione dei rami e della corteccia tramite:

$$V_s = \frac{(1 - \rho_{BB}) * W_s}{\rho} \quad (96)$$

Dove  $\rho_{BB}$  rappresenta la frazione di rami e corteccia della biomassa dei tronchi  $W_s$  e  $\rho$  la densità (TDM m<sup>-3</sup>) calcolata in funzione dell'età di ciascuna classe tramite:

$$\rho = \rho_{max} + (\rho_{max} - \rho_{min}) * e^{-\ln\left(\frac{age}{t_\rho}\right)} \quad (97)$$

$\rho_{max}$  e  $\rho_{min}$  rappresentano la densità massima e minima per giovani alberi e  $t_\rho$  l'età a cui si ha un valore medio tra le due variabili prima descritte.

Il volume del singolo albero ( $V_{ind}$ ) della classe  $A$  verrà quindi calcolato mediante:

$$V_{ind_A} = \frac{V_{S_A}}{N_A} \quad (98)$$

dove  $N_A$  rappresenta il numero di individui di quella classe.

L'incremento corrente annuo (*Current Volume Increment, CAI*) viene calcolato come differenza tra il volume dell'anno in corso  $V_{st1}$  e il volume dell'anno precedente  $V_{st0}$  mediante la formula:

$$CAI = V_{s_{t_1}} - V_{s_{t_0}} \quad (99)$$

Mentre l'incremento medio annuo (*Mean Annual Volume Increment, MAI*) viene calcolato annualmente dividendo il volume  $V_s$  per l'età:

$$MAI = \frac{V_s}{Age} \quad (100)$$

#### 2.8.4 Rinnovazione

La rinnovazione è il processo dinamico attraverso il quale una foresta si rinnova continuamente mediante la nascita di giovani individui. Attualmente il modello *3D-CMCC* contiene un modulo molto semplice per la simulazione della rinnovazione naturale di tipo gamico. Come visto in precedenza ogni anno una parte della biomassa accumulata viene allocata nel comparto frutti ( $W_{fruit}$ ) o direttamente come frazione costante o indirettamente mediante la funzione logistica che calcola il numero di semi prodotti dagli individui considerati sessualmente maturi e dalla funzione che utilizza la ricorrenza degli anni di pasciona. Seguendo l'approccio di Sitch (Sitch et al, 2003) a seconda della frazione di luce che arriva al suolo ( $Light_{est}$ ) e del tasso intrinseco di germinabilità della specie, ponendo come limite che annualmente ci siano almeno 100 mm di pioggia, una parte di questi semi viene fatto germinare secondo la seguente formula:

con  $Rain > 100\text{ mm}$  e  $Light_{est} > 0$

$$EstabRate = \frac{(GERMCAPACITY * [1 - \exp^{-5*(1 - Light_{est})}] * (1 - Light_{est}))}{N} \quad (101)$$

dove  $Light_{est}$  è calcolato come:

$$Light_{est} = \frac{PAR_{soil}}{PAR_0} \quad (102)$$

ovvero la frazione media annuale di luce che viene intercettata da tutti gli strati partendo da quella sopra lo strato dominante e quella che arriva al suolo. Inoltre lo sviluppo delle plantule è possibile solo se la quantità netta di luce che arriva al suolo ( $PAR_{soil}$ ) supera un valore minimo specie-specifico ( $PAR_{est}$ ), calcolando così il numero di individui ad ettaro.

con  $PAR_{soil} > PAR_{est}$

$$N_{saplings} = EstabRate * N_{seeds} \quad (103)$$

Nel calcolo della biomassa per semplicità si assume che le plantule abbiano un  $LAI$  pari a 1,5

( $LAI_{saplings}$ ) e dal quale è possibile ricavare gli altri valori di biomassa mediante la “*pipe model theory*”:

$$Wf_{saplings} = \frac{LAI_{saplings}}{SLA} \quad (104)$$

$$Ws_{saplings} = \frac{LAI_{saplings}}{k_{LAI-Ws}} \quad (105)$$

dove  $k_{LAI-Ws}$  rappresenta il rapporto tra indice di area fogliare e biomassa dei tronchi, come sperimentalmente dimostrato da numerosi studi che indicano come l'unità di area fogliare debba essere supportata al livello vascolare da una determinata e sufficiente biomassa dei tronchi (Shinozaki et al., 1964; Kaufmann & Troendle, 1981, Waring et al, 1982, Ryan, 1989, Berninger & Nikinmaa, 1994). Dalla biomassa fogliare è poi possibile mediante lo “*maximum leaf-root ratio*” ( $lr_{max}$ ) e il modificatore della quantità di acqua nel suolo  $f_{\theta}$  ricavarsi la biomassa radicale:

$$Wr_{saplings} = \frac{Wf_{sapling}}{(lr_{max} * f_{\theta})} \quad (106)$$

A questo punto il modello inserisce all'inizio dell'anno di simulazione la nuova *cohort* all'interno della struttura della foresta conoscendone il numero di individui, i valori di biomassa per i vari comparti e le altre variabili per l'inizializzazione annuale del modello.

### **2.8.5 La gestione forestale e la sua modellizzazione**

Nonostante le foreste gestite in Europa ammontino a circa il 97% del totale (UNECE/FAO, 2000) e circa i due terzi delle foreste degli Stati Uniti sia classificata come “*commercial forest*” (UNECE 1999; USDA-Forest Service, 1982) e quindi potenzialmente soggette al taglio come molte altre a livello globale, le informazioni sugli effetti della gestione e in particolare dei tagli successivi sul ciclo del carbonio sono ancora scarse in letteratura (Scott et al., 2004). Da numerosi studi emerge come lo *storage* di carbonio sia influenzato principalmente dal trattamento, dalla durata del turno, dalla quantità di biomassa asportata e dal tipo di esbosco. A parità di governo e di trattamento comunque il confronto tra diversi siti gestiti è in ogni caso complesso a causa delle numerose

variabili che entrano in gioco e che sono spesso legate alle caratteristiche stazionali e alle modalità di esbosco. All'interno del modello è presente un modulo molto semplice per la simulazione degli interventi selvicolturali in foreste gestite a fustaia. L'utilità di simulare un intervento gestionale attraverso un modello risiede nella possibilità di stimare la lunghezza del periodo di tempo che il bosco impiega per ritornare alle condizioni precedenti al taglio e che dipende in maniera pressoché diretta dal turno, dall'intensità del diradamento, dalla specie, dalla fertilità del suolo, dal tipo di operazioni di esbosco (Hoen & Solberg 1994; Winjum et al., 1998). A seconda del tipo di gestione adatto alla specie considerata, è possibile inoltre stimare gli effetti di un intervento sulla produttività sia sugli individui rimanenti nello strato dominante sia quelli degli strati sottostanti, settando:

- il turno selvicolturale ( $R$ ) (ovvero la distanza temporale tra un intervento ed il successivo),
- il diametro minimo dei tronchi per il taglio (o diametro di recidibilità) ( $MINDBHMANAG$ ),
- il numero di piante da rilasciare in termini di area basimetrica ( $NR$ ) (modificando la percentuale di taglio in funzione dell'auto-ecologia della specie se sciafila o eliofila)
- l'età minima degli individui ( $MINAGEMANAG$ ).

Attualmente il modello è in grado di simulare interventi selvicolturali solo su un bosco gestito a fustaia (sia coetanea che disetanea). La difficoltà nella modellizzazione del ceduo è dovuta infatti ad un diverso rapporto di allocazione della biomassa tra i vari comparti, soprattutto nel rapporto tra il comparto radici e il comparto foglie. Il modello ha la possibilità di simulare i seguenti interventi selvicolturali, ricordando però che il modello non essendo un modello spazialmente esplicito simula dei tagli e dei diradamenti in maniera omogenea ed uniforme su pixel di un ettaro. A seconda di quanto viene deciso dall'operatore, è possibile simulare i seguenti tipi di gestione forestale secondo la classificazione del Piussi (Piussi, 1994):

1. tagli a raso:

- taglio a raso con riserve
- taglio a strisce

2. tagli successivi uniformi:

- di preparazione:
  - di sementazione
  - secondari
  - di sgombero
3. tagli saltuari
  4. tagli intercalari:
    - sfolli
    - diradamenti

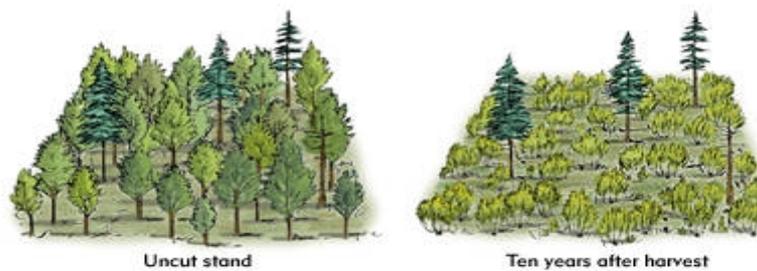


Fig.: 35. La gestione selvicolturale

## 2.9 La simulazione

### 2.9.1 Descrizione del sito

Il sito scelto per la validazione del modello è stato quello dell'Azienda Sperimentale del Demanio Forestale di Stato di La Torre di Feudozzo, situata a circa 950 metri s.l.m. nell'Alta Valle del Sangro (AQ), in Abruzzo (Latitudine 41°, 47' e Longitudine 14°, 10').

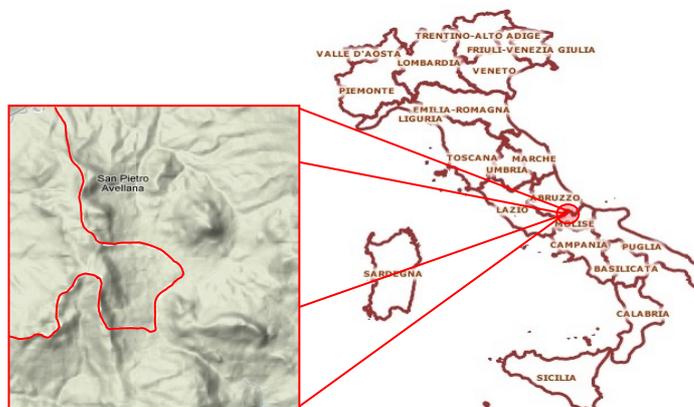


Fig. 36: La Torre di Feudozzo in Italia

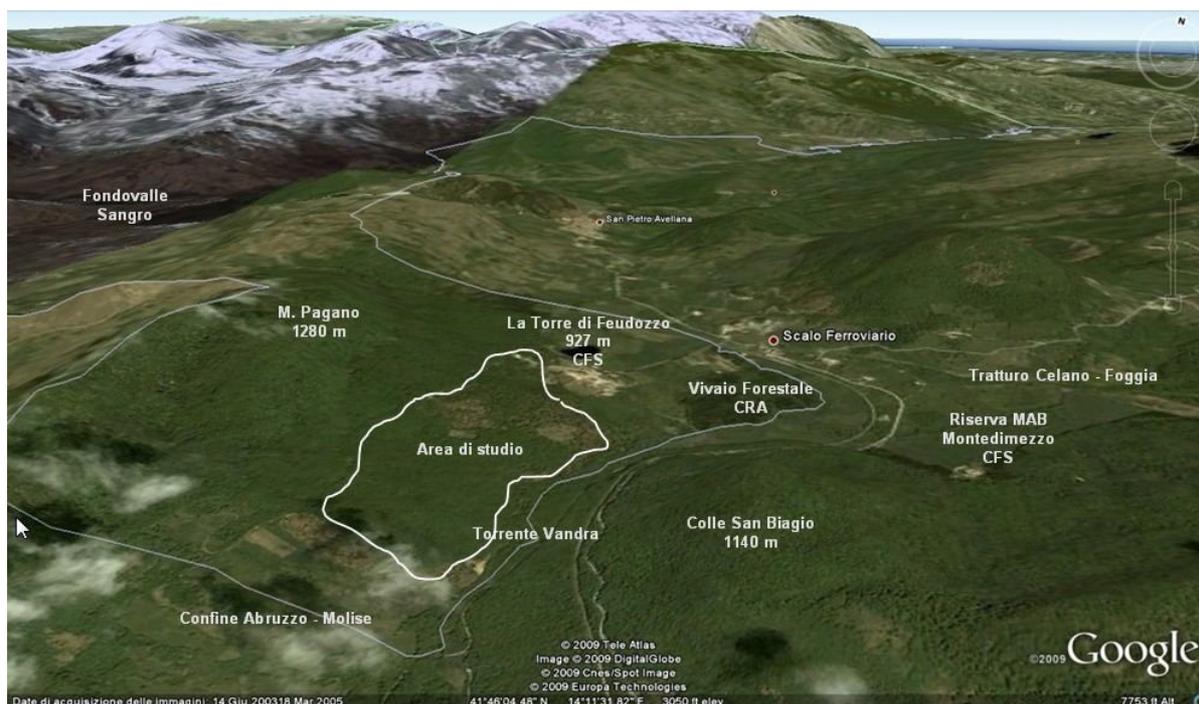


Fig. 37: La cerreta del fondovalle del torrente Vandra, localizzata nel complesso della Foresta Demaniale di La Torre di Feudozzo al confine tra Abruzzo e Molise (immagine scaricata da Google Earth e rielaborata).

Nel sito è presente un bosco di *Quercus cerris* L. che a partire dagli anni '90 è stato sottoposto ai diradamenti e a tagli di sementazione su più superfici. Questo ha portato alla formazione di quattro popolamenti diversificati, assimilabili ad una cronosequenza, di cui tre si trovano, rispettivamente, a 1 (particella 08), 3 (particella 06) e 12 (particella 97) anni dal taglio di sementazione mentre uno è costituito da una fustaia transitoria (o ceduo in conversione) a circa 40 anni dall'intervento di conversione, non ancora trattata (particella 70) con presenza di un numerosissimo gruppo di vecchie matricine di 70-80 anni distribuite su una superficie di circa 33,9 ettari.

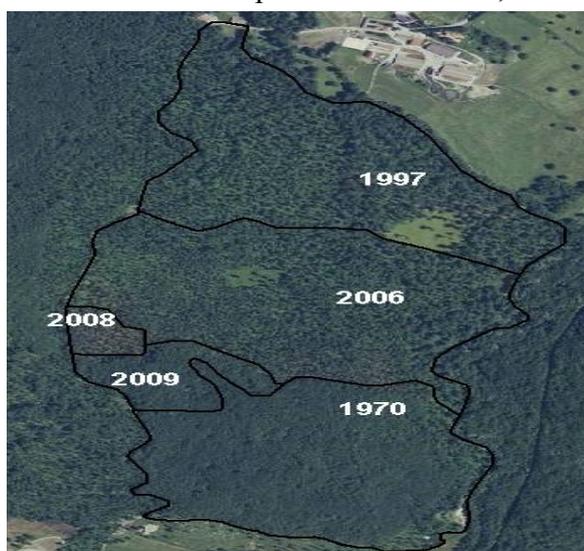


Fig. 38: Suddivisione delle particelle nel sito di Feudozzo

Tra questi popolamenti è stato scelto l'ultimo proprio per il maggior grado di “naturalità” e per la presenza due distinti piani, uno dominante ed uno dominato, al di sotto dei quali il sottobosco è quasi assente ad eccezione di pochissime piante arbustive e di un rado strato erbaceo (entrambe non considerate in fase di simulazione). Inoltre tale particella è stata scelta per l’elevata densità e complessità strutturale riconducibile al fatto che in passato non sono stati eseguiti i tagli di diradamento e che non è stata ancora sottoposta a taglio di preparazione o sementazione. L’area è caratterizzata da un clima temperato con precipitazioni medie annue di circa 1100 mm e temperature medie di 8.6 °C. Dal punto di vista geologico, l’intera zona è dominata dalle formazioni tipiche dell’avanfossa molisana con terreni fortemente limosi di origine detritica e le formazioni pedologiche più rappresentate sono le argille mioceniche che poggiano su una matrice litologica di natura calcarea. Le specie accessorie al cerro presenti nel sito sono *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Salix caprea*, *Populus alba*, *Laburnum anagyroides*, *Corylus avellana*, *Pirus communis* e *Euonymus europaeus*. La particella scelta per la simulazione è stata la 70, come detto in precedenza, in quanto questa si è dimostrata la particella in cui le caratteristiche strutturali del bosco fossero le più vicine ad una foresta definibile “naturale” (foresta pluriplana, multi-specifica e disetanea)(vedi Fig. 39). Inoltre la presenza di due piani ben separati ha reso possibile in maniera chiara la discretizzazione della struttura del bosco secondo appunto due *layer* con cerro nel piano dominante, carpino bianco e cerro per il dominato, associabili a 2 principali classi diametriche. Da quanto sopra accennato circa la difficoltà del modello nella simulazione di una foresta gestita a ceduo si è deciso di considerare la frazione cedua dello strato dominante, seppur ancora in conversione, come una fustaia (quindi come singolo albero) e non come un ceduo Questa considerazione può essere considerata accettabile visto il lungo periodo intercorso dall'ultimo taglio (40 anni) che ha portato le ceppaie ad un auto-diradamento naturale fino ad ottenere delle pseudo-matricine composte quasi esclusivamente da un unico fusto .

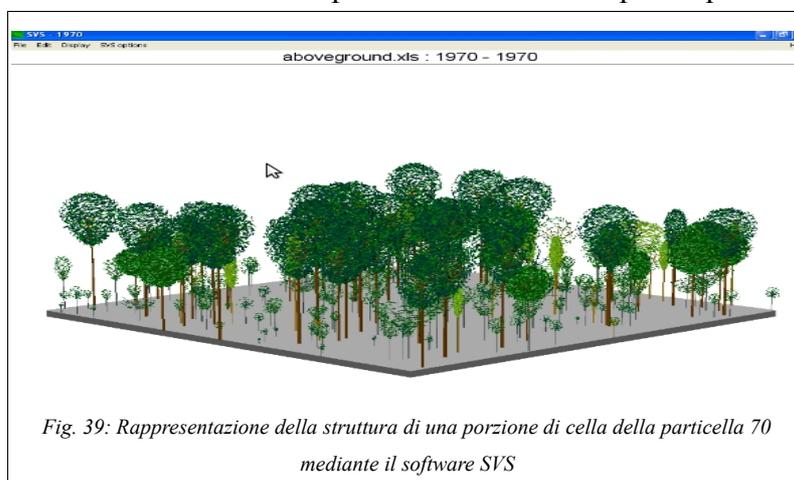


Fig. 39: Rappresentazione della struttura di una porzione di cella della particella 70 mediante il software SVS

## 2.9.2 Inizializzazione e parametrizzazione del sito

I dati per la parametrizzazione delle specie, sia dello strato dominante che di quello dominato, sono stati ottenuti per la quasi totalità da articoli presi in letteratura, per altri dati si è fatto riferimento alla parametrizzazione utilizzata in altri modelli (vedi Nolè et al., 2007). Per i parametri mancanti si è utilizzata in alcuni casi la parametrizzazione usata per il *Quercus rubra*, specie nord americana ecologicamente simile al cerro <sup>2</sup>, altri sono stati presi da letteratura (vedi Breuer et al., 2003), per altri ancora, si è proceduto calibrando il modello fino a raggiungere il miglior compromesso tra minimizzazione dello scarto quadratico medio e il raggiungimento di un valore del coefficiente di correlazione,  $R^2$ , il più possibile prossimo all'unità. Il modello è stato inizializzato e validato con i dati provenienti da un recente lavoro della Dott.ssa Oriani svolto nell'intera azienda demaniale de "La Torre di Feudozzo" (Oriani, 2010). Per l'anno 1999 al modello sono stati passati come input i dati dendrometrici e di biomassa legnosa ricavati dallo studio degli incrementi diametrici del tronco (ottenuti tramite carotaggio) per lo strato dominante. Per lo strato dominato invece, non avendo dati misurati a disposizione per l'inizializzazione ma solo per la validazione, si è assunta una crescita lineare (Waring and Running, 1998, Federici et al., 2008), come dimostrato inoltre dalla tavola allometrica relativa a tale specie per quell'intervallo di età. Dividendo quindi la biomassa misurata nel 2008 per l'età del piano dominato (circa 40 anni) è stato possibile ricavare l'incremento medio annuo dello strato dominato avendo quindi la possibilità di inizializzare lo strato dominato per l'anno 1999. Per i dati di biomassa ipogea si è utilizzando per la stima delle biomassa radicale indivisa, così come riportato in letteratura, uno *shoot-root ratio* di 0,24 (Vitullo, 2007, Federici et al., 2008). I dati climatici per i 10 anni di simulazione sono stati invece ottenuti dalla banca dati agrometeorologica dal sito dell'Ente CRA<sup>3</sup>, per la stazione meteorologica di Castel di Sangro distante solo 800 m dal sito in esame. Per quanto concerne la stima dell'indicatore di fertilità del suolo (*FR*) la scelta del parametro è stata problematica, in quanto il concetto di fertilità è molto complesso e dipendente da numerosi fattori. Il parametro *FR* (*Fertility Rating*), per il calcolo del modificatore della quantità di nutrienti nel suolo, è infatti definito dallo stesso autore Sands del modello *3-PG* (Sands, 2004) come: "molto difficile da quantificare e valutabile attraverso calibrazione o con la competenza di una persona esperta in materia di fertilità del suolo". Su consiglio del Dott. G. Matteucci e della stessa Dott.ssa A. Oriani <sup>4</sup> sulla base di valutazioni legate al pH del sito e al contenuto di sostanza organica (*SOM*) e di azoto nel suolo ( $17,6 \text{ tN ha}^{-1}$ ) si è deciso

2 Comunicazione personale del Prof Waring R.H., Professore emerito di Scienze Forestali presso l'Università Statale dell'Oregon

3 <http://www.cra-cma.it/>

quindi settare tale variabile ad un valore medio-alto di circa 0,8. Per ciò che riguarda le caratteristiche tessiturali del suolo come riferito da Dezi & Magnani (Dezi & Magnani, 2007), sono stati utilizzati per i parametri  $n_{\theta}$  e  $c_{\theta}$  i valori 0,5 per il primo e 5 per il secondo riferibili ad un suolo di tipo argilloso-limoso. L'inizializzazione del modello ha richiesto inoltre la conoscenza dei valori ad ettaro, per ogni specie, classe di altezza e classe diametrica dei seguenti valori:

- -Età (*Age*)
  - -Numero di individui (*N*)
  - -Fenologia (*Phenology*)
  - -Tipo gestionale (*Management*)
  - -DBH
  - -Altezza (*Height*)
  - -LAI
  - -Biomassa dei tronchi (*Ws*)
  - -Biomassa radicale (*Wr*)
  - -Biomassa delle foglie (*Wf*)

La simulazione è stata effettuata per 10 anni, partendo dal gennaio del 1999 fino al dicembre del 2008 per un totale quindi di 10 anni ottenendo su base mensile e su base annuale i dati in output riportati in Tabella 14 per un area di riferimento di un ettaro come rappresentativa dell'intera particella numero 70. A partire da i dati di inizializzazione per l'anno 1999, il modello ha utilizzato come uniche variabili esterne i soli dati climatici per tutti gli anni di simulazione, generandosi autonomamente di anno in anno un nuovo file di inizializzazione per l'anno da modellizzare. Come detto in precedenza i dati ottenuti a fine simulazione sono stati poi confrontati con i dati a disposizione misurati in campo. Purtroppo non per tutte le variabili restituite in output dal modello si è potuto effettuare il confronto diretto tra il dato misurato ed il dato simulato per la mancanza dei primi. La validazione dei risultati del modello è stata effettuata per i valori di accrescimento in termini di Produttività Primaria Netta (NPP) sia sul singolo *layer* (dominante e dominato) che al livello di *stand* (dominante più dominato) partendo dai valori di Produttività Primaria Lorda (GPP) e impostando il valore di respirazione (efficienza di assimilazione,  $Y$ , vedi Waring et al., 1998) a 0,48. In base ai rapporti di allocazione si è potuto poi ottenere i valori di biomassa epigea (distinta

tra biomassa dei tronchi e biomassa fogliare anche in termini di LAI), biomassa ipogea (biomassa radicale indistinta) e valori dendrometrici come il diametro dei tronchi a petto d'uomo (DBH) e l'altezza media degli alberi per entrambi i piani.

## **2.10 Valutazione delle performance del modello**

Per valutare le performance del modello al livello quantitativo nella simulazione della crescita forestale, come proposto da Stape et al. (Stape et al., 2004) e da Feikema et al., (Feikema et al., 2010), sono stati utilizzati, oltre al coefficiente di determinazione ( $R^2$ ), i principali indici statistici, di cui se ne darà una breve descrizione, di seguito elencati:

- L'errore relativo medio

$$e \% = 100 * \left( \frac{\overline{P} - \overline{O}}{\overline{O}} \right) \quad (107)$$

- L'errore assoluto medio

$$MAE \% = 100 * \left( \frac{(\sum_{i=1}^n P_i - O_i / n)}{\overline{O}} \right) \quad (108)$$

L'errore (sia relativo che assoluto) è una grandezza algebrica adimensionata (cioè priva d'unità di misura, ma con segno) essendo il rapporto fra due grandezze omogenee. L'errore relativo nasce dall'esigenza d'interpretare velocemente se un errore è piccolo o grande (dunque se è più o meno tollerabile) confrontandolo direttamente con la grandezza misurata. Minore è il valore dell'errore relativo, maggiore sarà la precisione della misurazione effettuata. In quest'ottica, per evitare di aver a che fare con poco pratici numeri decimali, l'errore relativo e assoluto solitamente viene riportato con la notazione percentuale (in questo caso viene chiamato errore percentuale). L'errore medio relativo è quindi la media pesata degli errori relativi (con il loro segno) mentre l'errore medio assoluto è una media pesata degli errori assoluti.

- I coefficienti di efficienza

$$EC(ME) = 1,0 - \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (109)$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (110)$$

Forniscono anch'essi il grado di qualità della simulazione effettuata rispetto ai valori misurati, sono infatti da considerare soddisfacenti valori compresi tra 0,6 e 0,8, buoni invece sopra 0,8 e ottimi all'avvicinarsi all'unità.

- Lo scarto quadratico medio (RMSE)

$$RMSE = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n} \quad (111)$$

Lo scarto quadratico medio (*Root mean square error*, deviazione standard o  $\sigma$ ), è un indice di dispersione delle misure sperimentali (vale a dire una misura di variabilità di una popolazione di dati o di una variabile casuale) derivato direttamente dalla varianza, ha la stessa unità di misura dei valori osservati (mentre la varianza ha come unità di misura il quadrato dell'unità di misura dei valori di riferimento). Se ne deduce che all'avvicinarsi allo 0 il modello possa essere definito come ottimo predittore. Le variabili  $O_i$  e  $P_i$  rappresentano i valori osservati e predetti e  $\bar{O}$  e  $\bar{P}$  rappresentano le loro rispettive medie, mentre  $n$  il numero di osservazioni effettuate.

### **3 Risultati e discussioni**

#### **3.1 L'analisi del comportamento del modello e l'analisi di sensitività**

Come riferito da Xenakis et al. (Xenakis et al., 2008) l'analisi di sensitività permette di identificare gli effetti di ciascun parametro (analizzato singolarmente) sugli output del modello. Tale metodologia di indagine permette infatti di ottenere importanti informazioni circa le relazioni che intercorrono tra i parametri stessi e i risultati prodotti in fase di simulazione pur nella limitazione di assumere che ci sia linearità tra questi. L'analisi di sensitività svolge inoltre un ruolo cruciale nell'identificare i parametri su cui porre la massima accortezza in fase di parametrizzazione ma aiuta anche a conoscere i *feedback* interni al modello di particolare importanza. In questo caso l'analisi di sensitività è stata effettuata seguendo l'approccio di Almeida et al. (Almeida et al., 2004), incrementando (e in alcuni casi riducendo) isolatamente le variabili climatiche e i parametri specie-specifici e legati al sito del 5, 15 e 25% cercando di individuare la linearità (o non-linearità) tra tali incrementi e i valori in output. I risultati di queste simulazioni sono stati poi confrontati con la simulazione effettuata per ottenere la relativa sensitività del modello mediante la formula:

$$\lambda_1(X, p) = \frac{p}{X} \frac{\partial p}{\partial X} \quad (112)$$

Dove  $p$  è il valore del parametro,  $X$  è il valore in output dello modello e  $\zeta$  rispettivamente il cambiamento nel valore del parametro e dell'output.

##### **3.1.1 Relazione Clima-Produttività**

###### *La Radiazione Solare*

Come dimostrato da Monteith (Monteith, 1977) la radiazione solare influenza in maniera significativa la produttività essendo la principale fonte di energia nel processo fotosintetico. Tra tutte le variabili climatiche infatti la radiazione solare rappresenta la principale forzante nel tasso di produttività del sito. Come dal diagramma che segue (vedi Fig. 40 e Fig. 41), la radiazione mostra una correlazione positiva discretamente alta con il valore di NPP per il sito di Feudozzo ( $R^2 = 0,67$  o 67 % di correlazione tra le variabili), la più alta tra tutte le variabili climatiche utilizzate nel modello.

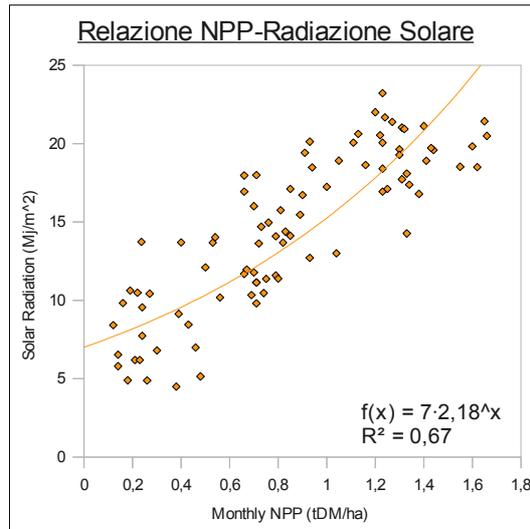


Fig. 40: Correlazione tra Radiazione Solare media e Produttività Primaria Netta mensile per il sito di Feudozzo

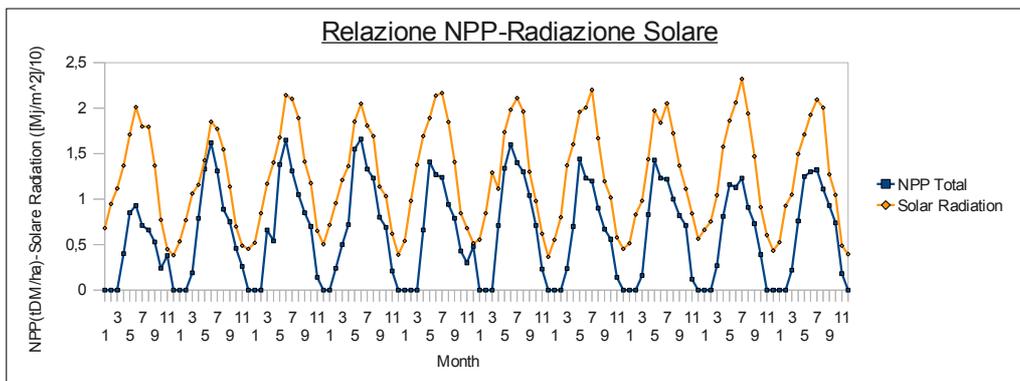


Fig. 41: Relazione tra andamento della Radiazione Solare ( $I_0$ ) e Produttività (NPP)

L'analisi di sensitività mostra come al variare del 5, 15 e 25% della radiazione solare media giornaliera, mantenendo fissi gli altri parametri, il modello segua tale aumento in maniera sensibilmente lineare (vedi Fig. 42) con incrementi sulla produttività del sito pari al 4,99, 13,44 e 21,63%. (vedi Fig. 43 e Tabella 1). La radiazione solare è quindi da considerarsi il *driver* climatico più importante per il sito di Feudozzo.

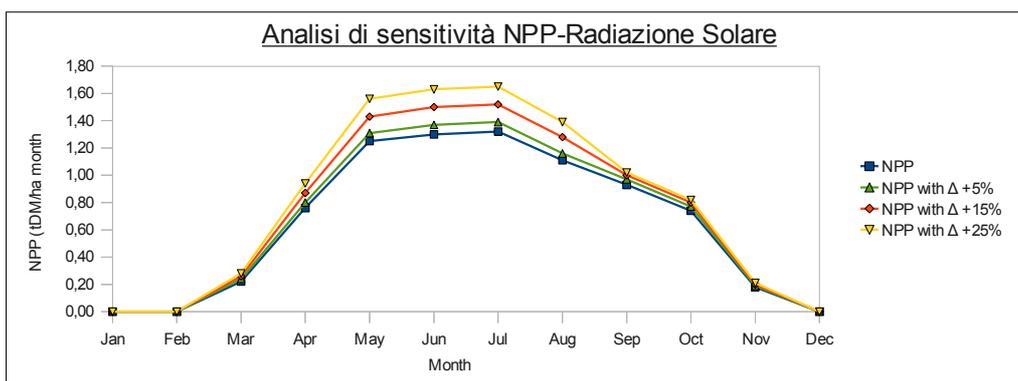


Fig. 42: Sensitività del modello ad un aumento del 5%, 15% e 25% della radiazione solare media giornaliera nel calcolo della NPP

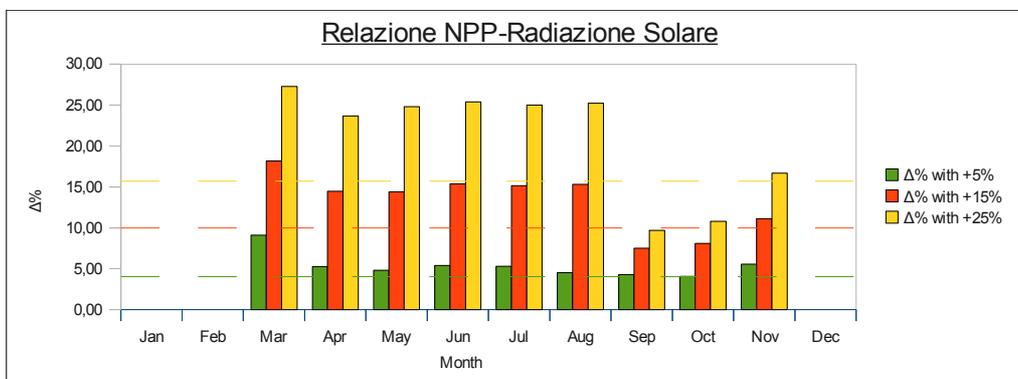


Fig. 43: Variazione percentuale nel tasso di produttività mensile (NPP) con un incremento del 5, 10 e 15% della radiazione solare media giornaliera ( $I_0$ )

Tabella 1: Variazione in tonnellate ad ettaro l'anno ed in percentuale della NPP all'aumentare del 5, 15 e 25% della radiazione solare media giornaliera

Incremento della variabile	$\Delta NPP (t_{DM} ha^{-1} year^{-1})$	$\Delta NPP \%$
5%	0,39	4,99
15%	1,05	13,44
25%	1,69	21,63

### La temperatura

Per quanto riguarda il bosco di Feudozzo, come detto in precedenza, posto a circa 950 m s.l.m., le temperature determinano l'entrata degli alberi nella fase vegetativa e la dormienza nonché il tasso fotosintetico. Per temperature medie mensili inferiori al minimo specie-specifico ( $GROWTHMIN$ ) il modificatore della temperatura restituisce un valori pari 0 determinando quindi una NPP nulla. Il modello sembra cogliere inoltre le variazioni inter-annuali soprattutto in quei mesi durante i quali la

temperatura oscilla anche in maniera sensibile, come durante la primavera negli anni 2001 e 2004 (vedi Fig. 45). Dall'analisi della distribuzione bivariata (vedi Fig. 44) si nota come la temperatura sia la seconda variabile climatica, in termini di correlazione, a determinare l'andamento della produttività per il sito ( $R^2 = 0,56$ ).

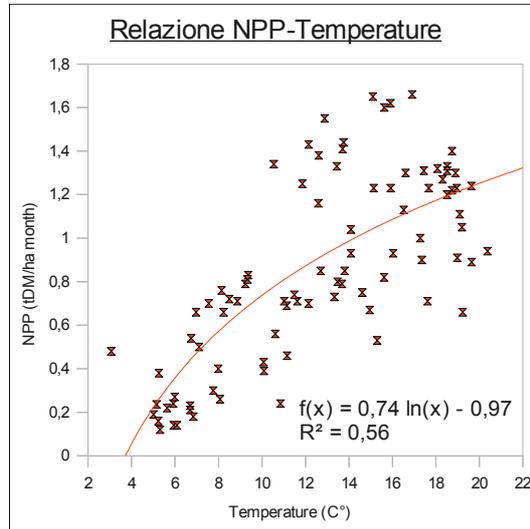


Fig. 44: Correlazione tra Temperatura media (C°) mensile e Produttività Primaria Netta (NPP) mensile per il sito di Feudozzo

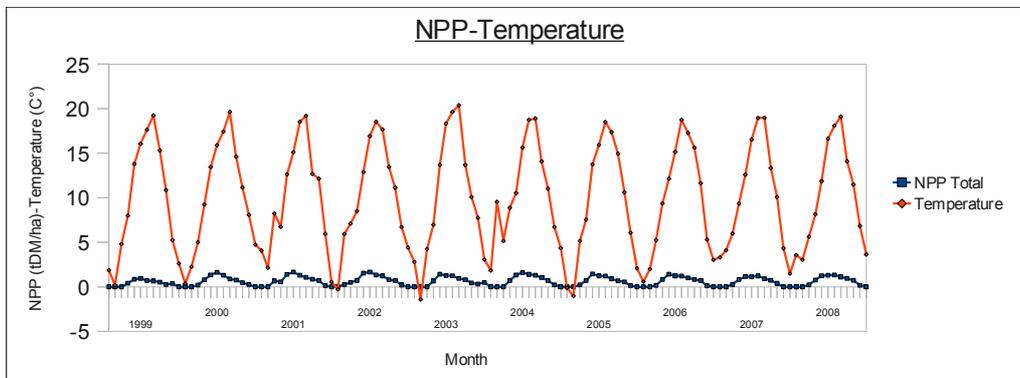


Fig. 45: Relazione tra andamento delle Temperature medie (C°) e Produttività(NPP)

L'analisi di sensitività effettuata aumentando la temperatura media mensile anch'essa del 5, 15 e 25% (vedi Fig. 46), mostra come tali aumenti portino ad un forte incremento nel tasso fotosintetico nei mesi primaverili, come nel caso di un incremento del 25%, (con incremento nel mese di marzo del 77,27%, a giugno del 41,54% e del 50% nel mese di novembre) ma mostra anche come tale incrementi diventino un fattore fortemente limitante nei mesi estivi portando ad un decremento del tasso di produttività nel mese di agosto, di circa il 40,54% (vedi Fig. 47). Come si può notare dalla Tabella 2 un incremento medio del 15% delle temperatura sia maggiormente penalizzante

(decremento percentuale della produttività del 1,4%) rispetto ad un incremento del 25% (incremento medio della produttività del 4,48%) mentre un incremento del 5% delle temperature non risulta avere alcun effetto sensibile sulla produttività totale del sito.

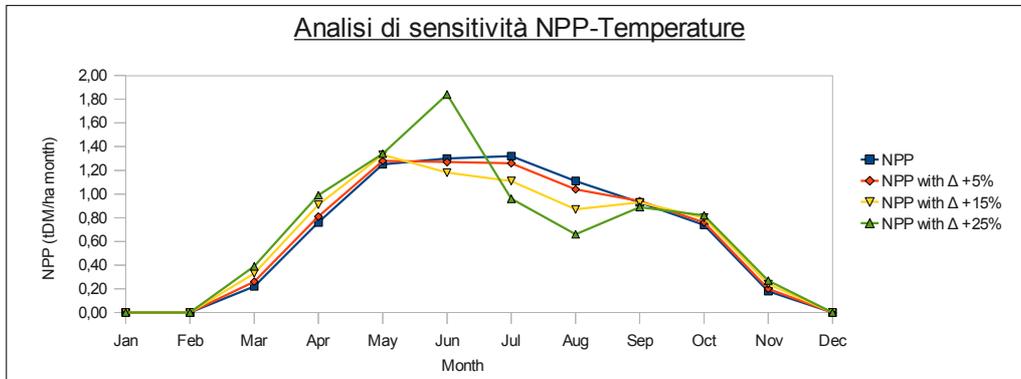


Fig. 46: Sensitività del modello ad un aumento del 5%, 15% e 25% delle temperature medie nel calcolo della NPP

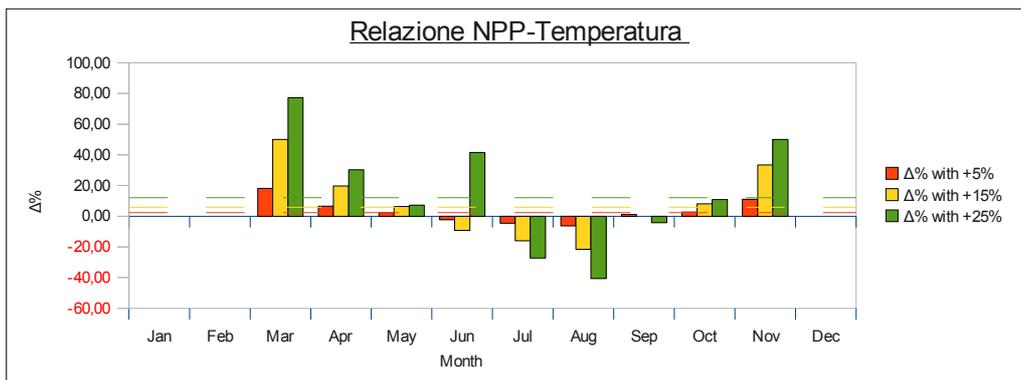


Fig. 47: Variazione percentuale nel tasso di produttività mensile (NPP) con un incremento del 5, 10 e 15% delle temperature media (C°) mensili

Tabella 2: Variazione in tonnellate ad ettaro l'anno ed in percentuale della NPP all'aumentare del 5%, 15% e 25% della temperatura media mensile

<b>Incremento della variabile</b>	<b><math>\Delta NPP</math> (<math>t_{DM} ha^{-1} year^{-1}</math>)</b>	<b><math>\Delta NPP</math> %</b>
5%	0,01	0,12
15%	-0,11	-1,4
25%	0,35	4,48

### Le precipitazioni

Con una media, per il decennio 1999-2008, di circa 1100 mm annui il sito non è certamente da considerare un sito xerico ma piuttosto è da ascrivere nei climi temperati umidi. In climi di questo

tipo infatti l'acqua raramente rappresenta un fattore di stress anche perché comunque frequenti ed abbondanti sono le precipitazioni estive. Lo stress idrico risulta quindi assente. Il modello dimostra qualitativamente come le precipitazioni non influenzino ne direttamente ne indirettamente la produttività del sito (vedi Fig. 49). La correlazione mostra un valore del coefficiente di determinazione  $R^2$  molto basso ( $R^2 = 0,21$ ) con molta dispersione intorno alla retta di regressione (vedi Fig. 48) il che induce a ritenere che ci sia una scarsa relazione tra precipitazioni e produttività per il sito di Feudozzo e, come descritto da Waring & Landsberg (Landsberg & Waring, 1997), si possa ritenere che le precipitazioni, intese come quantità di acqua presente nel suolo, si trovino nella posizione asintotica nella relazione che lega acqua e produttività.

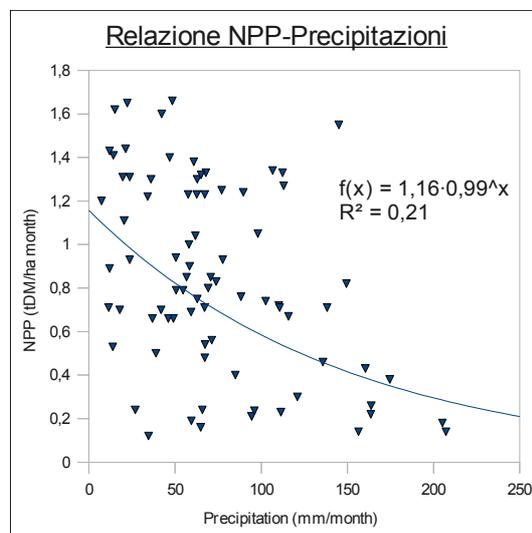


Fig. 48: Correlazione tra Precipitazioni mensili e Produttività Primaria Netta mensile per il sito di Feudozzo

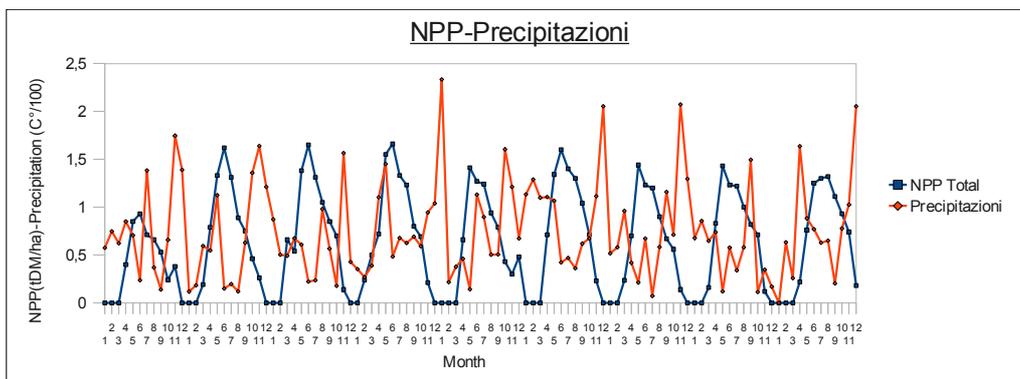


Fig. 49: Relazione tra andamento delle Precipitazioni cumulate mensili e Produttività (NPP)

Per le precipitazioni si è ritenuto opportuno, differentemente dalle altre variabili, effettuare l'analisi di sensitività non aumentando ma riducendo, con gli stessi intervalli percentuali, la quantità totale di precipitazioni mensili. L'effetto di tali riduzioni, come mostrato in Fig. 50 evidenzia che queste si ripercuotono direttamente sulla vegetazione maggiormente nei mesi di settembre ed ottobre alla ripresa della fase vegetativa (anche se per il sito di Feudozzo generalmente non si nota una netta distinzione tra le due fasi) (vedi Fig. 50). Tali variazioni nel tasso di accrescimento, che variano da un minimo di 0,25% (per una riduzione delle precipitazioni mensili del 5%) fino al 3,71% (per riduzioni del 25%) sono da imputarsi alla capacità del suolo di immagazzinare una quantità sufficiente di acqua che non si ripercuote mai in maniera accentuata (se non minimamente alla ripresa vegetativa autunnale) sul modificatore che direttamente controlla la quantità di acqua nel suolo. Si può quindi ritenere che un decremento maggiore del regime pluviometrico per percentuali più alte di quelle effettuate possa portare ad un effetto più marcato sul tasso di produttività del sito preso in esame. Tra tutte le variabili climatiche quindi, le precipitazioni sono da considerarsi quelle che meno influiscono sulla crescita forestale almeno per il sito di Feudozzo.

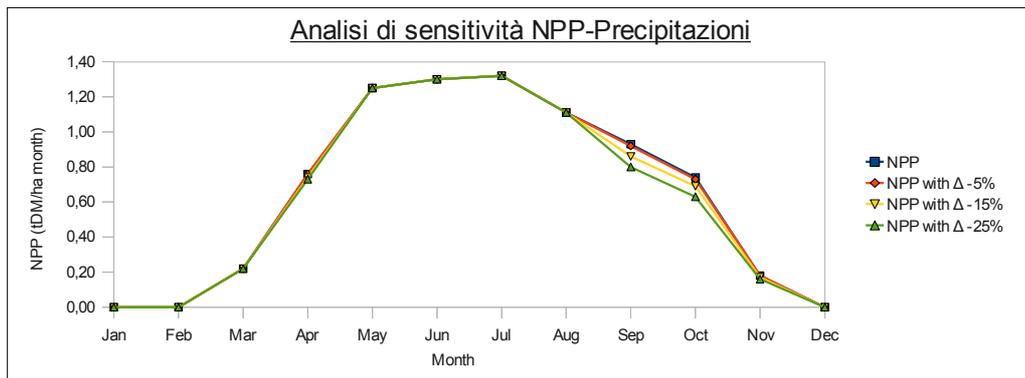


Fig. 50: Sensitività del modello ad una riduzione del 5%, 15% e 25% delle precipitazioni totali mensili nel calcolo della NPP

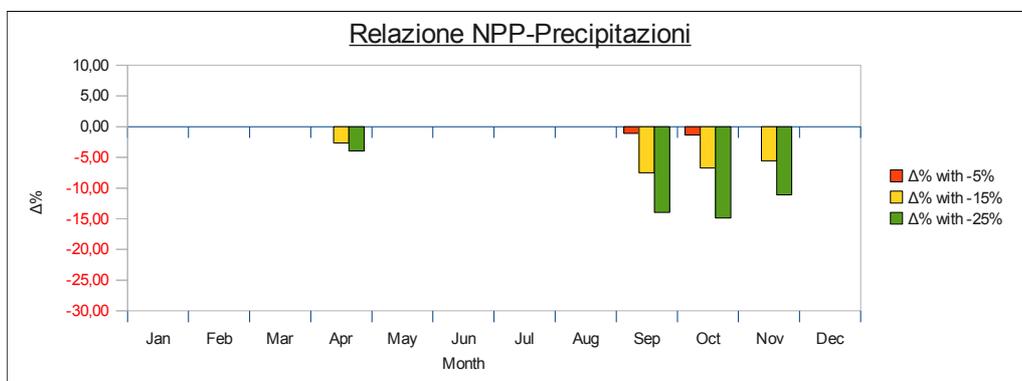


Fig. 51: Variazione percentuale nel tasso di produttività mensile con una riduzione del 5, 10 e 15% delle precipitazioni cumulate mensili

Tabella 3: Variazione in tonnellate ad ettaro l'anno ed in percentuale della NPP all'aumentare del 5%, 15% e 25% delle precipitazioni totali mensili

Decremento della variabile	$\Delta NPP (t_{DM} ha^{-1} year^{-1})$	$\Delta NPP \%$
-5%	-0,02	-0,25
-15%	-0,15	-1,92
-25%	-0,29	-3,71

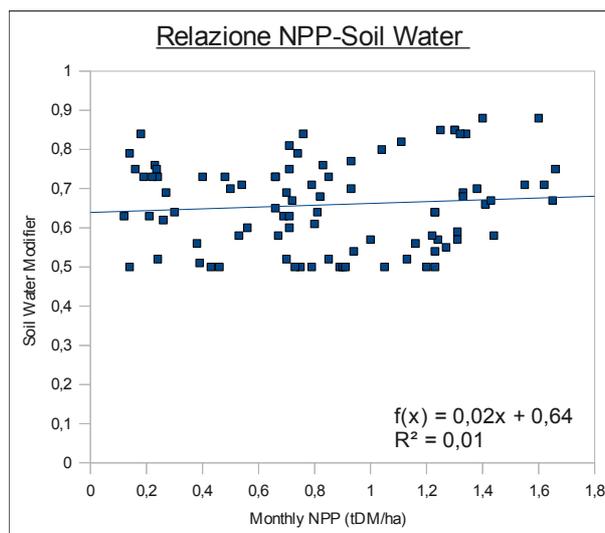


Fig. 52: Correlazione tra contenuto idrico nel suolo e Produttività Primaria Netta mensile per il sito di Feudozzo

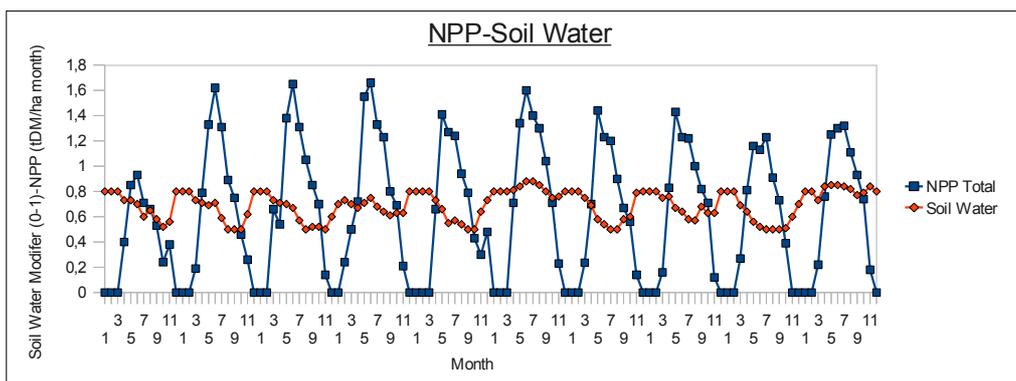


Fig. 53: Relazione tra andamento della disponibilità idrica nel suolo e Produttività

### Il deficit di pressione di vapore

Il deficit di pressione di vapore risulta influenzare mediamente la produttività. Il valore di correlazione tra produttività e deficit di pressione di vapore è mostrato in Fig. 54 ( $R^2 = 0,56$ ). Si nota come per bassi valori di VPD i punti siano maggiormente distribuiti intorno alla retta di regressione potenziale mentre all'aumentare di tale valore si abbia una distribuzione più caotica dei dati (minor correlazione tra le variabili). Il modello quindi risulta più sensibile a bassi valori di deficit di pressione di vapore mentre la sua sensibilità si riduce al crescere di questo.

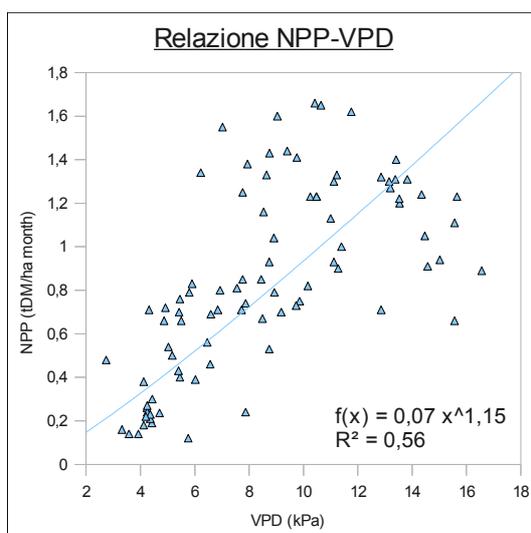


Fig. 54: Relazione tra Deficit di pressione di vapore medio e Produttività Primaria Netta mensile per il sito di Feudozzo

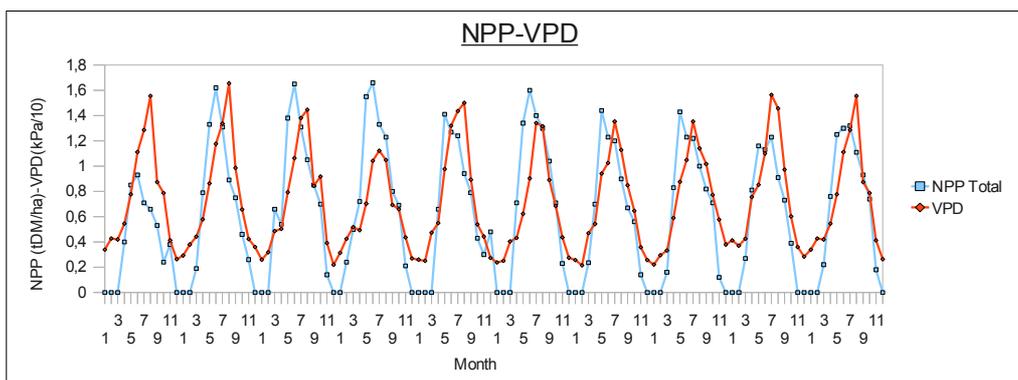


Fig. 55: Relazione tra andamento del VPD e Produttività (NPP)

L'analisi di sensitività conferma quanto sopra accennato. Ad un aumento del deficit di pressione di vapore il modello restituisce in termini di produttività primaria netta una diminuzione lineare (vedi Fig. 56) distribuita su tutta la fase vegetativa con percentuali maggiori nelle fasi di maggior attività fotosintetica (decremento di più del 10 % nel mese di Agosto) (vedi Fig. 57 e Tabella 4).

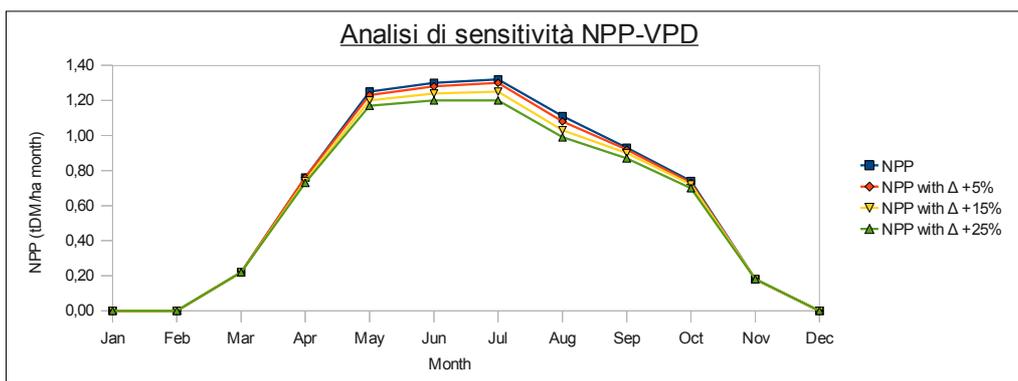


Fig. 56: Sensitività del modello ad un aumento del 5%, 15% e 25% del VPD nel calcolo della NPP

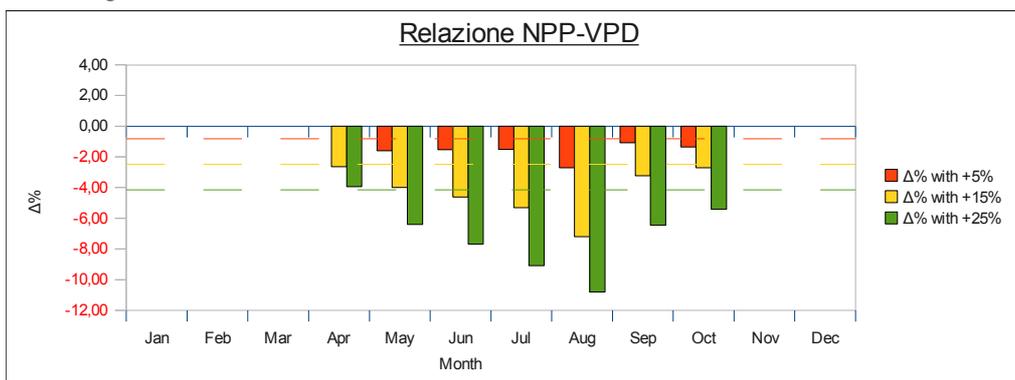


Fig. 57: Variazione percentuale nel tasso di produttività mensile con un aumento del 5, 10 e 15% del VPD medio mensile

Tabella 4: Variazione in tonnellate ad ettaro l'anno ed in percentuale della NPP all'aumentare del 5%, 15% e 25% del VPD medio mensile

<b>Incremento variabile</b>	<b><math>\Delta NPP (t_{DM} ha^{-1} year^{-1})</math></b>	<b><math>\Delta NPP \%</math></b>
5%	-0,11	-1,4
15%	-0,33	-4,22
25%	-0,55	-7,04

Complessivamente quindi si può dire che la radiazione e le temperature svolgono un ruolo principale nella determinazione del tasso di produzione mensile del sito. La prima rappresenta mediamente la variabile climatica (per tutti gli incrementi effettuati nell'analisi di sensitività) a cui il modello mostra la maggior sensibilità. Le temperature invece determinano sul singolo mese forti oscillazioni sui valori di NPP mensili, specialmente all'inizio e alla fine della stagione vegetativa ed in estate, mentre mediamente su base annuale hanno un effetto minore rispetto alla radiazione solare. Scarso risulta invece l'effetto degli incrementi sul deficit di pressione di vapore ed i decrementi sulle precipitazioni cumulate mensili (vedi Fig. 58, Fig. 59 e Fig. 60).

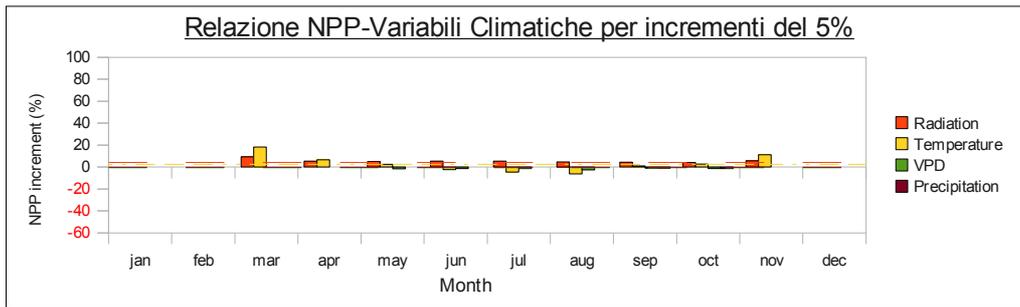


Fig. 58: Variazione percentuale dell'NPP per aumenti del 5% delle variabili climatiche, tratteggiati i valori medi annuali

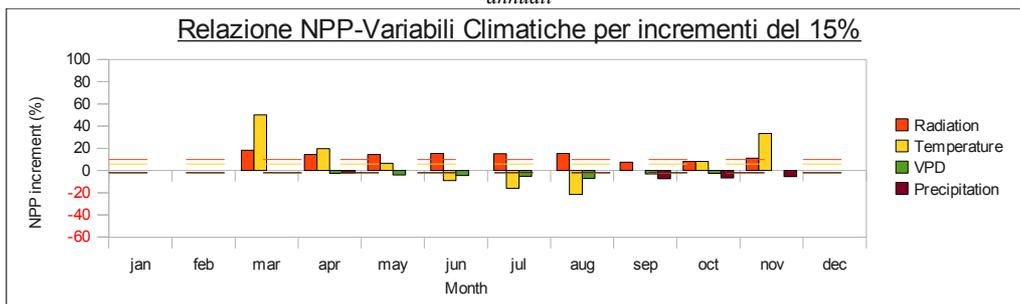


Fig. 59: Variazione percentuale dell'NPP per aumenti del 15% delle variabili climatiche, tratteggiati i valori medi annuali

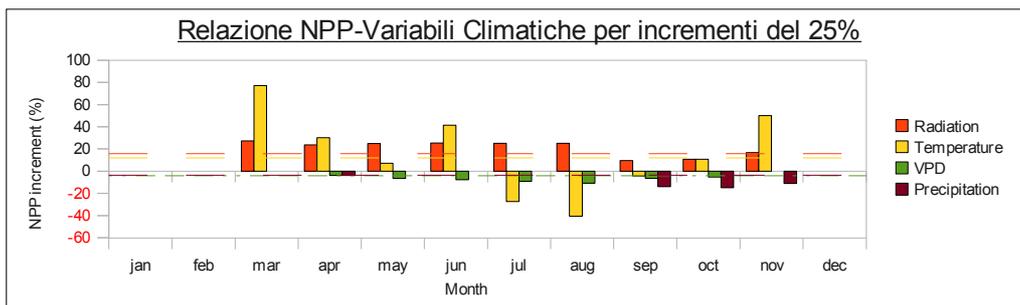


Fig. 60: Variazione percentuale dell'NPP per aumenti del 25% delle variabili climatiche, tratteggiati i valori medi annuali

### 3.1.2 Relazione tra parametri Specie-specifici, Sito-specifici e Produttività

La sensibilità del modello è stata testata anche sui principali parametri sia legati alla specie sia legati al sito (vedi Fig.61, Fig.62 e Fig.63). Come è possibile notare dalla Tabella 5 il parametro a cui il modello mostra la maggiore sensibilità per incrementi del 5% è il parametro che determina la temperatura minima per l'attività fotosintetica *GrowthMin* che determina un decremento nella produttività di circa 4,43%  $t_{DM} ha^{-1} year^{-1}$ . Per incrementi invece del 15 e 25% è la *quantum canopy efficiency (Alpha)* che mostra incrementi maggiori con un aumento percentuale del tasso di produttività del 11,85 e 19,98%, nei dieci anni di simulazione. Il parametro a cui il modello risulta essere meno sensibile per incrementi del 5 e 15% risulta essere il coefficiente di estinzione della

luce ( $k$ ) con un decremento percentuale dello 0,18% e un incremento dello 0,24%. Il  $LaiMaxIntcptn$ , ovvero il valore di LAI a cui si ha la maggior intercettazione delle precipitazioni, e che indirettamente è collegata alla routine del bilancio idrologico del modello, è il parametro che influisce meno per incrementi invece del 25% portando ad una riduzione del tasso di produzione annua di solo 0,32%. L'analisi di sensitività sopra descritta risulta in oltre in ottimo accordo con quanto riportato per il modello 3-PG e 3-PGN per i valori di biomassa (Almeida et al., 2004, Esprey et al., 2004 e Xenakis et al., 2008).

Tabella 5: Analisi di sensitività sui principali parametri specie-specifici per incrementi del 5, 15 e 25% e la produttività annuale percentuale

Parametro di Specie	$\Delta NPP\%$ con +5%	$\Delta NPP\%$ con +15%	$\Delta NPP\%$ con +25%
<b>Alpha</b>	3,72	<b>11,85</b>	<b>19,98</b>
<b>k</b>	<b>-0,18</b>	<b>0,24</b>	0,82
SLA	-1,22	-2,63	-3,89
GrowthOpt	-4,05	-5,78	-8,71
<b>GrowthMin</b>	<b>-4,43</b>	-5,63	-7,04
GrowthMax	-3,47	-3,04	-2,68
MaxAge	0,81	3,47	6,49
MaxCond	-1,3	-3,11	-4,77
BICond	-0,31	2,62	4,32
CoeffCond	-0,55	-0,94	-1,46
Lai-Gcx	0,7	2,64	4,32
<b>LaiMaxIntcptn</b>	<b>-0,3</b>	<b>-0,31</b>	<b>-0,32</b>
MaxIntcptn	-4,06	-11,57	-15,69

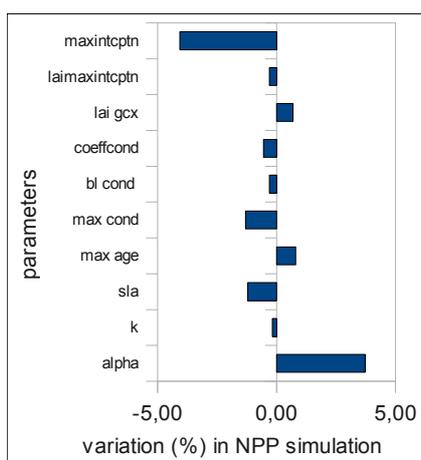


Fig.61: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 5% dei parametri legati alla specie

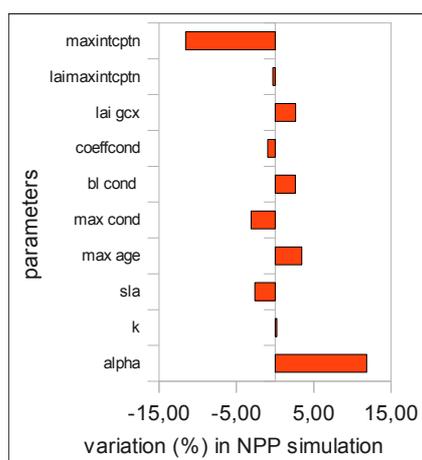


Fig.62: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 15% dei parametri legati alla specie

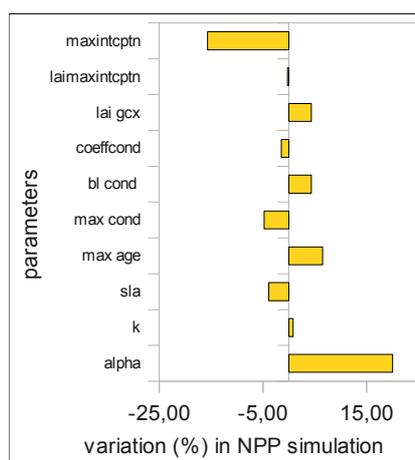


Fig.63: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 25% dei parametri legati alla specie

La sensitività del modello è stata inoltre testata anche per i principali parametri legati al sito ( vedi

Fig.64, Fig.65 e Fig.66). Come mostrato in Tabella 6 due sono i parametri a cui il modello mostra la maggior sensitività. Per incrementi del 5% il parametro legato al sito che maggiormente influenza il tasso di crescita della foresta di Feudozzo è FR (*Fertility Rating*) con un decremento nel tasso di produttività maggiore dello stesso decremento della variabile di circa il 5,79% (si ricorda che per il valore di FR si è scelto di effettuare l'analisi di sensitività apportando un decremento al parametro del 5, 15 e 25 %). Per incrementi invece del 15 e 25% il modello mostra che la variabile che influenza di più è *SWConst. (c $\theta$ )*, che rappresenta il deficit idrico relativo a cui corrisponde una riduzione del 50% degli scambi gassosi, ovvero il parametro che insieme a *SWPower (n $\theta$ )* descrive la relazione tra il contenuto idrico relativo del suolo (*r $\theta$* ) ed il modificatore della quantità di acqua presente (*f $\theta$* ). Lo stesso parametro risulta essere invece il meno influente per incrementi del 5% con un aumento sul tasso di produttività del 1,46% seguito per incrementi del 15% dal parametro *FN $_0$*  che controlla il modificatore legato alla fertilità del sito e che determina un decremento della produttività dello 0,12%. Per incrementi invece del 25% il parametro che in maniera minima influisce sul tasso fotosintetico risulta essere il parametro *FN $_N$* , anch'esso strettamente correlato con la fertilità del suolo.

Tabella 6: Analisi di sensitività sui principali parametri sito-specifici per incrementi (o decrementi) del 5, 15 e 25%

Parametro di Sito	$\Delta NPP\%$ con -5%	$\Delta NPP\%$ con -15%	$\Delta NPP\%$ con -25%
<b>FR</b>	<b>-5,79</b>	<b>-9,26</b>	<b>-12,5</b>
Parametro di Sito	$\Delta\% NPP$ con +5%	$\Delta\% NPP$ con +15%	$\Delta\% NPP$ con +25%
<b>FN<math>_0</math></b>	<b>-2,41</b>	<b>-0,12</b>	<b>2,18</b>
<b>FN<math>_N</math></b>	<b>-2,69</b>	<b>-1,04</b>	<b>0,53</b>
<i>SW Power</i>	-3,43	-2,73	-2,11
<b>SW Const</b>	<b>1,46</b>	<b>11,51</b>	<b>16,41</b>
<i>MaxAsw</i>	-4,18	-4,99	-5,67

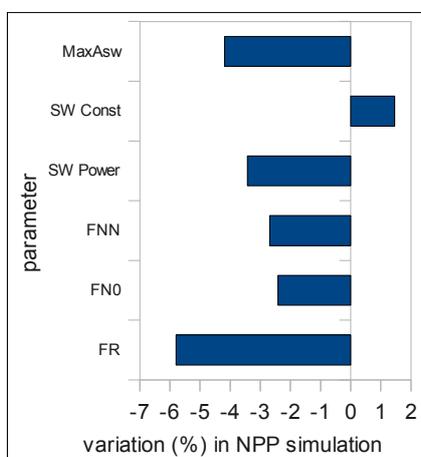


Fig.66: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 5% dei parametri legati al sito

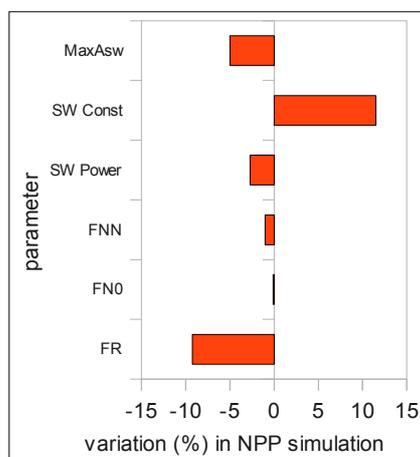


Fig.65: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 15% dei parametri legati al sito

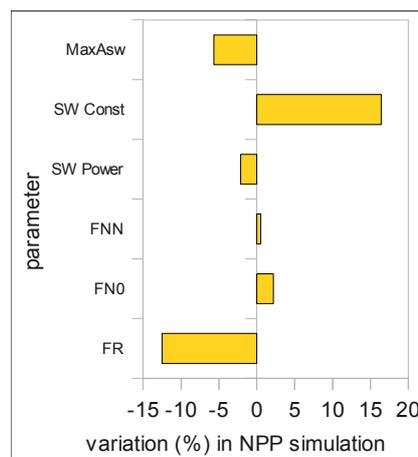


Fig.64: Variazione dell'NPP (%) per aumenti del 25% dei parametri legati al sito

## 3.2 L'analisi quantitativa

### 3.2.1 La crescita forestale

La simulazione della crescita forestale in termini di biomassa dei tronchi ( $W_s$ ) e biomassa radicale ( $W_r$ ) è stata confrontata con i dati misurati per il periodo preso in esame. Come precedentemente accennato, per alcuni valori ( $W_s$ ) il confronto è stato effettuato direttamente su dati misurati, per gli altri valori è stato necessario utilizzare i rapporti fissi legati alla specie, e, in alcuni casi, anche legati al sito (ad esempio il confronto tra il rapporto ipsodiametrico simulato e misurato), per ricavare poi dei dati confrontabili con quelli simulati dal modello. Per quanto riguarda il confronto diretto sono stati messi in relazione i valori misurati e simulati della biomassa dei tronchi ( $W_s$ ). Per lo strato dominante il coefficiente di correlazione indica ottime capacità predittive da parte del modello con valori prossimi all'unità ( $R^2 = 0,9987$ ), con valori di RMSE variabili tra  $\pm 0,314$  ( $t_{DM}$   $ha^{-1}$  l'anno) su un totale, a fine simulazione, di circa  $315,7 t_{DM} ha^{-1}$  misurati e  $314,583 t_{DM} ha^{-1}$  simulati ( $p < 0,001$ ). Inoltre gli altri indici di efficienza confermano come il modello simuli in maniera efficace la biomassa dei tronchi (vedi Fig.: 67, Fig. 68 e Tabella 7)

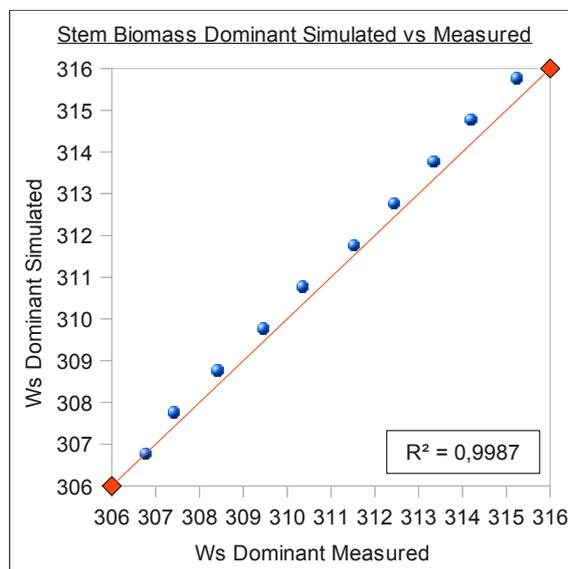


Fig.: 67. Relazione con relativo coefficiente di correlazione tra la biomassa misurata e simulata dei tronchi ( $W_s$ ) per lo strato dominante

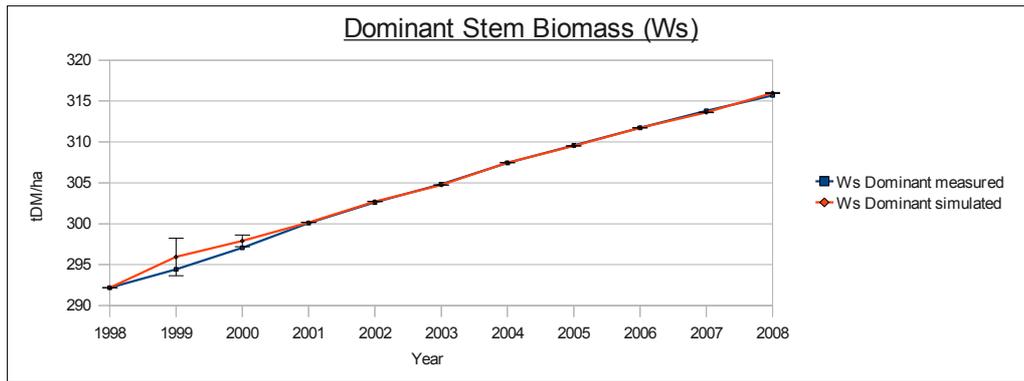


Fig. 68: Andamento della biomassa dei tronchi per lo strato dominante e relazione tra valori misurati e valori simulati con relativa deviazione standard

Come per lo strato dominante, la simulazione della biomassa allocata nel comparto tronchi dello strato dominato ha mostrato da parte del modello ottime capacità predittive per l'intervallo di tempo considerato, con un valore anch'esso prossimo all'unità per il coefficiente di correlazione ( $R^2 = 0,9929$ ) e con uno scarto quadratico medio di  $\pm 0,064$  ( $t_{DM} \text{ ha}^{-1} \text{ l'anno}$ ) su un totale, a fine simulazione, di circa  $34,5 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  misurati e  $34,7443 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  simulati ( $p < 0,001$ ) (vedi Fig. 69, Fig. 70 e Tabella 8)

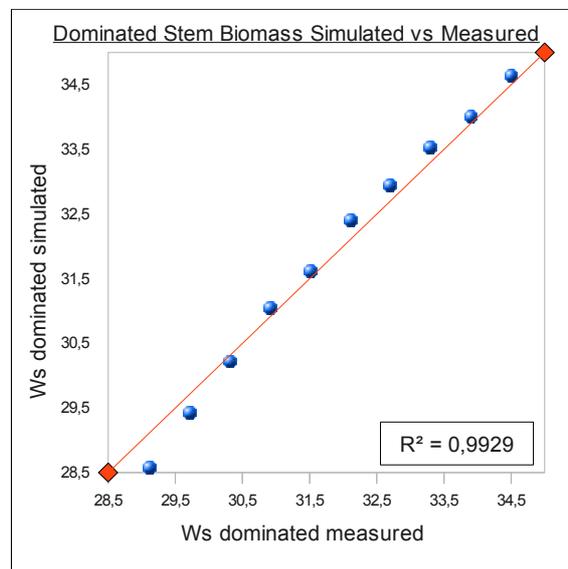


Fig. 69: Relazione con relativo coefficiente di correlazione tra la biomassa misurata e simulata dei tronchi (Ws) per lo strato dominato

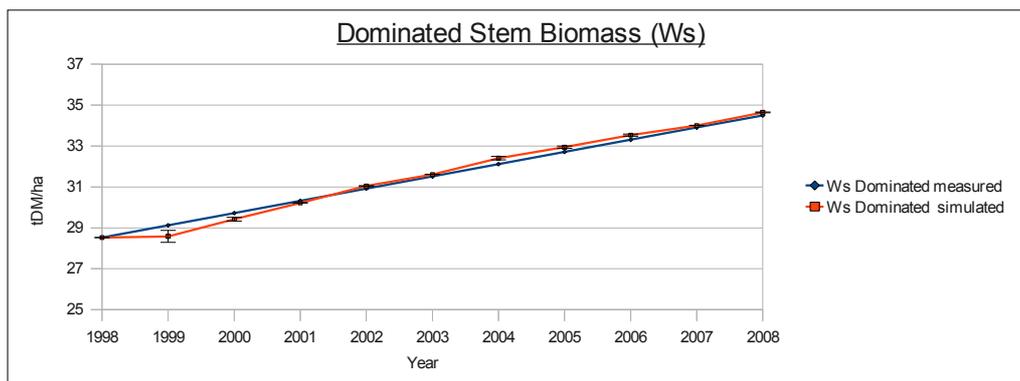


Fig. 70: Andamento della biomassa dei tronchi per lo strato dominato e relazione tra valori misurati e valori simulati con relativa deviazione standard

La biomassa allocata nel comparto radici ( $W_r$ ) che il modello restituisce è stata confrontata con i dati ricavati dall'utilizzo del rapporto 0,24 per le cerrete europee (Mokany et al., 2006; Vitullo et al., 2007) che lega la biomassa dei tronchi e la biomassa radicale. La mancanza di dati misurati per questa variabile, sia per lo strato dominante che dominato, ha reso obbligatorio l'utilizzo di questo rapporto per ricavare un dato che fosse confrontabile con il dato ottenuto dalla simulazione. L'analisi statistica ha mostrato ottimi rapporti, almeno per lo strato dominante, mantenendo tale rapporto a fine simulazione anche per i dati simulati (*root-shoot ratio* a fine simulazione di 0,2416). I valori di deviazione standard ( $R^2 = 0,9968$ ) inoltre confermano la bontà delle capacità predittive del modello con un valori di scarto di  $\pm 0,104$  ( $t_{DM} \text{ ha}^{-1} \text{ l'anno}$ ) su un totale, a fine simulazione, di circa  $75,76 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  misurati e  $75,7058 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  simulati ( $p < 0,001$ ) e valori di efficienza EC ed EF di 0,99 e 0,95 (vedi Fig. 71, Fig. 72 e Tabella 7).

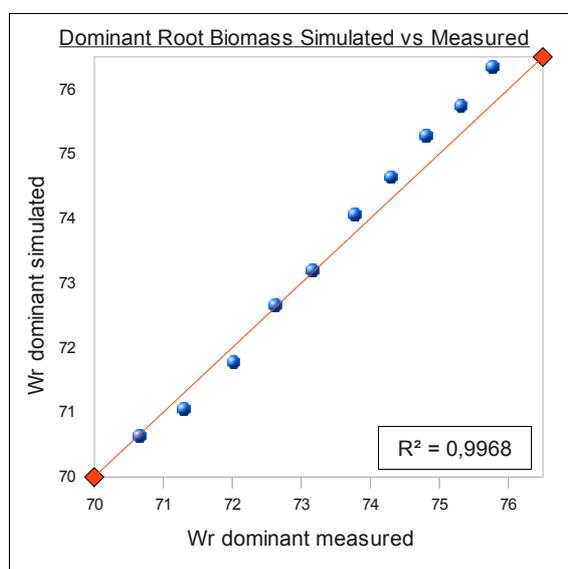


Fig. 71: Relazione con relativo coefficiente di correlazione tra la biomassa misurata e simulata delle radici ( $W_r$ ) per lo strato dominante

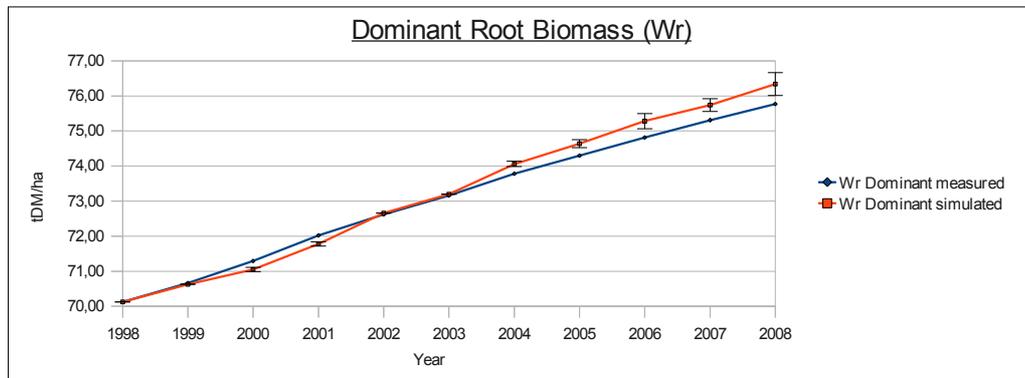


Fig. 72: Andamento della biomassa del comparto radicale per lo strato dominante e relazione tra valori misurati e valori simulati con relativa deviazione standard

La simulazione della biomassa radicale allocata annualmente in questo comparto risulta meno performante delle precedenti con capacità predittive comunque buone ( $R^2 = 0,9796$ ), lo scarto quadratico medio risulta dell'ordine di  $\pm 2,119$  ( $t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  l'anno) su un totale, a fine simulazione, di circa  $8,28 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  misurati e  $10,7189 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  simulati ( $p < 0,001$ ), quindi sensibilmente più alto rispetto al valore totale con cui è stato confrontato con una sovrastima di circa  $2,43 t_{DM} \text{ ha}^{-1}$  (vedi Fig. 73, Fig. 74e Tabella 8). Un'analisi dei risultati tra il dato misurato e il dato simulato in questo caso però risulta abbastanza problematico in quanto il dato misurato di fatto deriva da un rapporto ricavato sull'intera popolazione. Lo strato dominato potrebbe in questi casi nello specifico non rispettare tale rapporto falsando quindi l'analisi sulla bontà del valore ottenuto dalla simulazione. Il rapporto tra biomassa dei tronchi e biomassa radicale per lo strato dominato mostra infatti un valore dell'ordine di 0,29 che quindi si discosta dallo 0,24 utilizzato per il piano dominante. A tal proposito è lecito pensare che lo strato dominato possa avere nella realtà un rapporto che può differire per i vari piani dallo 0,24 utilizzato in questo studio per entrambi i piani. Molto probabilmente il fatto che lo strato dominato sia in realtà un ceduo in conversione giustifica questo rapporto leggermente più alto. Come conferma Oriani (Oriani, 2010) l'applicazione del rapporto R/S (*root/shoots*) per un ceduo, sebbene in conversione, può portare ad un errore di stima della biomassa radicale presente, infatti, poiché il rapporto si basa sulla biomassa in piedi, non viene pertanto inclusa nello stock la quantità di radici delle ceppaie che restano vitali anche dopo il taglio. Molto probabilmente l'errore è in parte legato ad un difetto di stima in fase di parametrizzazione e successiva simulazione ed in

parte legato ad un errore di inizializzazione e successivo confronto dei dati raccolti in campo.

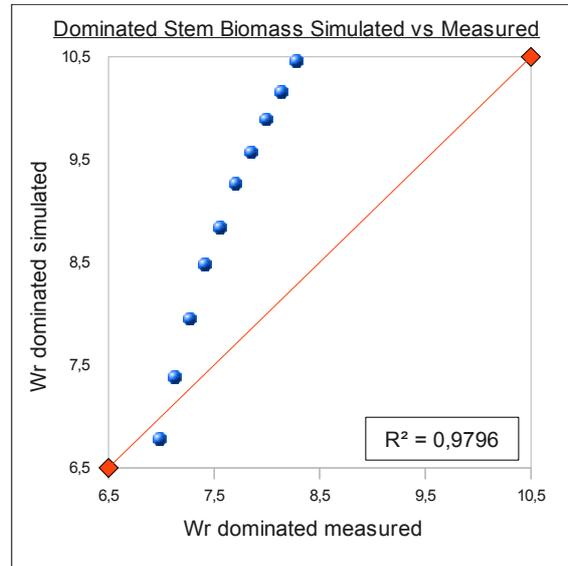


Fig. 73: Relazione con relativo coefficiente di correlazione tra la biomassa misurata e simulata delle radici ( $W_r$ ) per lo strato dominato

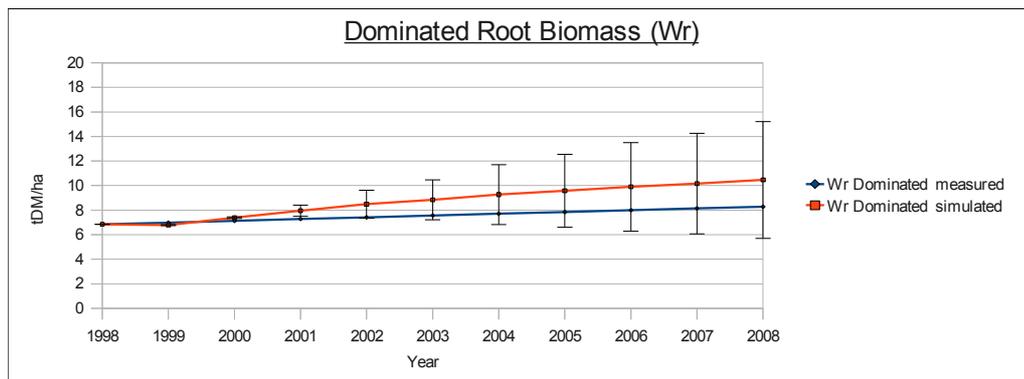


Fig. 74: Andamento della biomassa del comparto radicale per lo strato dominato e relazione tra valori misurati e valori simulati con relativa deviazione standard

Tabella 7: Risultati dell'analisi statistica del confronto tra valori misurati e simulati per lo strato dominante per il decennio di simulazione 1999-2008

<u>Layer</u>	<u>Variabile</u>	<u>p-Value</u>	<u>e</u>	<u>MAE%</u>	<u>EC</u>	<u>EF</u>	<u>RMSE</u>	<u>R<sup>2</sup></u>	<u>n</u>
			%				( <i>UDM ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup></i> )		
<i>Dominant</i>	<i>Ws</i>	$p < 0,001$	0,08	0,08	0,99	1	$\pm 0,314$	0,9987	10
<i>Dominant</i>	<i>Wr</i>	$P < 0,001$	0,20	0,22	0,99	0,95	$\pm 0,104$	0,9968	10

Tabella 8: Risultati dell'analisi statistica del confronto tra valori misurati e simulati per lo strato dominante per il decennio di simulazione 1999-2008

<u>Layer</u>	<u>Variabile</u>	<u>p-Value</u>	<u>e</u> %	<u>MAE%</u>	<u>EC</u>	<u>EF</u>	<u>RMSE</u> ( $tDM\ ha^{-1}year^{-1}$ )	<u>R<sup>2</sup></u>	<u>n</u>
<u>Dominated</u>	<i>Ws</i>	$p < 0,0011$	0,09	0,1	1,00	0,99	$\pm 0,064$	0,9929	10
<u>Dominated</u>	<i>Wr</i>	$p < 0,001$	14,97	16,47	0,07	-4,46	$\pm 2,119$	0,9796	10

Per la particella presa in esame l'allocazione della biomassa nel comparto foglie rappresenta mediamente per lo strato dominante il 24,7 % della biomassa totale prodotta mentre per il dominato tale valore risulta più alto, circa l'36,89 %, in linea con quanto descritto da Cannell (Cannell, 1985). Per la biomassa allocata annualmente nel comparto foglie (*Wf*) (sia per lo strato dominante che dominato) viene riportato da Oriani (Oriani, 2010) un valore medio di circa 2,4  $tDM\ ha^{-1}$  l'anno di biomassa mentre per l'intervallo 1999-2008, il modello simula mediamente un valore di 2,1  $tDM\ ha^{-1}$  l'anno (vedi Fig. 75) con uno scarto quadratico medio quindi di circa 0,3  $tDM\ ha^{-1}$  l'anno.

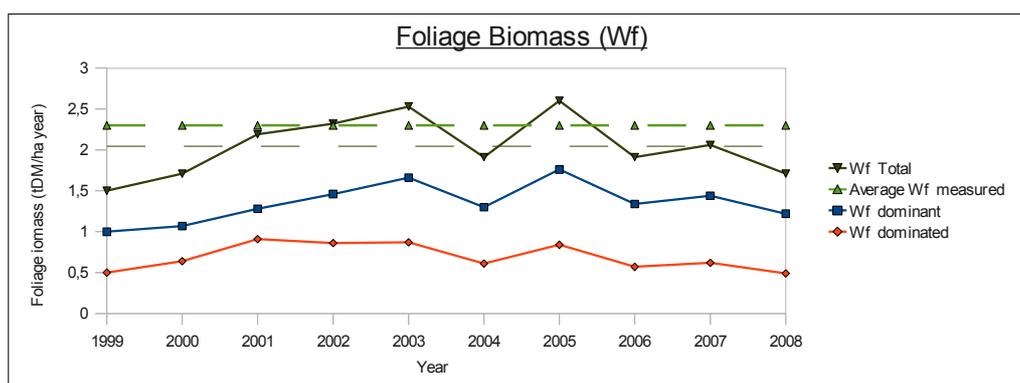


Fig. 75: Andamento della biomassa fogliare totale del piano dominante e del piano dominato

Come detto in precedenza il dato di biomassa fogliare risulta essere direttamente correlato con i valori di LAI. L'indice di area fogliare, come riportato da Cutini (Cutini et al., 1998), risulta essere un valore abbastanza conservativo e stabile soprattutto in foreste mature come la particella numero 70 della foresta di Feudozzo. Per tale particella viene riportato in letteratura per l'anno 2008 un valore medio di LAI di circa 5,98 per il piano dominante e di 2 per il piano dominato. I valori di LAI ricavati dalla simulazione del modello restituiscono valori per il piano dominante di circa 5 (variabile da un massimo di 5,6 ed un minimo di 4,4) e per il piano dominato di circa 1,8 (variabile da un massimo di 2,8 ad un minimo di 1,2). Il confronto tra questi dati induce a pensare che il modello riesca a simulare abbastanza fedelmente anche questo parametro (vedi Fig. 76).

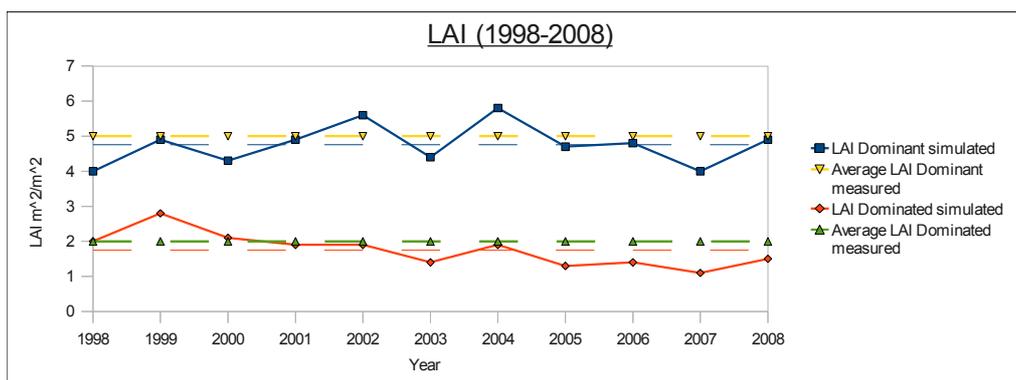


Fig. 76: Andamento annuale del LAI per lo strato dominante e dominato

I grafici che seguono (vedi Fig. 77 e Fig. 78) mostrano la correlazione tra la biomassa annualmente allocata nel comparto foglie per il piano dominante e dominato e il relativo indice di area fogliare. Si ricorda che per il calcolo del LAI il modello tiene conto, come descritto in precedenza, anche del grado di copertura percentuale da parte delle chiome del *layer* di appartenenza di ogni classe ricavandolo dalla funzione *DBHDC Function*. Tale valore infatti risulta strettamente collegato a come le foglie si dispongono all'interno della chioma. Valori molto alti rispetto alla biomassa fogliare totale, come per il caso dello strato dominato, sono, come riferisce Čermák (Čermák et al., 2008), dovuti al fatto che in giovani piante la ramificazione ancora non ha raggiunto un elevato grado di complessità strutturale e che quindi le foglie tendono a disporsi in maniera più densa su una superficie inferiore rispetto alle piante più mature. I valori molto alti di correlazione ( $R^2= 0,992$  e  $R^2= 0,990$ ) per entrambi i piani dimostrano altresì la bontà della funzione *DBHDC* che correla la biomassa fogliare con l'indice di area fogliare e la giusta parametrizzazione per le specie prese in esame.

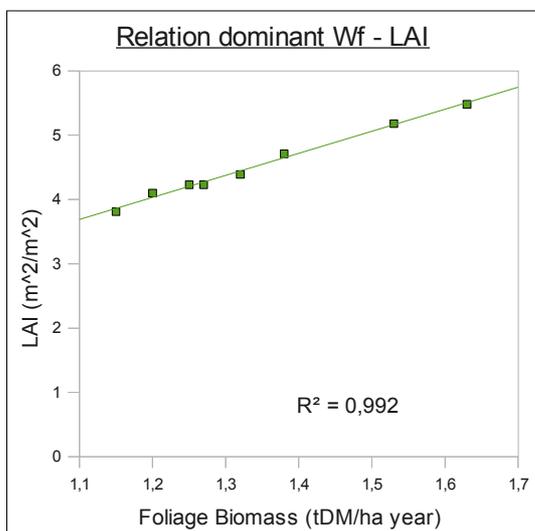


Fig. 77: Relazione di tipo esponenziale tra la biomassa fogliare e il LAI per il piano dominante

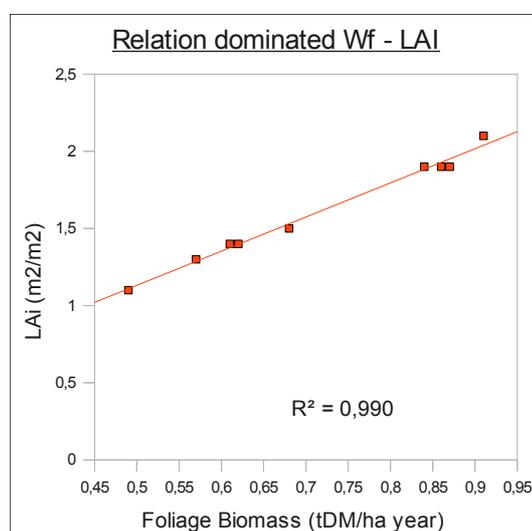


Fig. 78: Relazione di tipo esponenziale tra la biomassa fogliare e il LAI per il piano dominato

Dai grafici sottostanti (vedi Fig. 79 e Fig. 80) è possibile notare come sia molto stretta la relazione tra le due variabili dipendenti LAI e percentuale di copertura del layer (*CANOPYCOVER*) e la percentuale di luce trasmessa (*LIGHTRASMITTED*) ai piani sottostanti sull'intero pixel. La relazione LAI e luce trasmessa mostra un indice di correlazione del 93,1% ( $R^2=0,931$ ), l'alto grado di copertura del piano dominante (circa l'85%) determina invece un basso grado di correlazione ( $R^2=0,056$ ) tra copertura vegetale e luce trasmessa attraverso il piano dominante.

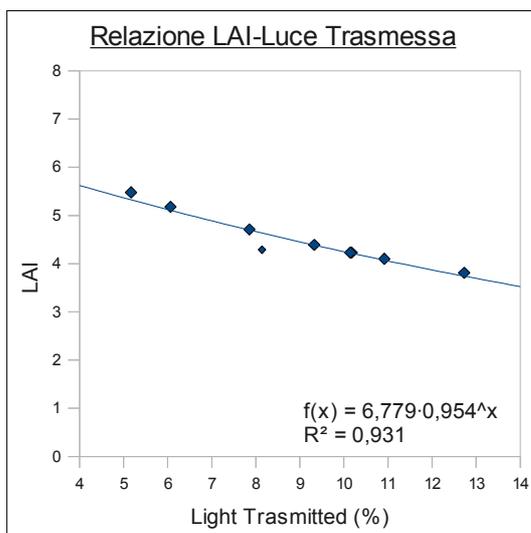


Fig. 79: Relazione tra il LAI e la percentuale di quantità di luce trasmessa attraverso lo strato per l'intero pixel (1 ettaro)

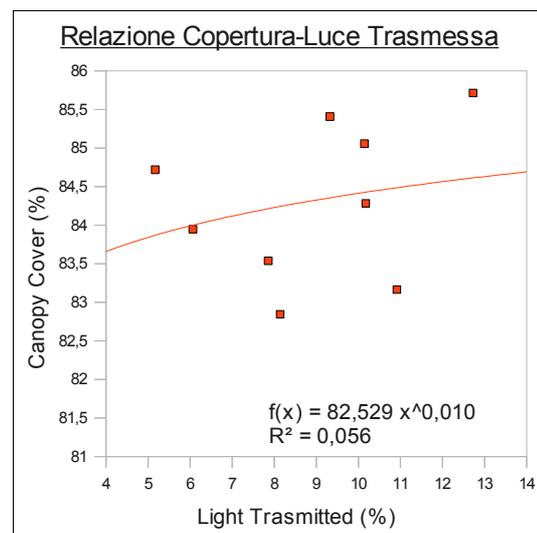


Fig. 80: Relazione tra la copertura percentuale del pixel e la percentuale di quantità di luce trasmessa attraverso lo strato per l'intero pixel (1 ettaro)

Per ciò che riguarda i valori di produttività primaria netta totale (NPP), dati di letteratura riportano per tale tipologia di sito un valore medio di circa  $8 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$  l'anno (Oriani, 2010). In termini assoluti (piano dominante più piano dominato) la simulazione della produttività totale della foresta mostra un andamento medio annuale di circa  $7,5 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$  l'anno con valori massimi simulati per l'anno 2004 di circa  $9,09 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$ . Tale valore è probabilmente dovuto a temperature più vicine all'optimum nella fase di maggior attività fotosintetica (Maggio e Giugno), ad una anticipata entrata in fase vegetativa (Marzo), a temperature estive più miti ed ad un anno particolarmente piovoso con precipitazioni totali di 1140 mm (le più alte riscontrate nei dieci anni di simulazione). I valori minimi di produttività sono invece quelli simulati dal modello per l'anno 2007, con valori di produttività di circa  $6,55 \text{ t}_{\text{DM}} \text{ ha}^{-1}$ , probabilmente correlati ad un calo delle precipitazioni registrate, con una media di 740 mm, un innalzamento più brusco delle temperature, ma minori in valore

assoluto rispetto alle media annuali, e un deficit di pressione di vapore sensibilmente più alto rispetto alla media decennale di simulazione. Nella cronosequenza simulata dal modello la foresta è quindi passata da un valore di 407,95 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> (363,31 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominante ed 37,71 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il dominato) ad un valore, a fine simulazione, di 439,61 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> (393,83 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominante ed 45,78 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il dominato) (vedi Fig. 81). Dall'analisi dei valori di produttività del modello risulta come nel computo totale medio dell'NPP, il piano dominante influisce per circa il 75,65 % e il piano dominato per il restante 24,35 % (vedi Fig. 82).

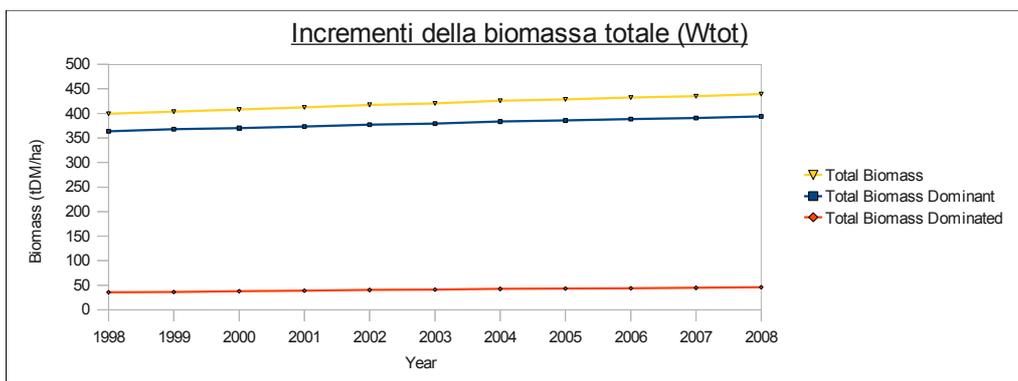


Fig. 81: Incrementi nella Biomassa totale e per singolo piano

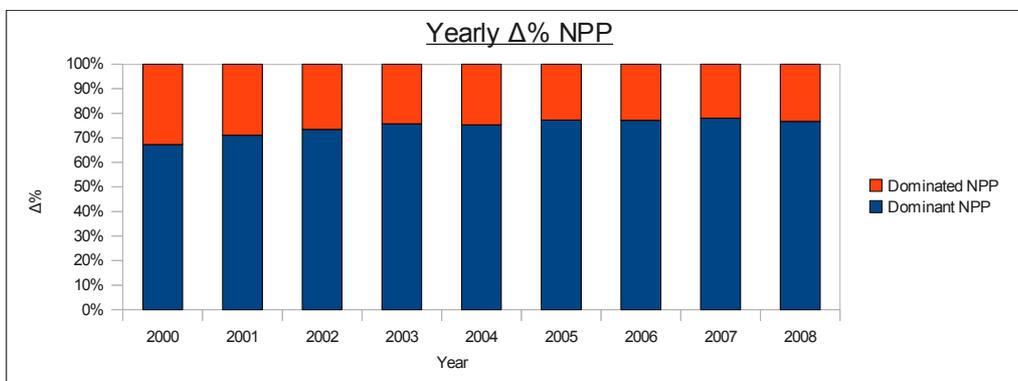


Fig. 82: Incrementi percentuali annui nella biomassa per singolo piano

La biomassa epigea (ANPP) per il piano dominante e per il piano dominato mostrano valori variabili con un massimo per l'anno 2004 di 4,47 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominante e 1,63 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominato (con un totale di circa 6,11 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup>) e valori minimi per l'anno 2007 con 3,10 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominante e 0,96 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> per il piano dominato (con un totale di 4,06 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup>). Il valore medio simulato dal modello per i 10 anni di simulazione, pari a 5,1 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> anno, poco si discosta da quanto misurato da Oriani per la biomassa epigea totale per la particella 70 di circa 4,8 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> anno. Il rapporto tra biomassa epigea del dominante e biomassa epigea del dominato è in

media di 0,38 con valori massimi nell'anno 2000 (biomassa epigea dominato su dominante di 0,54) e valori minimi nel 2007 (biomassa epigea dominato su dominante di 0,31).

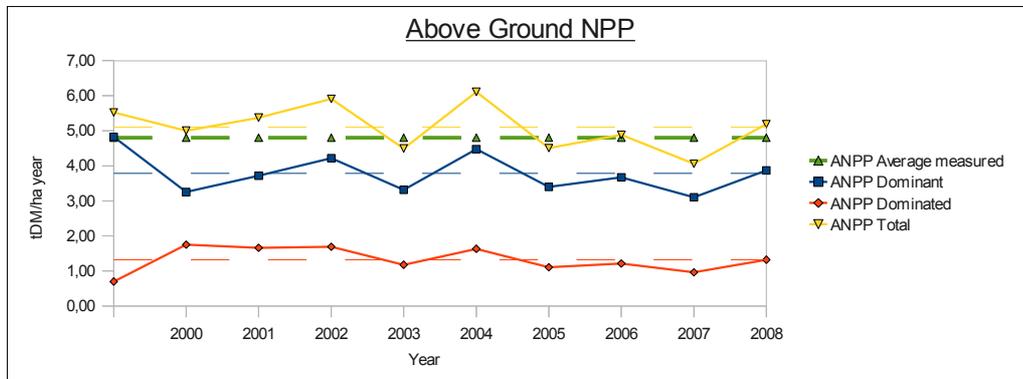


Fig. 83: Andamento Annuale della Produttività Primaria Netta epigea, del piano dominante, del piano dominato e totale con relativi valori medi e confronto con il valore medio misurato

La Fig. 84 e la Fig. 85 mostrano come la copertura vegetale nel piano dominante si stia progressivamente chiudendo determinando quindi riduzione nella quantità di luce utilizzabile per i processi fotosintetici portando prima ad una diminuzione nella produttività totale del piano dominato e successivamente ad una riduzione della biomassa epigea.

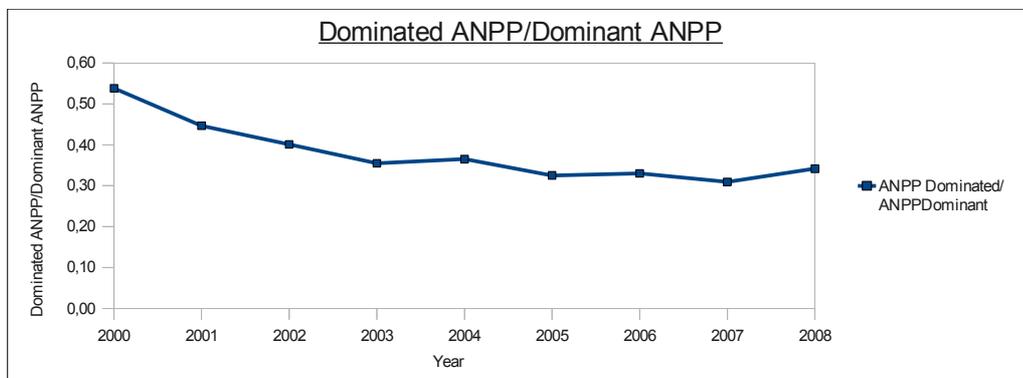


Fig. 84: Andamento del rapporto tra incrementi della biomassa epigea dello strato dominato in rapporto con quella dello strato dominante

La percentuale di copertura del piano dominante, simulata mediante la funzione *DBHDC Function* del modello, come mostra la Fig. 86, aumenta in maniera pressoché lineare partendo da un valore di circa 82,3 % del pixel fino a termine simulazione ad un valore di circa l'85,92 %, rispetto al valore di 84,5% misurato da Oriani (Oriani, 2010), con un incremento percentuale annuale medio della copertura di circa lo 0,34%.

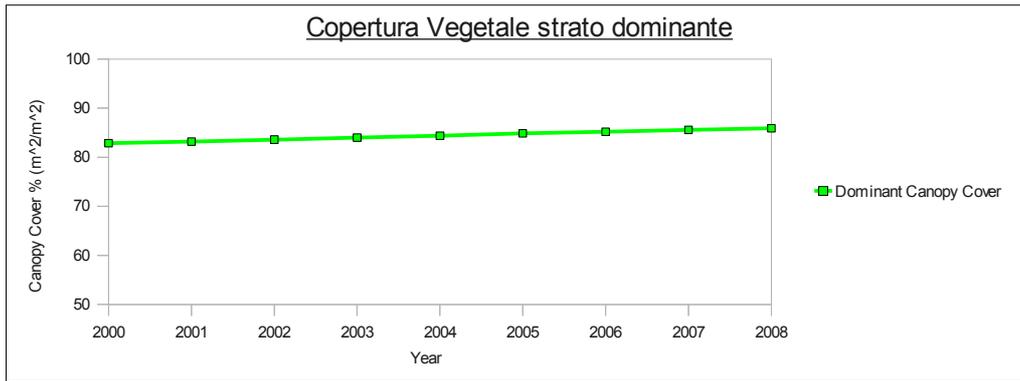


Fig. 85: Simulazione della copertura vegetale del pixel in percentuale da parte delle chiome dello strato dominante mediante la funzione DBHDC

Gli incrementi diametrici simulati dal modello per il piano dominante mostrano un andamento per lo più lineare con un incremento medio annuale del diametro di circa 1 mm anno (vedi Fig. 86), mentre per il piano dominato l'incremento diametrico è stato lievemente maggiore di circa 1,4 mm anno (vedi Fig. 87). Da un valore iniziale di DBH per il piano dominante di 22 cm si è arrivati ad un diametro medio di circa 24 cm rispetto ai 23,9 misurati (vedi Fig. 86), mentre per il piano dominato da un valore iniziale di 7 cm si è arrivati ad un valore di diametro medio di circa 8,2 cm (vedi Fig. 87). Nei dieci anni di simulazione inoltre l'altezza media del piano dominante è passata dai 25 m, con cui è stato inizializzato il modello, ai circa 25,8 metri (vedi Fig. 86) rispetto ai 26 metri misurati. Per il piano dominato, inizializzato a 6 metri, si è raggiunto dopo dieci anni di simulazione un valore prossimo ai 6,6 metri di altezza (vedi Fig. 87). Come riferisce Oriani (Oriani, 2010) la conseguenza dell'alta densità della particella, circa 2800 piante ad ettaro, 622 per il piano dominante e 2156 per quello dominato, ha portato ad un elevato valore del rapporto ipsodiametrico (per il dominante pari a 1,09 simulato e 1,13 misurato e per il dominato di 0,82 simulato e 0,90 misurato) che indica la presenza di piante che, per la forte competizione per lo spazio, si sono accresciute maggiormente in senso verticale. La bontà dei valori ottenuti dalla simulazione è evidenziata dal confronto (vedi Fig. 88) tra la curva ipsodiametrica costruita da Oriani (Oriani, 2010) per il sito di Feudozzo per lo strato dominante, mentre la mancanza della stessa per lo strato dominato non permette purtroppo un confronto qualitativo con i valori ottenuti dalla simulazione stessa (vedi Fig. 89).

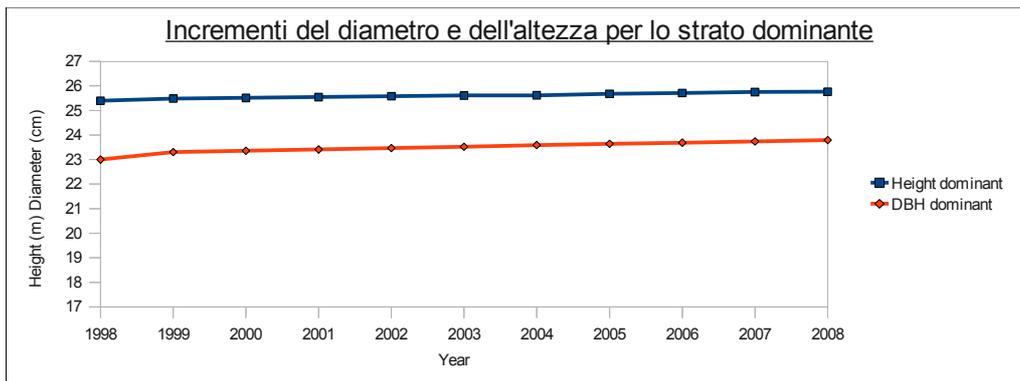


Fig. 86: Andamento dell'altezza media e del diametro medio a petto d'uomo per lo strato dominante

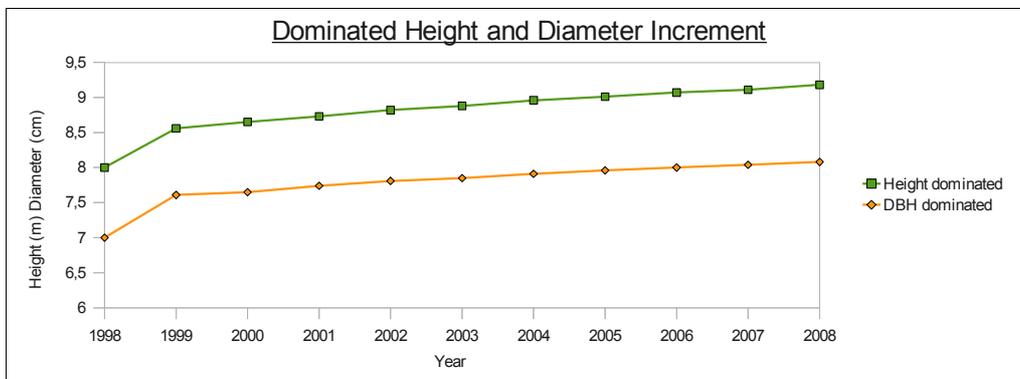


Fig. 87: Andamento dell'altezza media e del diametro medio a petto d'uomo per lo strato dominato

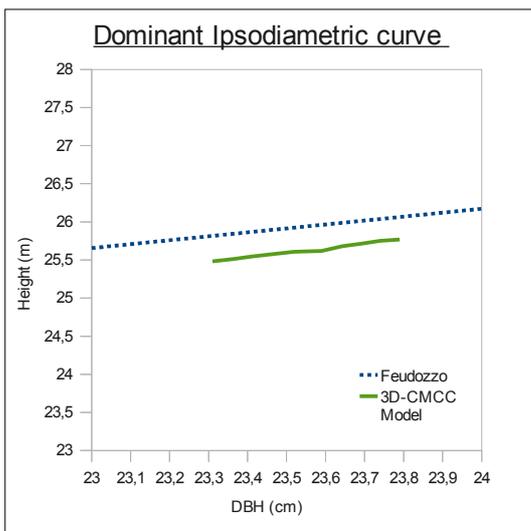


Fig. 88: Confronto tra la curva ipsodiametrica (h/d) costruita per il sito di Feudozzo per i valori ottenuti dalla simulazione dello strato dominante

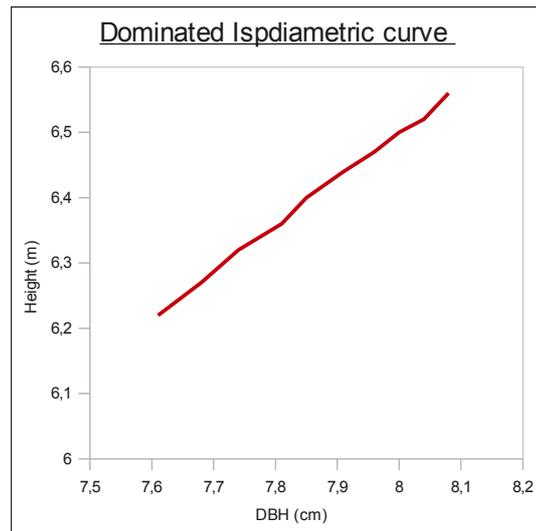


Fig. 89: Curva ipsodiametrica (h/d) per lo strato dominato

Come descritto precedentemente, le percentuali di allocazione del carbonio assimilato durante la fase vegetativa nel comparto radicale sono strettamente legate ad alcuni variabili climatiche come il deficit di pressione di vapore, la disponibilità idrica nel suolo, la fertilità e l'età della pianta. Dalle Fig. 90e Fig. 91 è possibile notare come il modello riesca a mantenere tale correlazione con valori molto alti di  $R^2$  tra la percentuale di allocazione all'apparato radicale e le variabili climatiche che determinano i vari modificatori.

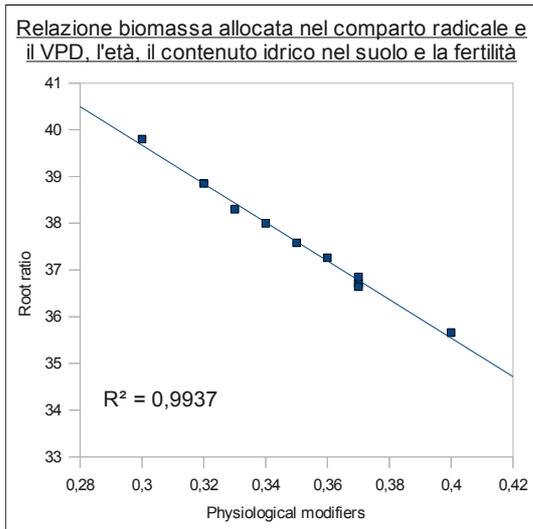


Fig. 90: Relazione tra percentuale di allocazione nel comparto radicale e i modificatori fisiologi per il piano dominante

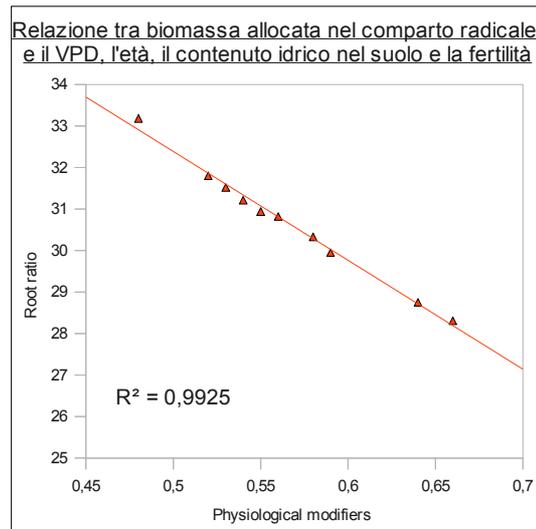


Fig. 91: Relazione tra percentuale di allocazione nel comparto radicale e i modificatori fisiologi per il piano dominato

Anche la relazione di tipo esponenziale tra la biomassa dei tronchi e il diametro a petto d'uomo viene rispettata nella simulazione prodotta dal modello con valori di correlazione anch'essi molto alti (vedi Fig. 92e Fig. 93).

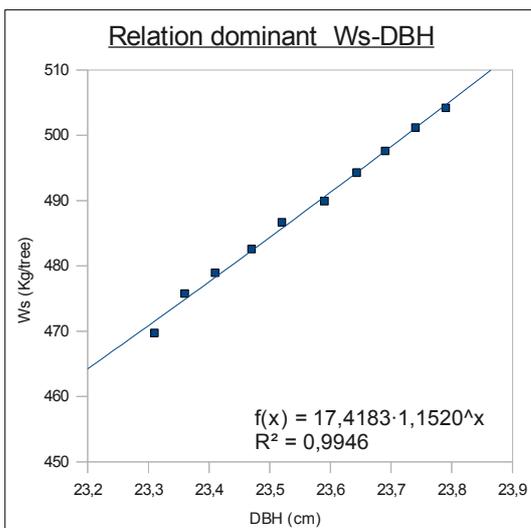


Fig. 92: Relazione di tipo esponenziale tra la biomassa dei tronchi e il DBH per il piano dominante

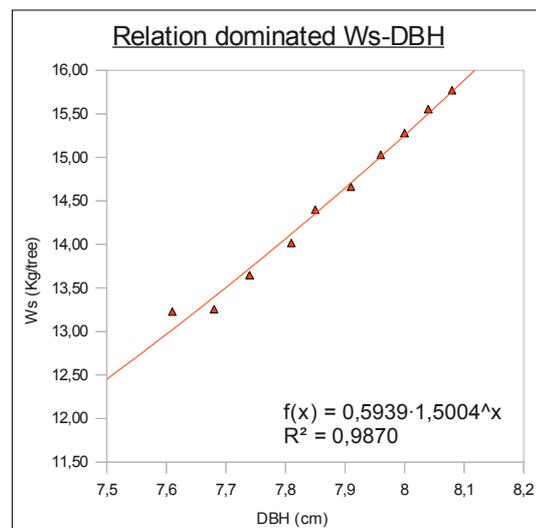


Fig. 93: Relazione di tipo esponenziale tra la biomassa dei tronchi e il DBH per il piano dominato

Il calcolo dell'area basimetrica mostra valori variabili da 26,49 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> per il primo anno di simulazione fino 27,61 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> per l'ultimo anno di simulazione per il piano dominante mentre per il piano dominato tali valori variano da 9,81 fino a 11 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> (vedi Fig. 94). Il confronto con il dato misurato da Oriani, di circa 22 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> per il dominato e 13 m<sup>2</sup>ha<sup>-1</sup> per il dominante rileva una leggera discrepanza tra il valore simulato e il valore misurato. Ciò è probabilmente legato alla non perfetta capacità predittiva del modello nel calcolo del DBH in funzione della densità di popolamento riscontrabile anche dalle leggere differenze tra i rapporti ipsodiametrici misurati e simulati dal modello.

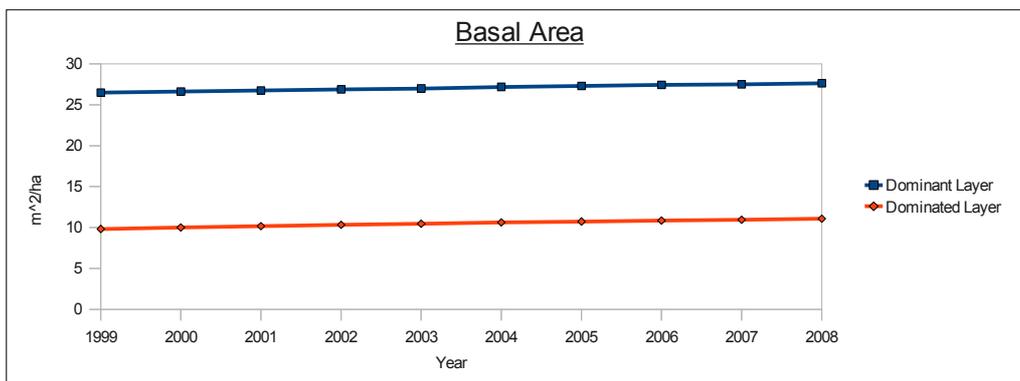


Fig. 94: Area basimetrica per lo strato dominante e lo strato dominato

I risultati ottenuti dal modello per quanto riguarda l'incremento corrente annuo (CAI) per ogni singolo piano mostrati in Fig. 95 indicano valori variabili da 2,29 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per il piano dominante per l'anno 2007 e il valore massimo di 3,24 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per l'anno 2004, mentre per il piano dominato i valori massimi di CAI si hanno per l'anno 2000 con 1,06 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> e minimi di 0,64 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per l'anno 2007. I valori ottenuti di incremento medio annuo (MAI) come mostrato in Fig. 96 indicano valori massimi di MAI per il piano dominante di circa 5,99 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per l'anno 2000 e un decremento continuo ogni anno con valori minimi di 5,62 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per l'ultimo anno di simulazione. Questo indica che almeno per quanto riguarda il piano dominante la foresta può considerarsi nel pieno del calo produttivo dovuto principalmente all'età del popolamento. Tale decremento, seppur in maniera molto meno accentuata, è presente anche per il piano dominato. Il MAI passa infatti da valori di produttività massima dell'ordine di 1,22 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per il 2000 a 1,15 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> per l'ultimo anno di simulazione (2008). Ciò è da considerarsi legato anche all'aumento graduale della copertura vegetale da parte del piano dominante che determina una riduzione della quantità di luce disponibile ma anche all'invecchiamento del popolamento stesso.

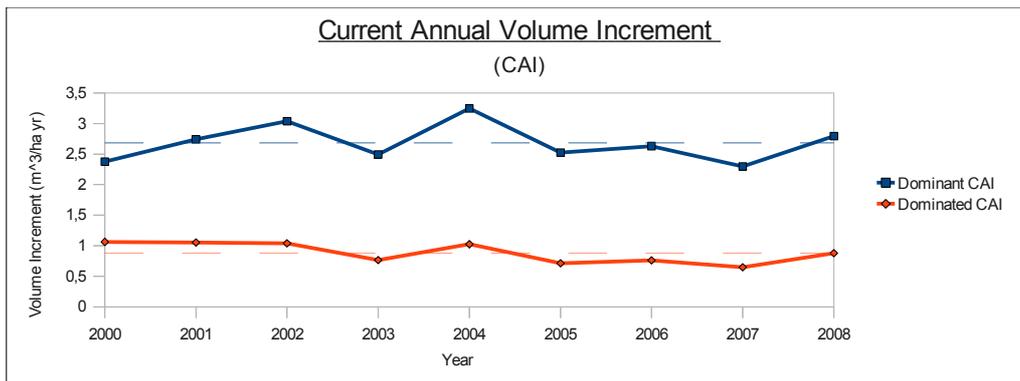


Fig. 95: Incremento corrente annuo (CAI) in m<sup>3</sup>/ha anno, per lo strato dominante e lo strato dominato, (linea continua), incremento corrente annuo medio (linea tratteggiata)

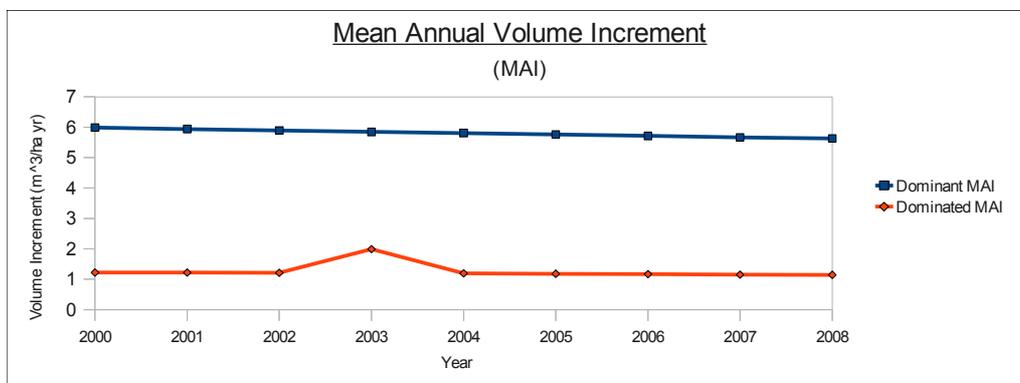


Fig. 96: Incremento medio annuo (MAI) in m<sup>3</sup>/ha anno, per lo strato dominante e lo strato dominato

### 3.3 Comparazione delle performance con il modello 3-PG

Il modello 3D-CMCC è stato comparato con il modello 3-PG di Landsberg & Waring, per lo stesso sito, per stabilire, sulla base dei risultati ottenuti dalla simulazione di entrambi i modelli, il grado di accuratezza del primo nei confronti del secondo. Come prima descritto il modello 3-PG tiene in considerazione nella modellizzazione della foresta presa in esame il solo strato dominante, una unica specie, il cerro, ed un'unica classe di età (70 anni per lo strato dominante). I risultati del confronto tra i due modelli sono qui descritti graficamente (vedi Fig. 97):

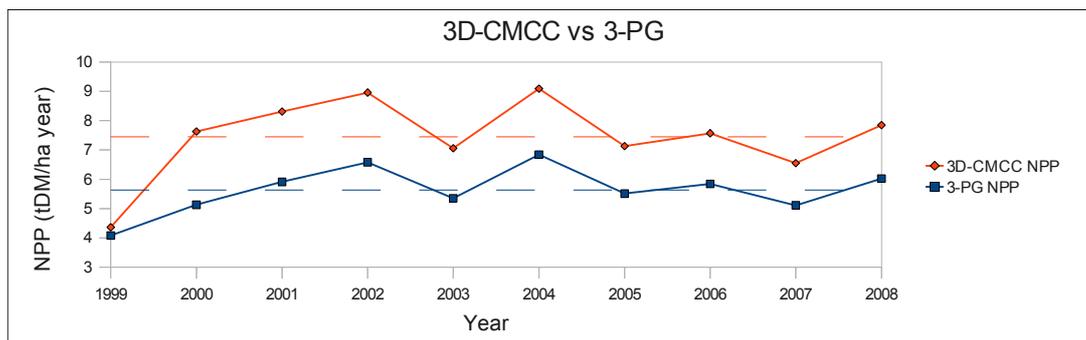


Fig. 97: Confronto tra il modello 3D-CMCC e il modello 3-PG nel calcolo della produttività totale del sito

Dal grafico è possibile notare come il modello 3-PG sottostimi mediamente del 23,5 % (circa 1,8 tonnellate di massa secca ad ettaro) l'anno la produttività primaria netta del sito che rappresenta di fatto il valore di biomassa prodotta dallo strato dominato, mantenendo comunque mediamente lo stesso tipo di andamento annuale per il piano dominante.

### 3.4 La simulazione della gestione forestale

Come precedentemente descritto, tramite il modello 3D-CMCC è possibile simulare un intervento forestale su un soprassuolo. In questo caso è stata effettuata una simulazione di diradamento nell'anno 2002 dello strato dominante lasciando 100 piante ad ettaro (omogeneamente distribuite) per vedere gli effetti di tali tagli sulla produttività del piano sottostante. Purtroppo a causa della sensibile diversità con le altre particelle del sito di Feudozzo, non è possibile effettuare una comparazione tra dati misurati e dati osservati. Ci si limiterà a tal proposito a valutare le performance del modello in via del tutto qualitativa.

Come mostrato in Fig. 98 per quanto riguarda i flussi di assorbimento di carbonio, si nota una netta inversione di tendenza subito dopo il taglio, avvenuto nella fase di riposo vegetativo nel periodo compreso tra il 2001/2002, e si nota come i flussi di carbonio (GPP) siano in maggioranza dovuti allo strato dominato. Il diradamento infatti provoca sullo strato dominato un forte incremento nel tasso fotosintetico dovuto ad una aumentata disponibilità di luce passando da 1460, 51 molPAR m<sup>-2</sup> month<sup>-1</sup> (valore simulato per il 2002) rispetto ai 308,59 molPAR m<sup>-2</sup> month<sup>-1</sup> (valore simulato per il 2002 senza il taglio) con un incremento quindi nella disponibilità del 373 %. I valori massimi

simulati di GPP si hanno per il mese di giugno del 2004 con valori totali di  $268,18 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  rispetto ai  $182,02 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  dello stesso mese ed anno, con un incremento di circa il 47,33%, rispetto alla simulazione senza il diradamento. Nel totale della simulazione per i dieci anni l'incremento totale nei flussi simulato è stato quindi del 49,26% (vedi Fig. 99 e Fig. 100). Mediamente i flussi di carbonio per i 10 anni di simulazione, con diradamento, sono dell'ordine di  $1288,37 \text{ gC m}^{-2} \text{ l'anno}$  rispetto agli  $863,18 \text{ gC m}^{-2} \text{ l'anno}$  con un incremento medio annuo quindi del 49,26%, valori molto simili vengono riportati da Chiesi et al. (Chiesi et al., 2007), per Radicondoli (Toscana) per una foresta di tipologia simile ( $1355 \text{ gC m}^{-2} \text{ l'anno}$ ). L'incremento sui flussi è da imputarsi principalmente alla notevole incremento nella disponibilità di luce che raggiunge un maggior numero di piante, inoltre più giovani, presenti nello strato dominato che porta ad un tasso fotosintetico maggiore rispetto a piante in età più matura.

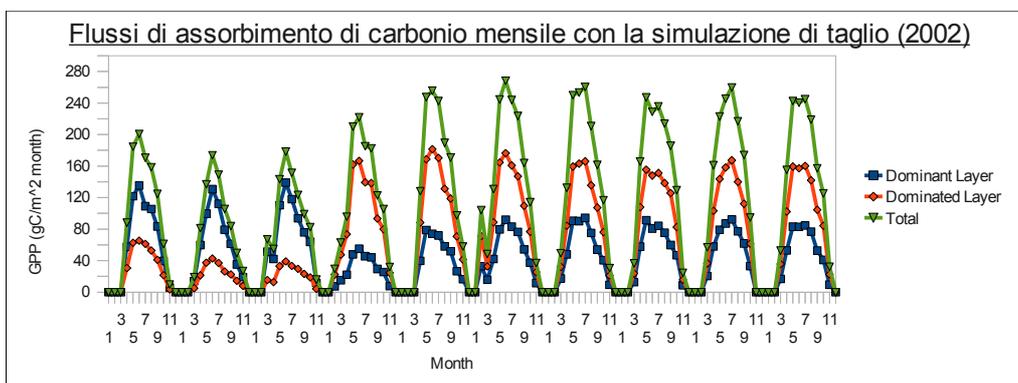


Fig. 98: Flussi di Carbonio (GPP in  $\text{gC/m}^2 \text{ month}$ ) dello strato dominante, dominato e totali prima e dopo la simulazione di taglio nell'anno 2002

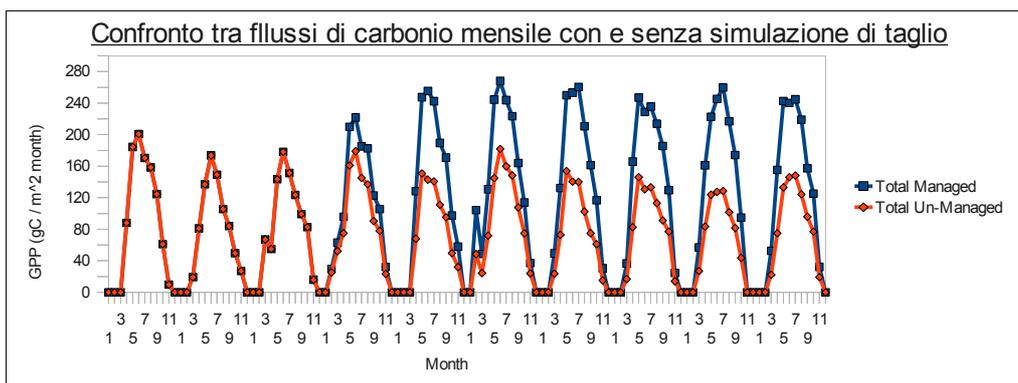


Fig. 99: Confronto tra gli andamenti della GPP mensile (in  $\text{gC/m}^2 \text{ month}$ ) con e senza diradamento

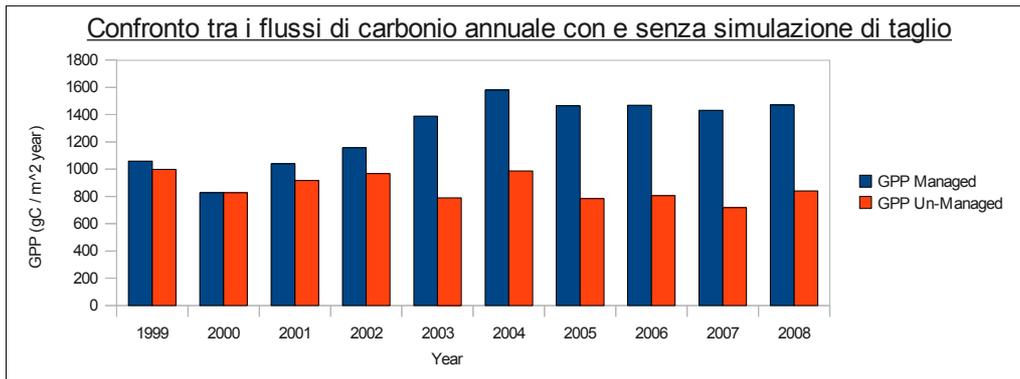


Fig. 100: Confronto tra gli andamenti della GPP annuale (in gC/m<sup>2</sup> month) con e senza diradamento

L'analisi dei valori di NPP totale e per i singoli piani dopo l'intervento selvicolturale mostra un incremento dei valori per il piano dominato con valori molto alti di produttività primaria netta fino a 17 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> l'anno per il solo piano dominato con una forte riduzione (dovuto esclusivamente alla forte diminuzione di individui) per il piano dominante che determina valori di NPP molto bassi (0,5 t<sub>DM</sub> ha<sup>-1</sup> l'anno)(vedi Fig. 101).

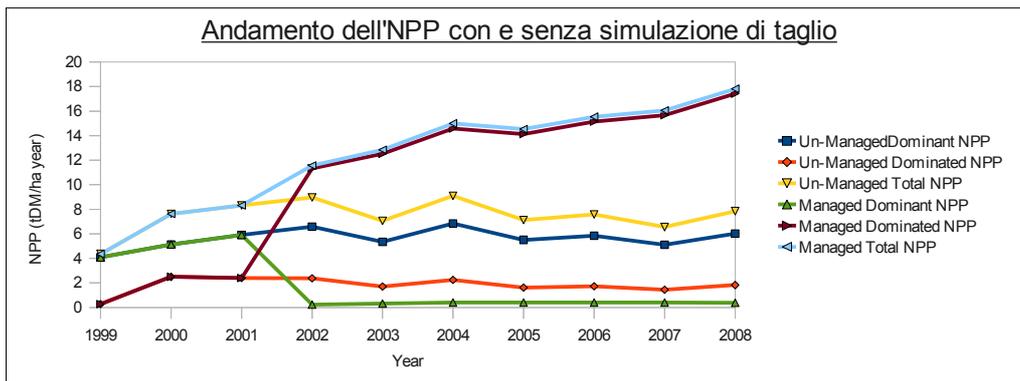


Fig. 101: Confronto tra gli andamenti per i vari piani dell'NPP ad ettaro con e senza simulazione di taglio

Per ciò che riguarda gli incrementi sulla biomassa dei singoli alberi, i risultati della simulazione del modello mostrano un incremento totale, per la ridotta competizione dello strato dominante, nel comparto dei tronchi e nel comparto radicale dello strato dominato di circa il 60% nel primo anno dopo l'intervento, con un valore medio per gli anni successivi al taglio del 35% (vedi Fig. 102). Tale andamento tende poi a diminuire per l'aumentata competizione a causa dello sviluppo maggiore delle chiome sia del piano dominante (competizione inter-strato) ma soprattutto del dominato (competizione intra-strato).

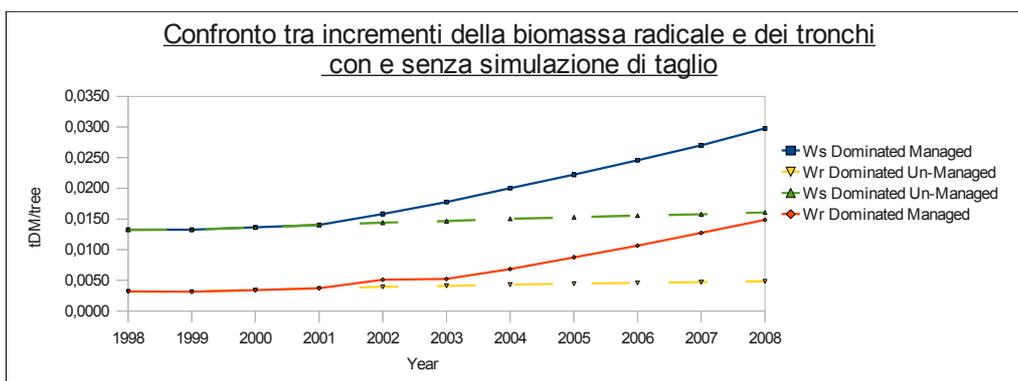


Fig. 102: Andamento della biomassa individuale dei tronchi e delle radici per lo strato dominante e dominato dopo una simulazione di taglio (2002)

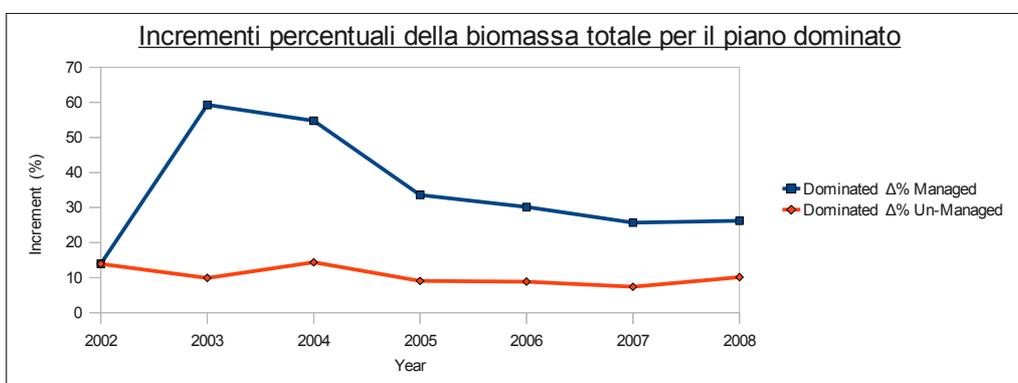


Fig. 103: Incrementi percentuali della biomassa totale dello strato dominato dopo il diradamento

La simulazione del partizionamento del carbonio allocato nel comparto fogliare come mostrato in Fig. 104 mostra un forte incremento nella biomassa totale allocata nel comparto fogliare dello strato dominato il che determina (vedi Fig. 105) un incremento nel LAI fino a valori prossimi a  $10 \text{ m}^2\text{m}^{-2}$  ed un decremento del LAI per il piano dominante dovuto principalmente allo sviluppo maggiore delle chiome per la ridotta competizione. L'articolo di Čermák (Čermák et al., 2008), in uno studio effettuato presso il bosco di cerro misto a roverella di Radicondoli (Toscana), conferma come tale valore possa essere ritenuto veritiero per un piano dominato così denso ( vedi Fig. 106) (circa 2200 piante ad ettaro) e, prima del taglio, coperto da un piano dominante abbastanza fitto che ha portato le piante sottostanti a svilupparsi maggiormente in altezza e con una scarsa ramificazione della chioma (Schirone et al., 1985). La riduzione progressiva del LAI per il piano dominato, anche se la biomassa allocata in tale comparto risulta ancora in aumento, è essenzialmente dovuta all'apertura delle chiome da parte del strato dominato il che determina una disposizione meno densa delle foglie ed un valore di LAI quindi minore.

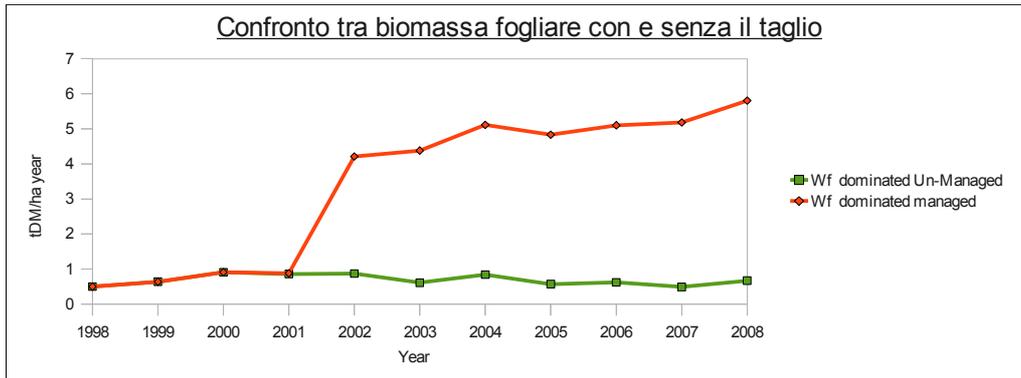


Fig. 104: Andamento della biomassa fogliare per lo strato dominato dopo una simulazione di taglio (2002)

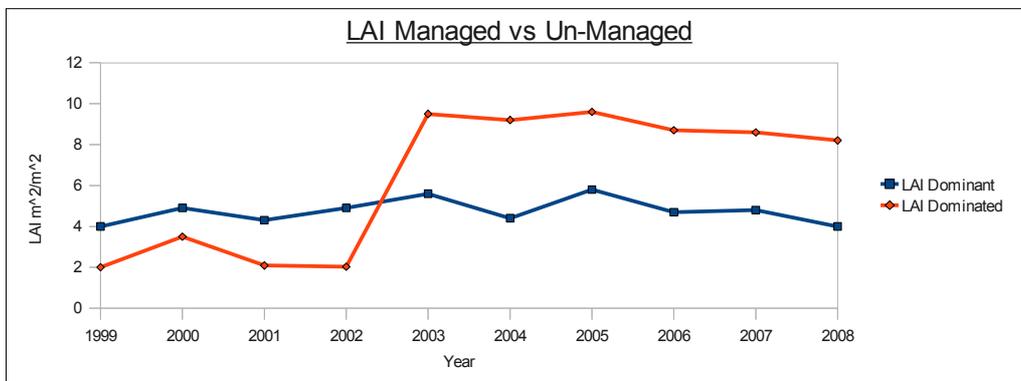


Fig. 105: Andamento del LAI per lo strato dominante e dominato dopo una simulazione di taglio (2002)

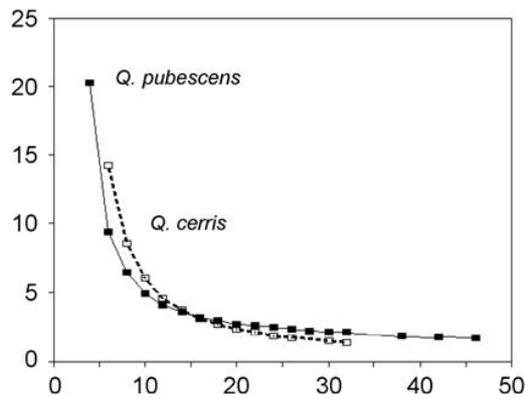


Fig. 106: Relazione tra DBH (asse x) e LAI (asse y) per foreste a Q. cerris e Q. pubescens (Čermák et al., 2008)

### 3.5 Analisi dei limiti di 3D-CMCC

Come riferito da Dezi & Magnani (Dezi & Magnani, 2007) e da Xenakis et al., (Xenakis et al., 2008) riguardo la modellizzazione del comparto suolo per il modello 3-PG, questo può essere altrettanto valido anche per il modello 3D-CMCC. Sebbene il modello 3D-CMCC consideri nel bilancio idrologico sia l'intercettazione della pioggia che l'evapotraspirazione da parte di tutti gli strati che compongono la foresta, nonché l'evaporazione da parte del suolo (in caso di scarsa copertura vegetale o in foreste decidue in riposo vegetativo) trascura numerosi dettagli che la ricerca idrologica evidenzia. La tessitura, la ritenzione e la capacità idrica, il contenuto di nutrienti e la profondità del suolo non possono essere considerati infatti come scollegati tra loro (Dezi & Magnani, 2007) come avviene in entrambi i modelli. La porosità ha notevoli ripercussioni sullo sviluppo radicale e sulla loro profondità nella crescita che è inoltre strettamente legata alle caratteristiche auto-ecologiche legate alla specie presa in considerazione (Hacke et al. 2000, Wall & Heiskanen 2003). Inoltre l'implicita definizione del tasso di fertilità (*FR*) come valore fisso di *default* non permette di integrare all'interno del modello la decomposizione, e quindi le variazioni di questo parametro, come un fattore cruciale, ed in maniera esplicita simulato, soprattutto la dove questa avviene in maniera marcata. Risulta riconosciuto come forte sia la correlazione tra contenuto idrico e la concentrazione di nutrienti nel suolo, sottolineando come la produttività aumenti in risposta alla fertilizzazione solo se l'apparato radicale dispone del quantitativo di acqua necessario. Se la mancanza di una *routine* che modellizzi il ciclo dell'azoto può essere una semplificazione scarsamente influente per siti dove la quantità di azoto non risulta essere un fattore limitante, può invece rappresentare un fattore cruciale in altri siti dove il ciclo dell'azoto risulta essere indispensabile ai fini di una simulazione che deve restituire dei valori il più vicini possibili alla realtà. Inoltre la mancanza della simulazione della competizione per i nutrienti presenti nel suolo, rappresenta una forte limitazione nell'utilizzo del modello in siti poveri di nutrienti nel suolo. È però altrettanto vero che risulta estremamente difficile ottenere le informazioni necessarie alla modellizzazione di un comparto di cui ancora molte sono le incognite e le variabili che entrano in gioco. Se infatti variabili d'ingresso quali radiazione, temperatura e precipitazioni sono disponibili in forma spazializzata, altre informazioni, relative in particolare alla natura dei suoli ed alla loro profondità, sono di più difficile reperimento (Dezi & Magnani, 2007). Un ulteriore limite del modello è rappresentato dalla disseminazione. Il modello infatti considera la caduta dei semi all'interno del pixel non considerando il fatto che, soprattutto nelle specie definite "anemocore", ovvero la cui distribuzione è dovuta principalmente al vento o nelle specie a disseminazione

“zoocora” (ed “entomocora”), dove la disseminazione è legata agli animali, il seme può essere trasportato anche molto lontano dalla pianta portaseme. Questo non permette quindi al modello di poter simulare l'ingresso di nuove specie all'interno delle celle ma considera la dinamica forestale strettamente legata alle specie già presenti in fase di inizializzazione, limitando quindi il suo utilizzo per simulazioni di lunghissimi periodi (centinaia di anni).

## 4 Conclusioni

La necessità di colmare quel divario presente tra i modelli di alto dettaglio (quali i *gap model*), ed i modelli ad alta scala di rappresentazione spaziale (quali i modelli globali, *DGVMs*), ha portato in questo lavoro a definire come obiettivo la progettazione di un modello nuovo. Uno strumento che fosse in grado di rappresentare, mediante algoritmi riproducibili per qualsiasi sito forestale, la dinamica e le caratteristiche ecologiche di questi ecosistemi. Il primo passo verso questo lavoro è stato quello di identificare quale, fra i modelli oggi esistenti, fosse in grado, nella maniera più chiara e semplice, di simulare questi processi con la massima verosimiglianza. Partendo dall'idea inoltre di creare uno strumento che non fosse finalizzato alla sola ricerca in ambito scientifico ma anche un valido strumento ai fini gestionali è stato creato il *3D-CMCC Forest Model*. L'identificazione della competizione per la luce tra i vari piani come uno dei principali *drivers* nella dinamica forestale ha portato all'implementazione della legge di Lambert-Beer per il calcolo della luce a disposizione per ogni albero (inteso come rappresentativo di un piano). Il modello di partenza (*3-PG*) non era però più in grado, per la struttura logica con cui è stato creato, di contenere al suo interno tale *sub-routine*. Si è proceduto quindi alla completa riprogettazione del codice logico e di programmazione, prima da un punto di vista meramente astratto, successivamente da un punto di vista prettamente pratico. Questo ha portato, nella ricerca degli ulteriori *drivers* che determinano la dinamica forestale, all'inserimento anche della multispecificità e della disetaneità. La scelta della scala sia spaziale che temporale è stato frutto dello studio degli stessi processi eco-fisiologici che determinano la complessità fisionomica ed ecologica di questi ecosistemi. Se è vero che all'aumentare della risoluzione nella modellizzazione di un qualsiasi processo, si riesce a cogliere con maggior verosimiglianza il processo stesso dalla base, ad esempio la fotosintesi a livello fogliare, è pur vero che maggiori sono le informazioni (spesso di difficile ottenimento) di cui si necessita, con il rischio molto alto di commettere errori e/o omissioni (Xenakis et al., 2008). All'opposto, lavorare su scale spaziali e temporali molto ampie permette di cogliere quelle caratteristiche legate all'intero ecosistema, quindi alle interrelazioni non più tra individui o apparati (ad esempio fogliare) ma tra unità funzionali, con il rischio di tralasciare però quei processi fondamentali che hanno generato in primis gli stessi individui che compongono gli ecosistemi così come ci appaiono. In questi casi il compromesso risulta probabilmente una valida alternativa e secondo lo scopo che ci si prefissa, una buona strada da perseguire. Inoltre, la disponibilità di dati

sia meteorologici per la simulazione del sito preso in esame, che di dati misurati per la fase di inizializzazione e successivo confronto in fase di validazione, hanno spinto nella scelta di progettare il modello per simulazioni con *time-step* mensile e su scala di ettaro. I risultati delle varie simulazioni effettuate per stabilire le variabili e i dati climatici a cui il modello è più sensibile (analisi di sensitività), rispecchiano e confermano quanto riportato in letteratura. La radiazione solare si è dimostrata essere, come ci si augurava in base al sito di validazione, la variabile climatica a cui il modello mostra la maggior sensibilità, se non altro perchè rappresenta la principale fonte di energia che entra in gioco nel processo fotosintetico. Per ciò che riguarda la variabile che determina la capacità poi di convertire la radiazione luminosa in carbonio organico (*quantum canopy efficiency*) anch'essa si è rivelata tra le variabili a cui il modello è più sensibile così come il tasso di fertilità del suolo (*FR*) per la parametrizzazione del sito. L'analisi quantitativa, ovvero il confronto tra gli output del modello e i valori misurati, sui valori di *stock* di carbonio allocato nei vari comparti, ha mostrato la bontà delle capacità predittive del modello riuscendo a cogliere anche la variabilità inter-annuale nella produzione primaria netta (*NPP*) e le variabilità intra-annuali nel calcolo di quella lorda (*GPP*). Le routine per il calcolo della copertura vegetale, che determina la frazione di luce intercettata dai vari piani e quella a disposizione per ogni layer per il processo fotosintetico, hanno mostrato un'ottima correlazione con quanto misurato da Oriani (2010) per il sito in esame. La possibilità che il modello offre di poter determinare gli effetti di ogni specie, piano o classe di età, permette inoltre di stabilire gli effetti che ognuno di questi ha nei confronti delle capacità di immagazzinamento e della conversione del carbonio inorganico a carbonio organico e quindi le capacità di *sink* di ogni componente dell'intero ecosistema. Da quanto emerge dalla simulazione, per Feudozzo, la mancata modellizzazione di tutti gli strati avrebbe portato ad una sottostima di circa il 24% della biomassa prodotta ogni anno esclusivamente dovuta al solo piano dominato. Le altre variabili di interesse forestale rientrano inoltre nei valori misurati per altri siti affini a questo, come il DBH, le altezze, il MAI ed il CAI. La possibilità poi di simulare interventi selvicolturali di vario tipo sulle foreste, sebbene di difficile validazione, rappresenta un ulteriore passo in avanti nella ricerca volta a creare uno strumento che fosse in grado di promuovere politiche assestamentali che portino ad il massimo rendimento ma pur sempre nel rispetto comunque degli equilibri naturali. Per concludere il *3D-CMCC Forest Model* progettato, scritto e utilizzato per questo studio, si è dimostrato un valido strumento nella simulazione della crescita forestale e di eventuali interventi selvicolturali. Il realismo dei risultati del modello su una foresta multispecifica, disetanea e biplana, come quella di Feudozzo, conferma che l'approccio utilizzato,

seppur con le semplificazioni adottate per questa scala spaziale e temporale di rappresentazione, possa essere considerato valido. Il modello ha dimostrato inoltre una buona capacità previsionale nonostante la sua relativa semplicità e il numero ridotto di parametri di input necessari.

## Appendici

Tabella 9: Dati in input dello stand per l'inizializzazione del modello

<i>Nome variabile di stand in input</i>	<i>Unità</i>	<i>Significato</i>	<i>Facoltativo (F) o obbligatorio (O)</i>
<i>x</i>	-	<i>Posizione della cella</i>	<i>O</i>
<i>y</i>	-	<i>Posizione della cella</i>	<i>O</i>
<i>Age (t)</i>	<i>years</i>	<i>Classe di età</i>	<i>O</i>
<i>Species</i>	-	<i>Nome della specie</i>	<i>O</i>
<i>Phenology</i>	<i>(E, D)</i>	<i>Fenologia</i>	<i>O</i>
<i>Management</i>	<i>(T, C)</i>	<i>Gestione selvicolturale</i>	<i>F</i>
<i>Lai</i>	$m^2 m^{-2}$	<i>Indice di Area Fogliare</i>	<i>O</i>
<i>N</i>	<i>Trees cell<sup>-1</sup></i>	<i>Numero di alberi per cella</i>	<i>O</i>
<i>AvDBH</i>	<i>cm</i>	<i>Classe diametrica</i>	<i>O</i>
<i>Height</i>	<i>m</i>	<i>Classe di altezza</i>	<i>F</i>
<i>Wf</i>	<i>tDM cell<sup>-1</sup></i>	<i>Biomassa fogliare</i>	<i>O/F</i>
<i>Wr</i>	<i>tDM cell<sup>-1</sup></i>	<i>Biomassa Radicale (indistinta)</i>	<i>O</i>
<i>Ws</i>	<i>tDM cell<sup>-1</sup></i>	<i>Biomassa dei tronchi (tronco + rami)</i>	<i>O</i>

Tabella 10: Dati climatici mensili

<i>Nome Variabile Climatica in input</i>	<i>Unità</i>	<i>Significato</i>
<i>Tmax</i>	<i>C°</i>	<i>Temperatura media massima mensile</i>
<i>Tmin</i>	<i>C°</i>	<i>Temperatura media minima mensile</i>
<i>Tav</i>	<i>C°</i>	<i>Temperatura media mensile</i>
<i>Solar Rad</i>	$MJ m^{-2} day^{-1}$	<i>Radiazione solare (globale ) media mensile giornaliera</i>
<i>VPD</i>	<i>KPa</i>	<i>Deficit di pressione di vapore</i>
<i>Frost Days</i>	<i>days month<sup>-1</sup></i>	<i>Giorni di gelo mensili</i>
<i>Rain</i>	$mm month^{-1}$	<i>Precipitazioni totali mensili</i>
<i>Swc</i>	<i>%vol</i>	<i>Contenuto idrico nel suolo</i>

<i>Descrizione del parametro in input di specie</i>	<i>Simbolo</i>	<i>Nome 3D-CMCC</i>	<i>Unità</i>
Canopy Quantum Efficiency	$\alpha_{cX}$	<b>ALPHA</b>	molC molPAR <sup>-1</sup>
Light Use Efficiency	$\epsilon_{cX}$	<b>EPSILON</b>	gC molPAR <sup>-1</sup>
Assimilate Use Efficiency	<b>Y</b>	<b>Y</b>	-
Foliar Extinction coefficient	<b>k</b>	<b>k</b>	-
Light tolerance	<b>L</b>	<b>L</b>	-
LAI for Maximum Canopy Conductance	$L_{cX}$	<b>LAIGCX</b>	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup>
LAI for Maximum Rainfall Interception	$L_{iX}$	<b>LAIMAXINTCPTN</b>	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup>
Maximum proportion of Rainfall Interception Evaporated from Canopy	$i_{cX}$	<b>MAXINTCPTN</b>	-
Specific Leaf Area	$\bar{\sigma}$	<b>SLA</b>	m <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup>
Branch and Bark fraction at age 0	$p_{BB0}$	<b>FRACBB0</b>	-
Branch and Bark fraction for mature stands	$p_{BB}$	<b>FRACBB1</b>	-
Age at which fracBB = (FRACBB0 + FRACBB1) / 2	$t_{BB}$	<b>TBB</b>	year
Minimum Basic Density for young Trees	$\rho_{min}$	<b>RHOMIN</b>	t m <sup>-3</sup>
Maximum Basic Density for older Trees	$\rho_{max}$	<b>RHOMAX</b>	t m <sup>-3</sup>
Age at which $\rho = (\rho_0 + \rho_1) / 2$	$t_p$	<b>TRHO</b>	year
Conversion from Drymatter to Freshmatter	<b>DF</b>	<b>DRY_FRESH</b>	-
Define stomatal response to VPD	$k_D$	<b>COEFFCOND</b>	mbar
Canopy Boundary Layer Conductance	$g_B$	<b>BLCOND</b>	m s <sup>-1</sup>
Maximum Canopy Conductance	$g_{cX}$	<b>MAXCOND</b>	m s <sup>-1</sup>
Determines rate of "physiological decline" of forest	$t_X$	<b>MAXAGE</b>	year
Relative Age to give $f_{AGE} = 0,5$	$r_{age}$	<b>RAGE</b>	-
Power of relative Age in $f_{AGE}$	$n_{age}$	<b>NAGE</b>	-
Minimum temperature for growth	$T_{min}$	<b>GROWHTHMIN</b>	°C
Maximum temperature for growth	$T_{max}$	<b>GROWHTHMAX</b>	°C
Optimum temperature for growth	$T_{opt}$	<b>GROWHTHOPT</b>	°C
Average temperature for starting growth	$T_{start}$	<b>GROWHTHSTART</b>	°C
Average temperature for ending growth	$T_{end}$	<b>GROWHTHEND</b>	°C
Thermic Sum	$T_{sum}$	<b>GROWHTHSUM</b>	°C
Ratio of foliage:stem partitioning at B = 2 cm	$\rho_2$	<b>PFS2</b>	-
Ratio of foliage:stem partitioning at B = 20 cm	$\rho_{20}$	<b>PFS20</b>	-
Maximum fraction of NPP to Roots	$\eta_{Rx}$	<b>PRX</b>	-
Minimum fraction of NPP to Roots	$\eta_{Rn}$	<b>PRN</b>	-
Maximum Litterfall rate	$\gamma_{Ex}$	<b>GAMMAFX</b>	month <sup>-1</sup>
Litterfall rate at t = 0	$\gamma_{F0}$	<b>GAMMAF0</b>	month <sup>-1</sup>
Age at which litterfall rate has median value	$t_{rF}$	<b>TGAMMAF</b>	year
Average root turnover rate	$\gamma_R$	<b>RTTOVER</b>	year
Constant in stem mass v diameter. relationship	$a_S$	<b>STEMCONST</b>	-
Power in the Stem Mass v. diameter relationship	$n_S$	<b>STEMPOWER</b>	-
Max stem mass per tree at 1000 trees/hectare	$w_{Sx1000}$	<b>WSX1000</b>	kg tree <sup>-1</sup>
Power in self-thinning rule	$n_N$	<b>THINPOWER</b>	-
Fraction mean single tree foliage biomass lost per dead tree	$m_F$	<b>MF</b>	-
Fraction mean single tree root biomass lost per dead tree	$m_R$	<b>MR</b>	-
Fraction mean single tree stem biomass lost per dead tree	$m_S$	<b>MS</b>	-
Maximum Ratio DBH-Crown Diameter for Low Density	<b>DBHDC<sub>x</sub></b>	<b>DBHDCMAX</b>	-

Minimum Ratio DBH-Crown Diameter for High Density	<b><i>DBHDC<sub>n</sub></i></b>	<b><i>DBHDCMIN</i></b>	-
Maximum tree height	<b><i>H<sub>max</sub></i></b>	<b><i>HMAX</i></b>	<i>m</i>
Maximum Diameter at Breast Height	<b><i>D<sub>max</sub></i></b>	<b><i>DMAX</i></b>	<i>cm</i>
Chapman-Richards	<b><i>CRA</i></b>	<b><i>CRA</i></b>	-
Chapman-Richards	<b><i>CRB</i></b>	<b><i>CRB</i></b>	-
Chapman-Richards	<b><i>CRC</i></b>	<b><i>CRC</i></b>	-
Form Factor	<b><i>F<sub>fact</sub></i></b>	<b><i>FORMFACT</i></b>	-
Height-Diameter stem ratio in carbon partitioning for Hight Density	<b><i>HD<sub>max</sub></i></b>	<b><i>HDMAX</i></b>	-
Height-Diameter stem ratio in carbon partitioning for Low Density	<b><i>HD<sub>min</sub></i></b>	<b><i>HDMIN</i></b>	-
Minimum Monthly PAR for Establishment	<b><i>PAR<sub>est</sub></i></b>	<b><i>MINPAREST</i></b>	<i>molPAR m<sup>-2</sup> month<sup>-1</sup></i>
Minimum Annual Rainfall for Establishment	<b><i>Rain<sub>est</sub></i></b>	<b><i>MINRAIN</i></b>	<i>mm year<sup>-1</sup></i>
Maximum number of seeds per tree	<b><i>Seed<sub>x</sub></i></b>	<b><i>MAXSEED</i></b>	<i>seed trees<sup>-1</sup></i>
Seeds weight	<b><i>w<sub>seed</sub></i></b>	<b><i>WEIGHTSEED</i></b>	<i>g seed<sup>-1</sup></i>
Age for Sexual Maturity	<b><i>Age<sub>sex</sub></i></b>	<b><i>SEXAGE</i></b>	<i>year</i>
Age at maximum seeds production	<b><i>OptSexAge</i></b>	<b><i>OptSexAge</i></b>	<i>year</i>
Minimum age for sexual maturity	<b><i>MinSexAge</i></b>	<b><i>MinSexAge</i></b>	<i>year</i>
Maximum seeds number	<b><i>MaxSeed</i></b>	<b><i>MaxSeed</i></b>	<i>seed trees<sup>-1</sup></i>
Germinability rate	<b><i>G<sub>seeds</sub></i></b>	<b><i>GERMCAPACITY</i></b>	-
Minimum Temperature for Germinability	<b><i>T<sub>minseed</sub></i></b>	<b><i>MINTEMP</i></b>	<i>°C</i>
Potential Establishment rate in the absence of competition	<b><i>G<sub>x</sub></i></b>	<b><i>ESTMAX</i></b>	-
Fraction of NPP to Fruit Production	<b><i>K<sub>fruit</sub></i></b>	<b><i>FRACFRUIT</i></b>	-
Forest Rotation for Managment	<b><i>R</i></b>	<b><i>ROTATION</i></b>	<i>year</i>
Remaining Plants after Management	<b><i>N<sub>R</sub></i></b>	<b><i>TREESEEDMANAG</i></b>	<i>trees ha<sup>-1</sup></i>
Minimum age for Managment	<b><i>Age<sub>R</sub></i></b>	<b><i>MINAGEMANAG</i></b>	<i>year</i>
Minimum DBH for Managment	<b><i>DBH<sub>R</sub></i></b>	<b><i>MINDBHMANAG</i></b>	<i>cm</i>

Tabella 11: Dati per la parametrizzazione della specie

<i>Descrizione del parametro in input per il sito</i>	<i>Simbolo</i>	<i>Nome 3D-CMCC</i>	<i>Unità</i>
SizeCell	<i>Sz</i>	<i>SIZECELL</i>	<i>m<sup>2</sup></i>
Site Name	<i>S<sub>name</sub></i>	<i>SITENAME</i>	-
Latitude	<i>L<sub>y</sub></i>	<i>LAT</i>	-
Longitude	<i>L<sub>x</sub></i>	<i>LONG</i>	-
Initial Litter	<i>I<sub>0</sub></i>	<i>INITIALLITTER</i>	<i>t<sub>DM</sub> cell<sup>-1</sup></i>
Initial Available Soil Water	<i>θ<sub>0</sub></i>	<i>INITAVSOILWAT</i>	<i>mm</i>
Moisture ratio deficit to give to f <sub>0</sub> = 0,5	<i>c<sub>0</sub></i>	<i>SWCONST</i>	-
Power of Moisture ratio deficit in f <sub>0</sub>	<i>n<sub>0</sub></i>	<i>SWPOWER</i>	<i>soil texture</i>
Maximum available soil water	<i>θ<sub>max</sub></i>	<i>MAXASW</i>	<i>mm</i>
Minimum available soil water	<i>θ<sub>min</sub></i>	<i>MINASW</i>	<i>mm</i>
Fertility rating	<i>FR</i>	<i>FR</i>	-
Value of f <sub>N</sub> when FR = 0	<i>F<sub>n0</sub></i>	<i>FN0</i>	-
Power of (1 - FR) in f <sub>N</sub>	<i>n<sub>fN</sub></i>	<i>FNN</i>	-
value of “m” when FR = 0	<i>m<sub>0</sub></i>	<i>M0</i>	-
Cutted trees in cell for management		<i>CUTTREE</i>	<i>trees cell<sup>-1</sup></i>
Maximum Canopy Cover per cell and layer	<i>CC<sub>max</sub></i>	<i>CANCOVERMAX</i>	-
Maximum density	<i>DE<sub>max</sub></i>	<i>DENMAX</i>	<i>Tree cell<sup>-1</sup></i>
Minimum density	<i>DE<sub>min</sub></i>	<i>DENMIN</i>	<i>Tree cell<sup>-1</sup></i>
Number of Layers to consider	<i>N_L</i>	<i>N_LAYER</i>	-
Dominant Layer Interval	<i>D</i>	<i>DOMINANT</i>	-
Domianted Layer Interval	<i>d</i>	<i>DOMINATED</i>	-
Sub-Dominated Layer Interval	<i>s-d</i>	<i>SUBDOMINATED</i>	-

Tabella 12: Dati legati al sito di simulazione

<i>Descrizione del parametro</i>	<i>Simbolo</i>	<i>Nome 3D-CMCC</i>	<i>Unità</i>	<i>Valore</i>
<i>Fattore di conversione</i>				
<i>Intercept of Net vs Solar Radiation</i>	<i>Q<sub>a</sub></i>	<i>QA</i>	<i>W m<sup>-2</sup></i>	-90
<i>Slope of Net vs Solar Radiation</i>	<i>Q<sub>b</sub></i>	<i>QB</i>	-	0,8
<i>Conversion of Net Radiation to PAR</i>	-	<i>MOLPAR_MJ</i>	<i>molPAR</i>	2,3
<i>Conversion of molC to grammes of C</i>	-	<i>GC_MOL</i>	<i>gC</i>	12
<i>Conversion of molC to DryMatter</i>	-	<i>GDM_MOL</i>	<i>gDM</i>	24

13. Tabella: Fattori di conversione

<i>Descrizione del parametro in output</i>	<i>Simbolo</i>	<i>Nome 3D-CMCC</i>	<i>Unità</i>	<i>Time-step</i>
<b>Forest Structure</b>				
<i>Number of Layers</i>	<i>layer_counter</i>	<i>layer_counter</i>	-	Y
<i>Layers</i>	<i>z</i>	<i>z</i>	-	M
<i>Top Vegetative Layers</i>	<i>top_layer</i>	<i>top_layer</i>	-	M
<i>Density (for each layer)</i>	<i>density</i>	<i>density</i>	<i>trees cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Dominant Canopy Cover</i>	<i>DOM_CANCOVER</i>	<i>DOM_CANCOVER</i>	<i>m<sup>2</sup> cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Dominated Canopy Cover</i>	<i>dom_CANCOVER</i>	<i>dom_CANCOVER</i>	<i>m<sup>2</sup> cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Sub-Dominated Canopy Cover</i>	<i>s_dom_CANCOVER</i>	<i>s_dom_CANCOVER</i>	<i>m<sup>2</sup> cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Gap (for each layer)</i>	<i>Gap_Cover</i>	<i>Gap_Cover</i>	-	Y
<b>Light Condition</b>				
<i>Monthly Day Length</i>	<i>DayLength</i>	<i>DayLength</i>	<i>hours month<sup>-1</sup></i>	M
<i>Vegetative months (for each layer)</i>	<i>VEG_MONTHS</i>	<i>VEG_MONTHS</i>	<i>month</i>	Y
<i>Light Trasmitted (for each layer)</i>	<i>LightTrasmitted</i>	<i>LightTrasmitted</i>	-	M
<i>Light Absorbed (for each layer)</i>	<i>LightAbsorb</i>	<i>LightAbsorb</i>	-	M
<i>Net Radiation</i>	<i>Net_Radiation</i>	<i>Net_Radiation</i>	<i>W m<sup>-2</sup></i>	M
<i>Net Radiation for dominated layers</i>	<i>Net_Radiation_for_dom</i>	<i>Net_Radiation_for_dom</i>	<i>W m<sup>-2</sup></i>	M
<i>Phosythetic Active Radiation</i>	<i>Par</i>	<i>Par</i>	<i>molPAR m<sup>-2</sup></i>	M
<i>Available Phosythetic Active Radiation</i>	<i>Apar</i>	<i>Apar</i>	<i>molPAR m<sup>-2</sup></i>	M
<i>Par for dominated layers</i>	<i>Par_for_dominated</i>	<i>Par_for_dominated</i>	<i>molPAR m<sup>-2</sup></i>	M
<i>Par available for soil</i>	<i>Par_for_soil</i>	<i>Par_for_soil</i>	<i>molPAR m<sup>-2</sup></i>	M
<b>Modifiers</b>				
<i>Age dependent modifier</i>	<i>f<sub>AGE</sub></i>	<i>F_AGE</i>	-	M
<i>VPD dependent modifier</i>	<i>f<sub>VPD</sub></i>	<i>F_VPD</i>	-	M
<i>Temperature dependent modifier</i>	<i>f<sub>T</sub></i>	<i>F_T</i>	-	M
<i>Nutrition dependent modifier</i>	<i>f<sub>N</sub></i>	<i>F_NUTR</i>	-	M
<i>Soil Water dependent modifier</i>	<i>f<sub>θ</sub></i>	<i>F_SW</i>	-	M
<i>Physiological modifier of Canopy Conductance</i>	<i>φ</i>	<i>PHYS_MOD</i>	-	M
<i>CO<sub>2</sub> dependent modifier</i>	<i>f<sub>CO2</sub></i>	<i>F_CO2</i>	-	Y
<b>Water Balance</b>				
<i>Available Soil Water</i>	<i>θ<sub>S</sub></i>	<i>Available_Soil_Water</i>	<i>mm</i>	M
<i>Rain interception (for each layer)</i>	<i>i<sub>R</sub></i>	<i>RainInterception</i>	<i>mm</i>	M
<i>Canopy Conductance (for each layer)</i>	<i>g<sub>C</sub></i>	<i>CanCond</i>	<i>m s<sup>-1</sup></i>	M
<i>Soil Water Evaporation</i>	<i>Evaporation</i>	<i>Evaporation</i>	<i>mm month<sup>-1</sup></i>	M
<i>Canopy Evapotraspiration (for each layer)</i>	<i>ET</i>	<i>Evapotraspiration</i>	<i>mm month<sup>-1</sup></i>	M
<b>Biomass Production</b>				
<i>Effective Quantum Canopy Efficiency</i>	<i>α<sub>C</sub></i>	<i>ALPHA_C</i>	<i>molC molPAR<sup>-1</sup></i>	M
<i>Effective Light Use Efficiency</i>	<i>ε<sub>C</sub></i>	<i>EPSILON_C</i>	<i>gC molPAR<sup>-1</sup></i>	M
<i>Gross Primary Production (for each layer)</i>	<i>GPPgC</i>	<i>GPPgC</i>	<i>gC m<sup>2</sup>month<sup>-1</sup></i>	M
<i>Yearly Gross Primary Production</i>	<i>Yearly_GPP</i>	<i>Yearly_GPP</i>	<i>gC m<sup>2</sup>year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Stand Gross Primary Production</i>	<i>StandGPPgC</i>	<i>StandGPPgC</i>	<i>gC cell<sup>-1</sup>month<sup>-1</sup></i>	M
<i>Ecosystem Gross Primary Production</i>	<i>Eco_GPPgC</i>	<i>Eco_GPPgC</i>	<i>gC cell<sup>-1</sup>month<sup>-1</sup></i>	M
<i>Stand Net Primary Production (for each layer)</i>	<i>Stand_NPP</i>	<i>Stand_NPP</i>	<i>tDM cell<sup>-1</sup></i>	M
<i>Ecosystem Net Primary Production</i>	<i>Eco_NPP</i>	<i>Eco_NPP</i>	<i>tDM cell<sup>-1</sup></i>	M

<i>Water Use Efficiency</i>	$\omega$	<i>WUE</i>	<i>gDM mm<sup>-1</sup></i>	<i>M</i>
<b>Biomass Allocation</b>				
<i>Fruit Allocation from LPJ costant</i>	$W_{fruit}$	$W_{fruit}$	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Number of Seeds from LPJ costant</i>	<i>Seeds_Number_LPJ</i>	<i>Seeds_Number_LPJ</i>	<i>seeds year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Number of Seeds from Logistic Eq.</i>	<i>Number_Seeds_LE</i>	<i>Number_Seeds_LE</i>	<i>seeds year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Number of seeds established</i>	<i>N_TREE_SAP</i>	<i>N_TREE_SAP</i>	<i>seeds year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Fraction of NPP allocated to roots</i>	$\eta_R$	<i>pR</i>	-	Y
<i>Fraction of NPP allocated to foliage</i>	$\eta_F$	<i>pF</i>	-	Y
<i>Fraction of NPP allocated to stems</i>	$\eta_S$	<i>pS</i>	-	Y
<i>Roots Biomass Increment</i>	$\Delta_{wr}$	<i>DEL_WR</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Foliage Biomass Increment</i>	$\Delta_{wf}$	<i>DEL_WR</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Stem Biomass Increment</i>	$\Delta_{ws}$	<i>DEL_WR</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Roots Biomass</i>	$W_R$	<i>WR</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Foliage Biomass</i>	$W_F$	<i>WF</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Stem Biomass</i>	$W_S$	<i>WS</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Total Biomass</i>	$W_{Tot}$	$W_{Tot}$	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Foliage to Litter</i>	<i>olDWF</i>	<i>olDWF</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Litterfall rate</i>	$\gamma_F$	<i>GAMMAF</i>	-	Y
<i>Litter Biomass Increment</i>	$\Delta_{Litter}$	<i>DEL_LITTER</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Litter Biomass</i>	$W_{Litter}$	<i>Litter</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Roots lost per turnover</i>	$\Delta_{ws}$	<i>DEL_ROOS</i>	<i>tDM year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Average Stem Mass</i>	<i>AV_STEM_MASS</i>	<i>AV_STEM_MASS</i>	<i>Kg tree<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Leaf Area Index</i>	<i>LAI</i>	<i>LAI</i>	<i>m<sup>2</sup>m<sup>-2</sup></i>	Y
<i>Fraction of Stem Biomass as Branch and Bark</i>	<i>FRACBB</i>	<i>FRACBB</i>	-	Y
<b>Mortality</b>				
<i>Age Probability Mortality based on Tree Age</i>	$D_{AGE}$	<i>AGEMORT</i>	-	Y
<i>Maximum mean stem Biomass</i>	$W_{sx1000}$	<i>WSX1000</i>	<i>Kg tree<sup>-1</sup>cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Dead Trees</i>	<i>Dead_trees</i>	<i>Dead_trees</i>	<i>tree year<sup>-1</sup> cell<sup>-1</sup></i>	Y
<b>Recruitment</b>				
<i>Number of Saplings</i>	$N_{Sap}$	$N_{Sap}$	<i>Sapling year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Establishment rate</i>	<i>EstabRate</i>	<i>EstabRate</i>	<i>Sapling year<sup>-1</sup></i>	Y
<b>Stand Attributes</b>				
<i>Diameter at Breat Height (DBH)</i>	<i>DBH</i>	<i>DBH</i>	<i>cm</i>	Y
<i>Tree Height</i>	<i>TREE_HEIGHT</i>	<i>TREE_HEIGHT</i>	<i>m</i>	Y
<i>DBH Increment from density function</i>	<i>CC_AVDBH</i>	<i>CC_AVDBH</i>	<i>cm</i>	Y
<i>Height Increment from density function</i>	<i>CC_Height</i>	<i>CC_Height</i>	<i>m</i>	Y
<i>Crown Diameter from “DHDC function”</i>	<i>CrownDiameterDBHDC</i>	<i>CrownDiameterDBHDC</i>	<i>m</i>	Y
<i>Crown Area from “DHDC function”</i>	<i>CrownAreaDBHDC</i>	<i>CrownAreaDBHDC</i>	<i>m</i>	Y
<i>Density-Mortality function from “DBHDC func”</i>	<i>Dead_stems</i>	<i>Dead_stems</i>	<i>trees cell<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Basal Area</i>	<i>Basal Area</i>	<i>BASAL_AREA</i>	<i>m<sup>2</sup> trees<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Mean Annual Volume Increment</i>	<i>MAI</i>	<i>MAI</i>	<i>m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup></i>	Y
<i>Current Annual Volume Increment</i>	<i>CAI</i>	<i>CAI</i>	<i>m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>year<sup>-1</sup></i>	Y

Tabella 14: Principali dati in output

<i>Tipo predominante di suolo</i>	<i>Soil Class Code</i>	<i>Parametri del suolo</i>		<i>Capacità di campo</i>
		<i>c<sub>θ</sub></i>	<i>n<sub>θ</sub></i>	<i>(m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>)</i>
<i>Sabbia</i>	<i>S</i>	<i>0,7</i>	<i>9</i>	<i>0,148</i>
<i>Sabbia-Limo</i>	<i>SL</i>	<i>0,6</i>	<i>7</i>	<i>0,213</i>
<i>Argilla-Limo</i>	<i>CL</i>	<i>0,5</i>	<i>5</i>	<i>0,357</i>
<i>Argilla</i>	<i>C</i>	<i>0,4</i>	<i>3</i>	<i>0,443</i>

Tabella 15: Caratteristiche del suolo e sua parametrizzazione (Waring & McDowell 2002, Campbell, 1985)

## **Bibliografia**

- Aber J D, Melillo J M. FORTNITE: A computer model of organic matter and nitrogen dynamics in forest ecosystems.. . 1982.
- Adams T P, Purves D W, Pacala S W. Understanding height-structured competition in forests: is there an R\* for light?. Proceedings of the Royal Society. 2007.
- Almeida A C, Landsberg J J, Sands P J. Parameterisation of 3-PG model for fast-growing Eucalyptus grandis plantations. Forest Ecology and Management. 2004.
- Arora V. Modelling Vegetation as a Dynamic component in soil-vegetation-atmosphere transfer schemes and hydrological models. Reviews of Geophysics. 2002.
- Assmann E. The principles of forest yield study. 1970. Pergamon Press. Oxford.
- Baldocchi D. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. Global Change Biology. 2003.
- Baldocchi D, Meyers TD. A Spectral and Lag-correccorrelation Analysis of Turbulence in a Deciduous Forest Canopy. Boundary-Layer Meteorology. 1988.
- Baldocchi D, Valentini R, Running S, Oechel W, Dahlman R. Strategies for measuring and modelling carbondioxide and water vapour fluxes over terrestrial ecosystem. Global Change Biology. 1996.
- Barford C, Wofsy S, Goulden M, Munger JW, et al.. Factors controlling long- and short-term

- sequestration of atmospheric CO<sub>2</sub> in a mid-latitude forest. *Science*. 2001.
- Battaglia M, Sands P J. Process-based forest productivity models and their application in forest management . *Forest Ecology and Management*. 1998.
  - Bazzaz F A. The Physiological Ecology of Plant Succession. *Ann. Rev. Ecol. System*. 1979.
  - Begon M. Density and individual fitness: Asymmetric competition.. *CSA Illumina*. 1984.
  - Begon M., Eamus D., Jarvis P. G.. *Advances in Ecological research*. 1990. Academic Press
  - Berger U, Hildenbrandt H, Grimm W . Age-related decline in forest production: modelling the effects of growth limitation, neighbourhood competition and self-thinning. *Journal of Ecology*. 2004.
  - Bernetti G. *Selvicoltura speciale*. 1995. UTET
  - Berninger F, Nikinmaa E . Foliage area-sapwood area relationship of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) trees in different climates. *Canadian Journal of Forest Research*. 1994.
  - Blake J G, Stiles F G, Loiselle B A. *Four neotropical rainforests*. 1990. Yale University Press, New Haven, CT, USA
  - Bolstad PV, Gower ST. Estimation of leaf area index in fourteen southern Wisconsin forest stand using a portable radiometer. *Tree Physiology*. 1990.
  - Bonan, G. B.. *NCAR Tech. Note NCAR/TN-4171STR*. 1996.
  - Bormann F H, Likens G E. Pattern and process in a forested ecosystem: disturbance, development, and the steady state based on the Hubbard Brook ecosystem study. 1994.
  - Bossel H. *Modeling and simulation*. 1994. A K Peters
  - Bossel H, Krieger H. Simulation of multi-species tropical forest dynamics using a vertically and horizontally structured model. *Forest Ecology and Management*. 1994.
  - Botkin D. *Forests dynamics. An ecological model*. . 1993.
  - Botkin D B, Janak J F, Wallis J R. Some ecological consequences of a computer model of Forest Growth. *Journal of Ecology* . 1972.
  - Box E O. *Tasks for Vegetation Science*. 1991.
  - Breuer L, Eckhardt K, Frede H-G. Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*. 2003.
  - Bugmann H. *A Review of Forest Gap Models* . *Climatic Change*. 2001.
  - Bugmann H K M. *On the Ecology of Mountainous Forests in a Changing Climate: A Simulation Study* . Thesis

- Bullini L, Pignatti S., Virzo de Santo A. *Ecologia generale*. 1998. UTET
- Campbell G S. *Soil physics with BASIC. Transport models for soil-plant systems*. . 1985.
- Campbell G S, Norman JM. *An Introduction to Environmental Biophysics*. 1998. Springer-Verlag New York Inc
- Canadell JG, Mooney HA, Baldocchi DD, Berry JA, Ehleringer JR. *Carbon metabolism of the Terrestrial Biosphere: a multi-technique approach for improved understanding*. *Ecosystems*. 2000.
- Cannel M G R, Grace J. *Competition for light: detection, measurement, and quantification*. *Canadian Journal of Forest Research*. 1993.
- Cannell M R G, Dewar R C. *Carbon allocation in trees: a review of concepts for modelling*. *Advances in Ecological Research*. 1994.
- Cannell MGR. *Attributes of Trees as Crops Plants*. 1985. Midlothian Scotland
- Capra F. *La rete della vita*. 1997. BUR
- Chapin FS III, Woodwell GM, Randerson JT, Lovett GM, Rastetter EB, Baldocchi DD, Clark DA, Harmon ME, Schimel DS, Valentini R, Wirth C, Aber JD, Cole JJ, Goulden ML, Harden JW, Heimann M, Howarth RW, Matson PA, McGuire AD, Melillo JM, Mooney HA, Neff JC, Houghton RA, Pace ML, Ryan MG, Running SW, Sala OE, Schlesinger WH, Schulze ED. *Ecosystem*. 2006.
- Chiesi M, Maselli F, Moriondo M, Fibbi L, Bindi M, Running SW . *Application of BIOME-BGC to simulate Mediterranean forest processes*. *Ecological Modeling*. 2007.
- Ciais P, Tans PP, Trolier M, White JWC, Francey RJ. *A large Northern Hemisphere terrestrial CO<sub>2</sub> sink indicated by the <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ratio of atmospheric CO<sub>2</sub>*. *Science*. 1995.
- Clark DA, Brown S, Kicklighter DW, Chambers JQ, Thomlinson JR, Ni J. *Measuring net primary production in forest: concepts and field methods*. *Ecological Applications*. 2001.
- Conway T. J., Tans P. P., Waterman L. S., Thoning K. W., Kitzis D. R., Masarie K. A., Zhang N.. *Evidence for interannual variability of the carbon cycle from the National Oceanic and Atmospheric Administration/Climate Monitoring and Diagnostics Laboratory Global Air Sampling Network*. *Journal of Geophysical Research*. 1994.
- Cook BD, Bolstad PV, Martin JG, et al.. *Using light use and production efficiency models to predict photosynthesis and net carbon exchange during forest canopy disturbance*. *Ecosystem*. 2008.

- Coops N C, Waring R H. Estimating forest productivity in the eastern Siskiyou Mountains of southwestern Oregon using a satellite driven process model, 3-PGS. *Canadian Journal of Forest Research*. 2001.
- Coops N C, Waring R H. Assessing forest growth across southwestern Oregon under a range of current and future global change scenarios using a process model, 3-PG. *Global Change Biology*. 2001.
- Coops N C, Waring R H, Landsberg J J. Assessing forest productivity in Australia and New Zealand using a physiologically-based model driven with averaged monthly weather data and satellite-derived estimates of canopy photosynthetic capacity . *Forest Ecology and Management*. 1998.
- Costanza R, Ruth M. Using Dynamic Modeling to Scope Environmental Problems and Build Consensus . 1998.
- Cutini A, Matteucci G, Scarascia Mugnozza G. Estimation of leaf area index with the Li-Cor LAI 2000 in deciduous forests. *Forest Ecology and Management*. 1998.
- Dai X, Jia X, Zhang W, Bay Y, Zhang J, Wang Y, Wang G. Plant height–crown radius and canopy coverage–density relationships determine above-ground biomass–density relationship in stressful environments. *Biology Letters*. 2009.
- Day Y, Dickinson R E, Wand Y P. A Two-Big-Leaf Model for Canopy Temperature, Photosynthesis, and Stomatal Conductance. *Journal of Climate*. 2004.
- Decoursey D G. Developing Model with more detail: do more Algorithms give more truth?. *Weed Technology*. 1992.
- Deitel H M, Deitel D J. C Corso completo di programmazione. 2007. Apogeo
- Dewar R C, McMurtrie R E. Sustainable stemwood yield in relation to the nitrogen balance of forest plantations: a model analysis. *Tree Physiology*. 1996.
- Dezi S, Magnani F. Effetto delle caratteristiche del suolo su funzionalità e accrescimento dei soprassuoli forestali: un’analisi di sensitività del modello 3-PG. *Forest@*. 2007.
- Dickinson R E, M. Shaikh, R. Bryant, and L. Graumlich. Interactive canopies for a climate model. *Journal of Climate*. 1998.
- Dixon G E. Crown ratio modeling using stand density index and the Weibull distribution . 1985.
- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Solomon AM, Trexler MC, Wisniewski J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 1994.

- Duursma R A, Mäkela A. Summary models for light interception and light-use efficiency of non-homogeneous canopies. *Tree Physiology*. 2006.
- Dye P G, Jacobs S, Drew D. Verification of 3-PG growth and water-use predictions in twelve Eucalyptus plantation stands in Zululand, South Africa. *Forest Ecology and Management*. 2004.
- Dye P J. Modelling growth and water use in four Pinus patula stands with the 3-PG model. *South African For. J.* 2001.
- ECCP - Working Group on Forest Sinks. Conclusions and recommendations regarding forest related sinks and climate change mitigation . 2003.
- Esprey L J, Sands P J, Smith W. Understanding 3-PG using a sensitivity analysis . *Forest Ecology and Management*. 2004.
- Fan S, Gloor M, Mahlman J, Pacala S, Sarmiento J, Takahashi T, Tans P. A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models. *Science*. 1998.
- Farquhar G D. Models of integrated photosynthesis of cells and leaves. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 1989.
- Farquhar G D, von Cammerer S. *Encyclopedia of plant physiology*. 1982.
- Farquhar G D. Carbon isotope discrimination by plants: effects on carbon dioxide concentration and temperature via the ratio of intercellular and atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations. *Australian research*. 1980.
- Federici S, Vitullo M, Tulipano S , De Lauretis R , Seufert G . An approach to estimate carbon stocks change in forest carbon pools under the UNFCCC: the Italian case. *iForest*. 2008.
- Feikema P., Morris J., Beverly C., Lane P., Baker T.. Using 3PG+ to simulate long term growth and transpiration in Eucalyptus regnans forest. . 2010.
- Franzese P P, Riccio A, Scopa A. Valutazione della sostenibilità ambientale: verso un approccio ecodinamico. *Biologi Italiani*. 2003.
- Friedlingstein P, Joel G, Field CB, Fung IY. Toward an allocation scheme for global terrestrial carbon models. *Global Change Biology*. 1999.
- Fulton M R. A computationally efficient forest succession model: Design and initial tests . *Forest Ecology and Management*. 1991.
- Gerten D, Shaphoff S, Haberlandt U, Lucht W, Sitch S. Terrestrial vegetation and water

- balance hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model . *Journal of Hydrology*. 2004.
- Gifford RM. The Global Carbon Cycle: a viewpoint on the missing sink. *Australian Journal of Plant Physiology*. 1994.
  - Godfrey L G, Pesaran M H. Tests of non-nested regression models: Small sample adjustments and Monte Carlo evidence. *Journal of Econometrics*. 1983.
  - Gower S T, McMurtrie R E, Murty D. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology & Evolution*. 1996.
  - Gratani L, Foti I. Estimating forest structure and shade tolerance of the species in a mixed deciduous broad-leaved forest in Abruzzo, Italy. *Ann. Bot. Fenn.*. 1998.
  - Hacke UG, Sperry JS, Ewers BE, Ellsworth DS, Schafer KVR, Oren R. Influence of soil porosity on water use in *Pinus taeda*. *Oecologia*. 2000.
  - Hansen J., Fung I., Lacis A., Rind D., Lebedeff S., Ruedy R., Russell G., Stone P.. Global Climate Changes as Forecast by Goddard Institute for Space Studies Three-Dimensional Model. *Journal of Geophysical Research*. 1988.
  - Harmon M, Ferrell WK, Franklin JF. Effects on Carbon Storage of Conversion of Old-Growth Forests to Young Forests. *Science*. 1990.
  - Haxeltine A, Prentice I C. BIOME3: An equilibrium terrestrial biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability, and competition among plant functional types . *Global Biogeochemical Cycles*. 1996.
  - He H S, Mladenoff D J, Crown T R. Linking an ecosystem model and a landscape model to study forest species response to climate warming . *Ecological Modelling*. 1999.
  - Heimann M.. Dynamics of the carbon cycle. *Nature*. 1995.
  - , Heinsch FA, Reeves M, Votava P, Kang S, Milesi C, Zhao M. User's guide: GPP and NPP (MOD17A2/A3) products. NASA MODIS land algorithm, version 2.0. . 2003.
  - Hoen HF, Solberg B. Potential and economic efficiency of carbon sequestration in forest biomass through silvicultural management. *Forest Science*. 1994.
  - Hoff C, Rambal S. An examination of the interaction between climate, soil and leaf area index in a *Quercus ilex* ecosystem. *Ann. For. Sci.*. 2003.
  - Holdridge L R. *Life Zone Ecology*. . 1947.
  - Huang J, van den Dool H, Georgakakos . Analysis of Model-Calculated Soil Moisture over the

- United States (1931-1993) and Application for Long-Range Temperature Forecasts . Journal of Climate. 1996.
- Hunt R. Plant growth curves: The functional approach to plant growth analysis. 1982. Arnold (London) 0713128445
  - Ingestad T. Relative addition rate and external concentration; Driving variables used in plant nutrition research. Plant, Cell & Environment. 1982.
  - IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change), IPCC. The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change .S. Solomon et al., Cambridge Univ. Press, Cambridge,U. K. 2007.
  - IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change), IPCC, Houghton J H, Callander B A, Varney S K. Climate Change 1995: The Science of Climate Change . 1996.
  - Israel G. Immagini matematiche della realtà. Le ScienzeQuaderni. 1994.
  - J. Canadell, R. B. Jackson, J. B. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala and E.-D. Schulze. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale . Oecologia. 1996.
  - Jarvis P G, Leverenz J W. Encyclopedia of Plant Physiology. 1983.
  - Jarvis P. G., Aitken A. M.. European forests and global change:the likely impacts of rising CO2 and temperature. 1998. Cambridge University Press
  - Jarvis PG, MCnaughton K G. Advances in Ecological Research Vol 15. 1986.
  - Jenkins J C, Chojnacky D C, Heath L S, Birdsey R A. National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species . Forest Science. 2003.
  - Jørgensen U G. Molecules in Astrophysics: Probes and Processes. 1997. E. F. van Dishoeck (Kluwer)
  - Karnoski D., Ceulemans R., Scarascia-Mugnozza G., Innes JL.. The Impact of Carbon Dioxide and Other Greenhouse Gases on Forest Ecosystems. IUFRO Series. 2001.
  - Kaufmann M R, Troendle C A. The relationship of leaf area and foliage biomass to sapwood conducting area in four subalpine forest tree species. Forest Science. 1981.
  - Kauppi PE , Mielikäinen K., Kuusela K . Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. Science. 1992.
  - Keeling C. D., Whorf T. P., Wahlen M., van der Plicht J.. Interannual extremes in the rate of rise of atmospheric carbon dioxide since 1980. Nature. 1995.
  - Kimmins J P. Scientific foundations for the simulation of ecosystem function and management

- in FORCYTE11. For. Can.. 1993.
- Kimmins J P, Maily D, Seely B. Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in Image. Ecological Modelling. 1999.
  - Klausmeier C, Tilman D. Competition and coexistence. 2002. Springer-Verlag Berlin Heidelberg
  - Kobe R K, Pacala S W, Silander J A, Canham C D. Juvenile Tree Survivorship as a Component of Shade Tolerance. Read More: <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.2307/1942040>. Ecological Applications. 1995.
  - Köppen W. Das geographische system der klimate. 1936.
  - Kowalski AS, Lousteau D, Berbigier P, Manca G, Tedeschi et al.. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regeneration stands in four managed forests in Europe. Global Change Biology. 2004.
  - Landsberg J J, Coops N C. Modelling Forest Productivity Across Large Areas and Long Periods. Natural Resource Modelling. 1999.
  - Landsberg J J, Johnsen K H, Albaugh T J, Allen H L, McKeand E. Applying 3-PG, a simple process-based model designed to produce practical results, to data from Loblolly Pine experiments. Forest Sci.. 2001.
  - Landsberg J J, Johnsen K H, Albaugh T J, Allen H L, McKeand S E. Applying 3-PG, a Simple Process-Based Model Designed to Produce Practical Results, to Data from Loblolly Pine Experiments. Forest Science. 2001.
  - Landsberg JJ, Waring R. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning . Forest Ecology and Management. 1997.
  - Landsberg, J. Physiology in Forest Models: History and the Future. FBMISS Vol 1. 2003.
  - Landsberg J. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. Canadian Journal of Forest Research. 2003.
  - Lasserre B, Tognetti R, Marchetti M. Problematiche di inventariazione del carbonio nella biomassa forestale ipogea. Forest@. 2006.
  - Law BE, Falge E, Baldocchi DD, Bakwin P, Berbigier P, et al.. Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. Agricultural and Forest Meteorology. 2002.

- Lenihan J M, Neilson R P. A rule-based vegetation formation model for Canada . Journal of Biogeography. 1993.
- Leuning R. Modelling stomatal behavior and photosynthesis of Eucalyptus grandis. Aust. J. Plant. Physiol.. 1990.
- Leuning R, Kelliher F M, De Pury D G G, Schulze E D. Leaf nitrogen, photosynthesis, conductance and transpiration: scaling from leaves to canopies. Plant, Cell & Environment. 1995.
- Li B-L, Wu H, Guangzhou Z. Self-thinning rule: a causal interpretation from ecological field theory. Ecological Modelling. 2000.
- Lieth H. Primary Productivity of the Biosphere. 1975. Springer-Verlag, New York
- Lischke H, Zimmermann N E, Bolliger J et al.. TreeMig: A forest-landscape model for simulating spatio-temporal patterns from stand to landscape scale. Ecological Modelling. 2006.
- Lischke H, Zimmermann N E, Bolliger J, Rickebusch S, Löffler T J. TreeMig: A forest-landscape model for simulating spatio-temporal patterns from stand to landscape scale. Ecological Modelling. 2006.
- Loach K. Shade tolerance in tree seedlings. II. Growth analysis of plants raised under artificial shade . New Phytologist. 1970.
- Magnani F, Mencuccini M, Grace J. Age-related decline in stand productivity: the role of structural acclimation under hydraulic constraints. . 2000.
- Mäkelä A. Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth in trees . Journal of Theoretical Biology. 1986.
- Mäkelä A. Process-based modelling of tree and stand growth: towards a hierarchical treatment of multiscale processes. Can. J. Forest Res. 2003.
- Mäkelä A, Landsberg JJ, Ek A R et al.. Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. Tree Physiology. 2000.
- Manabe S, Stouffer RJ. Multiple century response of a coupled ocean-atmosphere model to an increase of atmospheric carbon dioxide. Journal of Climate. 1994.
- Manabe S., Wetherald R. T.. Large-Scale Changes in Soil Wetness induced by an Increase in Atmospheric Carbon Dioxide. Journal of the Atmospheric Sciences. 1987.

- Manca G. Analisi dei flussi di carbonio di una cronosequenza di cerro (*Quercus cerris*, L.) dell'Italia centrale attraverso la tecnica della correlazione turbolenta. PhD Thesis. . 2003.
- Marino C, Manca G, Matteucci G, Scarascia Mugnozza G. Cambiamenti climatici nel mediterraneo: un caso di studio sul ciclo del carbonio in una pineta della Sila, Calabria. Forest@. 2004.
- Marino C, Manca G, Matteucci G, Scarascia Mugnozza G . Cambiamenti climatici nel mediterraneo: un caso di studio sul ciclo del carbonio in una pineta della Sila, Calabria. Forest@. 2004.
- McMurtrie R E, Roock D A, Kelliher F M, . Modelling the yield of *Pinus radiata* on a site limited by water and nitrogen . Forest Ecology and Management. 1990.
- McMurtrie RE, Comins HN, Kirschbaum MUF, Wang YP. Modifying existing forest growth models to take account of effects of elevated CO<sub>2</sub>. Journal of Botany. 1992.
- McMurtrie, R.E., H.L. Gholz, S. Linder and S.T. Gower. Climatic factors controlling the productivity of pine stands: a model based analysis. Ecol. Bull. 1994.
- Melillo JM, McGuire AD, Kicklighter DW, Moore BIII, Vorosmarty CJ, Schloss AL. Global climate change and terrestrial net primary productivity. Nature. 1993.
- Melillo JM, Prentice IC, Farquhar GD, Schulze ED, Saso OE. IPCC Climate Change 1995- The science of climate change (Meira Filho LG, Callader BA, Harris N, Kattemberg A, Maskell Keds). 1996. Cambridge University Press
- Mencuccini M, Grace J. Hydraulic conductance, light interception and needle nutrient concentration in Scots pine stands and their relations with net primary productivity. Tree Physiology. 1996.
- Mladenoff D J, Baker W L. Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications. 1999. Cambridge University Press
- Mokany K, Raison R J, Prokushkin A S. Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. Global Change Biology. 2006.
- Monsi M, Saeki T. 1953. Ueber den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. Japanese Journal of Botany. 1953.
- Monteith J. L.. Climate and the efficiency of crop production in Britain. Philosophical Transaction of the Royal Society of London. 1977.
- Monteith J. L.. Solar Radiation and Productivity in Tropical Ecosystem. Journal of Applied Ecology. 1972.

- Monteith J. L.. \* The Photosynthesis and Transpiration of Crops. Experimental Agriculture . 1966.
- Murty D, McMurtrie R E, Ryan M G. Declining forest productivity in aging forest stands: a modeling analysis of alternative hypotheses. Tree Physiology. 1996.
- Musselman R. C., Fox D. G.. A review of the role of temperate forests in the global CO sub 2 balance. Journal of the Air and Waste Management Association; (United States. 1991.
- Nightingale J.M., Hill M.J., Phinn S.R., Davies I.D., Held A.A., Erskine P.D.. Use 3-PG and 3-PGS to simulate forest growth dynamics of Australian tropical rainforests I. Parameterisation and calibration for old-growth, regenerating and plantation forest. Forest Ecology and Management. 2007.
- Nolè A, Alberti G, Arriga N, Magnani F, Miglietta F, Ripullone F, Borghetti M . Stima e previsione della produttività ecosistemica netta in una foresta mediterranea in condizioni di cambiamento climatico. Applicazione del modello 3PG-day . 2007.
- Nolè A., Law B. E., Magnani F., Matteucci G., Ferrara A., Ripullone F., Borghetti M.. Application of the 3-PGS model to assess carbon accumulation in forest ecosystems at a regional level. Canadian Journal of Forest Research . 2009.
- Odum E P. The Mesocosm. Bioscience. 1984.
- Odum E P, Barret G W. Fondamenti di Ecologia. 2007. Piccin Nuova Libreria S.p.A
- Odum H T. Environmental accounting:EMERGY and environmental decision making. 1996.
- Oikawa T. Simulation of forest carbon dynamics based on a dry-matter production model. Fundamental model structure of a tropical rainforest ecosystem. Journal of Plant Research. 1985.
- Oriani A. Effetti della gestione sul ciclo del carbonio nella cerreta della foresta demaniale della Torrei di Feudozzo. PhD Thesis
- Pacala S W, Canham C D, Silander Jr J A . Forest models defined by field measurements: I. The design of a northeastern forest simulator. Canadian Journal of Forest Research. 1993.
- Papale D.. Il Progetto CARBOITALY: una rete nazionale per la misura dei sink forestali e agricoli italiani e lo sviluppo di un sistema di previsione dell'assorbimento dei gas serra. Forest@. 2006.
- Parton W J, Scurlock J M O, Ojima D S et al.. Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. Global Biogeochemical Cycles.

- 1993.
- Parton WJ, Haxeltine A, Thornton P, Hartman M. Ecosystem sensitivity to land-surface models and leaf area index. *Global Planetary Change*. 1996.
  - Pastor J, Post W M. Influence of climate, soil moisture, and succession on forest carbon and nitrogen cycles. *Biogeochemistry*. 1986.
  - Pastor J, Post W M. Response of northern forests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nature*. 1985.
  - Peng C, Liu J, Dang Q, Apps M J, Jiang H. TRIPLEX: a generic hybrid model for predicting forest growth and carbon and nitrogen dynamics . *Ecological Modelling*. 2002.
  - Phillips OL, Malhi Y, Higuchi N, Laurance WF, Nuñez V, et al.. Changes in the carbon balance of tropical forests. Evidence from long-term plots. *Science*. 1998.
  - Piussi P. *Selvicoltura Generale*. 1994. UTET-Torino
  - Prentice C I, Cramer W, Harrison S P et al.,. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal Of Biogeography*. 1992.
  - Prentice C, Fung I Y. The sensitivity of terrestrial carbon storage to climate change. *Nature*. 1990.
  - IPCC (Intergovernmental Panel On Climate Change), Prentice, I.C., Farquhar, G.D., Fasham, M.J.R., Goulden, M.L., Heimann, M., Jaramillo, V.J., Kheshgi, H.S., LeQuéré, C., Scholes, R.J. and Wallace, Douglas W.R.. *The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide In: Climate Change 2001: the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment .Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK 2001.*
  - Pretzsch H, Grote R, Reineking B, Rotzer TH, Steifert S T. *Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. Annals of Botany*. 2008.
  - Puckridge D W, Donald C M. Competition among wheat plants sown at a widerange of densities.. *Aust. J. agric. Res.*. 1967.
  - Rastetter E B, Aber J D, Peters D P C, et al., . *Using Mechanistic Models to Scale Ecological Processes across Space and Time. BioScience*. 2003.
  - Rice J M. *Forest-Meadow Dynamics in the Central Western Oregon Cascades: Topographic, Biotic, and Environmental Change Effects . Thesis*
  - Roberts D W. Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy systems theory. *Ecological Modelling*. 1996.

- Rubio A, Escudero A. Clear-cut effects on chestnut forest soils under stressful conditions: lengthening of time-rotation. *Forest Ecology and Management*. 2003.
- Running S W, Coughlan J C. A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecological Modelling*. 1988.
- Running S W, Hunt Jr E R. Generalization of a Forest Ecosystem Process Model for Other Biomes, BIOME-BGC, and an Application for Global-Scale Models. . 1993.
- Running SW, Baldocchi D, Turner D, Gower ST, Bakwin P, Hibbard K. A global terrestrial monitoring network integrating tower fluxes, flask sampling, ecosystem modeling and EOS satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 1999.
- Ryan M G, Yoder B J. Hydraulic Limits to Tree Height and Tree Growth. *BioScience*. 1997.
- Ryan M G. Sapwood Volume for three subalpine conifers: predictive equations and ecological applications. *Canadian Journal of Forest Research*. 1989.
- Sampson D A, Waring R H, Maier C A, Gough G M, Ducey M J, Johnsen K HJ. Fertilization effects on forest carbon storage and exchange, and net primary production: A new hybrid process model for stand management. *Forest Ecology and Management*. 2005.
- , Sands P J. Adaptation of 3-PG to novel species : guidelines for data collection and parameter assignment. 2004.
- Sands P J, Battaglia M, Mummery D. Application of process-based models to forest management: experience with PROMOD, a simple plantation productivity model. *Tree Physiology*. 2000.
- Sands P J, Landsberg J J. Parameterisation of 3-PG for plantation grown *Eucalyptus globulus*. *Forest Ecology and Management*. 2002.
- Scheller R M, Domingo J B, Sturtevan B R et al.,. Design, development, and application of LANDIS-II, a spatial landscape simulation model with flexible temporal and spatial resolution. *Ecological Modelling*. 2007.
- Schimel D. S.. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*. 2006.
- Schimel D.S.. Terrestrial ecosystem and the carbon cycle. *Global Change Biology*. 1995.
- Schirone B, Scarascia Mugnozza G, Valentini R. Osservazioni preliminari sull'indice di area fogliare di *Quercus cerris* L.. *Monti e Boschi*. 1985.
- Schoenenberger W. Above-Ground Biomass of Mountain Beech (*Nothofagus solandri*) in

- Different Stand Types Near Timberline in New Zealand. *Forestry*. 1984.
- Schulze ED, Kelliher FM, Korner C, Lloyd J, Leuning R. Relationships among maximum stomatal conductance, ecosystem surface conductance, carbon assimilation rate, and plant nitrogen nutrition: a global ecology scaling exercise. *Annual Review Ecology Systematics*. 1994.
  - Schwinning S, Winer J. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. *Oecologia*. 1998.
  - Sellers et al.. A revised land surface parameterization(SiB2) for atmospheric GCMs. . 1996.
  - Shinozaki K. Yoda K, Hozumi K et al.. A quantitative analysis of plant form the pipe model theory. *Japanese Journal of Ecology*. 1964.
  - Shugart H H, Smit T M, Post W M. The Potential for Application Individual-Based simulation models for assessing the effects of Global Change . *Annu. Rev. Ecol. Syst.*. 1992.
  - Shugart H H, Smith T M. A review of forest patch models and their application to global change research. *Climatic Change*. 1996.
  - Shugart H H, West D C. Size and Pattern of Simulated Forest Stands. *Forest Science*. 1979.
  - Sitch S, Smith B, Prentice I C, Arneth A, Bondeau A, Cramer W, Kaplans J O, Levis S, Lucht W, Sykes M T, Thonicke K, Venevsky S. Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model . *Global Change Biology*. 2003.
  - Sitch, S., Huntingford, C., Gedney, N., Levy, P.E.,Lomas, M., Piao, S.L., Betts, R., Ciais, P., Cox et al.. Evaluation of theterrestrial carbon cycle, future plant geographyand climate-carbon cycle feedbacks using fiveDynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology*. 2008.
  - , Smith B. LPJ-GUESS - an ecosystem modelling framework . .
  - Solomon A M. Transient response of forests to CO<sub>2</sub>-induced climate change: simulation modeling experiments in eastern North America. *Oecologia*. 1986.
  - Somogyi Z, Cienciala E, Mäkipää R, Muukkonen P, Lehtonen A, Weiss P. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation . *European Journal of Forest Research*. 2007.
  - Stape J L, Ryan M G, Binkley D. Testing the utility of the 3-PG model for growth of *Eucalyptus grandis* . *Forest Ecology and Management*. .
  - Swanson FJ, Franklin JF. New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific

- Northwest forest. *Ecol. Appl.* 1992.
- Tans P. P., Fung I., Y., Takahashi T.. Observational Constraints on the Global Atmospheric CO<sub>2</sub> Budget. *Science*. 1990.
  - Taylor J.A., Lloyd J.. Sources and sinks of atmospheric CO<sub>2</sub>. *Australian Journal of Botany*. 1992.
  - Thomas S C, Winer J. Competition and Allometry in three species of annual plants. *Ecology*. 1989.
  - Thornely J H. Mathematical models in plant physiology : a quantitative approach to problems in plant and crop physiology. *FISIOLOGIA VEGETAL; MODELOS MATEMATICOS*. 1976.
  - Thornley J H M. Dynamic Model of Leaf Photosynthesis with Acclimation to Light and Nitrogen. *Annals of Botany*. 1998.
  - Tyree M T, Sperry J S. Do Woody Plants Operate Near the Point of Catastrophic Xylem Dysfunction Caused by Dynamic Water Stress?. *Plant Physiology*. 1988.
  - , Urban D L. A versatile model to simulate forest pattern: a user's guide to ZELIG version 1.0 . 1990.
  - Urban D L. Bonan G B, Smith T M, Shugart H H. Spatial applications of gap models. *Forest Ecology and Management*. 1991.
  - Valentine H T. Tree-growth models: Derivations employing the pipe-model theory. *Journal of Theoretical Biology*. 1985.
  - Valentini R, Matteucci G, Dolman AJ et al.. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*. 2000.
  - Valentini R.. ed. Fluxes of Carbon. 2003.
  - Valentini R.. ed. Fluxes of Carbon. 2003.
  - Valladares F, Balaguer L, Martinez-Ferri E, Perez-Corona E, Manrique E. Plasticity, instability and canalization: is the phenotypic variation in seedlings of sclerophyll oaks consistent with the environmental unpredictability of Mediterranean ecosystems?. *New Phytologist*. 2002.
  - Veroustraete F, Sabbe H, Eerens H. Estimation of carbon mass fluxes over Europe using the C-Fix model and Euroflux data . *Remote Sensing of Environment*. 2002.
  - Vitousek PM, Matson PA, Van Cleve K. Nitrogen availability and nitrification during succession: Primary, secondary, and old-field seres. *Plant Soil*. 1989.

- Vitullo M, De Lauretis R, Federici S. La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae Anno III* - n. 9. 2007.
- Vitullo M, De Lauretis R, Federici S. La contabilità del carbonio contenuto nelle foreste italiane. *Silvae*. 2007.
- W. J. Parton, J. W. B. Stewart and C. V. Cole. Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model . *Biogeochemistry*. 1988.
- Wall A, Heiskanen J. Water-retention characteristics and related physical properties of soil on afforested agricultural land in Finland. *Forest Ecology and Management*. 2003.
- Wang Y P, Jarvis P G. Description and validation of an array model — MAESTRO . *Agricultural and Forest Meteorology*. 1990.
- Waring R H. A process model analysis of environmental limitations on the growth of Sitka spruce plantations in Great Britain. *Forestry*. 2000.
- Waring R H, McDowell. Use of a physiological process model with forestry yield tables to set limits on annual carbon balances. *Tree Physiology*. 2002.
- Waring R H, Running S. *Forest Ecosystems*. 1998. Academic Press, San Diego
- Waring R H, Running S. *Forest Ecosystems*. 1998. Academic Press, San Diego
- Waring R H, Schlesinger W H. *Forest Ecosystems: Concepts and Management* . . Academic Press
- Waring R, Landsberg J J, Williams M. Net primary production of forests: a constant fraction of gross primary production?. *Tree Physiology*. 1998.
- Waring R, Schroeder P E, Oren R. Application of pipe model theory to predict canopy leaf area. *Canadian Journal of Forest Research* . 1982.
- Weiner J. Asymmetric competition in plant populations. *Trends in Ecology & Evolution*. 1990.
- Weiner J, Thomas S C. Size variability and competition in even-aged plant monocultures. *Oikos*. 1986.
- Weinstein, D. A., Shugart H H, West D C. (1982). The long-term nutrient retention properties of forest ecosystems: a simulation investigation . 1982.
- Westoby M.. The self-thinning rule. *Advance in Ecological Research*. 1984.
- White J D, Coops N C, Scott N A. Estimates of New Zealand forest and scrub biomass from the 3-PG model . *Ecological Modelling*. 2000.

- Whitehead D, Hall G.M J, Walcroft A S, Brown K J, Landsberg J J, Tissue D T, Turnbull M H, Griffin K L, Schuster W S F, Carswell F E, Trotter C M, James I L, Norton D A. Analysis of the growth of rimu (*Dacrydium cupressinum*) in south westland, New Zealand, using process-based simulation models. *Int. J. Biometeorol.* 2002.
- Whittaker R. H., Likens G. E.. *The Biosphere and Man.* 1975.
- Wiener J, Damgaard C. Size-asymmetric competition and size-asymmetric growth in a spatially explicit zone-of-influence model of plant competition . *Ecological Research.* 2006.
- Wilson E O, MacArthur R M. *Monographs in Population Biology.* 1967. Princeton, NJ
- Winjum J, Brown S, Schlamadinger B. Forest harvest and wood products; sources and sinks of atmospheric carbon dioxide. *Forest Science.* 1998.
- Wirth C, Schumacher J, Schulze E D. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe—a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. *Tree Physiology.* 2004.
- Xenakis G, Ray D, Mencuccini M. Sensitivity and uncertainty analysis from a coupled 3-PG and soil organic matter decomposition model. *Ecological Modelling.* 2008.
- Yoda K, Kira T, Ogawa H. Self-thinning in overcrowded pure stand under cultivated and natural conditions. *Journal of Biology.* 1963.
- Yoder B J, Ryan M G, Waring R H, Schoettle A W, Kaufmann M R. Evidence of Reduced Photosynthetic Rates in Old Trees. *Forest Science.* 1994.
- Zhou XL., eng CH, Dang QL. Assessing the generality and accuracy of the TRIPLEX model using in situ data of boreal forests in central Canada. *Environ. Model. Softw.* 2004.
- Zianis D, Mencuccini M. On simplifying allometric analyses of forest biomass . *Forest Ecology and Management.* 2004.
- Zianis D, Mencuccini M. Aboveground biomass relationships for beech (*Fagus moesiaca* Cz.) trees in Vermio Mountain, Northern Greece, and generalised equations for *Fagus* sp.. *Annals of Forest Science.* 2003.
- - <http://francorino.altervista.org/bosco.htm>.
- - <http://gaia.agraria.unitus.it/carboitaly/intro.html>.
- FAO, . *Global Forest Resource Assessment 2010* . 2010.
- Čermák J, Tognetti R., Nadezhdina N, Raschi A. Stand structure and foliage distribution in *Quercus pubescens* and *Quercus cerris* forests in Tuscany (central Italy). *Forest Ecology and*

Management. 2008.