



Effects of atmospheric nitrogen deposition on productivity and growth allocation. First results of a long-term experiment in a pre-alpine beech forest

Effetti della deposizione atmosferica azotata su produttività e allocazione della crescita. Primi risultati di un esperimento di lungo termine in una faggeta prealpina

Dario Ravaioli ^(a) - Alessandra Teglia ^{(a)(*)} - Rossella Guerrieri ^(a) - Graziella Marcolini ^(a) - Enrico Muzzi ^(a) - Federico Magnani ^(a)

^(a) Dipartimento di Tecnologie Agro-Alimentari (DISTAL) - Università di Bologna, Via Fanin 46, I-40127, Bologna, Italy.

^(*) Corresponding Author; alessandra.tegla3@unibo.it

Abstract: Atmospheric nitrogen deposition is an important global change driver, potentially affecting forest health and productivity. In order to evaluate the potential effects on tree growth and above-ground biomass production in southern European conditions, a long-term manipulation experiment was carried out in a pre-alpine beech forest (Pian Cansiglio, BL).

Four treatments are compared: (i) control, (ii) moderate soil fertilization, (iii) high soil fertilization (iv) and moderate above canopy fertilization. Results, 7 years into the experiment, do not show any effect of soil fertilization treatments on the monitored parameters, but show instead positive effects of the canopy fertilization on the allocation of resources to the canopy and on the production of leaf biomass, with values that in 2021 exceeded those observed in the control treatment by 0.72 Mg DM ha⁻¹. The contribution of N due to atmospheric deposition does not seem to decrease the growth of pre-alpine beech forests in the short term, but could substantially alter their ecological dynamics.

Key words: nitrogen deposition; above canopy fertilization; leaf biomass; wood biomass.

Citation: Ravaioli D., Teglia A., Guerrieri R., Marcolini G., Muzzi E., Magnani F., 2022 - *Effetti della deposizione atmosferica azotata su produttività e allocazione della crescita. Primi risultati di un esperimento di lungo termine in una faggeta prealpina*. L'Italia Forestale e Montana, 77 (1): 35-47. <https://dx.doi.org/10.36253/ifm-1618>

Received: 01/02/2022 **Revised version:** 14/03/2022 **Published online:** 30/03/2022

1. INTRODUZIONE

Le foreste rappresentano una risorsa fondamentale non solo per la sostenibilità economica e sociale delle comunità montane, ma anche per il loro contributo determinante al sequestro e all'accumulo di carbonio (C) nella biosfera, la cui capacità di mitigare gli effetti del

cambiamento climatico dipende in larga misura dalla crescita e dall'accumulo di biomassa delle foreste (Griscom *et al.*, 2017). Risulta quindi di particolare importanza, da un punto di vista sia ecologico sia socioeconomico, comprendere quali siano i fattori ambientali che in maniera predominante regolano la crescita forestale (Etzold *et al.*, 2020). Eppure, nono-

stante oltre tre secoli di studi di autonomia ed ecologia forestale, ancora persiste un notevole grado di incertezza sul peso relativo dei diversi fattori ambientali che controllano produttività e salute delle foreste, e sugli effetti delle diverse componenti del cambiamento globale in atto, come il clima e l'inquinamento atmosferico (de Vries *et al.*, 2017).

Alcuni dei principali fattori del cosiddetto "Global Change", come l'aumento della CO₂ atmosferica ed il conseguente aumento delle temperature, ma anche l'aumento della deposizione atmosferica azotata, possono infatti avere effetti contrastanti a seconda dei fattori limitanti prevalenti (nutrienti, temperatura, disponibilità idrica) negli ecosistemi forestali.

Un dibattito particolarmente vivace ha riguardato negli ultimi anni gli effetti su salute e crescita del bosco della deposizione atmosferica di azoto (N). Le emissioni antropiche di composti azotati reattivi costituisce una delle principali problematiche ambientali dei Paesi industrializzati; questi composti, sotto forma ossidata (NO_y derivanti dall'uso di combustibili fossili) e ridotta (NH_x dalle attività agricole e allevamenti intensivi) si depositano poi sugli ecosistemi terrestri anche a grande distanza, alterando inevitabilmente il ciclo biogeochimico dell'N. La deposizione azotata sulle foreste aveva raggiunto globalmente 187 milioni di tonnellate nel 2005 e si prevede che arriverà quasi a raddoppiare entro il 2050 (Galloway *et al.*, 2008; Law, 2013).

L'apporto di N in ecosistemi tipicamente limitati dalla disponibilità di questo macro-nutriente può influenzare la crescita ed il sequestro del C degli ecosistemi forestali, interagendo con diversi meccanismi fisiologici delle piante: può in primo luogo determinare un'accelerazione del tasso di fotosintesi (Fleischer *et al.*, 2013), ma anche determinare un'allocazione preferenziale del C assorbito negli organi epigei con un minore investimento

nella produzione di radici; può indurre infine una riduzione della decomposizione della sostanza organica, portando ad un accumulo di lettiera e di C nel suolo (Janssens *et al.*, 2010). Apporti elevati di N potrebbero però superare nel lungo periodo la capacità di ritenzione degli ecosistemi, aumentando le perdite di N attraverso i processi di denitrificazione e di lisciviazione dei nitrati, depauperando così la fertilità chimica del suolo, secondo la catena di eventi descritta da Aber *et al.* (1989). Questi risultati, tuttavia, sono stati osservati soprattutto nel caso di esperimenti di manipolazione in cui un aumento della deposizione azotata è stato simulato mediante fertilizzazione al suolo (si veda Templer *et al.*, 2012 per una rassegna). In questi esperimenti, tuttavia, viene escluso il ruolo cruciale svolto dalle chiome (e dei microrganismi ad esse associate) nel ritenere e assorbire parte dell'azoto atmosferico, modificandone così la quantità e la forma (NH₄⁺ o NO₃⁻) che raggiunge il suolo (Sparks, 2009; Guerrieri *et al.*, 2021).

La deposizione atmosferica di N costituisce un importante fattore di disturbo per le foreste italiane. A livello nazionale il tasso più alto di deposizione azotata si registra nel Nord Italia, nelle aree circostanti la pianura padana, una delle aree più urbanizzate ed industrializzate del territorio europeo (Cecchini *et al.*, 2021), come dimostrato dai rilievi della rete di monitoraggio permanente ICP Forests (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*). In questo contesto, nel 2015 è stato istituito in una faggeta prealpina uno studio di lungo termine di manipolazione dell'N, al fine di simulare la deposizione azotata e determinarne gli effetti su produttività e salute del bosco. Il sito sperimentale è situato in un'area storicamente soggetta ad uno dei tassi più elevati di deposizione azotata in Italia, che supera la soglia critica di carico di N stimata da Ferretti *et*

al. (2014). Lo studio degli effetti della deposizione atmosferica di N su salute e produttività del faggio in Italia è di particolare interesse vista la sua ampia distribuzione sul territorio nazionale: le faggete occupano infatti circa il 12% della superficie forestale italiana, con un incremento corrente di volume degli alberi vivi di circa $56 \times 10^5 \text{ m}^3$ (INFC, 2005).

In Italia è stato riportato un effetto positivo della deposizione sulla crescita del faggio a partire da valori di $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ (Gentilesca *et al.*, 2018), ma studi a livello europeo suggeriscono che una deposizione di oltre i $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ possa indurre una saturazione, provocando una riduzione della crescita delle piante (de Vries *et al.*, 2014; Etzold *et al.*, 2020). Il presente lavoro di ricerca si ripropone pertanto di valutare l'impatto della deposizione di azoto sulla produttività epigea (fusto e foglie) di una faggeta eutrofica prealpina, confrontando gli effetti di diverse dosi di azoto somministrate sia a livello del suolo, sia a livello di chioma.

di Mezzo - Pian Parrocchia". È caratterizzato da una piovosità media annua di 2086 mm, con valori medi di 1266 mm nella stagione vegetativa (aprile-ottobre), senza periodi di aridità estiva. La temperatura media annua è di $6,2^\circ\text{C}$, con valori variabili da $-3,6^\circ\text{C}$ nel mese di gennaio a $15,7^\circ\text{C}$ nel mese di luglio (dati riferiti al periodo 1994-2020, fonte ARPAV). Il suolo è ascrivibile alla tipologia Haplic Luvisol (IUSS, 2015), con uno spessore variabile tra i 60-120 cm, un pH di 4,3 e una mineralizzazione netta di $95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ misurata nel 2015. Il substrato è di natura carbonatica caratterizzato da un'intensa attività carsica. Il soprassuolo si presenta come una fustaia monoplana matura di faggio (*Fagus sylvatica* L.) a copertura colma, con una età di circa 130-140 anni, in cui gli ultimi interventi di diradamento sono stati effettuati tra il 2000 e il 2008; le caratteristiche del popolamento sono riassunte in Tabella 1.

La scelta del sito per l'esperimento è legata oltre che agli alti livelli di deposizione atmosferica

Tabella 1 - Caratteristiche medie del soprassuolo per tesi di trattamento.

| trt | n°plot x trt | dbh | h | BA | Densità | Provvigione |
|------|--------------|------------|------------|----------------|---------------------|------------------------|
| / | | cm | m | m ² | n° ha ⁻¹ | Mg SS ha ⁻¹ |
| N0 | 3 | 46,3 ± 1,3 | 29,9 ± 1,3 | 29,7 ± 2,8 | 170,4 ± 7,4 | 346,8 ± 34,6 |
| N30 | 3 | 44,7 ± 1,2 | 29,2 ± 1,0 | 26,3 ± 2,5 | 163,0 ± 29,6 | 304,7 ± 26,8 |
| N60 | 3 | 48,2 ± 1,1 | 30,8 ± 0,9 | 26,9 ± 3,9 | 144,4 ± 33,3 | 316,8 ± 43,0 |
| N30A | 3 | 41,5 ± 1,0 | 27,8 ± 0,8 | 28,7 ± 2,1 | 207,4 ± 16,1 | 328,1 ± 23,7 |

2. MATERIALI E METODI

2.1 Sito

Il sito sperimentale si trova ai margini dell'altopiano prealpino di Pian del Cansiglio (BL; $46^\circ 3' 19'' \text{ N } 12^\circ 22' 51'' \text{ E}$) ad un'altitudine di 1150 m s.l.m. e ricade all'interno dei confini della Riserva Naturale Biogenetica "Campo

rica di N (N_{dep}), anche alla sua prossimità ad un'area di monitoraggio permanente della rete CONECOFOR (ICP Forest Level II, VEN1-Pian del Cansiglio; Marchetto *et al.*, 2014) che permette di disporre di una serie storica di riferimento delle N_{dep} , la cui media si aggira intorno ai $17,7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ (Cecchini *et al.*, 2021).

2.2 Disegno sperimentale

Nella primavera del 2015 sono state istituite 14 parcelle quadrate (1=30m) fra loro adiacenti, 9 delle quali sono state selezionate casualmente per essere trattate con fertilizzazione al suolo. Contemporaneamente, sono state individuate altre 3 aree circolari, di raggio 20 m (Figura 1), destinate al trattamento sopra-chioma.

Sulla pianta centrale di ciascuna di queste ultime parcelle sono stati installati dei sistemi di irrigazione, del tipo rotante a battente (*sprinkler*), per l'applicazione del trattamento. La gittata di questi impianti, garantisce una distribuzione uniforme fino a 15,5 m, come evidenziato da prove preliminari a terra. È stato quindi possibile inscrivere all'interno delle aree circolari un sub-plot quadrato di lato 30 m, confrontabile per superficie con i precedenti. L'isolamento di tali aree si è reso necessario per evitare even-

tuali effetti di deriva del fertilizzante somministrato sopra-chioma.

2.3 Fertilizzazione

Iniziati nel 2015 e proseguiti per tutto il periodo dell'esperimento (2015-2021), i trattamenti sono stati somministrati 3 volte ogni anno, nel pieno della stagione vegetativa (tipicamente da giugno ad inizio settembre). I trattamenti sono consistiti in 3 livelli di N aggiunto al suolo (0, 30, 60 kg N ha⁻¹ anno⁻¹, successivamente identificati come N0, N30 ed N60) applicati come soluzione acquosa di nitrato di ammonio NH₄NO₃ (Gundersen *et al.*, 1998; Högberg e Read, 2006); il quarto trattamento, costituito da 30 kg N ha⁻¹ anno⁻¹ è stato applicato direttamente al di sopra delle piante (di seguito N30A) in modo da meglio simulare la deposizione atmosferica di N e permettendo

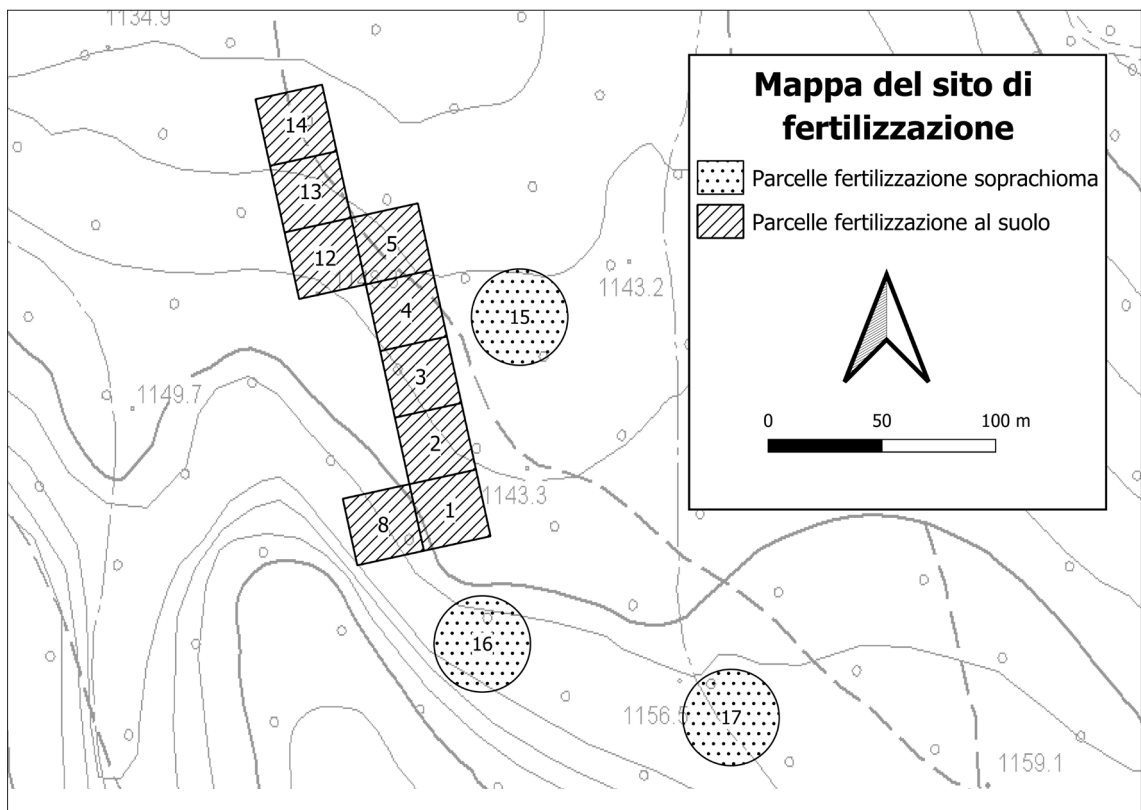


Figura 1 - Schema della distribuzione dei plot dell'esperimento di fertilizzazione.

di indagare l'eventuale effetto di intercettazione e/o assorbimento delle chiome (Guerrieri *et al.*, 2021). Ogni trattamento è stato replicato in tre parcelle in un disegno a blocchi randomizzato. Le concentrazioni utilizzate sono state differenti a seconda della tipologia di applicazione: nel trattamento sopra-chioma, effettuato con pompa irroratrice montata su trattatrice agricola, la concentrazione applicata è stata di $4,4 \text{ g l}^{-1}$, al fine di evitare danni alle foglie. Nel trattamento a terra, effettuato manualmente con pompa irroratrice a spalla, la concentrazione è stata invece di $35,1 \text{ g l}^{-1}$, data la difficoltà nell'applicare gli stessi volumi di soluzione utilizzati nella tesi sopra-chioma.

2.4 Campionamento

Nel 2014, prima dell'avvio dell'esperimento, è stato effettuato un cavallettamento totale delle piante presenti in ogni plot, rilevando la misura del diametro a petto d'uomo (D) per ogni pianta e dell'altezza (H) per le sole piante dell'area centrale (AC, $15 \times 15 \text{ m}$, da 3 a 9 piante a seconda della parcella). L'accrescimento secondario del fusto è stato successivamente ottenuto da misure periodiche di variazione in circonferenza, rilevate tramite bande dendrometriche a partire dalla fine del 2015, censendo totalmente la AC di ogni plot. La produttività della biomassa fogliare è stata invece stimata mediante raccolta della lettiera tramite 5 collettori a sezione circolare (diametro 72 cm circa) distribuiti in maniera casuale all'interno dell'AC. Dopo la raccolta, effettuata a fine stagione vegetativa (novembre), la lettiera è stata poi essiccata a 65 °C per almeno 4 giorni e le varie componenti (es. foglie, frutti, detriti legnosi, perule) sono state separate e pesate. Nel presente lavoro si riportano le osservazioni che si riferiscono alla sola componente fogliare. Mancano i dati relativi alle annate 2019 e 2020, anni in cui il campionamento fogliare non è stato effettuato.

2.5 Elaborazione dei dati

Una curva ipso-diametrica specifica per il popolamento è stata ricavata a partire dalle misure di H e D rilevate nel 2014 sulle piante delle AC ($n = 66$); a tal fine è stata applicata l'equazione di Chapman-Richards (Richards, 1959), utilizzando una procedura di calibrazione basata su *non-linear least squares regression* (funzione `nls.multstart`, R Core Team, 2021), ottenendo il modello che meglio si adatta alle osservazioni.

Assumendo un rapporto ipso-diametrico costante nel tempo, l'equazione così calibrata è stata quindi applicata per la stima dell'altezza di tutte le piante del popolamento nella forma seguente:

$$H_{\text{mod}} = 1,3 + b_1 [1 - \exp(-b_2 D)]^{b_3} \quad [1]$$

dove H_{mod} è l'altezza stimata per ogni anno, $b_1 = 31,31450$, $b_2 = 0,04832$, $b_3 = 0,87901$ i parametri utilizzati e D il diametro ottenuto dalle misure periodiche di circonferenza. Ciò ha permesso la stima della fitomassa arborea epigea (B), ottenuta dall'applicazione del modello di Tabacchi *et al.*, (2011):

$$B = c_1 + c_2 D^2 H_{\text{mod}} \quad [2]$$

dove $c_1 = 1,6409$ e $c_2 = 0,030775$ sono i parametri specifici per il faggio, D è il diametro da misure di circonferenza periodiche, H_{mod} è l'altezza modellata dall'Eq. 1. La stima così prodotta di B per tutti gli anni e per tutte le piante della AC ha quindi permesso di calcolare l'incremento relativo annuo (PB) e quindi l'incremento relativo medio (PBm) di ogni plot.

Per le piante al di fuori della AC si è assunto lo stesso incremento relativo medio ricavato sulla AC del medesimo plot.

L'incremento annuo di biomassa per plot (ΔB_{plot}) è stato quindi stimato come somma degli incrementi di tutte le piante ricadenti nel plot.

Dato che l'installazione delle bande dendrometriche risale al novembre 2015 si è deciso

di scartare il valore di ΔB relativo a quest'anno, al fine di non introdurre una misura potenzialmente distorta dall'utilizzo di strumenti dalle differenti sensibilità (cavalletto dendrometrico nel 2014, misura della circonferenza da bande dendrometriche a partire dalla fine del 2015).

Tutti i valori relativi alle variabili considerate sono stati aggregati a livello di plot, evitando così l'utilizzo di pseudo-repliche, e riferiti all'ettaro, ottenendo così una stima di produttività primaria netta di biomassa legnosa (I_W ; Mg SS ha⁻¹ anno⁻¹) per il periodo di interesse (2016-2021). Anche i rilievi di produzione di lettieria sono stati riportati ad ettaro, ottenendo una stima di produttività primaria netta di biomassa fogliare (I_F , Mg SS ha⁻¹ anno⁻¹) e quindi una stima di produttività netta epigea ($I_E = I_W + I_F$).

È stata inoltre calcolata l'allocazione della crescita alle foglie (λ_F) definita come:

$$\lambda_F = I_F / I_E \quad [3]$$

che rappresenta la proporzione di nuova biomassa epigea allocata agli organi fotosintetizzanti.

2.5 Modello misto

Data la struttura nidificata dei dati (misure ripetute nel tempo all'interno del singolo plot) è stato utilizzato un modello lineare misto (funzione lme, R Core Team, 2021) con un'intercetta random per ogni plot e, nella parte fissa del modello, un'interazione tra il fattore tempo (*Anno*) e il fattore trattamento (*Trt*), così da indagare la possibile variazione dell'effetto dei trattamenti nel tempo. È stato inoltre aggiunto un errore con struttura autoregressiva di ordine 1 - AR(1) - dove è stata rilevata un'autocorrelazione nelle serie temporali di ognuna delle 3 variabili di interesse (I_W , I_F , λ_F), per ottemperare all'assunzione di indipendenza delle osservazioni. In forma generale il modello può essere descritto come:

$$y_i = X_i \beta + Z_i b_i + \varepsilon_i + u_i \quad [4]$$

dove y_i è la variabile dipendente (alternativamente I_W , I_F , λ_F), β il vettore p-dimensionale ignoto degli effetti fissi (es. *Anno* e *Trt* e la loro interazione), b_i il vettore p-dimensionale ignoto degli effetti random (es. intercetta per plot), X_i e Z_i sono, rispettivamente, le matrici di regressione degli effetti fissi e random, ε_i il vettore dell'errore all'interno dei gruppi, u_i la struttura autoregressiva AR(1). Gli errori b_i , u_i e ε_i sono assunti con distribuzione normale (Leonardi *et al.*, 2012).

I residui dei modelli sono stati controllati graficamente per assicurare il rispetto delle assunzioni di distribuzione normale e di omoscedasticità. Precedentemente all'applicazione dell'analisi della varianza sono state verificate le assunzioni di normalità della distribuzione (test di Shapiro, $p > 0,05$), omogeneità della varianza (test Levene, $p > 0,05$) e rimozione degli outlier con il metodo Boxplot (ricercati per ogni combinazione di anno e plot; libreria *rstatix*, R). L'ANOVA è stata poi applicata ai risultati dei modelli misti; ove sia stata riscontrata un'interazione significativa tra *Anno* e *Trt*, per verificare quali tra le medie dei trattamenti fossero risultate significativamente differenti tra loro, è stata poi effettuata una procedura di confronti multipli del tipo *pairwise*, con l'utilizzo del test post-hoc di Tukey, per la correzione del livello di significatività al quale poter rifiutare l'ipotesi nulla (evitando l'errore di I tipo). Per evitare di perdere potenza del test, che diminuisce all'aumentare del numero di confronti considerati (errore II tipo, errata accettazione ipotesi nulla; Soliani, 2005), l'analisi è stata limitata a tutte le possibili combinazioni di confronto tra trattamenti, ma all'interno del singolo anno (nidificazione per anno dei confronti) evitando i confronti tra trattamenti di anni differenti.

3. RISULTATI

Nella Tabella 2 sono presentati i risultati dell'analisi della varianza per ogni variabile

dipendente di interesse (I_w , I_F , λ_F) e i soli confronti multipli significativi.

In particolare, le interazioni *Anno* x *Trt* sono risultate significative nei soli modelli con variabili di risposta I_F e λ_F , cioè quelle relative alla biomassa fogliare e all'allocazione della crescita alle foglie, ma non quello relativo all' I_w (produttività legnosa). Nella discussione della frazione di varianza spiegata, tutti i risultati sono riportati per i modelli misti come *marginal* (che considera i soli fattori fissi, R^2m) e *conditional proportions* (includendo anche i fattori random, R^2c) della varianza spiegata. Relativamente alla variabile dipendente λ_F si sono ottenuti in particolare un $R^2m = 0,69$ e $R^2c = 0,75$, mentre i valori relativi alle altre variabili sono risultati pari a $R^2m = 0,72$ ed

$R^2c = 0,74$ per il modello con variabile dipendente I_F e $R^2m = 0,55$ $R^2c = 0,56$ per il modello con variabile dipendente I_w .

L'analisi dei valori medi per trattamento e per anno di incremento corrente di biomassa legnosa (I_w ; Figura 2) dimostra una forte variazione interannuale, ma nessun effetto significativo dei trattamenti di fertilizzazione.

Le medie oscillano tra il valore minimo nell'anno 2016 di $1,73 \pm 0,28$ Mg SS ha⁻¹ anno⁻¹ (media tra le tesi, \pm errore standard, SE) e il valore massimo di $6,28 \pm 0,47$ Mg SS ha⁻¹ anno⁻¹ rilevato nel 2018.

Relativamente all'andamento della produzione di biomassa fogliare (I_F ; Figura 3) dalla comparazione *pairwise* risulta una differenza significativa tra il trattamento aereo N30A e

Tabella 2 - Risultati ANOVA e confronti multipli.

| ANOVA | | | | | |
|-------------|-----------------|------------|--------------------|---------|------------------|
| Variabili | Fattori | numDF | denDF | F-value | p-value |
| I_w | <i>Trt</i> | 3 | 8 | 0,71 | 0,574 |
| | <i>Anno</i> | 5 | 40 | 66,87 | <,0001 |
| | <i>Trt:Anno</i> | 15 | 40 | 1,13 | 0,360 |
| I_F | <i>Trt</i> | 3 | 8 | 2,93 | 0,100 |
| | <i>Anno</i> | 4 | 32 | 45,61 | <,0001 |
| | <i>Trt:Anno</i> | 12 | 32 | 2,71 | 0,012 |
| λ_F | <i>Trt</i> | 3 | 8 | 1,67 | 0,251 |
| | <i>Anno</i> | 3 | 24 | 53,95 | <,0001 |
| | <i>Trt:Anno</i> | 9 | 24 | 2,77 | 0,022 |
| CONTRASTI | | | | | |
| Variabili | Anno | Contrasti | Differenza stimata | p-value | p-adjusted tukey |
| λ_F | 2016 | N30A - N0 | 0,28 | 0,0053 | 0,0219 |
| λ_F | 2016 | N30A - N60 | 0,25 | 0,0092 | 0,0372 |
| I_F | 2018 | N30A - N60 | 0,72 | 0,0082 | 0,0333 |
| I_F | 2021 | N30A - N0 | 0,71 | 0,0084 | 0,0342 |

il controllo N0 per l'anno 2021, con una differenza stimata di $0,71 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$, ed una differenza significativa tra N30A e N60 per l'anno 2018, pari a $0,72 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$. I valori medi fra tutti i trattamenti invece ricadono nell'intervallo compreso fra le $2,7 \pm 0,1 \text{ Mg SS ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ nel 2021 e le $3,59 \pm 0,07$ rilevate nel 2017.

Considerando infine l'allocatione della crescita alle foglie (λ_f ; Figura 4), nel primo anno di fertilizzazione (2016) si osserva un precoce e significativo effetto della fertilizzazione aerea (N30A) relativamente tanto al controllo quanto al trattamento N60 (rispettivamente di $+0,28 \pm 0,09$ e $+0,25 \pm 0,05$) ed un'allocatione alla biomassa fogliare di oltre l'80% della produttività netta epigea. Negli anni successivi non si osservano più differenze significative tra le varie tesi di trattamento ed il controllo, an-

che se si osserva un andamento ripetuto all'interno dei vari anni, con un effetto dei trattamenti crescente all'aumentare della dose di N apportata all'ecosistema.

4. DISCUSSIONE

Nonostante le normative europee abbiano notevolmente limitato l'emissione in atmosfera di composti ossidati di N (NO_y), attualmente l'emissione di composti azotati ridotti (NH_x), derivanti da attività agricole e zootecniche intensive, è ancora in costante crescita. Le aree montane prospicienti la Pianura Padana, una delle zone a più alta densità di attività produttive industriali ed agricole italiane, sono pertanto sottoposte ad apporti di N atmosferico tra i maggiori riscontrabili

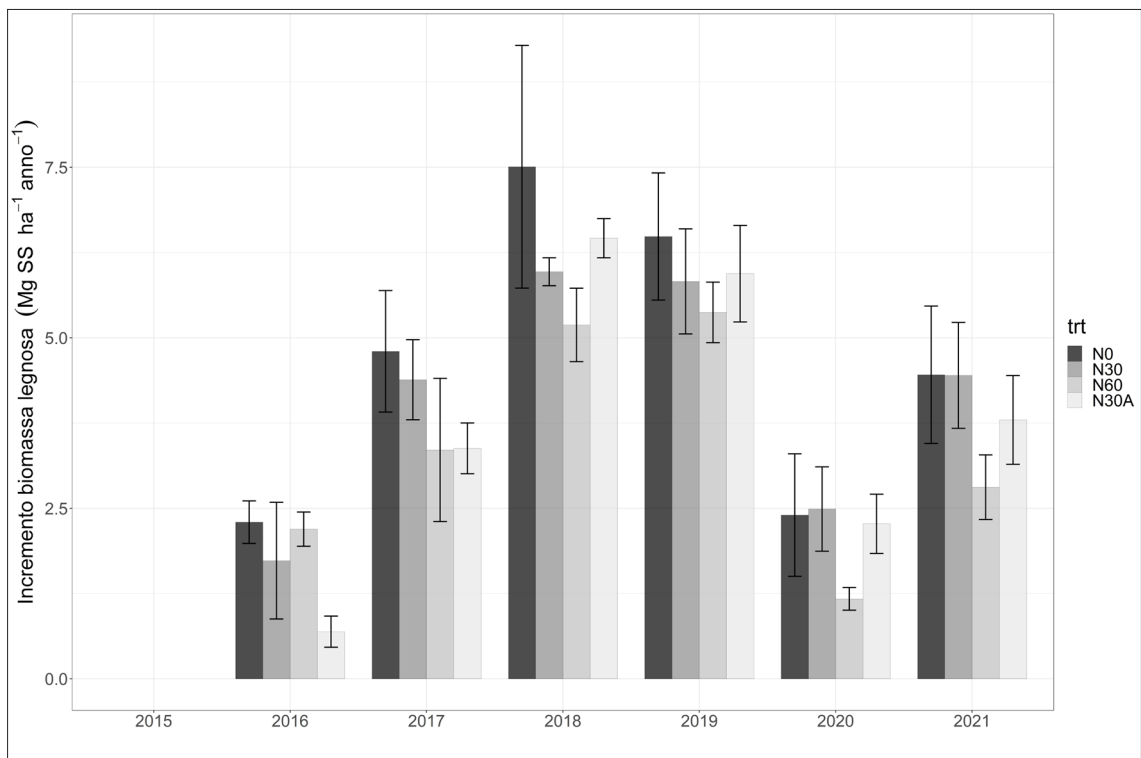


Figura 2 - Variazione dell'incremento di biomassa legnosa nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

nel sud d'Europa (Ochoa-Hueso *et al.*, 2017). Ciò rende possibile nel sito sperimentale di Cansiglio, dove già la deposizione atmosferica di N si avvicina a quello che viene indicato da Etzold (2020) come un carico critico per i soprassuoli di faggio ($30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), poter osservare i probabili impatti futuri di questo tipo di inquinamento con un esperimento di deposizione umida simulata. Rispetto ad altri studi a livello europeo, inoltre il presente lavoro si avvantaggia di un approccio manipolativo: è infatti possibile ridurre, almeno in larga parte, gli effetti contingenti di variabili al contorno, mettendo in evidenza l'impatto dei soli fattori che si vogliono osservare. In aggiunta, questo è uno dei pochi siti sperimentali che simula in modo realistico la deposizione atmosferica di N attraverso una fertilizzazione sopra-chioma, per quan-

to sperimentalmente impegnativa. I risultati ottenuti sembrano mettere in luce che, per questi anni e con queste particolari condizioni climatiche, la forma di applicazione sopra-chioma stimola la produzione di biomassa fogliare ed una diversa ripartizione delle risorse, che si concentrano sulle foglie piuttosto che nella produzione di biomassa legnosa. Ciò deporrebbe a favore dell'idea di un effetto positivo delle N_{dep} sull'assimilazione del C (Magnani *et al.*, 2007; Leonardi *et al.*, 2012). Non sono stati inoltre rilevati effetti fitotossici o depressivi della crescita, anche nel trattamento con la dose più alta (N60) che dovrebbe eccedere di gran lunga il limite oltre il quale secondo precedenti studi si nota una riduzione di incremento corrente del bosco. Anche l'allocation della crescita alle foglie cambia in risposta al solo trattamento aereo, con un

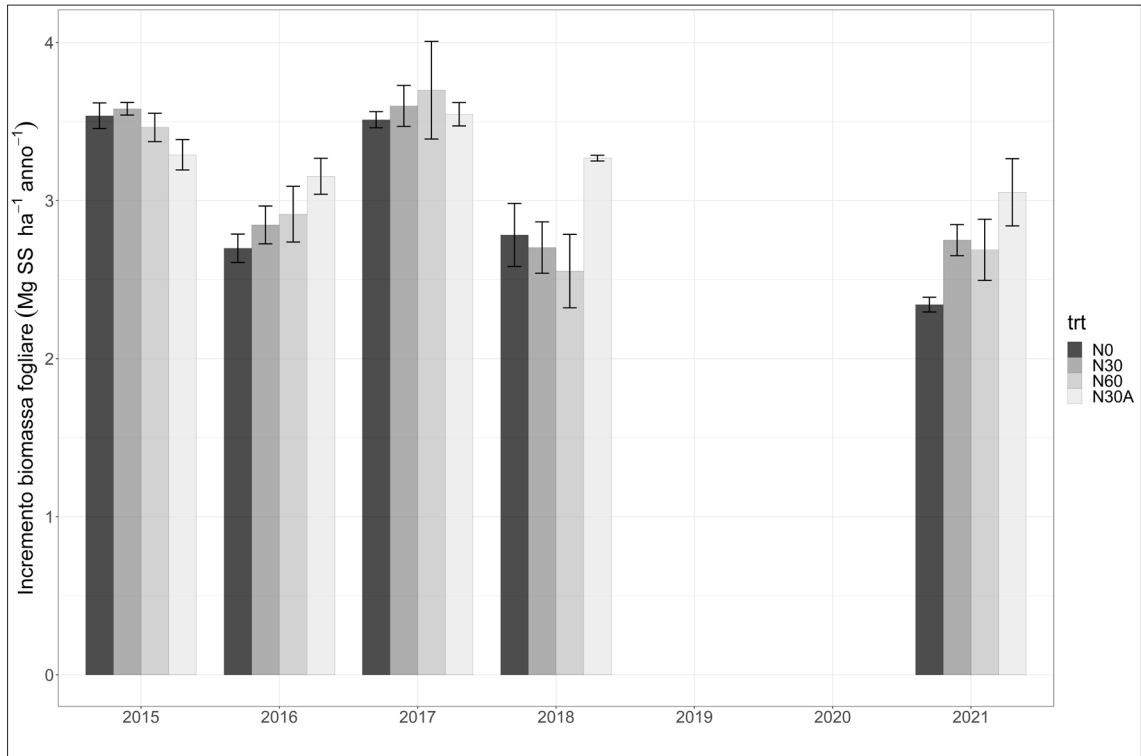


Figura 3 - Variazione dell'incremento di biomassa fogliare nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

maggior investimento di risorse alla chioma che potrebbe portare nel lungo periodo ad un maggiore accrescimento del fusto. Questa preferenziale allocazione delle risorse verso la biomassa fogliare a discapito probabilmente della produzione di radici fini (a causa della minore necessità di esplorare il suolo alla ricerca di N minerale) potrebbe essere premiante per quanto riguarda la competizione, grazie ad una maggiore intercettazione della luce, dovuta all'espansione della chioma. Come mostrato da Liang *et al.* (2020) in una meta-analisi sull'effetto della variazione del tasso fotosintetico in risposta all'aggiunta cronica di alti livelli di N, il parametro che più viene influenzato nella maggioranza dei casi è in effetti rappresentato dalla biomassa fogliare (e dall'indice di area fogliare, LAI, ad essa strettamente correlato), mentre la variazione

della struttura delle foglie stesse (ispessimento) pare essere solo marginale. Nessun effetto significativo della fertilizzazione sul *leaf mass per area* (LMA) o sulle dimensioni delle foglie è stato in effetti osservato nell'esperimento di Consiglio (Teglia *et al.* in corso di stampa).

L'assenza di un effetto dell'N sugli incrementi legnosi merita un'attenta riflessione, come più avanti discusso. Vale però la pena ricordare come nel presente studio gli incrementi siano stati stimati dalla sola crescita diametrica, assumendo un'invarianza nelle relazioni ipso-diametriche. È noto però che una maggiore fertilità stagionale porti tipicamente ad una maggiore crescita in altezza delle piante; nel nostro caso la fertilizzazione potrebbe avere indotto un'alterazione del rapporto tra diametro e altezza, con una minore allocazione alla crescita diametrica a causa della mag-

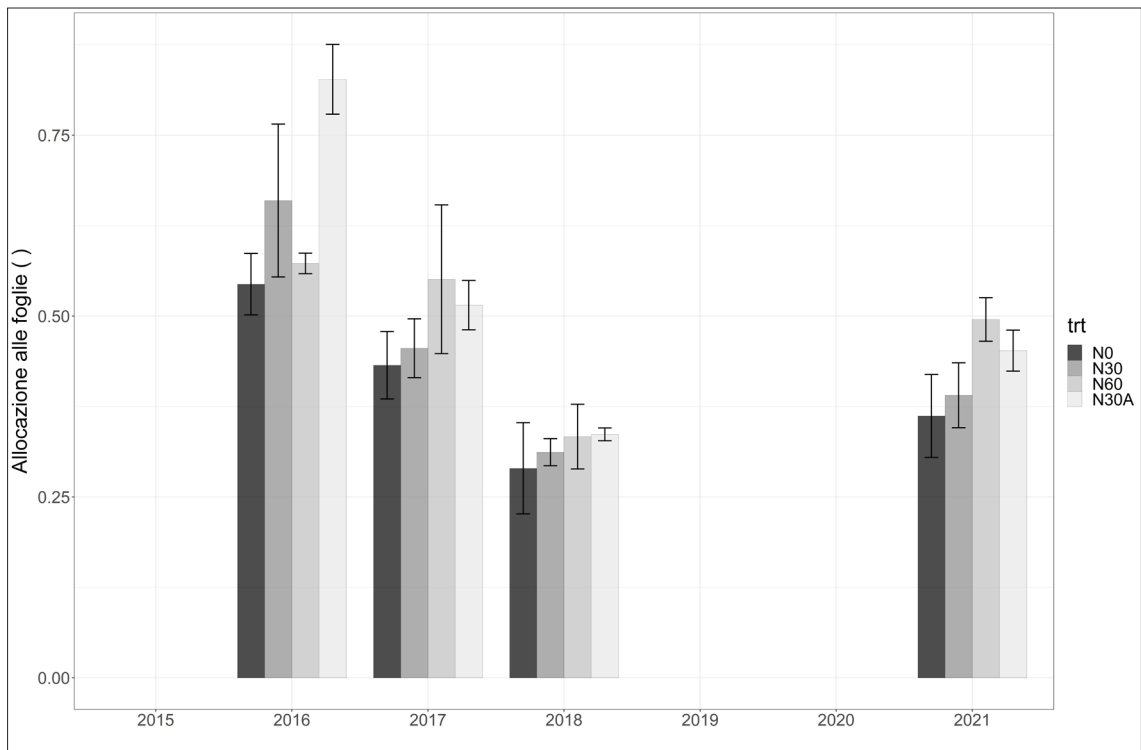


Figura 4 - Variazione nell'allocazione alle foglie nel tempo, per livello di trattamento. Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

giore espansione delle chiome e competizione fra le piante (in assenza di interventi selvicolturali). Questa eventualità merita certamente un supplemento di indagine, che sarà oggetto di futuri studi nel sito di Cansiglio.

Infine, se si confrontano le due forme di applicazione del trattamento, aereo o al suolo, la maggiore efficacia del primo nello stimolare l'incremento della biomassa fogliare potrebbe essere determinata da un assorbimento fogliare diretto, come già osservato in precedenti studi (Nair *et al.*, 2016; Dail *et al.*, 2009) e dalla possibilità di aggirare la competizione dei microrganismi presenti al suolo per la risorsa azoto.

Non può essere neppure escluso che parte dell'azoto somministrato sia ritenuto dalle chiome - rami inclusi (si veda Dail *et al.* 2009) - e/o trasformato dai microrganismi presenti nella fillosfera (Guerrieri *et al.* 2021) per poi essere successivamente rilasciato in maniera graduale attenuando gli effetti di dispersione (percolazione o volatilizzazione) che una fertilizzazione puntuale può comportare.

5. CONCLUSIONI

I risultati sottolineano come l'incremento di biomassa legnosa, al netto di una marcata variabilità interannuale, non sia stato significativamente influenzato dai trattamenti azotati. Se da un lato infatti non si è osservato un effetto positivo, quale si sarebbe potuto attendere da studi passati, prevalentemente su specie di conifere o in contesti agronomici, è anche vero che dopo 7 anni di trattamenti con dosi anche elevate di N è particolarmente interessante non riscontrare nemmeno segni di riduzione nella crescita o di effetti fitotossici a carico delle piante. Infatti, questi sarebbero attesi come conseguenza di una saturazione dell'ecosistema, dovuti principalmente alla possibile lisciviazione di basi e acidificazione

del suolo (Aber *et al.*, 1998). La faggeta eutrofica, forse grazie all'ottima dotazione di sostanza organica nel suolo e alla buona fertilità chimica di partenza, ha dimostrato quindi nel presente studio un'ottima capacità di mitigare e assorbire nel tempo gli effetti della manipolazione sperimentale e, presumibilmente, della deposizione atmosferica di N.

La somministrazione aerea di N del trattamento N30A, d'altra parte, ha avuto effetti significativi sulla componente epigea delle piante di faggio, stimolando la produzione di biomassa fogliare e aumentando l'allocazione alle foglie delle risorse, tanto alla fine (2021) quanto all'inizio (2016) del periodo indagato. Ciò sembrerebbe indicare un importante effetto della fertilizzazione aerea (e quindi della deposizione atmosferica di N) sull'allocazione delle risorse, dirottate verso la chioma a discapito degli organi di sostegno; questo a sua volta potrebbe portare nel medio termine ad un maggior assorbimento di carbonio ed un suo ulteriore reinvestimento nella parte fotosintetizzante. Viene sottolineata quindi l'importanza di indagare nel modo più realistico possibile e con esperimenti di lungo periodo gli effetti della deposizione atmosferica di N sugli ecosistemi forestali, dal momento che gli effetti potrebbero non essere evidenti nel breve termine o con una più tradizionale somministrazione dell'N al suolo.

Occorre infine ricordare che i risultati qui presentati sono riferibili al solo medio periodo (e solo per la frazione epigea qui analizzata) e non è possibile escludere un possibile effetto nel lungo periodo di segno opposto, o una risposta non lineare. Come tutti gli ecosistemi naturali, infatti, la faggeta è un sistema per definizione complesso e con una notevole resistenza e inerzia al cambiamento. Come in tutti i sistemi complessi, d'altra parte, questa omeostasi non è illimitata e il perdurare dell'inquinamento atmosferico potrebbe por-

tare nel tempo a danni rilevanti alle faggette italiane, come già osservato in altre parti d'Europa.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è stato possibile grazie alla preziosa collaborazione degli agenti e degli operai del Reparto dei Carabinieri Biodiversità di Vittorio Veneto, di Belluno e al finanziamento MIUR-PRIN “Global change effects on the productivity and radiative forcing of Italian forests: a novel retrospective, experimental and prognostic analysis”.

RIASSUNTO

La deposizione atmosferica di azoto costituisce una componente importante del cambiamento globale, con effetti potenzialmente rilevanti sullo stato di salute e sulla produttività delle foreste. Al fine di valutarne i potenziali effetti sulla crescita e sulla produzione di biomassa arborea epigea nell'Europa meridionale è stato realizzato un esperimento di manipolazione di lungo termine in una faggeta prealpina (Pian Cansiglio, BL). Sono confrontati 4 trattamenti: (i) controllo, (ii) fertilizzazione moderata al suolo (iii) fertilizzazione alta al suolo (iv) e fertilizzazione moderata direttamente sopra-chioma. I risultati, a 7 anni dall'inizio dell'esperimento, non mostrano nessun effetto nei trattamenti di fertilizzazione al suolo sui parametri considerati, ma effetti positivi sull'allocazione delle risorse alla chioma e sulla produzione di biomassa fogliare per la sola tesi di fertilizzazione aerea, con valori che nel 2021 superavano di 0,72 Mg SS ha⁻¹ quelli osservati nel trattamento di controllo. L'apporto di N dovuto alla deposizione atmosferica non sembra destinato a ridurre nel breve termine la crescita delle faggette prealpine, ma potrebbe alterarne in maniera sostanziale le dinamiche ecologiche.

BIBLIOGRAFIA

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M. *et al.*, 1989 - *Nitrogen saturation in northern forest ecosystems*. *BioScience*, 39 (6): 286-378. <https://doi.org/10.2307/1311067>
- Cecchini G., Andreetta A., Marchetto A., Carnicelli S., 2021 - *Soil solution fluxes and composition trends reveal risks of nitrate leaching from forest soils of Italy*. *CATENA*, 200: 105175. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105175>
- Dail D.B., Hollinger D.Y., Davidson E.A., Fernandez I., Sievering H.C., Scott N.A., Gaige E., 2009 - *Distribution of nitrogen-15 tracers applied to the canopy of a mature spruce-hemlock stand*. *Oecologia*, Howland, Maine, USA, p. 589-599. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1325-x>
- de Vries W., Du E., Bahl K.B., Uebbing L.S., Dentener F., 2017 - *Global-scale impact of human nitrogen fixation on greenhouse gas emissions*. In *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.13>
- de Vries W., Du E., Butterbach-Bahl K., 2014 - *Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9: 90-104. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.001>
- Etzold S., Ferretti M., Reinds G.J., Solberg S., Gessler A., Waldner P., Schaub M., *et al.* 2020 - *Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests*. *Forest Ecology and Management*, 458: 117762. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117762>
- Ferretti M., Marchetto A., Arisci S., Bussotti F., Calderisi M., Carnicelli S., Cecchini G. *et al.*, 2014 - *On the tracks of Nitrogen deposition effects on temperate forests at their southern European range - an observational study from Italy*. *Global Change Biology*, 20 (11): 3423-3438. <https://doi.org/10.1111/gcb.12552>
- Fleischer K., Rebel K.T., Van Der Molen M.K., Erisman J.W., Wassen M.J., Van Loon E.E., Montagnani L. *et al.*, 2013 - *The contribution of nitrogen deposition to the photosynthetic capacity of forests*. *Global Biogeochemical Cycles*, 27 (1): 187-199. <https://doi.org/10.1002/gbc.20026>
- Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J.R., Martinelli L.A. *et al.*, 2008 - *Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions*. *Science*, 320 (5878): 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Gentilella T., Rita A., Brunetti M., Giammarchi F., Leonardi S., Magnani F., Noije T. Van *et al.*, 2018 - *Nitrogen deposition outweighs climatic variability in driving annual growth rate of canopy beech trees:*

- Evidence from long-term growth reconstruction across a geographic gradient.* Global change biology, 24 (7): 2898-2912. <https://doi.org/10.1111/gcb.14142>
- Griscom B.W., Adams J., Ellis P.W., Houghton R.A., Lomax G., Miteva D.A. *et al.*, 2017 - *Natural climate solutions.* Proceedings of the National Academy of Sciences, 114 (44): 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Guerrieri R., Templer P., Magnani F., 2021 - *Canopy Exchange and Modification of Nitrogen Fluxes in Forest Ecosystems.* Current Forestry Reports, 7 (3): 115-137. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00141-y>
- Gundersen P., Emmett B.A., Kjønaas O.J., Koopmans C.J., Tietema A., 1998 - *Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data.* Forest Ecology and Management, 101 (1-3): 37-55. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00124-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00124-2)
- Högberg P., Read D.J., 2006 - *Towards a more plant physiological perspective on soil ecology.* Trends in Ecology & Evolution, 21 (10): 548-554. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.06.004>
- INFC, 2005 - Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali, Ispettorato Generale - Corpo Forestale dello Stato. Consiglio per la Ricerca e Sperimentazione in Agricoltura Unità di ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale (CRA-MPF).
- IUSS Working Group WRB, 2015 - *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.* World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Janssens I.A., Dieleman W., Luysaert S., Subke J.-A., Reichstein M., Ceulemans R., Ciais P. *et al.*, 2010 - *Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition.* Nature Geoscience, 3 (5): 315-322. <https://doi.org/10.1038/ngeo844>
- Law B., 2013 - *Nitrogen deposition and forest carbon.* Nature, 496 (7445): 307-308. <https://doi.org/10.1038/496307a>
- Leonardi S., Gentilesca T., Guerrieri R., Ripullone F., Magnani F., Mencuccini M., Noije T.V., Borghetti M., 2012 - *Assessing the effects of nitrogen deposition and climate on carbon isotope discrimination and intrinsic water-use efficiency of angiosperm and conifer trees under rising CO₂ conditions.* Global Change Biology, 18 (9): 2925-2944. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02757.x>
- Liang X., Zhang T., Lu X., Ellsworth D.S., BassiriRad H., You C., Wang D. *et al.*, 2020 - *Global response patterns of plant photosynthesis to nitrogen addition: A meta-analysis.* Global Change Biology, 26 (6): 3585-3600. <https://doi.org/10.1111/gcb.15071>
- Magnani F., Mencuccini M., Borghetti M., Berbigier P., Berninger F., Delzon S., Grelle A. *et al.*, 2007 - *The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests.* Nature, 447 (7146): 848-850. <https://doi.org/10.1038/nature05847>
- Marchetto A., Arisci S., Tartari G., Balestrini R., Tait D., 2014 - *Current state and temporal evolution of the chemical composition of atmospheric depositions in forest areas of the CONECOFOR network.* Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale, 11 (2): 72-85. <https://doi.org/10.3832/efor1003-011>
- Nair R.K.F., Perks M.P., Weatherall A., Baggs E.M., Mencuccini M., 2016 - *Does canopy nitrogen uptake enhance carbon sequestration by trees?* Global Change Biology, 22 (2): 875-888. <https://doi.org/10.1111/gcb.13096>
- Ochoa-Hueso R., Munzi S., Alonso R., Arróniz-Crespo M., Avila A., Bermejo, V. *et al.*, 2017 - *Ecological impacts of atmospheric pollution and interactions with climate change in terrestrial ecosystems of the Mediterranean Basin: Current research and future directions.* Environmental pollution, 227: 194-206. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.062>
- R Core Team, 2021 - *R: A Language and Environment for Statistical Computing.* <https://www.r-project.org/>
- Richards F.J., 1959 - *A flexible growth function for empirical use.* Journal of Experimental Botany, 10 (2): 290-301. <https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290>
- Soliani L., 2005 - *Manuale di Statistica per la Ricerca e la Professione.* Published on the URL: <http://www.dsa.unipr.it/soliani/soliani.html>
- Sparks J.P., 2009 - *Ecological ramifications of the direct foliar uptake of nitrogen.* Oecologia, 159 (1): 1-13. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1188-6>
- Tabacchi G., Di Cosmo L., Gasparini P., Morelli S., 2011 - *Stima del volume e della fitomassa delle principali specie forestali italiane. Equazioni di previsione, tavole del volume e tavole della fitomassa arborea epigea.* Consiglio per la Ricerca e la sperimentazione in Agricoltura, Unità di Ricerca per il Monitoraggio e la Pianificazione Forestale. Trento.
- Templer P.H., Pinder R.W., Goodale C.L., 2012 - *Effects of nitrogen deposition on greenhouse-gas fluxes for forests and grasslands of North America.* Frontiers in Ecology and the Environment, 10 (10): 547-553. <https://doi.org/10.1890/120055>