



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO PER LA INNOVAZIONE NEI SISTEMI BIOLOGICI,
AGROALIMENTARI E FORESTALI (DIBAF)

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA in ECOLOGIA FORESTALE - XXVI ciclo

**Short rotation coppice di pioppo da biomassa per la
produzione di energia: bilancio dei gas serra del cambio
di uso del suolo. Un caso di studio in Italia Centrale**

Settore scientifico-disciplinare: AGR/05

Tesi di dottorato di: Dott. Simone Sabbatini

Firma:

Coordinatore: Prof. Paolo De Angelis

Firma:

Tutor: Ph.D. Dario Papale

Firma:

24 Giugno 2014

Università degli Studi della Tuscia
Dipartimento per la innovazione nei sistemi biologici, agroalimentari e forestali (DIBAF)
Via S. Camillo de Lellis, snc 01100 Viterbo

Corso di Dottorato di Ricerca in Ecologia Forestale
Coordinatore: Prof. Paolo De Angelis

Tesi di Dottorato di Ricerca in Ecologia Forestale (XXVI ciclo)
di: Simone Sabbatini

Giugno 2014

Indice

INTRODUZIONE	5
MATERIALI E METODI	11
2.1. Descrizione dei siti	11
2.2. Operazioni colturali.....	12
2.3. Strumentazione impiegata	13
2.4. Bilancio di GHG	15
2.5. Misure eddy covariance	16
2.5.1. Teoria di base	16
2.5.2. Caratteristiche di acquisizione	20
2.5.3. Calcolo dei flussi	21
2.5.4. Bilancio energetico.....	23
2.6. Analisi al suolo	23
2.6.1. Caratteristiche suolo e perdita di SOC	23
2.6.2. Flussi di gas non-CO ₂ da e verso il suolo	25
2.6.3. Respirazione del suolo.....	27
2.7. Emissioni dalle operazioni colturali.....	28
2.8. Emissioni dal bestiame per il sito REF	31
2.9. Dati ancillari.....	32
2.9.1. Biomassa epigea in Y_SRC.....	32
2.9.2. Rilevamento della lettiera in Y_SRC e del suo contenuto di C.....	33
2.9.3. Rilevamento dell'indice di area fogliare (LAI) in Y_SRC	34
2.9.4. Rilevamento dell'altezza della canopy in Y_SRC	34
2.10. Foregone sequestration	34
2.11. Carbon offset.....	35
2.12. Confronto tra bilanci.....	35
RISULTATI	37
3.1. Flussi biogenici di CO₂	37
3.1.2. Footprint Eddy Covariance	37
3.1.3. Copertura dati	39
3.1.4. Flussi di Carbonio ed energia	39
3.1.5. Chiusura del bilancio energetico.....	40
3.2. Flussi cumulati	44
3.3. NEE nel bilancio di gas serra.....	46
3.4. Caratterizzazione suolo.....	47

3.5.	Altre caratteristiche suolo.....	50
3.6.	Flussi biogenici non-CO ₂ dal suolo.....	50
3.7.	Analisi di laboratorio.....	52
3.8.	Flussi non-CO ₂ nel bilancio di gas serra.....	54
3.9.	Respirazione del suolo (CO ₂).....	55
3.10.	Operazioni colturali.....	57
3.11.	Operazioni colturali nel bilancio di gas serra	60
3.12.	Emissioni dal bestiame in REF	61
3.13.	Emissioni dal bestiame nel bilancio di gas serra: il bilancio definitivo per REF	61
3.14.	<i>Foregone sequestration</i> e cambio di SOC.....	62
3.15.	<i>Foregone</i> e SOC nel bilancio di gas serra (Y_SRC)	64
3.16.	<i>Carbon offset</i>	65
3.17.	<i>Carbon offset</i> nel bilancio di gas serra Y_SRC: il bilancio definitivo per Y_SRC.....	66
3.18.	Confronto tra i bilanci.....	67
3.19.	Effetti del drought: confronto con pioppeto più vecchio.....	67
DISCUSSIONE		77
4.1.	Net ecosystem exchange	77
4.2.	Farming operations	77
4.3.	Flussi di gas non-CO ₂	77
4.4.	Respirazione del suolo e irrigazione.....	79
4.5.	Altre caratteristiche del suolo.....	80
4.6.	Effetti del drought	80
4.7.	Operazioni colturali.....	83
4.8.	Emissioni dal bestiame	84
4.9.	<i>Foregone sequestration</i> e SOC	85
4.10.	<i>Carbon offset</i>	87
4.11.	Confronto tra i bilanci di REF e Y_SRC.....	89
CONCLUSIONI.....		91
RINGRAZIAMENTI		94
BIBLIOGRAFIA		95

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni il concetto di riscaldamento globale ha smesso di essere confinato all'ambito scientifico per approdare tramite i *mass media* presso l'opinione pubblica mondiale. Se da una parte questo fatto può aver comportato una semplificazione delle problematiche a livello divulgativo, d'altro canto la presa di consapevolezza circa le conseguenze dei cambiamenti climatici nella vita di tutti i giorni può costituire un'importante spinta alla riduzione delle emissioni di gas serra sia presso i singoli che a livello istituzionale e politico. (Leiserowitz, 2007), in un report sullo sviluppo per l'UNDP (United Nations Development Programme), elenca vari ambiti di pertinenza dei cambiamenti climatici e ne analizza la percezione presso l'opinione pubblica mondiale: economia, salute, ambiente, biodiversità, accesso alle risorse idriche. La scommessa a livello politico si gioca quindi nel trovare il giusto bilancio tra lo sviluppo economico e la protezione dell'ambiente, riconoscendo in entrambe un aspetto di benessere pubblico (Lorenzoni & Pidgeon, 2006).

Nell'Unione Europea la legislazione sul contrasto al riscaldamento globale è basata principalmente su trattati internazionali (come il protocollo di Kyoto, negoziato nel 1997 ed entrato in vigore nel 2005), trasmessi agli Stati membri attraverso il cosiddetto *Climate Change and Energy Package* della Commissione, che comprende sei direttive strettamente collegate tra loro: 1. RES (Renewable Energy Directive), revisione delle regole per la promozione dell'utilizzo di energia da fonti rinnovabili; 2. ETS (Emissions Trading Scheme Directive), modifiche al sistema UE di commercio delle emissioni; 3. Effort Sharing, con suddivisione degli oneri per i settori non inclusi in ETS; 4. nuovo regolamento delle emissioni per i veicoli leggeri; 5. FQD (Fuel Quality Directive), definizione di nuovi standards qualitativi dei carburanti in termini ambientali; 6. CCS (Carbon Capture and Storage), regolamento per la cattura e il sequestro geologico della CO₂. La RES (2009/28/CE, (European Commision, 2009) è particolarmente importante in quanto avrà un peso nello stile di vita delle popolazioni europee dei decenni a venire. Essa è stata recepita in Italia dal decreto legislativo 3 marzo 2011, n.28. Già dal 2007, però, una "Road Map" europea per le energie rinnovabili è stata tracciata (European Commission, 2007): il passaggio ad energie rinnovabili è infatti una delle principali strategie concepite per ridurre le emissioni di gas serra e di conseguenza il riscaldamento globale. In questo

contesto il più importante target fissato a livello Europeo e derivante dagli impegni di Kyoto è la riduzione delle emissioni di gas serra al 2020 ad un livello del 20% inferiore a quello dell'anno base scelto, cioè il 1990 (European Commission, 2008). Il graduale passaggio alle energie rinnovabili si produrrà principalmente tramite un aumento delle energie rinnovabili impiegate per la produzione di energia elettrica, con un target di *share* fissato al 20% per il 2020. Per i target fissati spesso tale regolamentazione viene indicata con lo slogan 20-20-20. A livello nazionale la stessa Commissione Europea ha stabilito la modulazione (“*burden sharing*”) dello share delle rinnovabili nel mix di energia elettrica consumata da ogni singolo Stato Membro sulla base del suo benessere al momento dell'accordo: per l'Italia è prevista una quota di energia elettrica al consumatore prodotta da fonti rinnovabili del 17% nel 2020. La stessa Direttiva stabilisce per ogni Stato una “traiettoria indicativa” di percentuale di energie rinnovabili basata su 4 periodi intermedi di 2 anni dal 2011.

In questo quadro normativo, le coltivazioni dedicate alla produzione di biomassa per energia (*energy crops* – legnosi o erbacei) ricoprono un ruolo molto importante sia per le potenzialità di risparmio di emissioni che vengono loro attribuite, sia per le conseguenze che la loro diffusione può comportare in termini di uso del suolo. I vantaggi attesi infatti riguardano l'assorbimento di CO₂ dall'atmosfera – in alcuni casi a ritmi più elevati rispetto all'agricoltura tradizionale – e la riduzione delle emissioni dovuta alla sostituzione dell'uso di materie fossili per la produzione di energia. Tuttavia esistono anche degli aspetti negativi, quali la necessità di sottrarre terra ad altri usi per la loro coltivazione, e quindi l'inevitabile cambio di uso del suolo, i costi anche in termini emissivi della gestione, per non parlare dei costi indiretti, quali la competizione con le coltivazioni da nutrimento (sia in termini di terra coltivabile che, laddove la materia prima sia una specie commestibile, di prezzo). In particolar modo il cambio di uso del suolo (LUC, dall'inglese *Land Use Change*) comporta la sostituzione di un sistema (agricolo, pastorale, forestale, *set-aside*) dotato di input e output in termini energetici con un altro dotato di altri input e output: a seconda quindi di quale uso viene sostituito da quale altro, si possono avere vantaggi e svantaggi. Vantaggi e svantaggi che poi possono essere anche fortemente sito-dipendenti: il clima, il tipo di suolo, l'uso “storico” del suolo, il tipo di gestione colturale, e le loro rispettive interazioni sono tutti fattori che introducono variabilità nell'analisi dell'impatto dei cambiamenti di uso del suolo a fini energetici. Anche per questo motivo è importante incrementare il numero di studi in questo senso, al fine di coprire una casistica più ampia possibile e ridurre le incertezze legate alle stime su scala locale, nazionale e globale.

In generale, i prodotti principali che è possibile ottenere dagli *energy crops* coprono un ampio ventaglio di possibilità, che dipende sia dalle specie utilizzate sia dalle tecnologie impiegate in fase di trasformazione del prodotto in energia. Brevemente si possono distinguere tre gruppi: 1. Biomassa solida, tipo cippato (dall'inglese *chip*, scaglia di legno) e pellet (dall'inglese *pellet*, pallina); 2. Biomassa liquida, ovvero biodiesel; 3. Metano (tramite gasificazione). Tutte sono considerate energie rinnovabili in quanto ottenute da biomassa cresciuta nel giro di pochi anni, a differenza delle energie fossili, che reimmettono nell'atmosfera quantitativi di C accumulati sottoterra tramite carbogenesi nel corso di milioni di anni. Le specie più comuni impiegate nella produzione di energia rinnovabile sono ascrivibili sia a piante legnose, quali salice (*Salix spp*) e pioppo (*Populus spp*), sia erbacee, quali *Miscanthus spp* e Panico verga (*Panicum virgatum L.*, conosciuto in lingua anglosassone come *Switchgrass*). Le legnose vengono impiegate in arboricoltura a turno breve, che si distingue in *short rotation forestry* (SRF) e *short rotation coppice* (SRC) a seconda che il turno duri, rispettivamente, più o meno di 8 anni. Mentre la SRF è diffusa, oltre che per energia, anche per la produzione di legname da opera, la SRC sta divenendo una coltivazione alquanto comune in tutta Europa e negli Stati Uniti, in quanto permette la produzione di materia prima in tempi brevi, e consente all'agricoltore di avere un fatturato ad intervalli di tempo più ravvicinati rispetto a tecniche selvicolturali tradizionali. Anche le politiche ambientali ed energetiche più recenti hanno incentivato tali pratiche tramite appositi fondi, nell'ottica di contrastare il *global warming* ed adempiere agli obblighi internazionali.

Per poter essere efficienti, però, le specie impiegate in questo tipo di coltivazioni a turno breve devono chiaramente essere selezionate tra quelle a più rapido accrescimento, come nei succitati generi *Populus* e *Salix*. In ambito biotecnologico, poi, tali specie sono studiate da decenni, e miglioramenti genetici sono stati apportati nell'ottica di generare cloni più produttivi, resistenti alle malattie, al vento, a determinate condizioni climatiche, in grado di allocare meglio la biomassa, di produrre legname con una maggiore densità energetica, e via discorrendo, riducendo così perdite e fallimenti, ed aumentando in definitiva l'efficienza degli investimenti in SRC sia in termini economici che ambientali.

In particolare siamo interessati al genere *Populus*. In tutto il mondo sono stati sviluppati innumerevoli cloni, ed altri ne continuano a nascere. In Italia i cloni più diffusi derivano da *P. deltoides* e *P. nigra*. I vantaggi attribuiti alla specie sono legati alla sua rapidità di crescita, che come detto ne fanno una specie particolarmente adatta alla coltivazione

tramite SRC; alla facilità di propagazione tramite talea, che riducendo la mortalità al primo anno riduce i costi e facilita il successo dell'impianto; all'alta capacità pollonifera, che permette di poter ceduare più frequentemente e garantisce quindi un fatturato frequente per l'azienda nel sistema SRC; all'elevata produttività. Tutte queste caratteristiche sono state incrementate tramite la selezione genetica dei cloni, con cui si è andati anche ad incrementare il potere calorifico del legno (Tabella 1); ampliare l'adattabilità della specie a climi e suoli altrimenti inadatti (vedi a proposito la Tesi di Dottorato del collega (Ludovisi, 2014)); aumentare la resistenza alle malattie più comuni. Non mancano però delle caratteristiche negative: la specie non ha un alto potere calorifico, se confrontata con altre usate per ricavarne legna da ardere (Tabella 1, adattata da (Sannigrahi, Ragauskas, & Tuskan, 2010)); necessita di molta acqua per mantenere elevati livelli di produttività; da un punto di vista economico, il mercato della biomassa solida ottenibile tramite SRC di pioppo (pellet, cippato) è soggetto a frequenti oscillazioni di valore, per cui è difficile fare previsioni anche di medio termine sulla domanda del prodotto e sul fatturato ricavabile, specialmente in un'ottica di filiera corta quale è tipicamente quella auspicabile per questi sistemi ((Dubuisson & Sintzoff, 1998); (El Kasmoui & Ceulemans, 2012)).

Tabella 1 – Potere calorifico di alcune specie vegetali da biomassa. Adattata da (Sannigrahi, Ragauskas, & Tuskan, 2010)

Specie	Potere calorifico (MJ kg⁻¹)
P. deltoides	16.26
Douglasia	20.37
Switchgrass	18.64
<i>Pioppo ibrido</i>	<i>19.38</i>

Lo stato dell'arte contempla svariate ricerche effettuate con approcci anche molto diversi tra loro, e con risultati talvolta contrastanti. Alcuni autori si sono infatti focalizzati più sulla catena di produzione che sull'analisi dell'ecosistema (Abbasi & Abbasi, 2010); (Rafaschieri, Rapaccini, & Manfrida, 1999). Altri si sono concentrati maggiormente sull'analisi di un singolo sistema (Manzone, Airolidi, & Balsari, 2009), mentre alcuni viceversa hanno prodotto confronti tra un sistema di rinnovabili da biomassa con altri

sistemi, sia di tipo rinnovabile (Nassi O Di Nasso, Guidi, Ragaglini, Tozzini, & Bonari, 2010); (Dubuisson & Sintzoff, 1998); (Roedl, 2010), sia di tipo fossile (Cherubini et al., 2009); (Letten, Muys, Ceulemans, & Moons, 2003); (Börjesson, 1996), sia dal punto di vista del LUC (Heller, Keoleian, & Volk, 2003); (Rowe, Street, & Taylor, 2009); (Djomo et al., 2013). Per alcuni autori l'aspetto energetico è stato rilevante (Gasol et al., 2009; Nonhebel, 2002), per altri lo è stato il bilancio di gas serra (GHG, dall'inglese *green-house gas*) e le conseguenze sull'ambiente (Styles & Jones, 2007), anche se con diverse sfumature e a diversi livelli di allargamento della prospettiva: dal semplice bilancio di C (Matthews, 2001) al complesso di emissioni di GHG (Heller et al., 2003), alle implicazioni dell'acidificazione del suolo ed eutrofizzazione delle acque (Roedl, 2010). Alcuni infine hanno focalizzato la loro attenzione anche sugli aspetti economici (Manzone et al., 2009). Tra le tecniche usate, le più diffuse sono la cosiddetta analisi energetica (EA, dall'inglese *energy analysis*) (Nassi O Di Nasso et al., 2010) e la valutazione del ciclo di vita (LCA, dall'inglese *life cycle assessment*) (Cherubini et al., 2009), laddove alcuni autori hanno combinato una di queste due tecniche con un'analisi di stampo economico (Styles & Jones, 2008). Pochi autori hanno combinato un'analisi di tipo modellistico (LCA) con analisi di campo come l'eddy covariance (EC) (Djomo et al., 2013). A livello geografico, la maggior parte degli studi citati è concentrata in Nord Europa o negli Stati Uniti (US), mentre ridotto è il numero di studi in climi mediterranei, come (Gasol et al., 2009). L'estrema variabilità dei risultati è quindi dovuta in primo luogo ai numerosi tipi di analisi effettuate, e, anche nell'ambito delle stesse tipologie, all'inclusione di diverse variabili considerate nell'analisi del sistema. In secondo luogo, sono le caratteristiche biologiche, ecologiche e gestionali dei sistemi a biomassa a determinare risultati diversi tra loro. Infine, la risposta dipende anche da quali parametri si prendono a riferimento per la valutazione della sostenibilità e dei vantaggi portati all'ambiente dalle coltivazioni da biomassa per energia. Così, se per alcuni i benefici ambientali di tali coltivazioni sono indubbi, come per esempio i già citati (Cherubini et al., 2009; Nassi O Di Nasso et al., 2010), ed il loro grado dipende dal precedente uso del suolo (Heller et al., 2003; Rowe et al., 2009), o dall'intensità di coltivazione (Nonhebel, 2002), per altri la situazione è meno rosea, e i benefici sono pochi e rari (Abbasi & Abbasi, 2010). Un certo grado di concordia c'è nell'asserire che le fertilizzazioni e le tecniche di conversione dell'energia sono i driver principali nel determinare la sostenibilità di questi sistemi e la loro efficienza in termini energetici (Dubuisson & Sintzoff, 1998); (Goglio & Owende, 2009). Tra i vari sistemi di produzione di biomassa per energia, le SRC di pioppo sono risultate in molti degli studi citati quelle

con la migliore efficienza energetica (Börjesson, 1996); (Gasol et al., 2009). Infine si segnala come, tra i vari parametri usati, spesso un minore livello di emissioni dai sistemi rinnovabili sia riscontrabile considerando i GHG su unità di energia prodotta invece che su ettaro di terra coltivata (Lettens et al., 2003); (Cherubini et al., 2009). Quest'ultimo fa tuttavia notare come la disponibilità di terra da dedicare a questi sistemi sia spesso il fattore limitante, e suggerisce quindi di considerare le emissioni ad ettaro come parametro più appropriato.

Un insieme di studi più completo per pratiche colturali, specie, finalità e condizioni climatiche è quindi raccomandato per ridurre l'incertezza di tale tipo di studi, e raggiungere un adeguato livello di conoscenza. Valutare il potenziale di sequestro di C delle SRC, infatti, costituisce un importante supporto al decisore politico nei settori economico e ambientale a diverse scale geografiche.

Il presente lavoro si è concentrato sulla valutazione della sostenibilità di un LUC da una coltivazione di tipo agricolo tipica per la zona di Viterbo a una SRC di pioppo da biomassa sulla base degli scambi di gas serra (GHG) tra gli ecosistemi e l'atmosfera avvenuti in un periodo corrispondente ad un ciclo colturale, cioè 24 mesi. Si sono confrontati i bilanci di gas serra della SRC e del sito agricolo di riferimento relativi alle componenti biotiche e a quelle abiotiche implicate nella coltivazione, includendo nel bilancio della SRC anche l'*offset* dovuto alla sostituzione di fonti fossili e gli scambi (emissioni e assorbimenti) evitati per la sostituzione del sistema agricolo. L'obiettivo è stato quello di valutare l'impatto di un LUC comune nell'area sul bilancio di gas serra, e quindi esprimere l'effetto potenziale sul riscaldamento globale di una coltivazione da biomassa (rinnovabile). L'innovazione del presente studio risiede quindi nell'analisi di un bilancio di GHG di un pioppeto da biomassa allargato all'effetto del LUC e al confronto con una fonte fossile, e nella combinazione di modelli di tipo LCA con misure di campo quali EC e camerette manuali (v. materiali e metodi)

MATERIALI E METODI

2.1. Descrizione dei siti

Nell'estate del 2011 tre ecosistemi sono stati scelti per l'allestimento di un esperimento volto alla valutazione dell'impatto del cambio di uso del suolo tramite bilancio di flussi di gas serra. Tutti e tre i siti si trovavano a poche decine di metri uno dall'altro, all'interno dell'azienda agricola privata "Gisella ed Elena Ascenzi S.A.A.S.", nelle vicinanze della città di Viterbo, in località Castel d'Asso (coordinate: 42°22' N, 12°01' E). Il clima dell'area è Mediterraneo, con aridità estiva nei mesi di luglio-agosto, precipitazioni annuali medie di 766 mm e temperatura media di 13.76°C (Blasi, 1993).

Lo schema sperimentale utilizzato è del tipo definito *comparative mensurative* secondo (Hulbert, 1984). I tre ecosistemi erano due *short rotation coppices* (SRC) di pioppo per la produzione di biomassa e un sistema agricolo di riferimento. L'agricolo corrispondeva all'uso del suolo presente al momento dell'impianto dei due pioppeti, e rappresentava quindi la situazione antecedente. I due pioppeti si diversificavano invece per l'età, essendo stati impiantati a distanza di 3 anni uno dall'altro. Dato che i tre siti erano adiacenti uno all'altro e sullo stesso tipo di suolo, gli effetti del LUC sono stati valutati secondo un approccio sincronico (cronosequenza) in cui la variabile spaziale viene introdotta in sostituzione della variabile temporale (*space-for-time substitution*), analogamente a quanto fatto da (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011). Il pioppeto di impianto più recente (2010; Y_SRC) era interamente formato da clone AF2 (*Populus x canadensis*), mentre il più vecchio (2007; O_SRC) era composto da AF2 per il 41.6%, Sirio (*Populus deltoides x Populus x canadensis*) per il 20.8% e Monviso (*Populus x generosa X Populus nigra*) per il restante 37.6% (percentuali calcolate sul numero di piante). Tutti e tre i cloni sono stati selezionati da Alasia Franco vivai di Savigliano (CN). Il turno per entrambi era di 2 anni. Y_SRC occupava un'area di 6.5 ha, O_SRC di 11 ha. Il sito agricolo di riferimento per la presente tesi (REF) era una rotazione tra trifoglio per pascolo (*Trifolium incarnatum L.*) e grano tenero (*Triticum aestivum L. emend. Fiori et Paol*) esteso per 9 ha. La densità di impianto di entrambi i pioppeti era di circa 5300 piante/ha (sesto di impianto 2.5 m x 0.75 m). Il primo taglio è avvenuto a gennaio 2009 per O_SRC e a gennaio 2012 per Y_SRC.

2.2. Operazioni colturali

La descrizione delle operazioni colturali, oltre a servire ad una dettagliata caratterizzazione dei siti, è anche propedeutica al calcolo delle emissioni ad esse attribuibili. Entrambe le SRCs erano irrigate nei periodi di aridità estiva tramite un sistema di tubi installato nel suolo a 35 cm di profondità su inter-file alternate. La quantità d'acqua somministrata assomava a circa 210 mm nel 2012 e 80 mm nel 2013 per ognuna delle due SRCs. Ciò è avvenuto ogni 5 giorni nei mesi di luglio e agosto 2012, per un totale di 13 eventi, e una volta alla settimana negli stessi mesi per un totale di 9 occasioni. Mentre nel 2012 nessun fertilizzante è stato somministrato ai due pioppeti, 40 kg ha⁻¹ di urea disciolti nell'acqua dell'irrigazione sono stati somministrati in un unico momento nell'estate del 2013. Nel mese di maggio 2012 è stato inoltre distribuito dell'insetticida del tipo DECIS contro un attacco di Crisomela (*Chrysomela populi* L.) Per quanto riguarda il sito agricolo REF, un'erpatura profonda 15 cm è stata praticata a settembre 2011 per permettere la semina del trifoglio. Nessun altro intervento degno di nota è stato svolto fino a fine aprile 2012, quando in seguito ad un periodo di aridità metà campo è stata convertita a sorgo da pascolo (*Sorghum vulgare* Pers.). Trifoglio e sorgo erano sottoposti periodicamente a pascolo da parte di un gregge di pecore: l'erba era infatti stata venduta in piedi ad un pastore che portava il bestiame a pascolare all'occorrenza. Per le tempistiche e le dimensioni del gregge v. Tabella 2. Il sorgo è stato concimato a fine aprile e fine maggio con 150 kg ha⁻¹ di nitrato di ammonio. Mentre tutta la biomassa epigea del sorgo è stata asportata dalle pecore, alla fine del ciclo vegetativo il trifoglio è stato sfalcato. Alla fine di ottobre 2012 tutto il campo è stato arato a 40 cm di profondità, e a seguire il grano è stato seminato. A fine gennaio 2013 200 kg ha⁻¹ di nitrato di ammonio sono stati distribuiti al grano. In aprile 2013 il grano è stato sottoposto a diserbo con 1 l ha⁻¹ di Buctril. All'inizio di luglio 2013 il grano ormai giunto a maturazione è stato raccolto tramite sfalcio. Nessun'altra operazione è stata svolta fino alla fine di agosto. Le irrigazioni hanno riguardato il sorgo in diverse occasioni durante l'estate 2012 tramite un irrigatore a pioggia per un totale di 275 mm di acqua, mentre il grano non ha avuto bisogno di nessun approvvigionamento di acqua aggiuntivo alle precipitazioni.

Tabella 2 – periodi di pascolo e dimensioni del gregge

Mesi	#_giorni	#_pecore
<i>Dic 2011</i>	10	800
<i>Gen 2012</i>	7	400
<i>Giu 2012</i>	2	580
<i>Ago 2012</i>	1	580
<i>Set 2012</i>	2	580
<i>Ott 2012</i>	5	400

2.3.Strumentazione impiegata

La strumentazione montata nei tre siti consisteva di un sistema Eddy Covariance per la stima dei flussi di CO₂ ed energia, corredata da strumentazione per il rilevamento di diverse variabili meteorologiche relative alle caratteristiche dell'aria e del suolo. In particolare, un anemometro ultrasonico tridimensionale è stato montato in ognuno dei tre ecosistemi (O_SRC: R3, Gill Instruments, Lymington, UK; Y_SRC: CSAT3, Campbell Scientific, Logan, UT, USA; REF: USA-1, Metek GmbH, Elmshorn, DE) in combinazione ad un analizzatore di gas a raggi infrarossi del tipo open-path (LI-7500 per le due SRCs, e LI-7500A per REF, LI-COR, Lincoln, NE, USA). Questi strumenti hanno acquisito dati di velocità e direzione del vento, temperatura sonica, concentrazione di CO₂ e H₂O ad alta frequenza (20 Hz le SRCs, 10 Hz REF), dati che sono stati registrati tramite PC industriale (Fabiotech corp, Taipei, TW) in O_SRC e REF, e tramite datalogger CR 3000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA) in Y_SRC. Altra sensoristica è stata montata in supporto a quella descritta. Nel dettaglio, in O_SRC: temperatura dell'aria (Ta) e umidità relativa (RH) misurate al di sopra delle chiome tramite termoigrometro (MP-100, Rotronic AG, Bassersdorf, CH); radiazione netta (Rn) misurata con un radiometro netto (Rebs Q7, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) sopra le chiome; le quattro componenti *incoming* e *outgoing*, entrambe *long-wave* e *short-wave* (SWin, SWout, LWin, LWout, dall'inglese: *short wave incoming*, *short wave outgoing*, *long wave incoming*, *long wave outgoing*, tramite CNR4, Kipp & Zonen, Delft, NL); radiazione fotosinteticamente attiva (PAR, dall'inglese *photosynthetically active radiation*) tramite quantum sensor (SKP 215, Skye Instruments, Liandrindod Wells, Powys, England). Nel suolo sono stati scavati due profili: uno sull'inter-filare irrigato (IRR) uno su quello non irrigato (NIR). In ogni profilo sono stati installati 6 sensori di temperatura (Ts) del tipo T107 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA) e 6 di umidità del suolo (SWC) del tipo CS616 (Campbell Scientific, Logan, UT,

USA) a profondità di -0.05m, -0.15m -0.35m; sul profilo irrigato ne è stato aggiunto uno per tipo a -1m. Inoltre è stata installata una piastra di flusso di calore (G) HFT3 (REBS Inc., Seattle, WA, USA) a -0.05m in ogni profilo. Tutti i dati meteo sono stati raccolti ogni 10 secondi e mediati ogni mezz'ora tramite un datalogger CR-10X (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). In Y_SRC: temperatura dell'aria (Ta) e umidità relativa (RH) misurate al di sopra delle chiome tramite termoigrometro (MP-100, Rotronic AG, Bassersdorf, CH); radiazione netta (Rn) misurata con un radiometro netto (Rebs Q7, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) sopra le chiome; le quattro componenti *incoming* e *outgoing*, entrambe *long-wave* e *short-wave* (CNR1, Kipp & Zonen, Delft, NL); radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) tramite quantum sensor (Li-190, LI-COR, Lincoln, NE, USA). Anche in questo caso sono stati scavati due profili di suolo, ed installata la stessa sensoristica descritta per O_SRC. Tutti i dati meteo sono raccolti ogni 10 secondi e mediati ogni mezz'ora tramite un lo stesso datalogger (CR-3000, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) usato per le variabili acquisite ad alta frequenza. Infine, in REF sono stati acquisiti: temperatura dell'aria (Ta) e umidità relativa (RH) al di sopra della copertura tramite termoigrometro (MP-100, Rotronic AG, Bassersdorf, CH); radiazione netta (Rn) misurata con un radiometro netto (Rebs Q7, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) sopra le chiome; le quattro componenti *incoming* e *outgoing*, entrambe *long-wave* e *short-wave* (NR01, Hukseflux, Delft, NL); precipitazioni tramite pluviometro ARG100 (EML, North Shield, UK) installato a 1.8 m da terra. Nel suolo in questo caso è stato scavato un solo profilo, in cui sono stati installati 3 sensori di temperatura (Ts) del tipo T107 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA), 3 di umidità del suolo (SWC) del tipo CS616 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA) a profondità di -0.05m, -0.15m -0.35m, e una piastra di flusso di calore (G) HFP01 (REBS Inc., Seattle, WA, USA) a -0.05m. Tutti i dati meteo sono stati raccolti ogni 10 secondi e mediati ogni mezz'ora tramite un datalogger CR-1000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). I dati di precipitazione (P) sono stati considerati rappresentativi di tutta l'area, e quindi utilizzati per tutti e tre i siti analizzati. I dati meteo hanno avuto diverse funzioni: in alcuni casi (Ta, Rh, PAR, SWin, LWin) sono stati necessari per l'applicazione delle correzioni ai dati EC, come la WPL (v. sotto); in altri casi sono stati necessari per l'eliminazione di dati non utilizzabili, come la P, o per il processo di *gap-filling* (v. sotto), come la Ts, e di nuovo la SWin, la Ta e la Rh. Le altre variabili, come il SWC, la Rn e G, sono invece utili per analizzare i dati, ad esempio per testare la chiusura del bilancio energetico (v dopo), trovare relazioni con i dati misurati, applicare modelli per entrare più nel dettaglio di determinati fenomeni.

2.4. Bilancio di GHG

Il bilancio di GHG per i due siti è stato strutturato nel seguente modo: è formato da una componente di flussi biogenici e da una parte di emissioni antropogeniche. Dei flussi biogenici fanno parte lo scambio netto di C (NEE, dall'inglese *net ecosystem exchange*) tra l'ecosistema e l'atmosfera; metano (CH₄) e protossido di azoto (N₂O) emessi (o assorbiti) dal suolo. Il primo è stato calcolato tramite la tecnica dell'eddy covariance (EC) (Aubinet, Vesala, & Papale, 2012), mentre i non-CO₂ tramite camere manuali (Parkin & Venterea, 2010). I flussi antropogenici sono stati invece modellati tramite *life cycle assessment* (LCA). Nel primo anno colturale del sito di riferimento, tuttavia, la *grassland* è stata pascolata da un gregge di pecore, trasformando la biomassa asportata in emissioni di metano dovute alla fermentazione enterica (Clark, Brookes, & Walcroft, 2003). Pur essendo possibile misurare emissioni di metano tramite eddy covariance (Dengel, Levy, Grace, Jones, & Skiba, 2011), questa misura esulava dai nostri scopi, ed abbiamo reputato sufficiente inserire un valore stimato: anche il calcolo delle emissioni biogeniche di metano da fermentazione enterica sono stati quindi inclusi nella LCA. Una volta ricavato il bilancio netto del sito di riferimento, questo è stato inserito, invertito di segno, in quello della SRC come *foregone contribution*¹. In questo modo si è tenuto conto dell'effetto del LUC dal punto di vista ecosistemico. L'ultima voce inclusa nel bilancio della SRC è la compensazione di GHG dovuti alla sostituzione del consumo di fonti fossili con il cippato prodotto dalla SRC, rinnovabile. Il cippato prodotto è stato usato in apposite caldaie per la produzione di calore: tramite la densità energetica del legno di pioppo, è stata quindi valutata la quantità di emissioni risparmiate da accreditare alla biomassa epigea prodotta nel ciclo (*yield*) per il suo impiego al posto di gas naturale, combustibile fossile più comune (ca 75% nel 2012, dati dell'*European Energy Agency*, (EEA, 2009)) per la produzione di calore in Italia. A questo punto il bilancio relativo alla SRC è stato completato, e la sostenibilità del LUC è stata valutata sulla base del confronto con quello del sito agricolo calcolato in precedenza.

¹ Per inversione di segno si intende attribuire alle emissioni il valore di assorbimenti e viceversa. Il bilancio netto del sito di riferimento rappresenta infatti il bilancio tra emissioni ed assorbimenti di gas serra che sarebbe avvenuto in quei due anni in assenza del cambio di uso del suolo

2.5. Misure eddy covariance

2.5.1. Teoria di base

La tecnica eddy covariance (EC) è ormai consolidata presso la comunità scientifica internazionale come uno dei metodi più accurati e affidabili per la misura dei flussi di quantità di moto (*momentum*, τ), materia (es. *trace gases*, CO_2 , CH_4 , N_2O ,...) ed energia (come calore sensibile e latente, H e LE) (Burba & Anderson, 2010). Il suo impiego per il calcolo dei flussi di CO_2 e quindi dello scambio netto di C (NEE, dall'inglese *net ecosystem exchange*) permette al metodo EC di essere diffuso nel calcolo del bilancio di C di diversi ecosistemi in tutto il mondo (v. per esempio (Curtis et al., 2002); (Falge, et al., 2002); (Merbold, Rogiers, & Eugster, 2012)). Da un punto di vista ecologico NEE è dato dalla quantità di CO_2 assorbita dai tessuti verdi della vegetazione tramite fotosintesi al netto di quella impiegata per il mantenimento dei tessuti, e di quella riemessa dall'attività dei microorganismi presenti nel suolo, cioè della respirazione autotrofa (R_a) ed eterotrofica (R_h), che insieme formano la respirazione ecosistemica (R_{eco}). Il metodo EC campiona i movimenti d'aria turbolenti ascendenti e discendenti che trasportano i gas, determinando la differenza netta di materia nell'interfaccia canopy-atmosfera (Baldocchi, 2003): considerando la CO_2 , l'EC permette di calcolare direttamente l'NEE. La popolarità della tecnica EC in questo settore è principalmente dovuta al fatto che essa consente di calcolare NEE su scala ecosistemica e in modo non invasivo, mentre dal punto di vista temporale copre un *range* di scale dalla semioraria alla pluriennale. Un altro vantaggio è la possibilità di calcolare l'area spaziale che contribuisce alla maggior parte del flusso calcolato tramite apposito modello ((Kljun, Calanca, & Rotach, 2004); (Schmid, 2002)), usando la cosiddetta funzione di *footprint* integrata su una certa area sorgente. Essa può variare da qualche centinaio di metri a diversi chilometri, a seconda dell'altezza di misura, della stabilità atmosferica, e della *roughness length* (cioè l'altezza a cui si annulla il profilo logaritmico del vento, (Foken, Micrometeorology, 2008)).

La base teorica del metodo è la seconda legge di Newton, da cui deriva l'equazione di conservazione della quantità di moto, che nel campo della fluidodinamica ha prodotto le equazioni differenziali di Navier-Stokes (McDonough, 2007). Esse descrivono la fisica di tutti i fluidi, inclusi quelli turbolenti, esprimendo il bilancio delle forze e delle accelerazioni presenti in un'unità di massa nelle tre direzioni dello spazio. Tramite le decomposizioni di Reynolds (Reynolds, 1895) e semplificando alcuni termini, è possibile

formulare le equazioni per fluidi turbolenti anche sulla base di assunzioni relative alle caratteristiche di misura, ottenendo che:

$$\frac{\partial \overline{w'u'}}{\partial z} = 0$$

Equazione 1

Dove w è la componente verticale della velocità del vento, u quella orizzontale, z rappresenta l'asse verticale del sistema di riferimento cartesiano. La barra superiore indica la media temporale, mentre gli apici rappresentano gli scarti rispetto alla media (es. $w' = w - \bar{w}$). L'Equazione 1 suggerisce come il termine $\overline{w'u'}$, rappresentante il flusso verticale della quantità di moto attraverso un ideale piano orizzontale sopra gli elementi costituenti la *roughness*, sia costante con l'altezza. Le assunzioni di cui sopra sono: 1. Che il fluido sia incomprimibile (altrimenti la decomposizione di Reynolds non è applicabile); 2. Stazionarietà (il valore medio, in questo caso di velocità, non varia nel tempo); 3. Omogeneità orizzontale (gradienti orizzontali nulli); 4. Diffusività molecolare trascurabile (valido per un *surface boundary layer* omogeneo); 5. Componenti del vento medio su un unico asse orizzontale del sistema Cartesiano scelto (viene ruotato per annullare la componente verticale e una delle due orizzontali). (Aubinet, Vesala, & Papale, 2012). Alcune di queste condizioni sono verificabili; per altre invece ci si può avvicinare alla condizione ideale, ma nella realtà sono molto rare (es. la stazionarietà è condizionata dalla stabilità atmosferica, che è una caratteristica esterna non modificabile). E' quindi importante conoscere le caratteristiche in cui si misura, scegliere opportuni intervalli temporali su cui mediare, e per ogni intervallo avere la possibilità di valutare la qualità del dato e decidere se scartarlo o applicare opportune correzioni. In generale, molte delle assunzioni alla base del metodo si verificano più facilmente durante il giorno che di notte (Papale, et al., 2006).

Con gli opportuni adattamenti, la formulazione vista per la quantità di moto può essere impiegata per vari scalari e per l'entalpia dell'aria, "trasformando" così l'equazione di conservazione della quantità di moto in quella della conservazione della massa e dell'entalpia, rispettivamente. Nel primo caso, considerando il cosiddetto *mixing ratio*, cioè la concentrazione molare di un gas sulla concentrazione di aria secca ($\chi = \frac{\rho_s}{\rho_d}$, con ρ_s la densità dello scalare e ρ_d la densità dell'aria secca), applicando Reynolds e facendo le stesse assunzioni e semplificazioni, si ottiene un'equazione analoga alla Equazione 1:

$$\frac{\partial \overline{\rho_d w' \chi'}}{\partial z} = S$$

Equazione 2

Dove S rappresenta la sorgente (*source* o *sink*) del flusso, le altre notazioni seguono le definizioni date per l'Equazione 1. Per l'entalpia si ha invece:

$$\frac{\partial \overline{w' \theta'}}{\partial z} = \frac{1}{\bar{\rho} c_p} \left[\frac{\partial R}{\partial z} \right]$$

Equazione 3

Con θ = temperatura virtuale, ovvero, preso un campione di aria ad una certa umidità, quella temperatura che avrebbe una particella di aria secca con la stessa pressione e densità del campione². ρ è la densità dell'aria e c_p il calore specifico dell'aria, pari a 1004.834 J K⁻¹ kg⁻¹; $\frac{\partial R}{\partial z}$ rappresenta invece la divergenza radiativa di flusso verticale (Aubinet, Vesala, & Papale, 2012).

Integrando queste equazioni in un volume di controllo (che, nell'assunzione di omogeneità orizzontale, corrisponde ad integrare in verticale tra il suolo e l'altezza di misura, h_m) si ottiene:

$$\overline{\rho_d w' \chi'} \Big|_{h_m} = F_s$$

Equazione 4

Con F_s = flusso mediato sul volume di controllo. In condizioni di turbolenza ben sviluppata, sito pianeggiante e copertura omogenea, quindi, si ottiene con buona approssimazione l'uguaglianza tra il flusso di uno scalare e la covarianza tra la sua concentrazione e la velocità verticale del vento. Se la covarianza è positiva il flusso è diretto verso l'atmosfera, se negativa il flusso è verso la superficie della terra (Baldocchi, 2003)³.

² In altri termini, essa è la temperatura che dovrebbe avere l'aria secca per eguagliare la densità di aria umida ad una data umidità relativa (RH). Si calcola con la formula: $\theta = T \cdot \frac{1 + r_v/\epsilon}{1 + r_v}$, con T = temperatura dell'aria, r_v = *mixing ratio* dell'acqua, ϵ è il rapporto tra la costante di gas dell'aria e il vapor acqueo, circa 0.622. Oppure tramite la più semplice formula empirica: $\theta = T \cdot (1 + 0.61 \cdot r_v)$.

³ La covarianza tra w e un generico x è infatti definita come $\sigma_{w,x} = \frac{1}{N-1} \sum_{k=0}^{N-1} [(w_k - \bar{w}) \cdot (x_k - \bar{x})] = \overline{w' x'}$ (Foken, Micrometeorology, 2008).

Nel caso in cui lo scalare s sia la CO_2 , posso definire $\chi_c = \frac{\rho_c}{\rho_a}$, con ρ_c densità della CO_2 , e ricavare dall'Equazione 4:

$$\overline{\rho_a w' \chi_c'}|_{h_m} = F_c$$

Equazione 5

Con F_c flusso di C. Se invece considero il vapor acqueo (H_2O), posso ottenere:

$$\overline{\rho_a w' q'}|_{h_m} = F_q$$

Equazione 6

F_q = flusso di vapor acqueo; q = umidità specifica. Da questa si ricava l'equazione per il calore latente (LE), cioè il flusso di vapore acqueo in unità energetiche, rappresentante l'evapotraspirazione dell'ecosistema, tramite semplice moltiplicazione per il calore specifico dell'acqua (λ)⁴:

$$\lambda \overline{\rho_a w' q'}|_{h_m} = LE$$

Equazione 7

Analogamente dall'entalpia si ha:

$$\overline{\rho_c p w' \theta'}|_{h_m} = H$$

Equazione 8

Dove H rappresenta il calore sensibile.

Tuttavia nella realtà, quando la stabilità atmosferica si trova in condizioni di transizione, cioè all'alba (stabilità → instabilità) e al crepuscolo (instabilità → stabilità), per lo scalare la

⁴ Nell'Equazione 6 e nell'Equazione 7 si è usato q (in kg kg^{-1}) invece del *mixing ratio* perché i due valori sono interscambiabili con sufficiente accuratezza (Foken, Micrometeorology, 2008). Se come spesso accade il vapor acqueo è restituito dall'analizzatore come pressione di vapore (indicata con e , in hPa m s^{-1}) si può ricavare il *mixing ratio* moltiplicando e per $0.622/p$, con p = pressione atmosferica dell'aria. La relazione tra q ed e esattamente è: $q = 0.622 \cdot \frac{e}{p - 0.378 \cdot e}$ (Foken, Micrometeorology, 2008).

derivata nel tempo non è più trascurabile⁵, in quanto rappresenta lo *storage* di quello scalare nel volume di controllo, ed assume un ruolo importante nel calcolo dello scambio netto. Più propriamente l'Equazione 4 diventa:

$$\int_0^{h_m} \overline{\rho_a} \frac{\partial \overline{\chi}}{\partial t} dz + \overline{\rho_a w' \chi'}|_{h_m} = F_s$$

Equazione 9

Ovvero il flusso di uno scalare, cioè lo scambio netto dello scalare a livello ecosistemico (NEE), è dato dalla somma della covarianza tra la velocità verticale del vento e lo scalare in questione all'altezza di misura h_m con il cambio dello *storage* dello scalare tra il suolo e h_m (Baldocchi, 2003).

2.5.2. Caratteristiche di acquisizione

In ognuno dei tre siti la strumentazione installata constava di un anemometro sonico 3-D per l'acquisizione di misure ad alta frequenza di velocità e direzione del vento, e temperatura sonica. I dati di concentrazione di CO₂ e H₂O sono stati invece raccolti tramite un analizzatore di gas a infrarossi del tipo *open-path*. I modelli degli strumenti erano però diversi da sito a sito: REF montava un anemometro USA-1 (Metek GmbH, Elmshorn, DE) e un analizzatore LI-7500A (LI-COR, Lincoln, NE, USA). Il sito Y_SRC aveva un anemometro CSAT3 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA) e un LI-7500 (LI-COR, Lincoln, NE, USA) come analizzatore di gas. L'anemometro presente nel sito O_SRC, infine, era un Solent R3 (Gill Instruments, Lymington, UK), mentre l'analizzatore era anche in questo caso il LI-7500. Gli strumenti sono stati montati su torri posizionate al centro dei campi: nel sito REF l'analizzatore si trovava a 3 m di altezza, mentre un palo telescopico serviva nelle due SRC per modificare opportunamente l'altezza della strumentazione al variare dell'altezza della canopy e misurare al di sopra del *roughness layer* (Foken, Micrometeorology, 2008). Un PC industriale serviva per la memorizzazione dei dati EC (Fabiotech corp, Taipei, TW) in REF e O_SRC, mentre Y_SRC era provvisto di data-logger CR3000 (Campbell Scientific, Logan, UT, USA). Le due SRC hanno acquisito dati ad una frequenza di 20 Hz, mentre REF è stato impostato a 10Hz. La sincronizzazione dei dati tra anemometro e analizzatore è avvenuta direttamente tramite

⁵ Per lunghi periodi, tuttavia, il termine è comunque insignificante, in quanto la CO₂ accumulata negli strati d'aria durante la notte è dissipata con l'inizio della turbolenza del mattino seguente (Trotta, 2012).

software di acquisizione in REF e O_SRC (ECO2Catch, Università della Tuscia, Viterbo), mentre in Y_SRC avveniva tramite il codice del data-logger. Per ogni mezz'ora si è prodotto quindi un file di 36000 righe (20Hz) o 18000 (10Hz) contenente oltre ad un *timestamp*, le variabili principali necessarie per il calcolo dei flussi con la tecnica EC: velocità del vento nelle tre direzioni dello spazio (u, v, w), temperatura sonica (Ts), densità molari di CO₂ e H₂O.

2.5.3. Calcolo dei flussi

Si è descritto in precedenza la base teorica per ottenere il calcolo dei flussi, e in particolare NEE. Come si è visto, però, il processo di misura necessita assunzioni non sempre verificate. Inoltre per alta che sia la frequenza di acquisizione e piccolo che sia il cammino di campionamento dell'anemometro, si possono avere comunque delle perdite di segnale ad alta frequenza per gli *eddies* più piccoli e veloci. Anche il calcolo della media può portare a perdite di segnale, così come molte caratteristiche della stazione, tipo la separazione degli strumenti che misurano le variabili da correlare. Le variabili in *output* dall'analizzatore, inoltre, non sempre sono in *mixing ratio* come richiesto dalla teoria, ed è quindi necessario porvi rimedio. Esiste quindi una serie di operazioni da applicare al dato *raw* per ottenere i flussi opportunamente corretti (processamento), che dipendono sia dall'operatore, sia dalle condizioni di misura, sia dal tipo di strumenti. Nel presente caso la Figura 1 riporta il *workflow* che illustra i vari passaggi a cui i dati misurati sono stati sottoposti.

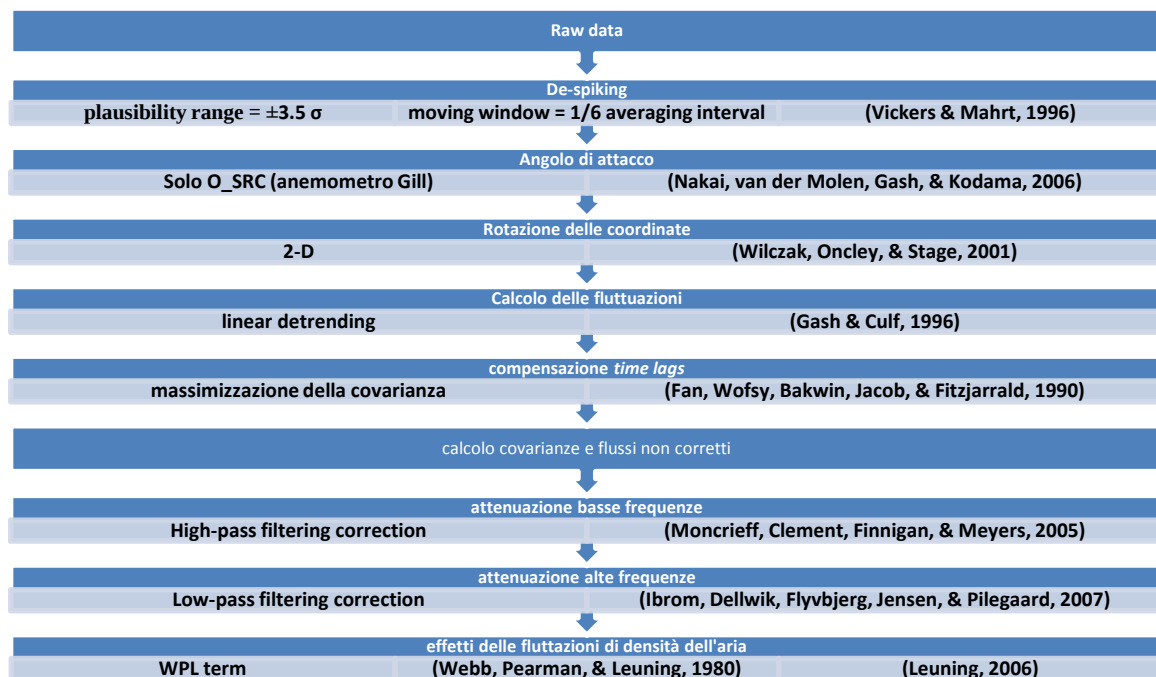


Figura 1 – Step processamento dati da alta frequenza a flussi semiorari corretti

Gli ultimi 2 *step* sono stati applicati in maniera iterativa ai diversi flussi, visto che la correzione per gli effetti della densità dell'aria (cosiddetta WPL) si basa sui flussi di calore sensibile e latente, che quindi devono essere corretti a loro volta: il flusso di CO₂, di H₂O, di calore latente e di quantità di moto sono stati corretti per le perdite spettrali; poi al flusso di calore latente così corretto è stata applicata la correzione “WPL”, inserendo nella formula il calore sensibile non ancora corretto. Il flusso di calore sensibile è stato quindi corretto per le perdite spettrali, e la WPL è stata applicata di nuovo al flusso di calore latente, includendo il flusso di calore sensibile corretto. Con i flussi di calore sensibile e latente così completamente corretti, il termine WPL è stato applicato anche al flusso di CO₂, ottenendo così i flussi definitivi.

In aggiunta a queste correzioni, sono state calcolate le distanze di footprint secondo il modello di (Kljun et al., 2004). Due test per assestare la qualità dei flussi calcolati sono stati applicati alle singole mezzore, per valutare la stazionarietà e lo sviluppo della turbolenza, seguendo (Foken & Wichura, 1996), e sulla base di questi ogni flusso è stato dotato di una *flag* per esprimerne la qualità secondo (Mauder & Foken, 2006). I flussi di *storage* di CO₂, H e LE sono stati infine calcolati secondo il primo termine dell'Equazione 9, e analoga formulazione per i flussi di calore, con un approccio che prevede l'approssimazione della derivata del tempo in un singolo punto (l'altezza di misura) e supponendo un profilo lineare fino a terra (Papale, et al., 2006).

2.5.4. Bilancio energetico

Dalla prima legge della termodinamica si ha che la radiazione solare (a onde lunghe e corte) che arriva all'ecosistema, al netto di quella che viene riflessa e riemessa, può essere trasformata in calore, usata per l'evaporazione e la traspirazione dell'acqua, o essere stoccata nel suolo sempre sottoforma di calore. Ne deriva che i flussi di H e LE calcolati tramite la tecnica EC devono in teoria essere bilanciati dalle misure di radiazione netta (R_n) e flusso di calore nel suolo (G) misurate tramite appositi sensori. L'approssimarsi alla chiusura del cosiddetto "bilancio energetico" è comunemente usata nel campo dell'EC per testare la bontà delle misure⁶:

$$LE + H = R_n - G - S - Q$$

Equazione 10

con R_n = radiazione netta, G = flusso di calore nel suolo, S = tasso di cambio dello storage di calore nell'aria e nella biomassa tra il suolo e l'altezza di misura, e Q = somma di tutte le altre fonti di energia. Q in genere si trascura essendo molto piccolo (Wilson, et al., 2002). Nel caso presente si è considerato come prima approssimazione di trascurare anche S .

2.6. Analisi al suolo

2.6.1. Caratteristiche suolo e perdita di SOC

Le analisi del suolo si sono svolte in due fasi e con due obiettivi diversi: 1. Descrizione delle principali caratteristiche del suolo; 2. Analisi delle differenze di contenuto di C organico nel suolo tra i tre siti. Per il primo obiettivo si è quindi svolto un campionamento all'inizio del 2012: in ogni sito si sono aperte tre trincee collocate in posizioni scelte in maniera casuale come descritto da (Schoeneberger, Wysocki, Benham, & Broderson, 2002). Su due facce opposte in ogni trincea si sono prelevati tre campioni per faccia a 5 (6) profondità: 0-5 cm, 5-15 cm, 15-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm, (70-100 cm). In totale quindi si sono raccolte sei repliche per strato. Le parentesi stanno a significare che nel sito REF l'ultimo strato era assente, in quanto la matrice rocciosa tufacea sotto il suolo si trovava già

⁶ In particolare esprime la correttezza delle misure dei flussi di H e LE, coinvolti nel bilancio, e non di CO₂. Tuttavia, essendo il trasporto turbolento la causa primaria di entrambi i tipi di flusso, la chiusura del bilancio fornisce comunque un'indicazione importante, da associare ad altre tecniche di *quality check* opportunamente sviluppate.

a 80 cm di profondità. Appositi cilindri di volume noto sono stati impiegati per il campionamento del suolo minerale, al fine di poter determinare anche la *bulk density* (BD). Quindi sono stati presi dieci campioni dello strato organico rimuovendo tutto il materiale presente sopra lo strato minerale all'interno di un'area quadrata di 361 cm². I campioni sono tutti stati essiccati a temperatura ambiente e setacciati a 2 mm per separare la frazione di suolo fine da quella grossa. Tutte le analisi da qui in poi sono state effettuate sulla frazione fine. Il pH è stato misurato in acqua de-ionizzata con un elettrodo *sure-flow*, impiegando un rapporto suolo:soluzione di 1:2.5 (w/w). La tessitura è stata determinata in seguito alla distruzione del cemento organico tramite sodio ipoclorito aggiustato a pH 9 (Mikutta, Kleber, Kaiser, & Jahn, 2005). La frazione sabbiosa è stata separata tramite un setaccio bagnato a 53 µm, mentre le frazioni limosa e argillosa sono state separate attraverso sedimentazione secondo la legge di Stokes. Le concentrazioni totali di C sono state misurate nei campioni di suolo fine tramite combustione secca (ThermoFinnigan Flash EA112 CHN) su un'aliquota della frazione minore di 2 mm sminuzzata in una polvere colloidale con un macinino a palle. Il SOC è stato quindi calcolato per ogni strato, tenendo conto della concentrazione di C nel suolo, della BD, della profondità di campionamento e della pietrosità (Boone, Grigal, Sollins, Ahrens, & Armstrong, 1999):

$$y = a \cdot b \cdot c \cdot d$$

Equazione 11

Con y contenuto di C nel suolo per unità di superficie, a concentrazione di C nel campione di suolo, b la BD, c la profondità dello strato e d la frazione grossa del suolo: 1- (volume percentuale dello scheletro/100).

Per il secondo scopo si è reso necessario un campionamento molto più intenso: i dati raccolti per il punto 1 sono stati utilizzati anche per determinare il numero di repliche necessarie al fine di individuare con statistica significatività un cambio di contenuto organico del suolo (SOC, dall'inglese *soil organic carbon*) di 0.5 gC kg⁻¹, secondo (Conen, Yakutin, & Sambuu, 2003). Un secondo campionamento è stato quindi effettuato all'inizio del 2014 con la nuova numerosità, e concentrandosi solo sui primi 15 cm di suolo. In questa occasione eravamo infatti interessati al solo contenuto di C del suolo, e per sveltire la procedura si è ritenuto opportuno limitare l'analisi allo strato più superficiale dove si concentrano le radici fini e gli scambi avvengono a velocità più marcate, secondo anche

quanto fatto da (Djomo et al., 2013)⁷. Nello specifico, 50 campioni dei primi 15 cm di suolo sono stati raccolti in ogni sito e la concentrazione percentuale di C misurata come descritto per il punto 1. Un test ANOVA (Fisher, 1919), accompagnato da un successivo test dei confronti multipli secondo il criterio di (Tukey, 1949), è stato eseguito dopo il test del Chi-quadro (Pearson, 1900), volto a valutare la normalità delle distribuzioni, per valutare se la C% fosse significativamente diversa tra i tre siti. In particolare, si è testato se i tre campioni provenissero tutti dalla stessa distribuzione (stessa media, ipotesi nulla) o da distribuzioni diverse (media diversa, ipotesi alternativa). Lo stock di SOC è stato quindi determinato come in precedenza, solo considerando la media pesata di BD, spessore e pietrosità dei primi due strati del campionamento precedente. Questa analisi ha anche permesso di risalire alla perdita di SOC al primo anno, cioè al momento dell'impianto dei pioppi, costruendo una regressione lineare tra il contenuto di SOC di Y_SRC, cioè al quarto anno dall'impianto, e quello di O_SRC, al settimo anno, e risalendo così all'anno 0, cioè all'impianto: la differenza tra il valore dalla regressione e quello misurato sul sito REF, rappresentante appunto l'anno 0, ci ha dato il valore della perdita di SOC per il LUC. Un approccio analogo al problema è descritto in (Anderson-Teixeira, Davis, Masters, & Delucia, 2009). Infine le incertezze sono state calcolate come deviazioni standard dai valori medi di ogni replica, mentre la propagazione degli errori è stata eseguita per le quantità calcolate matematicamente da variabili misurate come in (Ku, 1966). Nel caso del prodotto di due variabili calcolate con diverso numero di repliche, invece, si è seguito l'approccio di (Goodman, 1960).

2.6.2. *Flussi di gas non-CO₂ da e verso il suolo*

Per il calcolo dei flussi di metano (CH₄) e protossido d'azoto (N₂O) da e verso il suolo, nove camere statiche, opache e manuali in PVC sono state impiegate nei due siti REF e Y_SRC. Le camere contenevano un volume totale di 0.0039 m³ (diametro 15 cm, altezza 20 cm). Durante la misura, che avveniva ogni 2-4 settimane secondo le condizioni meteo, venivano posizionate su collari di PVC installati in maniera permanente nel suolo. Nella SRC I collari erano installati su tre diversi trattamenti – all'interno della fila dei pioppi,

⁷ Il confronto tra C% invece che SOC permette di facilitare la procedura statistica di test delle differenze basata su un'unica variabile, oltre che di facilitare la procedura di raccolta di campioni (si evita di scavare la trincea ed usare il cilindro, basta prendere una quantità di suolo uniforme nei primi 15 cm) e di successiva analisi (si evita di dover calcolare la bulk density). Per il calcolo del SOC si è infatti usata la BD misurata nei tre siti al campionamento precedente.

nell'interfilare irrigato e in quello non irrigato. In REF erano distribuiti in tre differenti blocchi per coprire la variabilità spaziale. La misura consisteva nel raccogliere dei campioni di aria in una siringa da ogni camera a tre intervalli regolari di tempo distanziati tra loro di 30 min. I campioni venivano quindi trasferiti in *vials* di vetro da 22 ml, sigillate da un tappo in gomma di butile, e ulteriormente chiuse con colla a caldo. L'aria del campione veniva fatta fluire all'interno delle *vials* per evitare contaminazioni. Un *trace GC Ultra* gas cromatografo (Thermo Scientific, Rodano, IT) è stato quindi impiegato per l'analisi dei campioni raccolti tramite misura delle concentrazioni dei gas di interesse. La successiva regressione da concentrazioni standard ha permesso di calcolare gli scambi dei gas al suolo seguendo (Hobbs, Johnson, & Chadwick, 1999).

Il potenziale di *global warming* (GWP, *global warming potential*) dei gas serra su un orizzonte temporale di 100 anni secondo le stime dell'*Intergovernmental Panel on Climate Changes* (Solomon, et al., 2007) sono stati utilizzati per convertire N₂O e CH₄ in CO₂ equivalenti secondo i fattori 298 and 25 rispettivamente.

A livello di bilancio, le misure sono state cumulate tramite interpolazione lineare, attraverso il metodo detto “dei trapezi”, peraltro usato in letteratura in altri studi simili (ad esempio (Marble, et al., 2013)).

2.6.2.1. Analisi di laboratorio

Campioni di suolo (7 cm di diametro, 10 cm di lunghezza) sono stati anche raccolti per effettuare analisi di laboratorio volte a determinare il potenziale di emissione di GHG del suolo rispetto ai dati di campo, e le possibili interazioni con processi biologici rilevanti nel ciclo dell'azoto come i tassi di mineralizzazione e nitrificazione, e testare la validità delle misure effettuate. I campioni sono stati incubati per 14 giorni a 20°C a differenti livelli di disponibilità idrica del suolo (WFPS, dall'inglese *water filled pore space*) e contenuto di azoto (100 KgN ha⁻¹ di NH₄NO₃) per testare il potenziale di rilascio di N₂O. Ogni trattamento è stato replicato cinque volte. Campioni di aria sono stati raccolti tramite appositi barattoli e subito analizzati al gas cromatografo (v. paragrafo precedente) con un incubazione di tre ore. Quindi i campioni di suolo sono stati setacciati (2 mm) per testare il tasso di mineralizzazione:

$$\frac{(NH_4^+ - N + NO_3^- - N)_A - (NH_4^+ - N + NO_3^- - N)_B}{n}$$

Equazione 12

Con A = quantità di azoto dopo l'incubazione (in $\mu\text{gN-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$); B = quantità di azoto prima dell'incubazione ($\mu\text{gN-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$); n = periodo di incubazione (days). Anche il potenziale di nitrificazione è stato calcolato tramite aggiunta di $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, fornendo 1 mgN cm^{-2} :

$$\frac{(N - NO_3^-)_A - (N - NO_3^-)_B}{n}$$

Equazione 13

Infine, l'estrazione di NH_4^+ e NO_3^- è avvenuta seguendo (Castaldi & Aragosa, 2002) al fine di determinare le concentrazioni con specifici elettrodi calibrati in seguito all'aggiunta di un buffer pH e ionico, 0.4 ml di ISA (Ionic Strength Adjustor; Orion cat. No. 951211 e Orion cat No. 930711).

2.6.3. Respirazione del suolo

Con la stessa frequenza delle misure non- CO_2 , l'efflusso di CO_2 dal suolo (SR, dall'inglese *soil respiration*) è stato misurato in quanto componente primaria di R_{eco} . Anche in questo caso si sono usate delle camere apposite posizionate al momento della misura su collari installati permanentemente al suolo, ma in questo caso si è impiegato un sistema a camera chiusa, dotato di un analizzatore di gas portatile non dispersivo ad infrarossi (LI-8100, LI-COR, Lincoln, NE, USA). Questo sistema effettuava una misura di 90 s per camera, su nove camere impiegate in ogni sito. Allo stesso tempo, misure di temperatura del suolo (HD 9216, DELTA OHM, Padua, IT) a 5 cm e umidità (Imko TRIME-FM system, TRIME-P3 3-rod probe, IMKO, Ettlingen, DE) dei primi 15 cm in prossimità dei collari di misura sono state effettuate. Le misure di SR hanno permesso di ricavare la somma delle respirazioni eterotrofa e autotrofa (R_h e R_a) dal suolo, principalmente dovute alle radici e ai microbi del suolo rispettivamente. Il confronto tra SR e R_{eco} ricavata dalle misure EC è uno strumento importante ed interessante per valutare il peso di SR sulla respirazione totale (Janssens I. , et al., 2001). Nel presente studio il confronto è stato effettuato ricavando un valore di R_{eco} ottenuto prendendo in considerazione una finestra di 6 giorni

attorno alle date in cui le misure di SR sono state svolte, delineando al suo interno un ciclo giornaliero medio di R_{eco} , e quindi calcolando su questo ciclo il valore medio relativo ad una finestra temporale di 2 ore intorno all'ora di misura della SR. Questo valore è stato confrontato con il boxplot rappresentante tutti i punti di misura di SR.

2.7.Emissioni dalle operazioni colturali

Si è già visto la quantità e la qualità delle operazioni colturali svolte ai siti (v. par. 0). Per calcolare le emissioni si è adattato l'approccio descritto in (Gelfand et al., 2011) e basato sul consumo di diesel:

$$Mach_i = D_i \cdot \rho_D \cdot C_D\% \cdot K1 \cdot K2$$

Equazione 14

Con D_i = consumo di diesel in $l\ ha^{-1}$ per l'operazione i-esima; ρ_D = densità del diesel in $g\ l^{-1}$; $C_D\%$ = contenuto percentuale di C nella molecola di diesel ($C_{16}H_{34}$); $K1$ = costante di proporzione $CO_2 : C$; $K2$ = costante di proporzione $ha:m^2$. ρ_D si è considerato pari a $832\ g\ l^{-1}$; $C_D\%$ a 0.85 (dalle masse molari si ha infatti che una mole di diesel, pari a $226\ gC_{16}H_{34}$, contiene $192\ gC$); $K1$ è notoriamente pari a 3.67, dato dal rapporto tra il peso molecolare della CO_2 e quello di C; $K2$ è ovviamente 10^{-4} . Inserendo nell'Equazione 14 il consumo cumulato sui 24 mesi per ogni operazione colturale che abbia implicato il consumo di diesel dai macchinari, si ottengono le emissioni di tali *farming operations* ($Mach_i$) in $gCO_{2eq}\ m^{-2}$.

Oltre alle emissioni per il consumo di diesel delle macchine, esistono altri input inclusi nelle operazioni colturali: specificamente, i costi per le irrigazioni, svolte tramite pompe alimentate tramite corrente elettrica; i costi per la produzione di concimi, insetticidi e diserbanti. Per quanto riguarda la prima voce, ci si è basati sulla potenza delle pompe e le emissioni dovute alla produzione di energia elettrica:

$$Irr = \frac{(P \cdot t \cdot e)}{S} \cdot K2$$

Equazione 15

Con P = potenza della pompa in KW; t = tempo totale di impiego in ore (h); e = emissione di CO_2 equivalenti per la produzione di un kWh di energia elettrica ($gCO_{2eq}\ kWh^{-1}$); S =

superficie del sito in ha; $K2$ è definita come prima. Irr rappresenta quindi l'emissione di CO_2 equivalente per il consumo di energia elettrica dell'irrigazione, cumulata per il periodo corrispondente all'uso orario t , ed espressa in $gCO_2eq\ m^{-2}$. Il valore di e si è ottenuto come media delle emissioni dovute alla produzione di di energia elettrica dalle tre fonti fossili principali (carbone, gas naturale, fonti petrolifere) pesata sul grid di consumo nazionale, e stimato pari a $750\ gCO_2\ kW^{-1}$. Entrambe le informazioni sono ottenute dal Bilancio Energetico Nazionale (BEN) del 2012 del Ministero dell'Interno (Ministero dell'Interno, 2013).

Per quanto riguarda la produzione di concime, le emissioni si sono ottenute applicando la seguente formula:

$$Fert_k = Q_j \cdot T_j / 100 \cdot Fe_j \cdot K2$$

Equazione 16

Con Q_j = quantità di fertilizzante j-esimo distribuito in $g\ ha^{-1}$; T_j = titolo di N del fertilizzante j-esimo in %; Fe_j = fattore di emissione del fertilizzante j-esimo (secondo (Davis & Haglund, 1999): $4018.9\ gCO_2\ kg^{-1}N$ per l'urea and $4812\ gCO_2\ kg^{-1}N$ per l'ammonio difosfato; $K2$ come sopra. Le emissioni per la produzione e il trasporto di fertilizzante ($Fert_j$) sono quindi anche in questo caso espresse in $gCO_2eq\ m^{-2}$.

Per la produzione di insetticida si è usato:

$$Ins = Q \cdot E \cdot Fe \cdot K2$$

Equazione 17

Con Q = quantità di insetticida distribuito in $g\ ha^{-1}$; E = energia richiesta per la produzione di un'unità di prodotto, in $MJ\ g^{-1}$; Fe = fattore di emissione per unità di energia in $gCO_2eq\ MJ^{-1}$; $K2$ come sopra. E si è posto uguale a $310000\ MJ\ g^{-1}$ da un articolo di (Barber, 2004). Fe si è presa pari a $60\ gCO_2eq\ MJ^{-1}$ da un lavoro di (Liu, Langer, Høgh-Jensen, & Egelyng, 2010). Anche Ins è quindi in $gCO_2eq\ m^{-2}$.

Infine per il diserbante:

$$Dis = Q \cdot Fe \cdot K1 \cdot K2$$

Equazione 18

Con Q = quantità di prodotto distribuita in g ha^{-1} , Fe = fattore di emissione in gC g^{-1} di prodotto; $K1$ e $K2$ come sopra. Per Fe in questo caso si è preso a riferimento il valore medio dei vari fattori di emissione analizzati da (Ceschia, et al., 2010), ovvero 3.92 gC g^{-1} di prodotto. Dis è in $\text{gCO}_2\text{eq m}^{-2}$.

Sommando tutte le componenti si sono quindi ottenute le emissioni totali:

$$Farm_{tot} = \sum_i Mach_i + Irr + \sum_k Fert_k + Ins + Dis$$

Equazione 19

Il dettaglio dei consumi e delle quantità è mostrato in Tabella 3, Tabella 4 e Tabella 5.

Tabella 3 – Dettaglio delle operazioni colturali relative al consumo di carburante per le macchine (MACH; v. Equazione 14); REF = *reference site*; Y_SRC = *young short rotation coppice*. Per anno si intende l'anno coltivazionale

MACH

Operazioni	Consumo (l ha^{-1})	Emissioni ($\text{gCO}_2\text{eq m}^{-2}$)			
		REF_I_ANNO	REF_II_ANNO	Y_SRC_I_ANNO	Y_SRC_II_ANNO
taglio+cippatura	80				20.7
fresatura	8	1	2.1	2	
insetticida	1.125			0.3	
trinciatura	4			1	
erpicazione	8	3.1	2.1		
semina	2	0.8	0.5		
copertura seme	4	1.6	1		
concimazione	2	0.5	0.3		6.4
sfalcio	20	2.6			
aratura	8		2		
diserbo	1.125		0.3		
mietitura	20		5.2		
rotoballe	7.5	1	1.9		
TOT		10.6	15.5	3.4	27.2

Tabella 4 – Dettaglio delle operazioni colturali relative alla produzione e trasporto di fertilizzanti (FERT; v.Equazione 16); REF = *reference site*; Y_SRC = *young short rotation coppice*; Tit = titolo. Per anno si intende l'anno coltivazionale

FERT

REF_I_ANNO			REF_II_ANNO			Y_SRC_I_ANNO			Y_SRC_II_ANNO		
Quantità (kg ha ⁻¹)	Tit N	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Tit N	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Tit N	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Tit N	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)
150	18	13	200	27	26	0	-	0	40	40	6.4
150	33	23.8									
	TOT	36.8		TOT	26		TOT	0		TOT	6.4

Tabella 5 – Dettaglio delle operazioni colturali relative al consumo di energia per le irrigazioni (IRR; v.Equazione 15), alla produzione e trasporto di insetticida (INS; v. Equazione 17) e diserbante (DIS; v. Equazione 18). REF = *reference site*; Y_SRC = *young short rotation coppice*. Per anno si intende l'anno coltivazionale

IRR

REF_I_ANNO		REF_II_ANNO		Y_SRC_I_ANNO		Y_SRC_II_ANNO	
Impiego (h)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Impiego (h)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Impiego (h)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Impiego (h)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)
36	11.19	-	-	221	35.33	153	24.46
TOT	11.19	TOT	0	TOT	35.33	TOT	24.46

INS

REF_I_ANNO		REF_II_ANNO		Y_SRC_I_ANNO		Y_SRC_II_ANNO	
Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)
0	0	0	0	1.25	2.33	0	0
TOT	0	TOT	0	TOT	2.33	TOT	0

DIS

REF_I_ANNO		REF_II_ANNO		Y_SRC_I_ANNO		Y_SRC_II_ANNO	
Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)	Quantità (kg ha ⁻¹)	Emissioni (gCO ₂ eq m ⁻²)
0	0	1	1.44	0	0	0	0
TOT	0	TOT	1.44	TOT	0	TOT	0

2.8. Emissioni dal bestiame per il sito REF

Una particolarità del sito REF è stata la presenza di bestiame (pecore) al pascolo al primo anno coltivazionale (v. Tabella 2). Per calcolare le emissioni dovute alla fermentazione enterica proveniente da tali animali, le linee guida dell'IPCC sono state prese in considerazione (Dong, Mangino, & McAllister, 2006) con l'approccio Tier 1, modificando il fattore di emissione ivi riportato (8 kgCH₄ head⁻¹ yr⁻¹) sulla base del peso medio delle

pecore presenti, ottenuto tramite intervista col pastore. Moltiplicando tale fattore per il numero di pecore e di giorni, il totale ottenuto è stato convertito in CO₂equivalenti tramite l'approccio del GWP (Solomon, et al., 2007):

$$EF = F_e(IPCC) \cdot \frac{P_m}{P_m(IPCC)} \cdot N_{sheep} \cdot N_{days} \cdot GWP_{CH_4}$$

Equazione 20

Dove EF sta per fermentazione enterica (in gCO₂eq m⁻²), $F_e(IPCC)$ è il fattore di emissione riportato nelle linee guida dell'IPCC (8 kgCH₄ head⁻¹ yr⁻¹), P_m è il peso medio delle pecore (55 kg), $P_m(IPCC)$ il peso medio usato dalle guide linea per ricavare F_e (65 kg), N_{sheep} il numero di pecore al pascolo, N_{days} il numero di giorni di pascolo, GWP_{CH_4} il potenziale di riscaldamento globale a 100 anni del CH₄ (298).

2.9. Dati ancillari

Alle misure viste fin qua, e indispensabili per il calcolo del bilancio di gas serra, si è affiancata una serie di dati ancillari, non direttamente coinvolti nel calcolo dei flussi in entrata ed uscita, ma necessari per una più completa ed esaustiva analisi degli ecosistemi ed interpretazione dei risultati.

2.9.1. *Biomassa epigea in Y_SRC*

La stima della biomassa in Y_SRC è necessaria al momento di calcolare il *carbon offset* (v. sotto), oltre a servire come elemento di confronto con il NEE, essendo parte del *pool* di C accumulato dall'atmosfera. Dato il *drought* occorso nell'estate 2012 che ha rallentato la crescita delle piante, il fattore ha deciso di non tagliare l'appezzamento alla fine del turno previsto di 2 anni, ma lasciare crescere il pioppeto per un altro anno. Essendo l'obiettivo del presente lavoro quello di determinare il bilancio di gas serra a fine del turno normale e confrontarlo con quello di un altro ecosistema a ciclo biennale, si è deciso di chiudere comunque il bilancio al secondo anno del secondo ciclo, e di stimare la biomassa in piedi sulla base di un campionamento diametrico alla fine del turno, usando poi dati da letteratura per calcolare una regressione tra diametri e peso secco. E' stato più volte dimostrato infatti che la relazione tra questi due parametri è esponenziale, e dipende

principalmente dal clone coltivato; dall'età dei polloni; dall'età delle radici; dal suolo; dal clima (Pontailler, Ceulemans, Guittet, & Mau, 1997); (Calfapietra, et al., 2003):

$$PS = a \cdot D_{100}^b$$

Equazione 21

Dove PS sta per peso secco ed è espresso in $Mg\ ha^{-1}$, D_{100} è il diametro a 100 cm da terra (in cm), a e b sono i parametri della regressione. Tra le numerose formule presenti in letteratura, si è quindi ritenuto opportuno scegliere quella presentata da (Mareschi, 2008) nella sua tesi di dottorato, e pubblicato da (Paris, et al., 2011), per il sito chiamato Bigarello in provincia di Mantova (MN), per il clone AF2 al secondo ciclo biennale, in cui $a = 0.0847$ e $b = 2.112$. Tale sito presenta infatti lo stesso clone con le stesse età sia radicali che dei polloni, e anche un suolo simile per tessitura. Solo il clima è leggermente diverso, trovandosi in una latitudine più a Nord; tuttavia la quantità di precipitazioni non differisce molto da quella del viterbese, e tra i tre siti analizzati Bigarello era quello con minore produttività, fattore che può compensare la differenza. In campo si è proceduto al campionamento dei diametri secondo il seguente criterio: si è scelta una pianta ogni 5 su tre filari posti al centro e alle due estremità, escludendo quelli più esterni per evitare possibili effetti di mantello, per un totale di 288 piante. Di ognuna di esse si sono rilevati i diametri di tutti i polloni a 100 cm di altezza sopra una soglia di 0.5 cm. Su di essi si è applicata l'Equazione 21 e si sono ricavati i pesi secchi. Il peso secco totale si è ottenuto tramite somma, e relazionando il numero delle piante all'area da esse occupata, sulla base della densità di piantagione. Il valore è stato infine corretto per la mortalità.

2.9.2. Rilevamento della lettiera in Y_SRC e del suo contenuto di C

La lettiera dei pioppi è stata campionata tramite dieci trappole di $0.154\ m^2$ ($0.49\ m \times 0.315\ m$) distribuite all'interno del sito Y_SRC lungo un transetto posto in diagonale rispetto alla direzione dei filari. La lettiera è stata raccolta ogni 3-4 settimane. I campioni raccolti sono stati seccati in stufa a $70^\circ C$ per 5 giorni, e il peso secco misurato e rapportato all'unità di superficie. Il contenuto di C (%) della lettiera è stato misurato tramite combustione secca (1108EA, Carlo Erba, Milan, IT).

2.9.3. Rilevamento dell'indice di area fogliare (LAI) in Y_SRC

L'indice di area fogliare (LAI, dall'inglese *leaf area index*) in Y_SRC è stato misurato tramite campagne bisettimanali per mezzo di un ceptometro (ACCUPAR, Delta-T, Cambridge, UK). Sei punti-campione all'interno del sito sono stati scelti lungo i filari ed individuati tramite vernice. Le misure sono state effettuate sempre tra le 11 e le 15 (ora solare) negli stessi punti, eliminando la vegetazione erbacea eventualmente presente. Lo strumento calcola il LAI (area delle foglie per unità di superficie) sulla base di misure di PAR (*photosynthetically active radiation*) sopra e sotto *canopy*, e di parametri che descrivono l'architettura della *canopy* stessa e la sua relazione con la posizione del sole (angolo di zenith, valore di *fractional beam*, parametro di distribuzione dell'area fogliare).

2.9.4. Rilevamento dell'altezza della canopy in Y_SRC

La *canopy* dei pioppi si è rilevata abbastanza omogenea nel sito. Il campionamento relativo a questo dato si è svolto tramite campagne bi-settimanali in periodo primaverile/estivo, e mensile nei mesi di settembre ed ottobre, su un transetto diagonale e su un numero di esemplari pari a 14. Una semplice stadia graduata è stata usata come strumento per il rilevamento delle altezze degli alberi, avendo raggiunto le piante l'altezza massima di 4 m ed essendo la vista libera.

2.10. Foregone sequestration

Inserire la *foregone sequestration* nel bilancio della SRC è molto importante ai fini della valutazione del LUC (Gelfand et al., 2011), in quanto tiene conto della quota di emissioni e di assorbimenti che la sostituzione del sistema comporta. L'inserimento avviene in maniera molto semplice: una volta chiuso il bilancio del sito di riferimento, si calcola il netto dalla somma algebrica dei singoli componenti, e si inserisce come voce del bilancio di Y_SRC cambiato di segno:

$$REFB = \sum_i Comp_i$$

Equazione 22

Dove *REFB* sta per bilancio di REF, e *Comp_i* sono i singoli componenti elencati sopra. Tutto si esprime in gCO₂eq m⁻².

2.11. Carbon offset

Il risparmio di emissioni accreditato alla SRC per la sostituzione di una fonte fossile è un altro elemento importante nella valutazione della mitigazione del riscaldamento globale da parte della SRC di pioppo. Il cippato ricavato dal pioppeto analizzato è destinato alla produzione di riscaldamento tramite stufe. In Italia, il 74.51% del consumo di energia per il riscaldamento proviene dal gas naturale, il 21.64% da petrolio e derivati, e il 3.86% da carbone (EEA, 2009). Si è quindi deciso di usare quello più diffuso come sistema di *offset*, cioè il gas naturale. Il credito di C si è calcolato sulla base della resa della SRC e della *Carbon intensity* del gas naturale, cioè sulla base di un fattore emissivo che tenga conto dei costi di produzione e trasporto alle utenze in termini di CO₂equivalenti. Tale fattore è specifico per ogni nazione: per l'Italia è pari a 9.53 gCO₂eq MJ⁻¹, cioè per produrre e trasportare una quantità di gas naturale in grado di generare 1MJ di energia si emettono in media 9.53 gCO₂equivalenti (dati (ecoinvent, 2007)). Dai dati di biomassa si ricava dapprima la bioenergia contenuta nel cippato prodotto:

$$BE = ABGB \cdot ED$$

Equazione 23

Con BE = bioenergia in MJ ha⁻¹, $ABGB$ = biomassa epigea (*above-ground biomass*) in kg ha⁻¹, ED = calore specifico (dall'inglese *energy density*) del pioppo, pari a 19.38 MJ kg⁻¹ (v. Tabella 1 e (Sannigrahi, Ragauskas, & Tuskan, 2010)). Quindi, ipotizzando che l'impiego del cippato andrà a sostituire lo stesso quantitativo di energia dal gas naturale,

$$CO = BE \cdot CI \cdot K2$$

Equazione 24

Dove CO sta per *Carbon offset* in gCO₂eq m⁻², BE visto sopra rappresenta l'energia risparmiata dal gas naturale, e CI = *Carbon intensity* del gas naturale, $K2$ come sopra.

2.12. Confronto tra bilanci

Una volta completato anche il bilancio della Y_SRC con le informazioni descritte, è possibile calcolare il bilancio netto anche per Y_SRC, ottenuto tramite somma dei singoli contributi:

$$SRCB = \sum_j Comp_j$$

Equazione 25

Dove *SRCB* sta per bilancio di *Y_SRC*, e *Comp_j* sono i singoli componenti elencati sopra. Tutto si esprime in gCO₂eq m⁻². Il pedice *j* si è usato al posto di *i* per distinguere i componenti del bilancio di REF da quelli di *Y_SRC*.

Il confronto tra *REFB* (Equazione 22) e *Y_SRC* (Equazione 25) permette di valutare la sostenibilità del LUC.

RISULTATI

3.1. Flussi biogenici di CO₂

3.1.2. Footprint Eddy Covariance

Come mostrano i grafici (Figura 2) la direzione prevalente del vento è NE su tutti e tre gli ecosistemi. Anche l'area sorgente della funzione di footprint, stimata dai modelli, appare disposta principalmente nell'area a NE delle tre torri, ma non esclusivamente. In particolare modo il sito di riferimento pare avere una footprint più distribuita intorno alla torre. Sebbene la maggior parte dei vettori stia in un raggio di 100 metri da ognuna delle torri, e quindi dentro all'ecosistema di interesse, non mancano mezzore in cui la maggior parte del segnale proviene da più lontano, fino a 400 m: in questi casi la sovrapposizione con l'immagine da satellite dei siti (non riportata) mostra come vengano registrate componenti di flusso non appartenenti all'ecosistema di interesse, ma da quelli a fianco. Si è reso quindi necessario scartare alcuni dati per evitare di inserire fonti di confusione nel segnale Eddy Covariance. La maggiore grandezza della footprint nel sito REF è conforme alla teoria sviluppata in materia, secondo la quale al crescere della rugosità diminuisce la distanza del picco massimo dallo strumento di misura (Kljun, Calanca, Rotach, & Schmid, 2004).

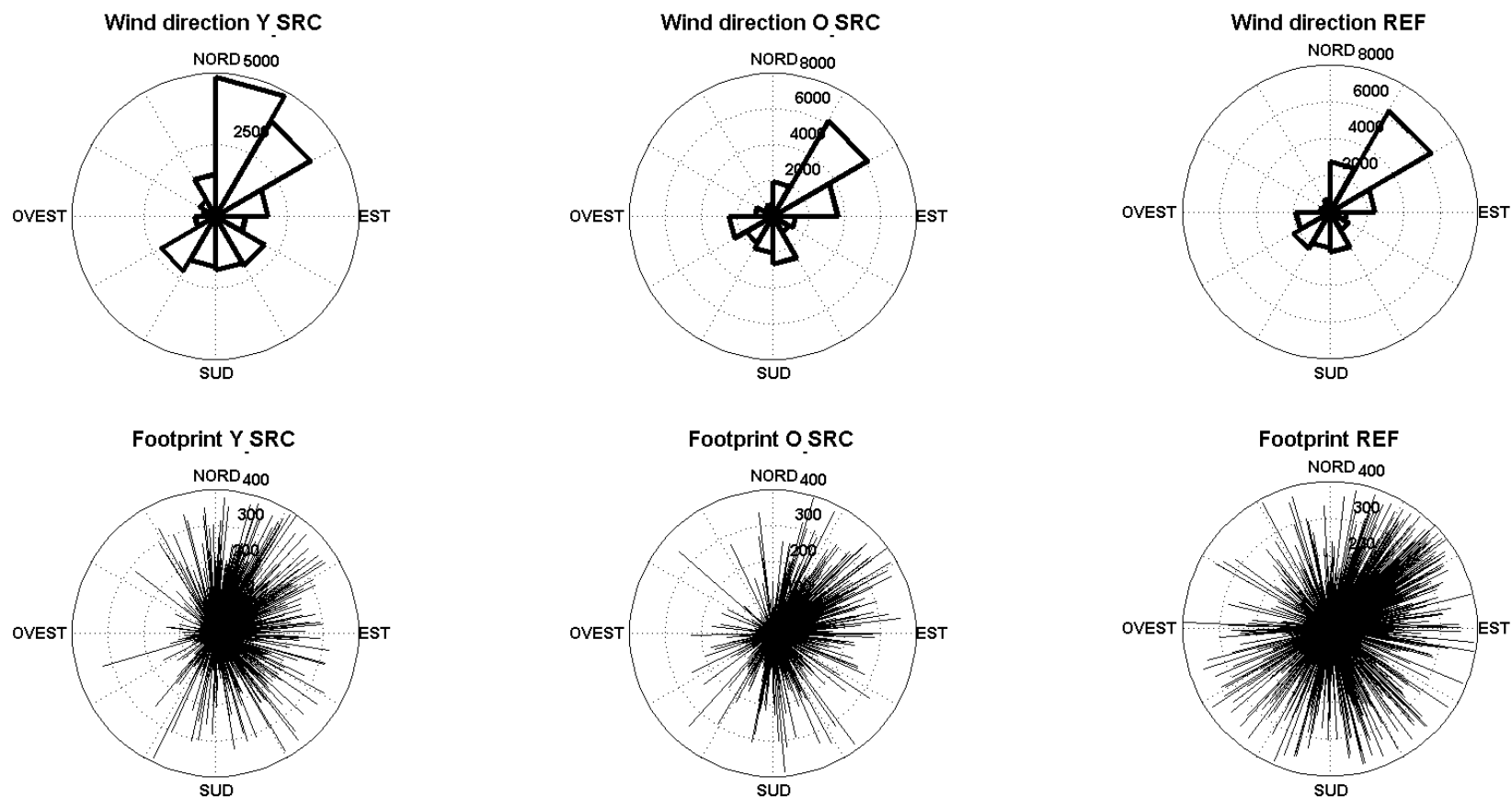


Figura 2 - Direzione del vento e footprint stimata per i tre siti. La direzione del vento è stata suddivisa in 12 settori di 30°: i grafici in alto riportano il numero di mezz'ora con vento proveniente da ogni settore. I grafici in basso invece riportano per ogni mezz'ora un vettore indicante il punto sul piano orizzontale in cui si ha il picco massimo di origine del segnale Eddy Covariance rispetto alla torre, posta al centro.

3.1.3. Copertura dati

Nel periodo considerato, la copertura dei dati, cioè i dati disponibili al netto di perdite per problemi tecnici, è stata medio-alta nei tre siti: il 75% per Y_SRC; 83% per REF; 92% per O_SRC. Considerando però le perdite dovute a file corrotti e incompleti, il conto scende a 73% per Y_SRC; 91% per O_SRC; 78% per REF. Infine, i dati non utilizzabili per il mancato verificarsi delle assunzioni alla base del metodo dell'Eddy Covariance, o per condizioni meteo avverse al perfetto funzionamento della strumentazione, fanno scendere ancora le percentuali: 55% per Y_SRC; 58% per REF; 64% per O_SRC. Il valore iniziale più basso a Y_SRC è dovuto a due black out che hanno coinvolto la torre, mentre REF è stato soggetto a perdite perché alimentato da pannelli solari. La percentuale di O_SRC rimasta, pur essendo la più alta, difetta di un lungo periodo consecutivo di dati mancanti nella stagione vegetativa 2013 (agosto-ottobre): un periodo troppo lungo perché il gap-filling applicato possa essere considerato affidabile. Per questo è stato deciso di non usare i dati provenienti da O_SRC per il calcolo del budget di gas serra, ma soltanto per un confronto ecologico tra i due pioppeti basato sul 2012, anno di forte siccità estiva. Poiché le percentuali scendono molto al momento di ripulire i dataset da tutti i dati poco affidabili, è importante cercare di garantire il massimo della copertura possibile tramite apposita manutenzione e monitoraggio della strumentazione e dei dati.

3.1.4. Flussi di Carbonio ed energia

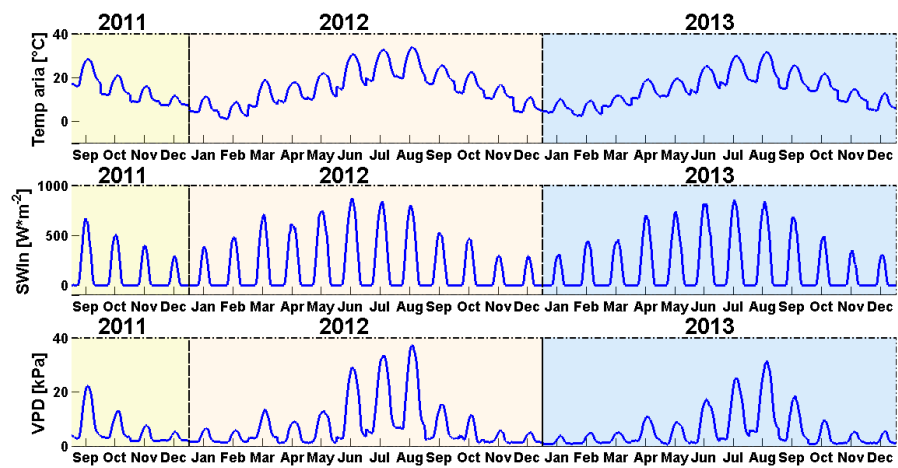
La tecnica EC permette di calcolare i flussi di materia ed energia dovuti all'attività biologica degli ecosistemi, la quale dipende principalmente dalle caratteristiche ecologiche della stazione, e dalle variabili meteo coinvolte nei processi biochimici. Confrontando le medie giornaliere su base mensile del flusso netto di C (NEE), dei flussi di calore sensibile (H) e latente (LE) calcolati con il metodo EC, con le medie giornaliere su base mensile della temperatura dell'aria (Ta), della radiazione a onda corta (SW) e del deficit di vapor acqueo (VPD) (Figura 3), si nota come queste giochino un ruolo fondamentale nel regolare l'attività degli organismi vegetali dei due ecosistemi. La fotosintesi aumenta (e quindi il NEE diventa più negativo, cioè cattura più CO₂ dall'atmosfera) all'aumentare della quantità di radiazione solare disponibile e all'innalzarsi delle temperature. Quando il VPD diventa importante, tuttavia, l'attività fotosintetica è depressa, e i flussi di C si mantengono più bassi, mentre H diventa più importante a discapito di LE. In un sito con colture invernali

come REF, il flusso di NEE appare molto più soggetto al VPD che alle altre due variabili; tuttavia, si può notare come nei mesi più freddi e con meno disponibilità di luce si abbia comunque un freno dell'attività biologica. Il flusso di LE, essendo dovuto all'evapotraspirazione di vapore d'acqua, è sensibile alle variazioni delle attività fotosintetiche dei tessuti verdi, e consente una rappresentazione visiva immediata delle accelerazioni e decelerazioni della stessa. Il confronto con H permette di fare considerazioni sulla presenza di periodi caldi e/o aridi, che possano aver determinato manifestazioni di stress della vegetazione. Si trova quindi conferma del fatto che le specie invernali studiate in questo caso (trifoglio, sorgo e grano) sono suscettibili al VPD, e rallentano l'attività fotosintetica via via che ci si inoltra nella primavera/estate, determinando una progressiva flessione di LE e una ripresa dei flussi di H. Ricordiamo poi che, essendo REF un ecosistema agricolo tradizionale, quindi più "disturbato" a livello antropico, i flussi risentono anche delle lavorazioni effettuate: in particolar modo della presenza di pascolo nel primo anno, e delle arature tardo-estive. Questi grafici evidenziano infine come il 2012 sia stato un anno decisamente più caldo e asciutto del 2013, con temperature in marzo e giugno-luglio più elevate e valori di VPD molto alti. I riflessi sui flussi di NEE, H e LE, per quanto ben evidenti, vanno comunque presi con cautela, in quanto le differenze sono dovute anche alla presenza di due diversi ecosistemi nel sito REF (trifoglio/sorgo e grano), e alla diversa età dei polloni del pioppeto Y_SRC (ricordiamo che il taglio è avvenuto all'inizio di gennaio 2012).

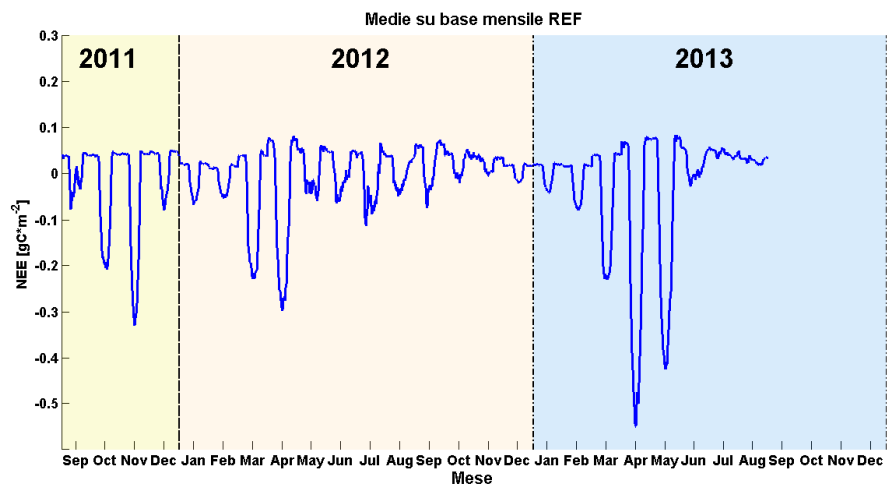
3.1.5. Chiusura del bilancio energetico

Una mancata chiusura del bilancio energetico è tipica nelle stazioni EC, e può dipendere da diversi fattori: mancanza di rappresentatività spaziale del flusso di calore nel suolo, malfunzionamenti del radiometro, problemi nelle misure EC. In particolare si è visto che buona parte dello sbilanciamento può essere ascritta al cosiddetto problema dell'"angolo di attacco" (o di distorsione del flusso), dovuta alla struttura della torre EC, del supporto dell'anemometro e degli stessi trasduttori (Nakai, van der Molen, Gash, & Kodama, 2006); (Nakai & Shimoyama, 2012). Al momento attuale sono stati sviluppati algoritmi di conversione di questo errore solo per alcuni modelli di anemometri (Gill), mentre mancano per quelli usati in REF e Y_SRC. In questi siti infatti la chiusura del bilancio energetico nei due anni è pari al 78% per REF e all'87% a Y_SRC. Tali valori, pur non essendo particolarmente elevati, sono ancora accettabili considerando la mancata correzione

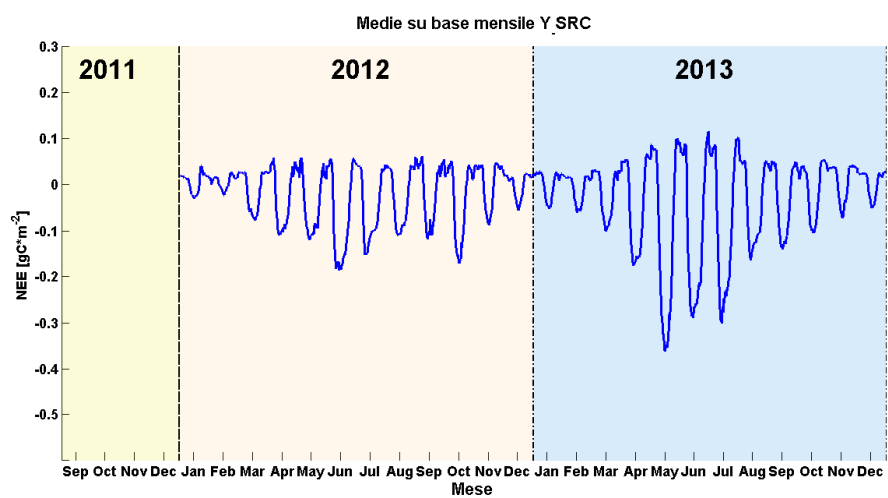
dell'angolo di attacco. A tal proposito, occorre sottolineare che la correzione dell'angolo di attacco produce un aumento nei flussi di H e LE fino al 14% . Inoltre, mentre l'anemometro presente nel sito REF ha un errore dovuto all'angolo di attacco sia per il supporto che per i trasduttori, la geometria dell'anemometro CSAT presente in Y_SRC riduce tale errore alla sola presenza dei trasduttori, a patto però di eliminare tutti i dati provenienti dal settore di vento dove si trova il braccio dell'anemometro, diminuendo di conseguenza la copertura dei dati e aumentando l'incertezza in fase di gap filling.



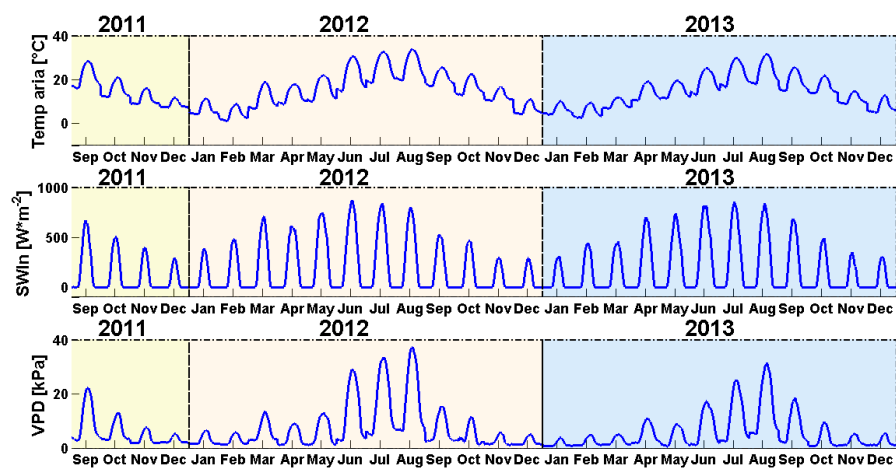
a.1



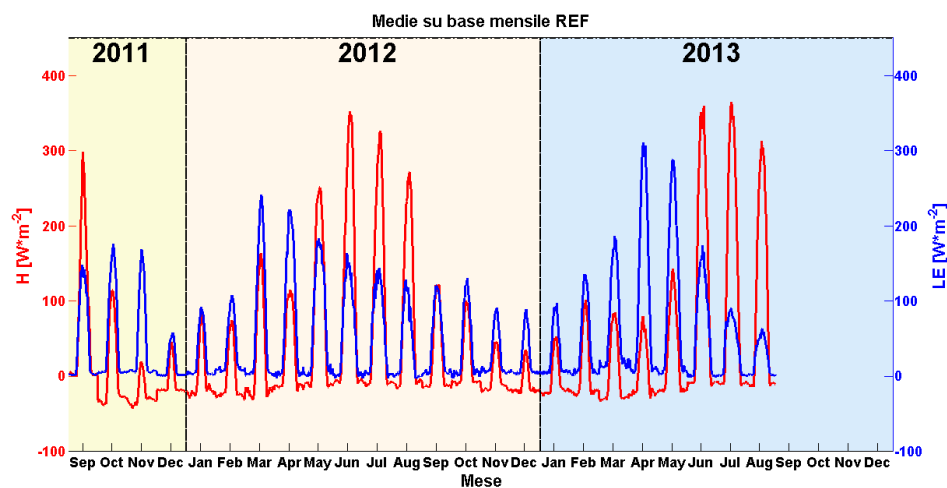
b.1



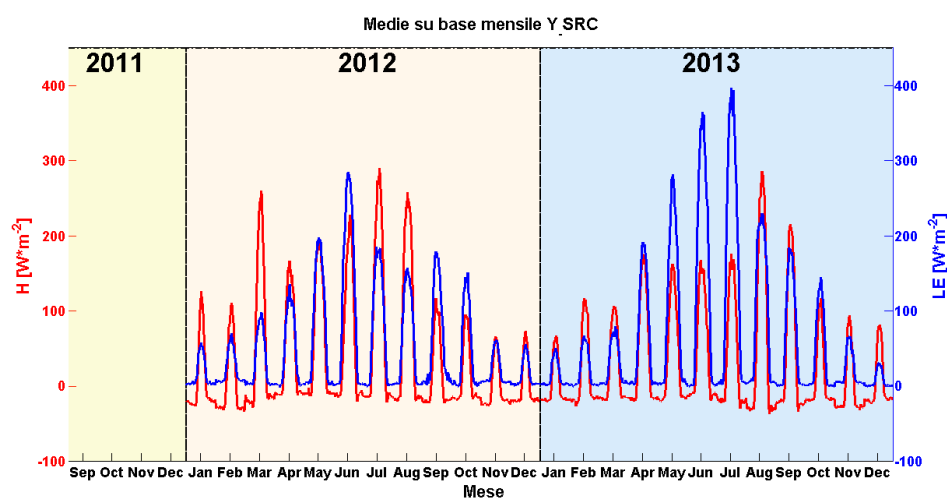
c.1



a.2



b.2



c.2

Figura 3 – medie giornaliere su base mensile di temperatura dell'aria (T_a), radiazione globale (SWIn), deficit di pressione di vapore (VPD) (lettere a.) per l'unione dei periodi di interesse dei due siti; flusso netto di C (NEE) (lettere b.), calore sensibile (H) e calore latente (LE) (lettere c.) per il sito REF (numeri 1) e Y_SRC (numeri 2).

3.2. Flussi cumulati

Nell'ottica di redigere un bilancio di gas serra su 24 mesi, è necessario scalare i flussi calcolati per le varie mezzore sull'intero periodo. La Figura 4 mostra le cumulate di NEE per i due siti, insieme a quelle delle sue componenti, come ricavate tramite il partitioning descritto nella sezione dei materiali e metodi⁸.

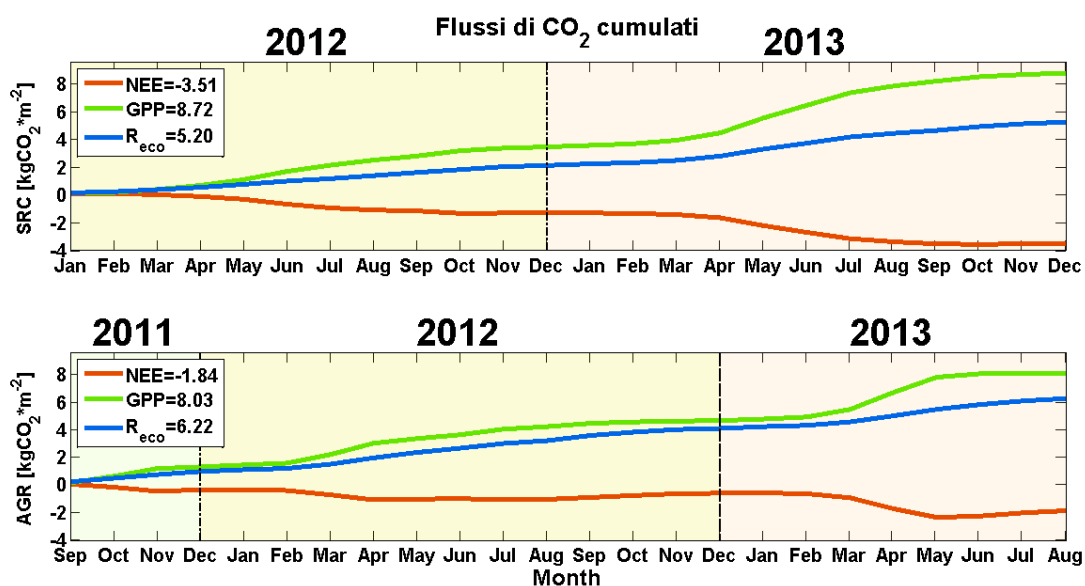


Figura 4 – Cumulate dei flussi di CO₂ sui 24 mesi considerati per ogni sito. NEE = net ecosystem exchange; GPP = gross primary production; R_{eco} = ecosystem respiration.

Dal punto di vista ecosistemico, in un ciclo coltivazionale la SRC accumula più Carbonio che il campo agricolo tradizionale. Dalla Figura 3 e Figura 4 è evidente come le differenze principali tra i due sistemi siano state sia il diverso tasso di produzione primaria lorda sia la diversa respirazione dell'ecosistema, maggiore la prima nella SRC e minore la seconda nel complesso dei 24 mesi considerati in ognuno dei due siti. Nel pioppeto la NEE è stata fortemente negativa per un tempo più lungo, mentre sull'agricolo, pur raggiungendo picchi maggiori (in valore assoluto), è stata concentrata in periodi più brevi, come ci si aspetta da coltivazioni invernali. E' interessante notare sulle comulate come i periodi vegetativi di

⁸ Nei grafici delle cumulate si riportano i valori della quantità di CO₂ sequestrata. Questo fatto, alquanto inusuale in studi di bilancio di Carbonio, in cui si preferisce quantificare il C accumulato piuttosto che la CO₂, è qui giustificato dall'interesse del presente lavoro di stilare un bilancio di gas serra più generale del solo C, e di rendere comparabili i diversi contributi considerati. Questo viene fatto prendendo come riferimento la molecola di CO₂.

maggiore accumulo siano evidenziati da una maggiore ripidità delle curve di GPP e NEE, mentrei periodi di stasi vegetativa sono indicati da *plateau* della cumulata di GPP e punti di flesso in quella di NEE. La respirazione ha un andamento molto più lineare: essendo essa formata da tre componenti principali (respirazione del suolo, dei fusti e delle foglie), questo dà un'idea di come la principale delle tre componenti debba essere il suolo, in quanto durante la stagione in cui sono presenti le foglie, e in cui si ha l'accrescimento dei fusti, la respirazione subisca solo un minimo incremento, appena percettibile sulle cumulate biennali.

Il valore riportato nei grafici è relativo alla mediana delle NEE ottenute dall'estrazione di diverse soglie. Ma per la loro natura i dati EC sono soggetti a diversi e complessi contributi di incertezza; per questa ragione, è più proprio interpretarli analizzando un range di valori possibili. In questo lavoro il calcolo dell'incertezza dei flussi di CO₂ è basata sulla soglia di u*(v materiali e metodi), prendendo la mediana come dato di riferimento e considerando il 16mo e l'84mo percentile della distribuzione di NEE, GPP e R_{eco} come estremi del range, coprendo pertanto il 68% della distribuzione (che in una distribuzione normale corrisponde alla media ± la deviazione standard). Da tali valori è possibile costruire dei boxplot come in Figura 5.

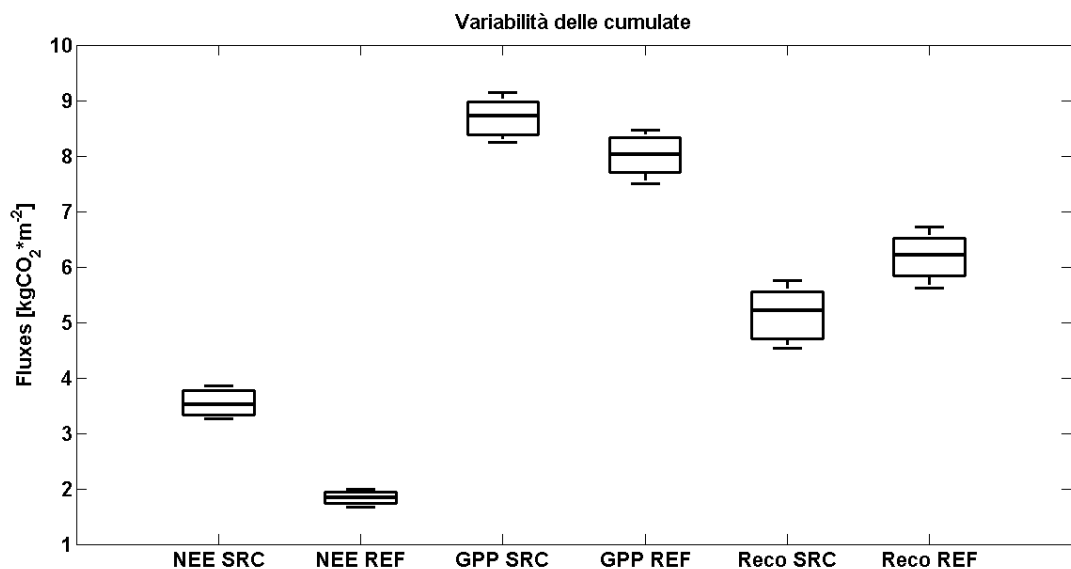


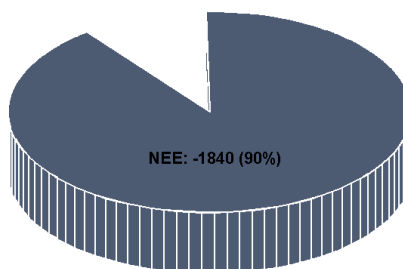
Figura 5 – Range dei valori delle 3 cumulate dei due siti. NEE = net ecosystem exchange; GPP = gross primary production; R_{eco} = ecosystem respiration. SRC = short rotation coppice. REF = reference site. Il box rappresenta i valori compresi tra il 16mo e l'84mo percentile, mentre i baffi si spingono fino al 5to da un lato e fino al 95mo dall'altro.

Per comodità di visualizzazione, si sono riportati i valori assoluti delle tre cumulate. Le differenze dei valori cumulati descritti in precedenza restano evidenti anche includendo i range, con un forte accumulo da parte del pioppeto e un accumulo più moderato in REF. A livello di incertezza si deve evidenziare come questa sia generalmente più bassa per il sito agricolo, soprattutto nel valore di NEE.

3.3. NEE nel bilancio di gas serra

Da quanto detto fin qua è possibile ricavare la prima voce del bilancio di interesse: la quantità di CO₂ assorbita tramite fotosintesi dai due sistemi per la loro attività biologica, al netto di quella respirata per il mantenimento e l'accrescimento dei tessuti vegetali. La Figura 6 illustra la prima “fetta” del bilancio, cioè il NEE sui due anni dei due siti. Sebbene come visto il pioppeto accumuli in assoluto più CO₂ dall'atmosfera nei 24 mesi rispetto all'agricolo, è da notare tuttavia che tale voce ha un'importanza molto maggiore nel sito REF nel complesso delle voci considerate – ed illustrate nel seguito del lavoro – rispetto alla SRC.

Bilancio gas serra REF - NEE



Bilancio gas serra SRC - NEE

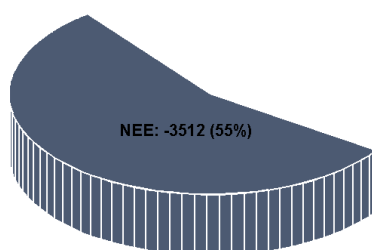


Figura 6 – Importanza e valore dell'accumulo netto di Carbonio nel bilancio dei gas serra per i due siti. I valori sono in $\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2}$. NEE = net ecosystem exchange. SRC= short rotation coppice; REF = reference site.

3.4. Caratterizzazione suolo

Dalle analisi svolte preliminarmente per la caratterizzazione del suolo, si sono riscontrate le caratteristiche riportate strato per strato in Tabella 6 (il pH senza suddivisione per strati).

Tabella 6 – Caratteristiche del suolo a diverse profondità. SRC = short rotation coppice; Ref= sito di riferimento

	Profondità (cm)	0-5	5-15	15-30	30-50	50-70	70-100
Y_SRC	C (%)	0.80 ± 0.10	0.61 ± 0.11	0.70 ± 0.09	0.60 ± 0.08	0.51 ± 0.05	0.46 ± 0.05
	N (%)	0.08 ± 0.01	0.06 ± 0.02	0.07 ± 0.02	0.06 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.05 ± 0.01
	Bulk dens. (Mg m ⁻³)	1.07 ± 0.21	1.15 ± 0.20	1.23 ± 0.23	1.19 ± 0.19	1.32 ± 0.22	1.40 ± 0.25
	SOC (MgC ha ⁻¹)	3.07 ± 0.78	4.39 ± 1.33	7.97 ± 1.97	9.25 ± 2.30	7.44 ± 1.76	8.54 ± 2.23
	N (MgN ha ⁻¹)	0.30 ± 0.25	0.43 ± 0.63	0.79 ± 0.95	0.92 ± 0.81	0.72 ± 0.74	0.84 ± 0.95
	pH	6.69 ± 0.13					
Ref	C (%)	1.39 ± 0.22	0.88 ± 0.11	0.70 ± 0.08	0.68 ± 0.04	0.18 ± 0.02	-
	N (%)	0.13 ± 0.01	0.09 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.07 ± 0.01	0.02 ± 0.01	-
	Bulk dens. (Mg m ⁻³)	0.95 ± 0.12	1.03 ± 0.15	1.19 ± 0.22	1.35 ± 0.24	1.45 ± 0.21	-
	SOC (MgC ha ⁻¹)	5.07 ± 0.90	6.46 ± 1.30	8.54 ± 2.03	10.64 ± 2.08	2.56 ± 0.93	-
	N (MgN ha ⁻¹)	0.47 ± 0.20	0.63 ± 0.40	0.83 ± 0.69	1.04 ± 0.81	0.28 ± 0.91	-
	pH	5.88 ± 0.08					
O_SRC	C (%)	1.87 ± 0.26	0.79 ± 0.11	0.69 ± 0.08	0.55 ± 0.09	0.27 ± 0.05	0.15 ± 0.03
	N (%)	0.17 ± 0.02	0.08 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01
	Bulk dens. (Mg m ⁻³)	0.85 ± 0.13	1.11 ± 0.15	1.19 ± 0.21	1.23 ± 0.29	1.34 ± 0.18	1.42 ± 0.22
	SOC (MgC ha ⁻¹)	5.30 ± 0.88	5.81 ± 1.2	7.90 ± 1.85	7.78 ± 2.76	3.83 ± 1.44	3.04 ± 1.66
	N (MgN ha ⁻¹)	0.48 ± 0.25	0.60 ± 0.56	0.80 ± 0.63	0.86 ± 0.92	0.44 ± 0.74	0.32 ± 1.38
	pH	6.66 ± 0.24					
Textures							
Y_SRC	Sabbia (%)	39	39	44	38	41	44
	Limo (%)	34	37	38	37	36	29
	Argilla (%)	27	24	18	25	23	27
Ref	Sabbia (%)	36	39	40	37	44	-
	Limo (%)	31	32	34	34	28	-
	Argilla (%)	33	29	26	29	28	-
O_SRC	Sabbia (%)	32	30	26	24	24	19
	Limo (%)	25	28	28	27	21	18
	Argilla (%)	43	42	46	49	55	63

Dalla Tabella 6 risulta chiaro come il contenuto di C all'interno di ogni sito decresca dagli strati superficiali a quelli più profondi. Il gradiente, tuttavia, è più marcato per il pioppeto più vecchio che per il sito di riferimento, e questo a sua volta più marcato che per quello più giovane (vedi anche Figura 7). Aumentando il numero di campioni, pur limitandosi all'analisi dei primi 15 cm di suolo, ha permesso di testare la significatività statistica delle differenze del C% tra i siti. I campioni sono risultati provenire da distribuzioni normali con media diversa tra loro (v sotto). Per quanto riguarda lo stock di C organico nel suolo (SOC), anche in questo caso è possibile vedere dalla Figura 8 che esiste per tutti e tre i siti un trend positivo con la profondità fino a un certo livello, mentre agli strati più profondi c'è una repentina diminuzione, più marcata per O_SRC e REF. Ciononostante, delle differenze esistono tra i siti, con Y_SRC che presenta un SOC minore che negli altri siti

agli strati più superficiali, e viceversa maggiore agli strati inferiori. REF e O_SRC hanno valori più simili tra loro.

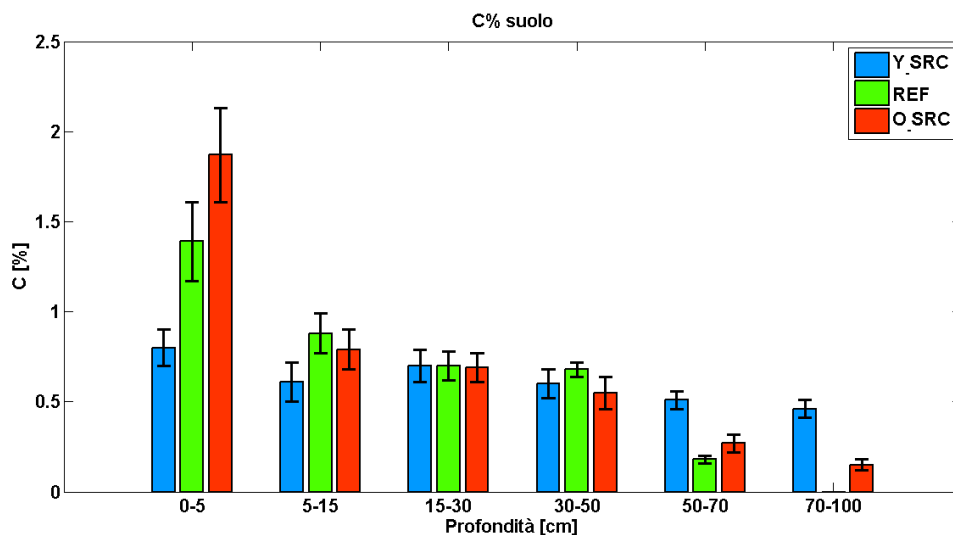


Figura 7 – Contenuto percentuale di C nel suolo a diverse profondità. REF e Y_SRC come da figure precedenti. O_SRC = *old short rotation coppice*.

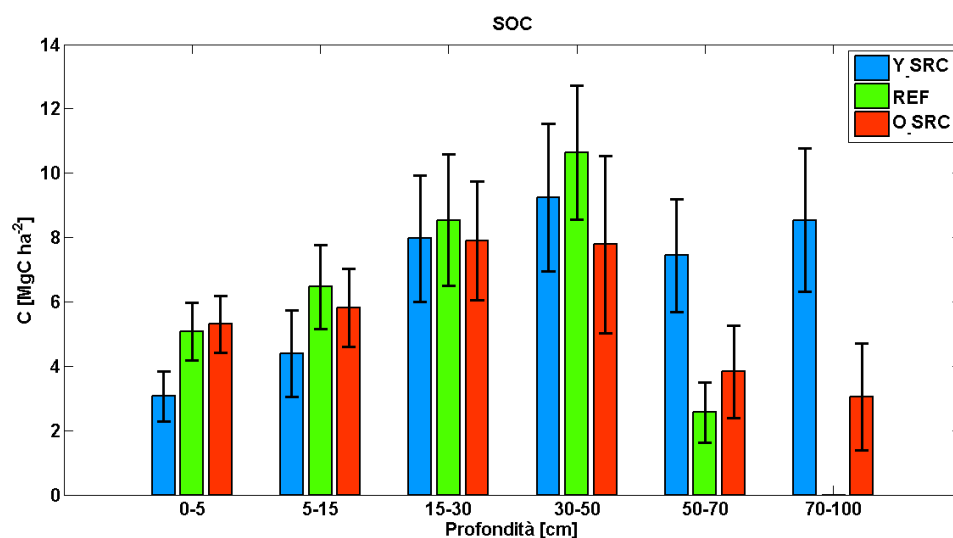


Figura 8 – Stock di C organico nel suolo a diverse profondità. REF e Y_SRC come da figure precedenti. O_SRC = *old short rotation coppice*.

A livello di pH si osserva una maggiore acidità nei due pioppeti rispetto al sito di riferimento. La differenza tra Y_SRC e REF è 0.81 ± 0.15 ; quella tra O_SRC e REF è

0.78 ± 0.25 . Entrambe risultano significative al 95% secondo il t-test di Student (Student, 1908).

3.5. Altre caratteristiche suolo

Il pH tra i due siti è diverso, passando da 5.88 ± 0.08 a 6.69 ± 0.13 . Si ha quindi un aumento di 0.81 ± 0.15 .

3.6. Flussi biogenici non-CO₂ dal suolo

I flussi di CH₄ e N₂O rilevati al suolo sono sempre stati di scarsa entità. A parte qualche eccezione, le medie giornaliere calcolate sulle misure puntuali dei collari distribuiti sulla superficie del suolo degli ecosistemi non si è mai discostata in maniera sensibile dallo zero. Analizzando i grafici delle due variabili per i due siti, si vede infatti come lo zero sia spesso compreso all'interno della deviazione standard, e come, quando non lo è, sia comunque un valore molto contenuto (Figura 9).

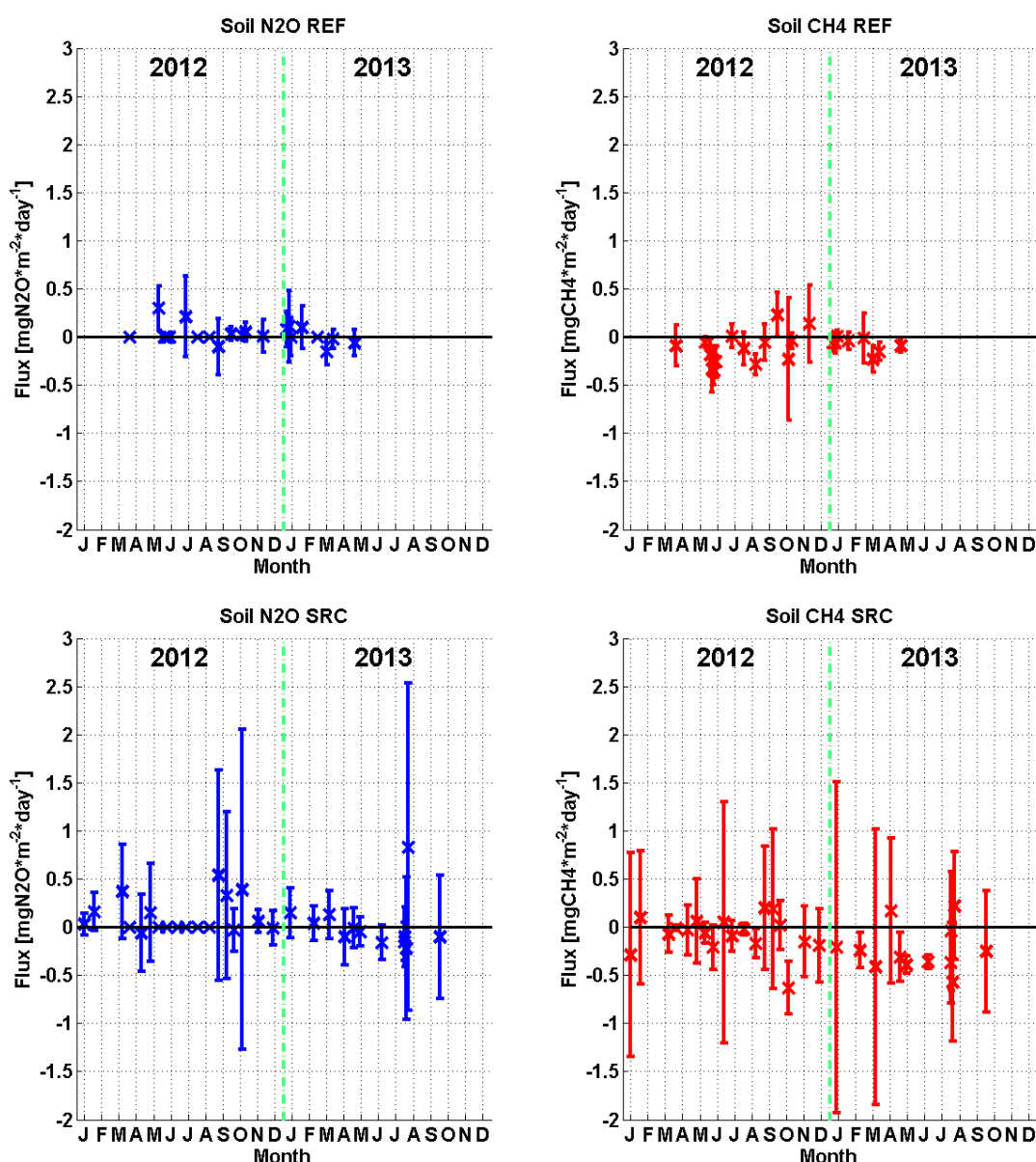


Figura 9 – concentrazioni medie dei gas non-CO₂ rilevate tramite camerette manuali. Sulle ascisse è presente la prima lettera inglese del mese. REF e SRC come definite nelle figure precedenti.

Data la scarsa entità dei flussi, e il fatto che ad ogni misura c'erano dei collari la cui concentrazione non superava quella minima individuabile dal gas-cromatografo, non è stato possibile correlare le variazioni dei flussi con parametri meteorologici o spaziali. Si è così deciso di cumulare i dati tramite interpolazione lineare, supponendo di non introdurre un grande errore dati i bassi valori di flusso misurati. I valori delle cumulate sui due anni rispecchiano l'andamento misurato nelle singole date. Per inserirle nel bilancio è stato necessario trasformarle in CO₂ equivalenti (CO₂eq) tenendo conto del loro GWP su un orizzonte temporale di 100 anni (dati IPCC (Solomon, et al., 2007)), e sono riportati in

Figura 10. Come si vede, in due anni si sono registrate minime emissioni di N₂O e minimi assorbimenti di CH₄: Y_SRC ha emesso 17.7 ± 3.1 gCO₂eq m⁻² da N₂O e assorbito 2.2 ± 3.5 gCO₂eq m⁻² da CH₄. REF ha emesso 1.38 ± 1 gCO₂eq m⁻² da N₂O e assorbito 0.92 ± 1.3 gCO₂eq m⁻² da CH₄. Nonostante che il fatto che dei siti fertilizzati agiscano come delle *sources* di GHG e che invece non ci siano emissioni ma assorbimenti di CH₄ sia un dato atteso (e riportato anche in letteratura, ad es. (Ferré, Leip, Matteucci, Previtali, & Seufert, 2005)), tuttavia i valori sono davvero troppo piccoli per poterne trarre conclusioni importanti: i valori cumulati sono stati inseriti nel bilancio di GHG, avendo un peso trascurabile rispetto al resto.

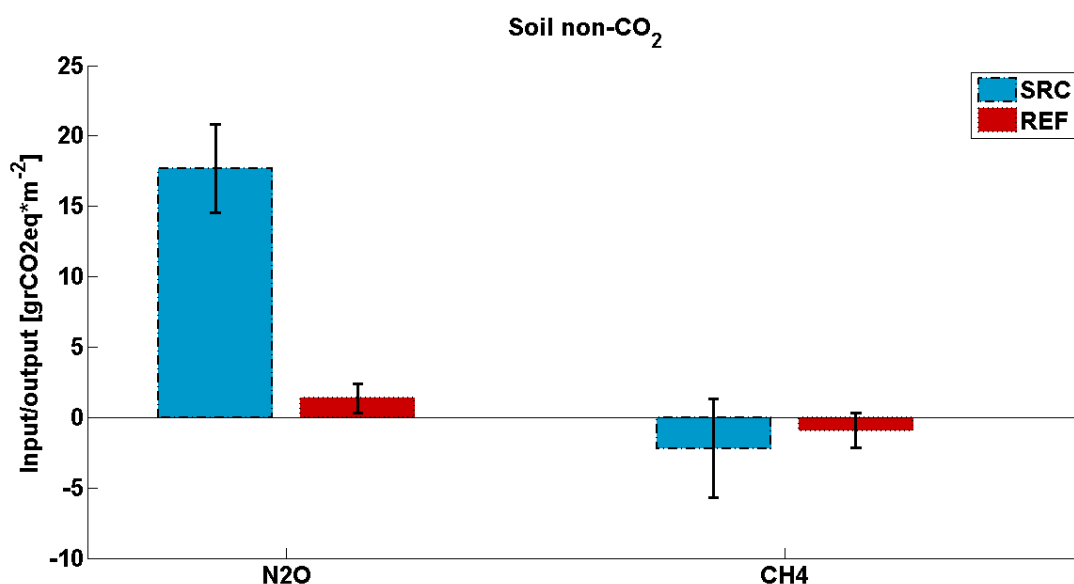


Figura 10 – Flussi non-CO₂ da e verso il suolo nei due siti analizzati per il bilancio di gas serra. SRC e REF come dalle precedenti figure.

3.7. Analisi di laboratorio

Come detto in precedenza, campioni di suolo sono stati incubati al fine di testare la bontà del metodo ed escludere l'evenienza di flussi non individuati dalle misure svolte per N₂O. Per quanto riguarda SRC, l'esperimento ha mostrato piccole differenze di flusso a diversi valori di WFPS% e contenuto di N, in sostanza confermando i bassi livelli misurati in campo (Figura 11). In REF, invece, i flussi di N₂O non si dimostrano particolarmente sensibili al livello di umidità del suolo finché questo resta su valori inferiori al 65%-70%,

al di sopra del quale si osserva invece un aumento esponenziale. Andando ad osservare i dati di campo in merito al WFPS% (Figura 12), si nota che la soglia individuata viene superata solo in rare occasioni, tutte in periodo invernale, quando cioè la temperatura del suolo stava ben al di sotto dei 20°C a cui è stato condotto l’esperimento di incubazione. Le basse temperature quindi verosimilmente hanno bloccato l’attività dei microrganismi quando si presentavano le condizioni di WFPS% ideali per lo sviluppo di efflusso di N₂O.

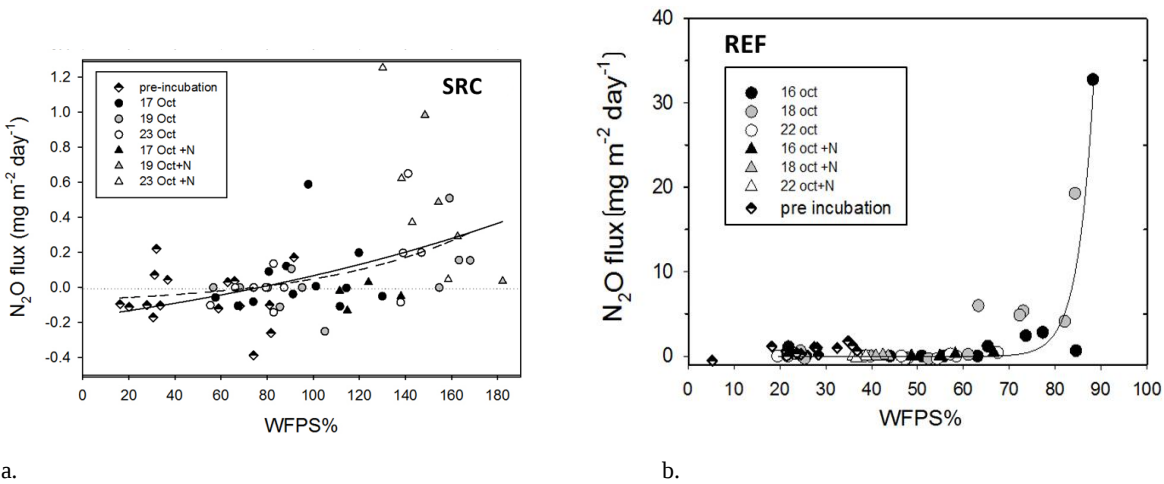


Figura 11 – Flussi di N₂O da incubazione a diversi valori di *water filled pore space* (WFPS%) e con due diversi trattamenti (con aggiunta di N o senza). REF e SRC come definiti in precedenza

Dalle analisi di laboratorio è emerso anche che le attività di nitrificazione e denitrificazione erano ridotte, ma i batteri nitrificanti erano substrato-limitati poiché il potenziale di nitrificazione era circa 3 volte maggiore di quello reale (dati non riportati).

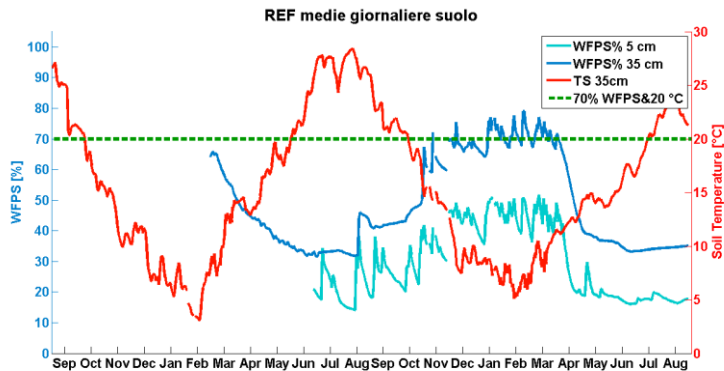
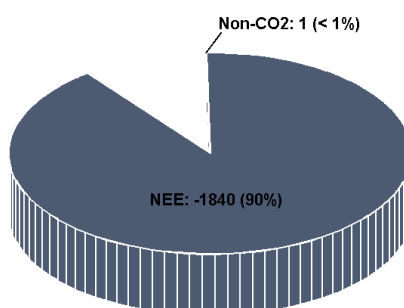


Figura 12 – Water filled pore space (WFPS%) e temperatura del suolo del sito REF nei 24 mesi considerati per il calcolo del bilancio di GHG

3.8. Flussi non-CO₂ nel bilancio di gas serra

Come si può notare dalla Figura 13, pur con le differenze viste sopra i gas non-CO₂ nel loro complesso rappresentano una quota molto limitata per entrambi i sistemi analizzati, e risultano difatto trascurabili in questo contesto. Il valore è stato ottenuto sommando algebricamente il contributo da N₂O dal suolo con quello da CH₄ in CO₂eq, sempre seguendo la convenzione di avere un valore positivo in caso di emissione verso l'atmosfera, e negativo in caso di assorbimento. Il bilancio può essere in questo modo aggiornato aggiungendo una “fetta” molto sottile al grafico a torta che si va delineando.

Bilancio gas serra REF - NEE + Non-CO₂



Bilancio gas serra SRC - NEE + Non-CO₂

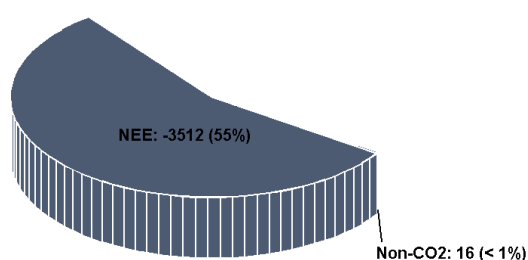
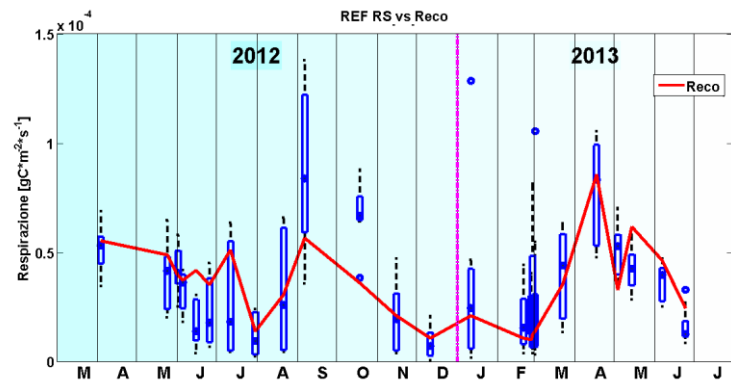


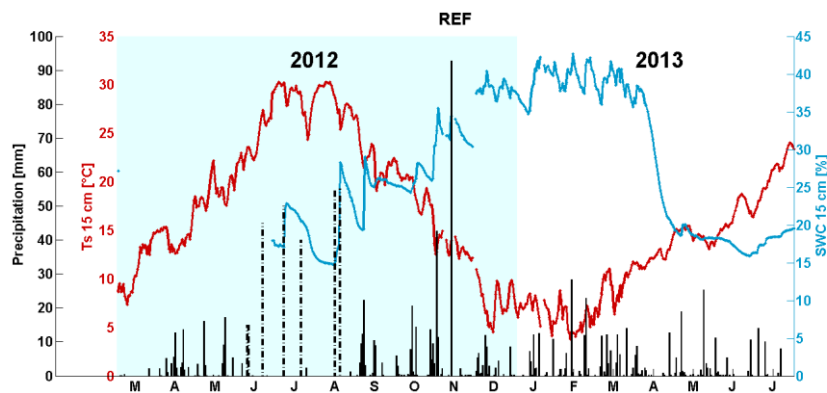
Figura 13 – Importanza e valore dei gas non-CO₂ nel bilancio dei gas serra per i due siti. I valori sono in gCO₂ m⁻².
NEE = net ecosystem exchange. SRC e REF come definiti in precedenza.

3.9. Respirazione del suolo (CO₂)

Pur essendo già inclusa nella R_{eco} ricavata tramite partizione dei dati di NEE calcolati tramite EC, la cosiddetta respirazione del suolo, cioè l'efflusso di CO₂ proveniente da sottoterra e dovuto all'attività dei microorganismi quivi presenti (respirazione eterotrofa, R_h), nonché dalla respirazione dei tessuti radicali (respirazione autotrofa, R_a), la respirazione del suolo (R_s) costituisce una quota importante di R_{eco} , e merita per questo un'analisi più di dettaglio. La Figura 14 e la Figura 15 mostrano un confronto tra i dati rilevati in campo di R_s e l'andamento di R_{eco} da EC nei due siti. Come si vede c'è sostanziale accordo nei trend, il che ci conforta sul corretto svolgimento delle misure. Si può notare anche una certa variabilità spaziale in R_s , specialmente per i flussi più alti. Contestualmente ai dati meteo, si nota come la T_s sia il *driver* principale che guida entrambe le respirazioni, fintanto che il SWC non scende troppo: sotto una certa soglia di umidità al suolo, infatti, i flussi risultano fortemente depressi, e non sembrano mostrare più alcuna correlazione con la temperatura. Al *rewetting* si nota invece la ripresa dei flussi respiratori. L'irrigazione infine risulta più efficace nel caso di REF che SRC.

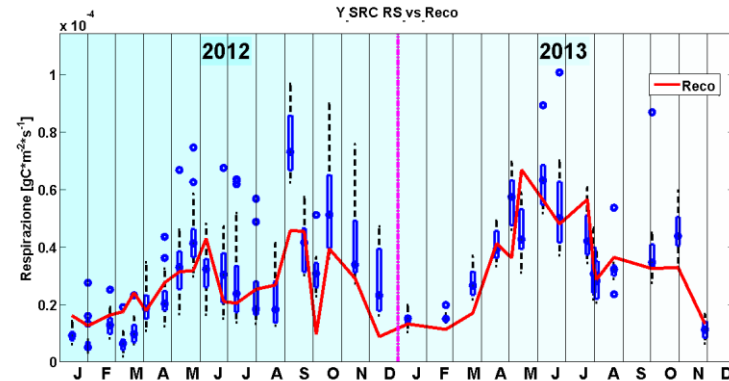


a.

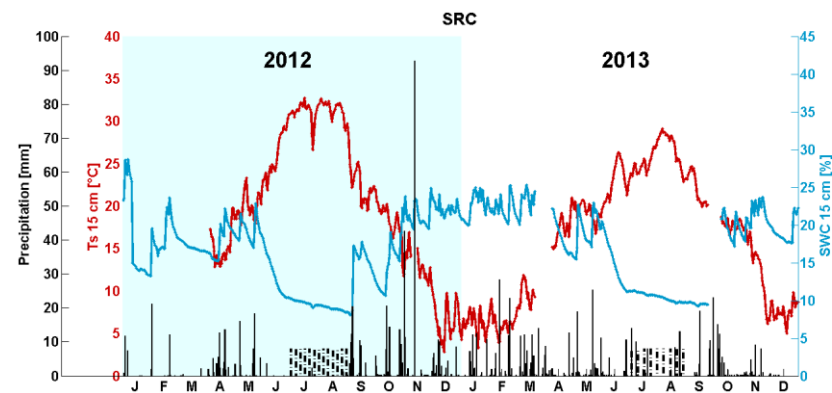


b.

Figura 14 – Respirazione del suolo (RS) e respirazione ecosistemica (R_{eco}) (a.), confrontate tra loro e in relazione con la temperatura del suolo (Ts) e l'umidità (SWC) a 15 cm di profondità, e con precipitazioni e irrigazioni (Prec) (b.) nel sito REF



a.



b.

Figura 15 – Respirazione del suolo (RS) e respirazione ecosistemica (R_{eco}) (a.), confrontate tra loro e in relazione con la temperatura del suolo (Ts) e l'umidità (SWC) a 15 cm di profondità, e con precipitazioni e irrigazioni (Prec) (b.) nel sito Y_SRC

3.10. Operazioni colturali

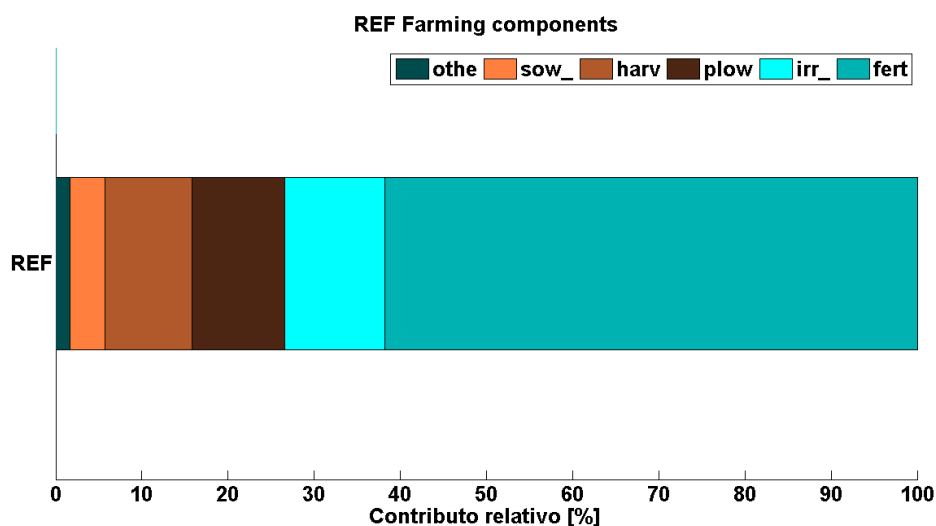
Le operazioni colturali effettuate al primo e al secondo ciclo nei due siti analizzati sono dettagliate nella Tabella 7, e il loro costo in termini di emissioni di GHG espresso tramite conversione in CO₂ equivalenti. In tutte le operazioni i costi includono il combustibile fossile (gasolio) impiegato dai macchinari per lo svolgimento dell'operazione in questione, a cui in alcuni casi si sono aggiunti i costi di produzione: specificamente per i concimi e i pesticidi (questi ultimi inclusi nella voce "Altro"). Sebbene i totali di tutto il ciclo siano molto simili tra loro, è possibile evidenziare alcune differenze delle singole voci. In particolare, è evidente che il taglio dei pioppi consuma molto più carburante dello sfalcio del grano, mentre le lavorazioni del suolo sono molto maggiori per la rotazione tradizionale⁹. Per quanto riguarda l'irrigazione, nonostante le quantità somministrate in totale siano simili, le emissioni associate risultano superiori per Y_SRC. Questo perché i metodi di irrigazione usati sono differenti: l'irrigazione sotterranea richiede più energia per somministrare la stessa quantità d'acqua dei rotoloni impiegati nel REF, riducendo però (almeno in teoria) gli sprechi. Infine le emissioni per la somministrazione di fertilizzante sono maggiori in REF.

⁹ Nella tabella, la voce "Aratura" include genericamente tutte le lavorazioni al suolo: aratura, erpicatura, fresatura.

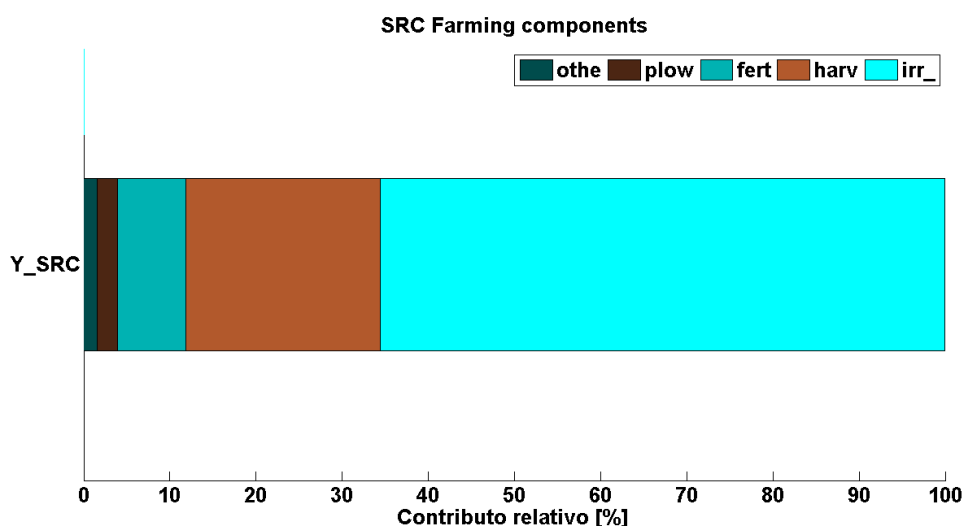
Tabella 7 – Riepilogo delle operazioni colturali nei due siti e loro costo in termini di emissioni di gas serra (CO₂eq). REF = *reference site*; Y_SRC = *young short rotation coppice*.

Ciclo	Operazione	REF (gCO ₂ eq m ⁻²)	Y_SRC (gCO ₂ eq m ⁻²)
ANNO_I	Harvest	2.6	-
	Aratura	4.2	2
	Semina	2.3	-
	Irrigazione	11.2	35.3
	Fertilizzazione	35	-
	Altro	-	2
	SUBTOT	56.2	39
ANNO_II	Harvest	7.1	20.7
	Aratura	6.2	-
	Semina	1.6	-
	Irrigazione	-	24.5
	Fertilizzazione	24.6	7.2
	Altro	1.7	-
	SUBTOT	41.2	52.4
TOT		97.4	91.4

Fatto 100 il totale delle emissioni dovute alle operazioni colturali, è possibile visualizzare il contributo di ognuna in Figura 16. Le sezioni sono in ordine crescente dal contributo meno al più influente, e i colori indicano le stesse voci come riportato nella legenda e nella didascalia. Tra il 60 e il 65% delle emissioni attribuite alle operazioni colturali sono dovute all'irrigazione per i pioppi, e alla fertilizzazione per l'agricolo. Dopo l'irrigazione è *l'harvest* a contribuire maggiormente alle emissioni nel pioppeto (circa 22%), mentre la fertilizzazione è intorno al 5% e tutto il resto minoritario. Irrigazione, aratura, e *harvest* ricoprono invece circa il 10% l'una in REF, e il resto è minore.



a.



b.

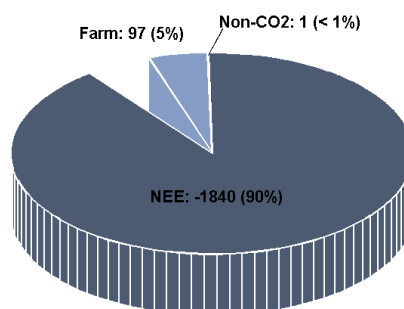
Figura 16 – Contributo relativo delle singole operazioni culturali sul loro totale. a. Reference site; b. young short rotation coppice. Irr = irrigazione; harv = harvest; fert = fertilizzante; plow = aratura; sow = semina; othe = altro.

In Figura 16 non sono riportati i valori dell'incertezza. Avendo calcolato queste emissioni dal gasolio consumato sulla base dei tempi impiegati dalle diverse macchine per eseguire le operazioni, si è considerato che la maggiore fonte di incertezza fosse proprio la stima dei tempi indicata dal fattore. Su sua comunicazione personale, si è considerato un valore di incertezza pari al $\pm 20\%$: si ha quindi in totale $97 \pm 19 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$ per REF e $91 \pm 18 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$ per Y_SRC.

3.11. Operazioni colturali nel bilancio di gas serra

Il grafico a torta che si sta delineando può essere aggiornato con la fetta del contributo totale dovuto alle operazioni colturali. Come detto sopra in valore assoluto la somma delle emissioni dovute alle operazioni colturali non differisce significativamente tra REF e Y_SRC, ma nel bilancio complessivo ha un peso diverso, come illustrato in Figura 17: le operazioni colturali pesano infatti il 5% nel sito REF contro l'1% circa di Y_SRC. Risultato non molto sorprendente, se si considera il fatto che le percentuali sono calcolate sul bilancio finale, che per il sito Y_SRC includono anche il *carbon offset*, il sequestro *foregone* e la perdita di C organico dal suolo.

Bilancio gas serra REF - NEE + Non-CO₂ + Farm



Bilancio gas serra SRC - NEE + Non-CO₂ + Farm

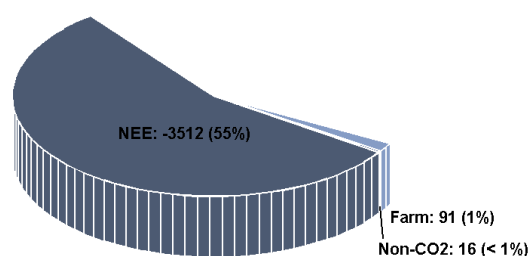


Figura 17 - Importanza e valore delle emissioni di CO₂eq dovute alle operazioni colturali (o *farming operations*) nel bilancio dei gas serra per i due siti. NEE = net ecosystem exchange. SRC e REF come definiti in precedenza.

3.12. Emissioni dal bestiame in REF

Il sito REF nel primo anno coltivazionale ha visto la presenza occasionale di bestiame (pecore) al pascolo (v. Tabella 2). Rapportando il valore di emissioni riportato dalle linee guida dell'IPCC (Dong, Mangino, & McAllister, 2006) e pari a $8 \text{ kgCH}_4 \text{ head}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ per capi di 65 kg, al peso medio delle pecore presenti, cioè 55 kg, si sono ricavate le emissioni dovute agli animali tramite fermentazione enterica: $19 \pm 5.7 \text{ gCH}_4 \text{ head}^{-1} \text{ day}^{-1}$. L'incertezza riportata fa riferimento alle citate linee guida dell'IPCC, secondo cui l'accuratezza di tale fattore può essere stabilita a $\pm 30\%$. Si sono avute quindi in totale $43.5 \pm 13 \text{ kgCH}_4 \text{ ha}^{-1}$, corrispondenti a $108.7 \pm 33 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$.

3.13. Emissioni dal bestiame nel bilancio di gas serra: il bilancio definitivo per REF

Le emissioni dovute alla fermentazione enterica delle pecore al pascolo costituiscono l'ultima voce del bilancio per il sito REF: la loro inclusione nel grafico a torta permette pertanto la visualizzazione finale del bilancio completo per tale sito di riferimento, come da Figura 18.

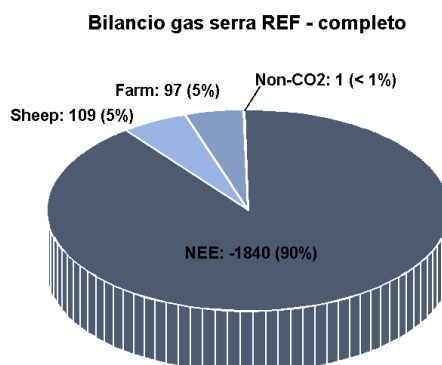


Figura 18 – Importanza e valore delle emissioni di CO_2eq dovute alla fermentazione enterica delle pecore al pascolo (*Sheep*) nel bilancio dei gas serra per il sito REF: bilancio finale. NEE, Farm e REF come definiti in precedenza.

Il contributo del pascolo, pur limitandosi al 5% del totale, si è dimostrato pari alla somma delle emissioni per tutte le farming operations. Il bilancio REF si è quindi dimostrato

chiaramente dominato dal NEE di CO₂, mentre il contributo dei flussi non-CO₂ è stato trascurabile.

E' possibile adesso calcolare il bilancio netto delle CO₂ equivalenti tramite somma algebrica dei singoli contributi. Per comodità di visualizzazione, nei grafici a torta riportati si è ommesso di includere le incertezze calcolate per ogni singolo contributo. Incertezze che rivestono invece una certa importanza, e che vengono incluse e propagate nella somma. Si ha quindi che un ciclo coltivazionale di 24 mesi del sito REF ha contribuito a stoccare $1631 \pm 113 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ dall'atmosfera.

3.14. Foregone sequestration e cambio di SOC

Le CO₂eq sequestrate dall'atmosfera dal sito REF rappresentano una quota di assorbimento che è venuta a mancare a causa dell'impianto dei pioppi: si può parlare quindi di *foregone sequestration*, ovvero dal punto di vista della SRC di un flusso in uscita. Questo flusso può essere idealmente associato con la perdita di SOC, in quanto entrambi rappresentano la perdita di qualcosa dovuta al cambio di uso del suolo.

Per quanto riguarda lo stock di SOC, si evidenzia come il contenuto di C organico nel suolo ha subito evidenti modifiche sia per l'impianto dei pioppi sul sito agricolo che per la loro permanenza. Dalle analisi svolte risulta una differenza di $434 \pm 1026 \text{ gC m}^{-2}$ tra il sito di riferimento (anno 0) e Y_SRC all'inizio del 2014 (anno 4), corrispondente ad una perdita: si passa infatti da $1603 \pm 847 \text{ gC m}^{-2}$ a $1169 \pm 579 \text{ gC m}^{-2}$. Per valutare la significatività di tale differenza si è preferito prendere in considerazione il C% dei primi 15 cm, per facilitare lo svolgimento dei test statistici e per limitare l'onerosità del lavoro di prelievo di campioni in campo (50 per sito) in un terreno caratterizzato da elevata compattezza e di conseguenza difficile da lavorare. Dall'analisi statistica tutti e 3 i set di campioni analizzati (prelevati un set da Y_SRC, uno da REF e uno da O_SRC, Figura 19) sono risultati provenire da una distribuzione normale. Il test del Chi-quadro ha infatti fallito nel rifiutare l'ipotesi nulla che i campioni provenissero da distribuzioni normali al livello di significatività del 5% (Y_SRC: *p-value* = 0.37; REF: *p-value* = 0.22; O_SRC: *p-value* = 0.44, tutti maggiori di 0.05). L'ANOVA ha poi fallito nel rigettare tale ipotesi nulla (*p-value* = 1.85e-08), significando che c'è almeno una coppia di campioni per i quali non è stato possibile affermare che non provenissero dalla stessa distribuzione con un livello di significatività del 5%. Dal test dei confronti multipli secondo il criterio di Tukey

HSD (Tukey, 1949) si sono prodotti i grafici in Figura 20. E' evidente come mentre la differenza delle coppie REF-Y_SRC e Y_SRC-O_SRC sono significative, altrettanto non può dirsi per la coppia REF-O_SRC. Essendo la cronosequenza quella descritta in precedenza, è lecito affermare che le coppie di campioni temporalmente successive sono prelevati da distribuzioni a media diversa, e sono quindi significativamente differenti.

Tenuto conto di quanto sopra, si è ricavata la perdita di SOC dal suolo per l'impianto dei pioppi al posto della rotazione tramite l'approccio suggerito da (Anderson-Teixeira, Davis, Masters, & Delucia, 2009): usando i dati del pioppeto O_SRC si è calcolata la retta di regressione lineare tra SOC e tempo (in anni) con libera intercetta. In questo modo, supponendo cioè che l'accumulo di C nel suolo dovuto ai pioppi sia costante nel tempo (lineare), si è ricavato l'offset tra il valore che avrebbe avuto il SOC all'anno 0 e il valore misurato in REF: si è stimato quindi così la perdita di SOC per il LUC. Il valore di REF era infatti $1603 \pm 847 \text{ gC m}^{-2}$, mentre dalla regressione si ha un valore¹⁰ di $857 \pm 139 \text{ gC m}^{-2}$: ciò corrisponde ad una differenza di $746 \pm 858 \text{ gC m}^{-2}$. I valori delle incertezze derivano dall'adattamento dell'approccio al fit polinomiale descritto dal prof. Ferrante, docente di Fisica Sperimentale presso l'Università di Pisa (comunicazione personale), da cui si è ricavato l'incertezza dei parametri della retta A e B, pari a $\sigma_A = 24.46 \text{ gC m}^{-2}$ e $\sigma_B = 139.43 \text{ gC m}^{-2}$. Dato che questa perdita è un flusso positivo che avviene *una tantum* in una conversione (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011), e che in questo lavoro è stato analizzato un solo ciclo del pioppeto, si è considerato opportuno spalmare questa perdita sui 6 cicli previsti in totale per la SRC, e quindi includere nel budget un sesto di tale flusso: $124 \pm 143 \text{ gC m}^{-2}$. Poiché il bilancio è come detto in CO₂eq, anche tale voce va convertita nell'opportuna unità di misura: $455 \pm 524 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$.

¹⁰ Il valore è in realtà quello dell'intercetta: data infatti una retta $y = Ax + B$, per l'anno $X = 0$, $y(0) = B$. Nel nostro caso, utilizzando i punti (4,1169) e (7,1403), si è ricavato $A = 78$ e $B = 857$. Ciò corrisponde ad avere un valore di partenza all'anno 0 di $857 \pm 139 \text{ gC m}^{-2}$ e un accumulo annuale di $78 \pm 24 \text{ gC m}^{-2}$, con le incertezze calcolate come indicato poco sotto nel testo.

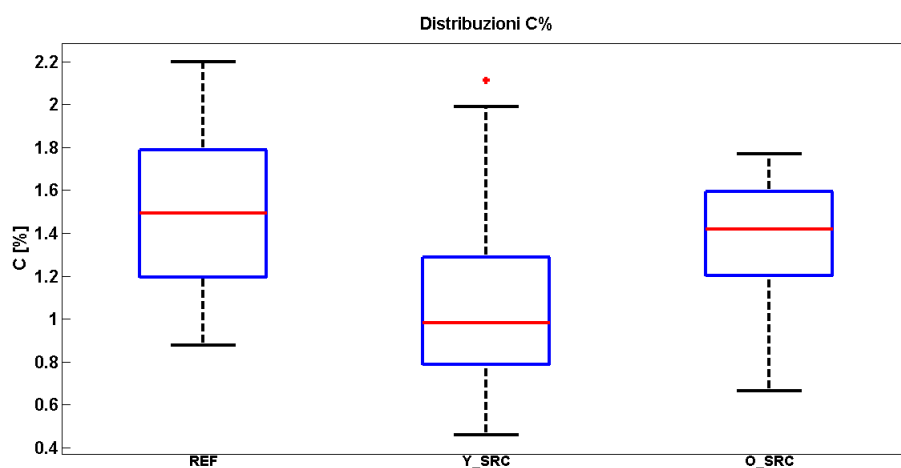


Figura 19 – Distribuzione C% nel suolo a 15 cm di profondità. REF, Y_SRC e O_SRC come da figure precedenti.

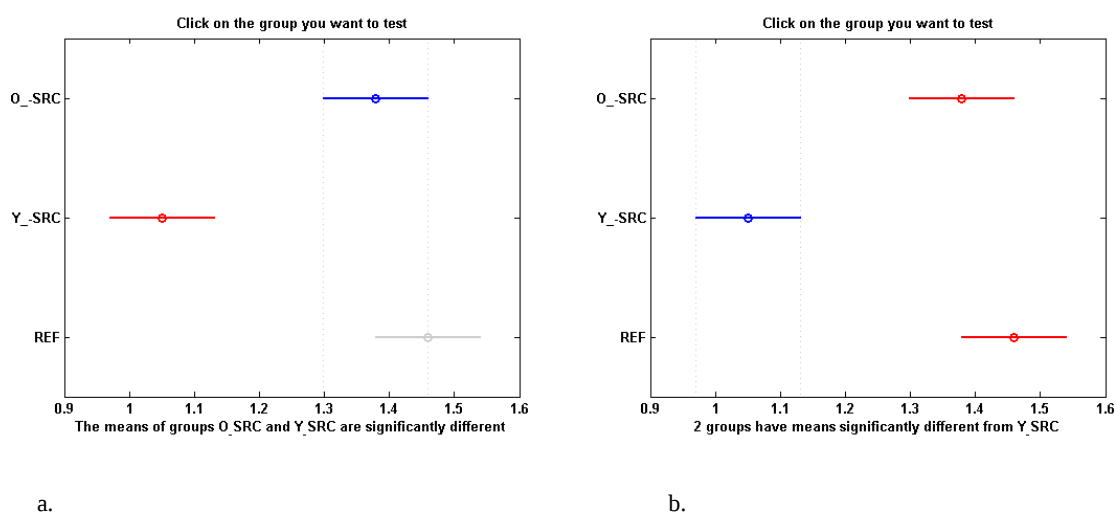


Figura 20 – Test dei confronti multipli di Tukey per i tre siti. a.: O_SRC è significativamente diverso solo da Y_SRC. b.: Y_SRC è significativamente diverso da entrambi. O_SRC, Y_SRC e REF come definiti in figure precedenti

3.15. Foregone e SOC nel bilancio di gas serra (Y_SRC)

Con i dati visti si può quindi aggiornare di conseguenza il grafico a torta di Y_SRC:

Bilancio gas serra SRC - NEE + Non-CO₂ + Farm + Foregone&SOC

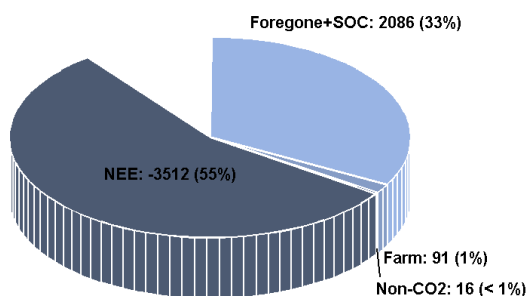


Figura 21 – Importanza e valore delle emissioni di CO₂eq dovute al sequestro di gas serra perso a causa della sostituzione del sistema precedente (*foregone*), e alla liberazione di CO₂ dal suolo (SOC) nel bilancio dei gas serra per il sito Y_SRC. NEE, Farm, SRC come definiti in precedenza.

Come si può vedere la somma della *foregone sequestration* con la perdita di SOC è pari a 2088 gCO₂eq m⁻² e rappresenta la seconda voce del bilancio per importanza, subito dopo il NEE, costituendo un terzo del bilancio stesso. Il suo peso contribuisce a controbilanciare fortemente i vantaggi dovuti all'accumulo di C dall'atmosfera ad opera delle piante, per avere i quali però è stato necessario provvedere a sostituire un ecosistema, con conseguente perdita di accumulo di gas serra (*foregone sequestration*) e creazione di condizioni favorevoli al rilascio in atmosfera di CO₂ dal suolo (SOC).

3.16. Carbon offset

Dal taglio della biomassa in Y_SRC si è stimato di poter ricavare alla fine del secondo ciclo di 2 anni, applicando il modello con la parametrizzazione riportata nei materiali e metodi (Equazione 21), $6.23 \pm 2.87 \text{ Mg ha}^{-1}$ (v Figura 22 per l'istogramma della distribuzione diametrica). Considerata la densità energetica del legno di pioppo pari a 19.38 MJ kg⁻¹ (v. Tabella 1 e (Sannigrahi, Ragauskas, & Tuskan, 2010)), si è così calcolato che la biomassa prodotta dal sistema SRC durante il corso del secondo ciclo possa in potenza produrre $120.6 \pm 56 \text{ GJ ha}^{-1}$. Per quanto riguarda la *carbon intensity* del gas naturale si è preso un valore pari a 55.862 kgCO₂eq GJ⁻¹ (Romano, et al., 2014), da cui si ricava che l'uso della biomassa relativa al secondo ciclo della SRC permetterebbe di risparmiare $674 \pm 313 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$ su base superficiale.

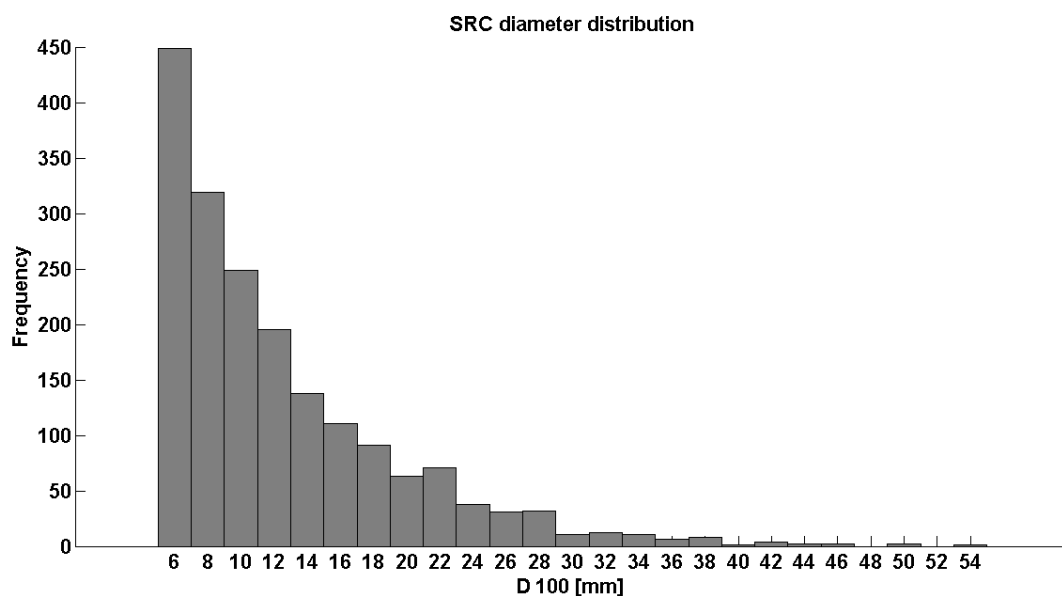


Figura 22 – distriubuzione diametrica polloni Y_SRC a fine ciclo. D_100 = diametro a 1 m da terra.

3.17. Carbon offset nel bilancio di gas serra Y_SRC: il bilancio definitivo per Y_SRC

Il *Carbon offset* costituisce un importante risparmio di emissioni di GHG, in quanto permette di evitare le emissioni connesse alla produzione di energia dalla fonte fossile di riferimento, nel nostro caso il gas naturale. E' quindi importante inserirlo nel grafico a torta relativo al bilancio di GHG redatto per il pioppeto, e chiudere così il bilancio stesso:

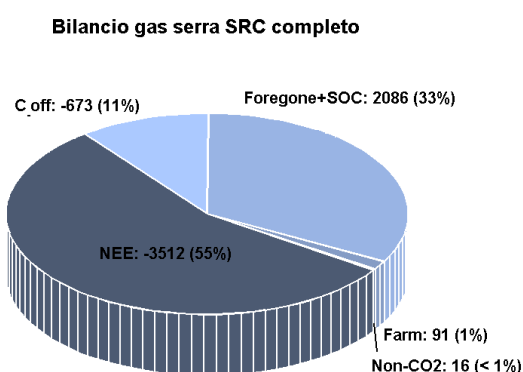


Figura 23 – Importanza e valore delle emissioni di CO₂eq risparmiate per la sostituzione della fonte fossile di riferimento (gas naturale) con il cippato prodotto (*Carbon offset*, C_off) nel bilancio dei gas serra per il sito Y_SRC: bilancio finale. NEE, Farm, SOC, SRC come definiti in precedenza.

Nella Figura 23 anche il bilancio di GHG del sito Y_SRC è completo. Il Carbon offset è la terza voce del bilancio totale (11%): si vede che il 66% del bilancio è costituito da flussi negativi (i.e. assorbimenti) e il restante 34% da emissioni. Il bilancio del pioppeto rivela quindi la predominanza di componenti che assorbono su quelle emmissive: dalla somma dei singoli contributi si ha infatti che in totale $1990 \pm 717 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ sono state assorbite durante la gestione della SRC nel suo ciclo biennale, includendo il credito di C per la sostituzione del fossile, e l'assorbimento mancato per la sostituzione dell'agricolo (LUC).

3.18. Confronto tra i bilanci

Una volta completati i due bilanci, dal loro confronto è possibile valutare la sostenibilità del LUC per la coltivazione di biomassa per la produzione di energia. Dal confronto tra la Figura 18 e la Figura 23 e tra i due bilanci netti è possibile evidenziare come questi non differiscano sostanzialmente: se il sito REF ha un bilancio netto pari a $-1631 \pm 113 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$, quello di Y_SRC è pari a $-1990 \pm 717 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$. La (lieve) differenza è a “vantaggio” del sito Y_SRC (più risparmio di emissioni), ma sembra rientrare nell'incertezza dei vari contributi: il pioppeto ha infatti avuto un risparmio maggiore di $359 \pm 726 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ rispetto a REF. Si può quindi affermare che i due sistemi sono circa equivalenti dal punto di vista delle emissioni e degli assorbimenti di gas serra.

3.19. Effetti del drought: confronto con pioppeto più vecchio

Come detto in precedenza, ed evidenziato particolarmente nella sezione dedicata alla respirazione del suolo, il 2012 è stato un anno caratterizzato da una forte e prolungata siccità, che ha affetto le coltivazioni in maniera evidente. Per capire meglio quale è stata l'entità dell'aridità sulle piantagioni di pioppo, si introduce in questa sezione finale dei risultati un “innesto” in cui alcune caratteristiche dell'ecosistema ricavate tramite EC e utili a descrivere le reazioni della vegetazione a condizioni di aridità sono messe a confronto per il pioppeto Y_SRC e per quello più vecchio, O_SRC.

Da un punto di vista meteorologico le condizioni di aridità sono evidenziate dall'area più chiara nel grafico di Figura 24 a., cioè quando le precipitazioni (in mm) in un determinato periodo sono inferiori al valore di temperatura di quel periodo (in °C) moltiplicato per due:

cioè se $P < 2 \cdot T$ (Walter & Lieth, 1967). Oltre al periodo di aridità estiva, tipico del clima mediterraneo, si nota un piccolo periodo di aridità avvenuto nel mese di marzo, piuttosto atipico essendo la primavera, insieme all'autunno, la stagione delle piogge. Per confrontare la differenze in termini di disponibilità idrica degli ecosistemi tra un'annata calda e asciutta come quella del 2012 rispetto ad un'annata più umida (2013) ci serviamo della Figura 24 b. in cui le precipitazioni sono cumulate lungo i due anni. Sebbene il valore totale non sia molto distante (538.2 mm nel 2012 vs 553.2 mm nel 2013) tra i due anni, l'andamento è totalmente differente. Le linee colorate permettono di confrontare il momento in cui si raggiungono livelli successivi di precipitazione di 100 mm: se già i primi 100 mm sono caduti in un arco temporale molto più lungo nel 2012 rispetto al 2013 (fine aprile contro metà febbraio), il prolungato *drought* estivo del primo anno ha esasperato le differenze rispetto alla relativamente umida estate del 2013: i 200 mm si raggiungono così solo i primi di settembre nel 2012, e già a metà marzo nel 2013, con quasi sei mesi di anticipo. L'autunno 2012 è stato invece più piovoso di quello del 2013, permettendo un certo "recupero" del *gap* accumulato: meno di 3 mesi di differenza nel totalizzare complessivamente 400 mm (metà novembre vs metà agosto), e circa 2 mesi per i 500 mm (metà dicembre – metà ottobre).

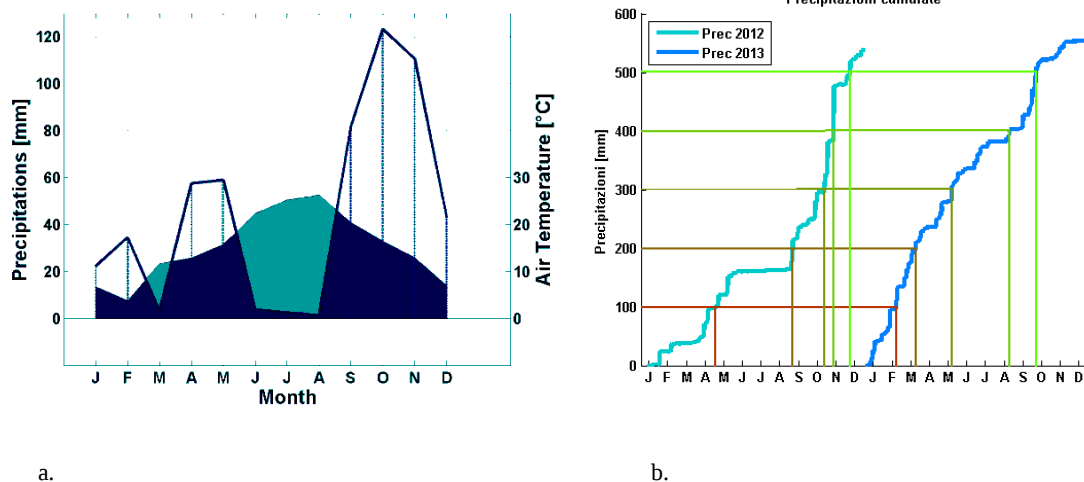


Figura 24 – Disponibilità idrica ai due siti: a. termopluviogramma del 2012. b. cumulate delle precipitazioni nei due anni con confronto a step successivi di 100 mm

Le due annate sono quindi molto diverse tra loro dal punto di vista della disponibilità idrica durante la stagione vegetativa: a fine agosto, infatti, nel 2012 le piante avevano ricevuto un

totale di 160 mm dalle precipitazioni, contro i 400 mm del 2013. Nonostante che l'irrigazione sia stata fornita tra giugno ed agosto con modalità diverse, tenendo conto delle diverse condizioni di piovosità (210 mm e 80 mm nel 2012 e 2013 rispettivamente, v. materiali e metodi), anche sommando queste quantità si mantiene una differenza di oltre 100 mm (370 mm vs 480 mm). Tutto ciò si è riflettuto in maniera evidente sulle due SRCs.

Alcuni dati ancillari mostrano infatti le diverse reazioni dei due pioppeti all'aridità estiva del 2012: nello specifico le altezze (Figura 25 - Figura 26) e LAI (Figura 27). L'andamento delle altezze è stato approssimato con una polinomiale di terzo ordine, che presenta una prima parte più ripida per poi appiattirsi. Il punto in cui si verifica l'appiattimento rappresenta un *plateau* in cui l'altezza si mantiene costante, cioè le piante non crescono ulteriormente. Il punto in cui la *slope* della tangente alla curva polinomiale si approssima allo zero rappresenta il momento in cui le piante arrestano la crescita in altezza, come mostrato dalla Figura 26, che riporta la differenza tra le slope delle tangenti alla polinomiale per dati successivi: all'inizio si ha quindi una diminuzione della pendenza piuttosto costante, mentre quando la curva è ormai piatta le variazioni si riducono. Se per Y_SRC ciò avviene a fine estate (misura del 31/08/2012, slope = 0.0004), per O_SRC questo fenomeno inizia notevolmente prima (misura del 13/07/2012, slope = 0.0029). Questo primo fatto lascia già intuire come il *drought* abbia pesato in maniera più forte sul pioppeto più vecchio, inibendo la crescita in altezza già all'inizio dell'estate, altezza che non ha mai più ripreso a crescere all'interno del 2012.

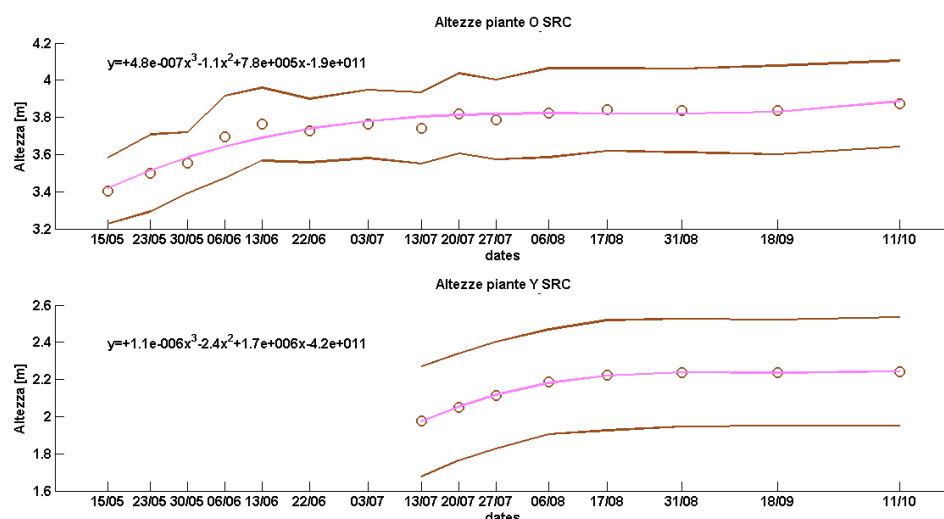


Figura 25 – Altezze misurate nei due siti durante il 2012 (medie di n=14 valori, cerchi), con intervallo di confidenza al 95% ricavato dalla deviazione standard (banda delimitata da linee) e regressione polinomiale (linea rosa + equazione). O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza. Sfortunatamente i dati antecedenti al 13/07 non sono disponibili per Y_SRC.

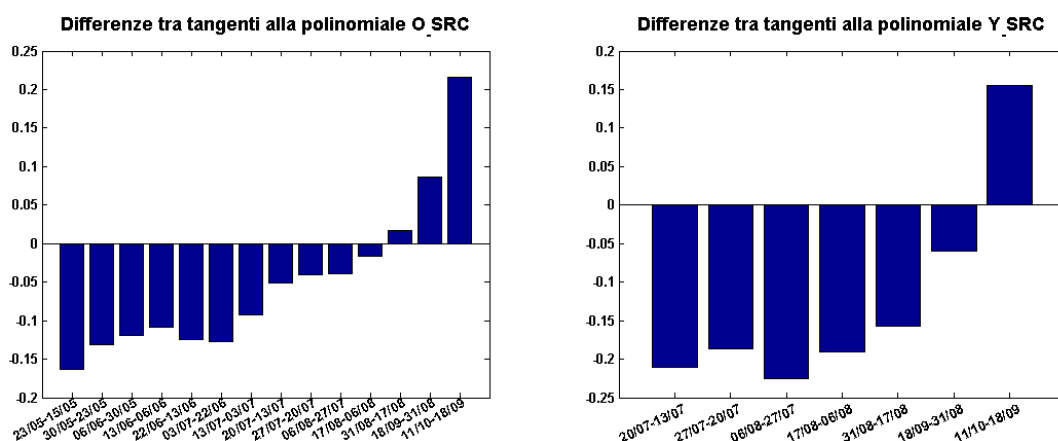


Figura 26 – Appiattimento della curva polinomiale mostrato tramite differenza tra le slopes della tangente alla curva in punti successivi, corrispondenti ai giorni di misura. O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza.

Anche l'analisi del LAI sembra confermare quanto sopra ipotizzato: la Figura 27 riporta i valori di LAI misurati in campo nei due pioppeti, uniti da una spezzata per evidenziare graficamente il trend. Nonostante che entrambi i siti abbiano subito una diminuzione del LAI tra giugno e luglio, corrispondente ad una perdita di foglie verdi per stress idrico, questa diminuzione appare molto più pronunciata per O_SRC. Il trend successivo evidenzia un'altra differenza: dopo una situazione sostanzialmente immutata per entrambi fino alla prima decade di agosto, infatti, si osserva, contrariamente a quanto visto per le

altezze, una ripresa del LAI alla fine del mese per O_SRC, in corrispondenza delle prime piogge dopo la siccità, ad indicare l'emissione di nuove foglie che riescono tuttavia a colmare solo in parte il deficit dovuto alla perdita estiva. In Y_SRC, invece, il LAI inizia a decrescere lentamente fino ai valori autunnali, concordemente a quanto visto per l'appiattimento della polinomiale delle altezze. Interessante notare come i valori iniziali (*pre-drought*) e finali siano sostanzialmente concordi. Si sottolinea infine come questi risultati si siano osservati nei due siti nonostante l'irrigazione, che ha coperto il periodo luglio-agosto somministrando circa 8 mm di acqua ogni 5 giorni.

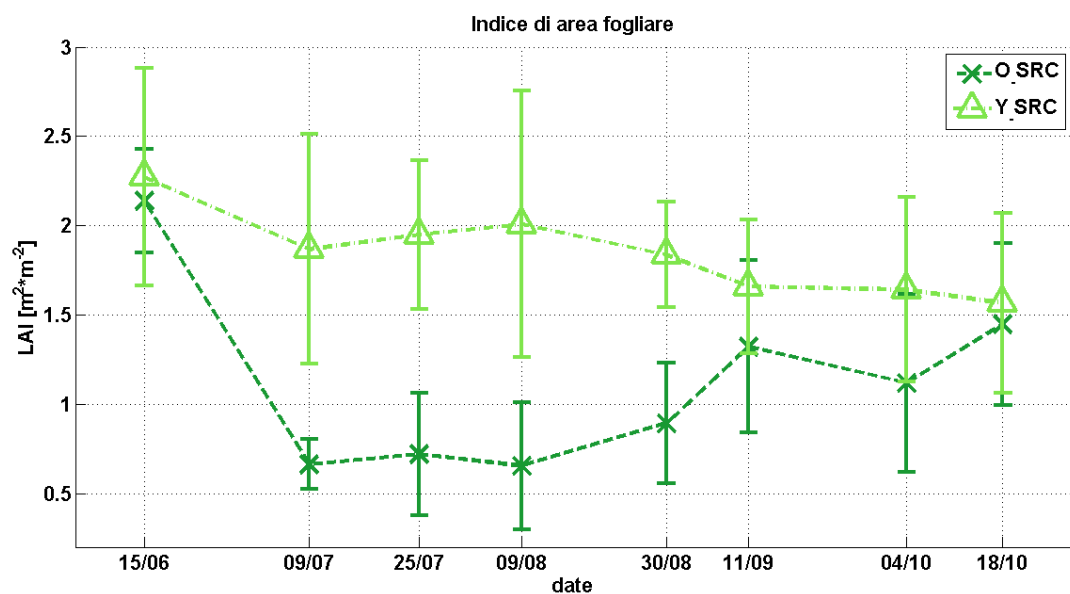


Figura 27 – Leaf area index (LAI) delle due SRCs per l'anno 2012. Le barre indicano la deviazione standard delle repliche. O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza

Tramite EC è possibile ricavare alcuni parametri più strettamente ecofisiologici relativi alla vegetazione presente nell'ecosistema e responsabile dei flussi calcolati. Alcuni di essi possono essere utili in un'analisi più approfondita delle risposte della vegetazione al drought di quanto fatto fino a qui. La Figura 28, ad esempio, riporta le cosiddette curve di luce, ovvero l'assorbimento medio di C nelle singole mezzore di un determinato periodo (in questo caso i due mesi di luglio ed agosto 2012) in funzione della PAR. Nonostante che come è intuibile lo stesso valore di PAR si presenti due volte nell'arco della giornata, il corrispondente accumulo di C (NEE) è diverso a seconda del momento in cui ci si trova: maggiore al mattino, inferiore al pomeriggio. Questo è dovuto al fatto che a parità di PAR,

le temperature sono maggiori al pomeriggio, e quindi la conduttanza stomatica si riduce di conseguenza (Anthoni, Law, & Unsworth, 1999); (Valentini, Gamon, & Field, 1995). Le piante infatti controllano l'apertura degli stomi al fine di massimizzare la quantità di C accumulata per quantità di acqua traspirata. In associazione con bassa disponibilità idrica (basso SWC – alto VPD), questo si può tradurre in un'isteresi molto più pronunciata, con flussi di NEE che al pomeriggio possono arrivare ad annullarsi (Cowan, 1982). Nel presente studio tuttavia ciò non si verifica, ad indicare che le piante in entrambi i casi hanno reagito non con la completa chiusura degli stomi, ma con una chiusura parziale, associata alla perdita di parte delle foglie come visto in Figura 27. I valori di NEE durante le ore centrali del giorno si presentano sempre maggiori (più negativi) in Y_SRC, pur essendo quindi l'isteresi in questo caso leggermente più pronunciata. Associando la Figura 27 e la Figura 28 si può quindi ipotizzare che la risposta al drought sia stata affrontata con una maggiore chiusura stomatica in Y_SRC, e con una maggiore perdita di foglie in O_SRC, strategia quest'ultima che appare nel caso analizzato più penalizzante. Interessante notare come al mattino sia stata registrata una più forte respirazione nel pioppeto più giovane (Y_SRC), sia rispetto alla sera, sia rispetto all'altro pioppeto, in cui i valori di sera e mattino sono simili.

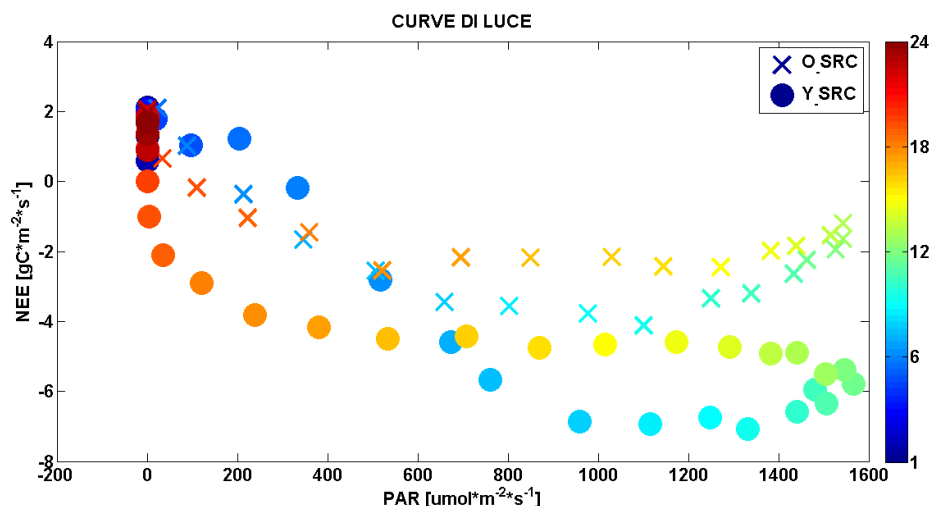
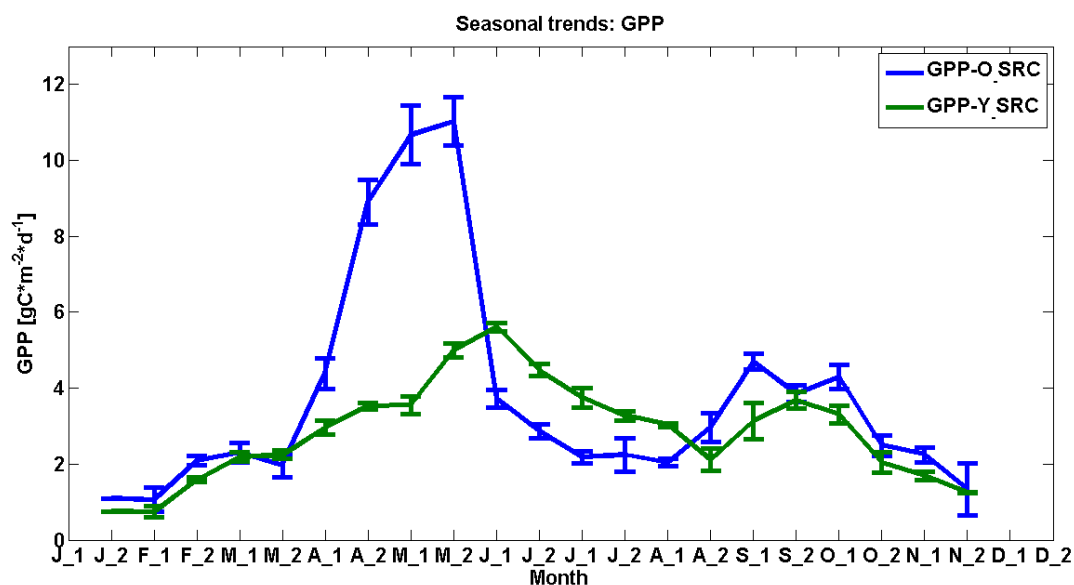


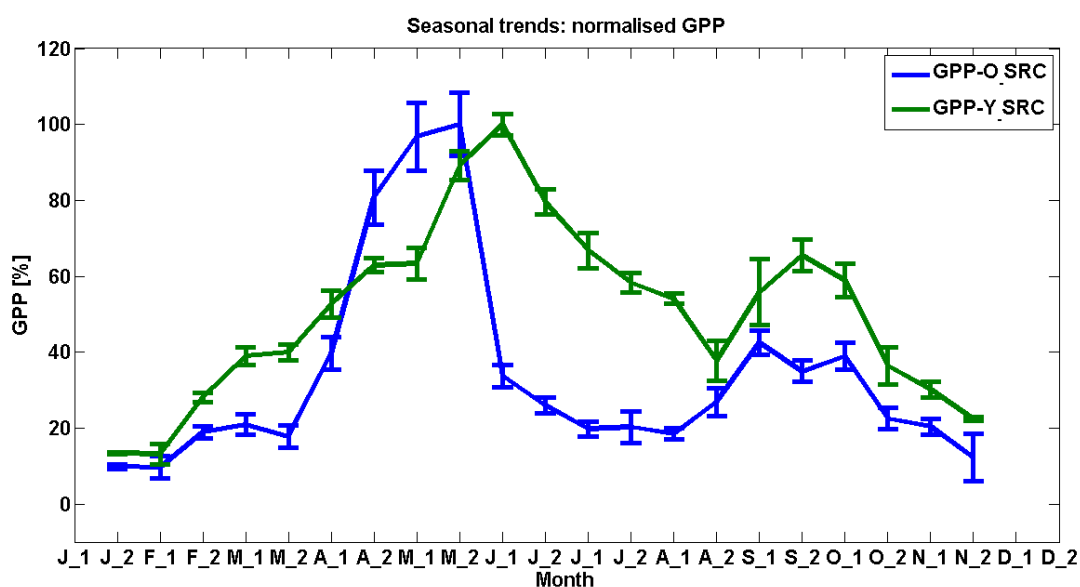
Figura 28 – Curve di luce (*photosynthetically active radiation* (PAR) vs *net ecosystem exchange* (NEE)). O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza. I diversi colori indicano le diverse ore del giorno secondo la *palette* a destra.

Un messaggio ancora più chiaro viene dai due *plot* in Figura 29, rappresentanti il valore di GPP del 2012 ricavato dai dati EC dei due siti e mediato su base bisettimanale. Il grafico in

alto riporta i valori assoluti, tramite i quali è possibile confrontare il diverso tasso di assorbimento lordo di C dall'atmosfera, sia nel periodo di drought sia nel resto dell'anno. Nel grafico in basso è riportata la stessa variabile normalizzata sul valore massimo raggiunto dai due ecosistemi nel 2012, che permette di confrontare i due trend. Come si può osservare la diversa risposta al drought è accompagnata ad un diverso comportamento generale nel corso della stagione vegetativa, ascrivibile molto probabilmente alla diversa età dei cloni nei due pioppeti (al primo anno in Y_SRC, al secondo in O_SRC). Se i valori della GPP pre-fogliazione sono analoghi nei due pioppeti, in seguito alla schiusura delle gemme (aprile) si osservano valori diversi: i cloni al secondo anno di O_SRC iniziano a fotosintetizzare in maniera sostenuta, e raggiungono il massimo di GPP nella seconda metà di maggio. In Y_SRC, invece, la GPP ha una crescita costante ma più lenta, che raggiunge il massimo alla prima metà di giugno. I due massimi, però, sono molto distanti tra loro: circa $11 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ per O_SRC e poco più di $5 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ in Y_SRC. Il drought interviene deprimendo in entrambi i casi la GPP in maniera forte: tuttavia come visto su O_SRC lo stress da aridità sembra iniziare due settimane prima, e ha un peso maggiore non solo relativamente ai massimi raggiunti, ma anche in termini di valore assoluto: la GPP si riduce di circa il 70% dalla seconda metà di maggio alla prima di giugno, contro appena il 20% di Y_SRC. Il decremento continua fino ad agosto: in totale rispetto al massimo i due ecosistemi hanno ridotto la GPP di circa l'80% O_SRC e di circa il 60% Y_SRC. Alla ricomparsa delle piogge da inizio settembre si osserva una ripresa della GPP simile per entrambi in termini assoluti, lontana dai valori *pre-drought* specialmente per O_SRC. Il trend procede verso valori minimi di GPP in autunno in maniera analoga per i due ecosistemi, ad indicare processi di senescenza e perdita fogliare simili e sincroni.



a.



b.

Figura 29 – Aggregate bisettimanali di *gross primary productivity* (GPP) per l'anno 2012, in valore assoluto (a.) e normalizzato sul massimo del valore raggiunto (b.). Le barre indicano l'errore standard dei dati mediati sulle due settimane. Sull'asse delle x le iniziali del mese seguite da una cifra a indicare la prima o la seconda metà del mese. O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza.

Tramite la GPP è stato possibile studiare l'efficienza degli ecosistemi sia in termini di uso delle risorse idriche sia in termini di sfruttamento della radiazione. Si sono analizzati infatti la WUE (dall'inglese *water use efficiency*) e la LUE (*light use efficiency*), espressi tramite

il rapporto tra la GPP e la quantità d'acqua evapo-traspirata il primo, e tra la GPP e la PAR il secondo. In questo modo si vede quanto C è stato accumulato per unità di acqua e di radiazione a disposizione. Come mostrato in Figura 30 e in Figura 32, gli ecosistemi non hanno sfruttato le risorse sempre con la stessa efficienza, ma essa si è dimostrata variabile con la stagione. In particolare si può osservare come il picco di GPP descritto sopra per O_SRC è stato possibile proprio grazie ad una maggiore efficienza sia verso l'acqua che soprattutto verso la luce. Questo perché, se è vero che la radiazione ricevuta dai due ecosistemi può dirsi con buona approssimazione la stessa, data la prossimità dei siti, la disponibilità idrica si è dimostrata invece diversa, come illustrato dalla Figura 31, che riporta le distribuzioni dei valori di SWC nei due siti per tutto l'anno. Il trend della WUE evidenzia come questa si mantenga costante durante la stagione vegetativa per Y_SRC fino alla prima parte del drought, diminuisce un po' alla fine di agosto, e recupera nel periodo successivo. Diversamente in O_SRC al periodo di drought corrisponde un calo della WUE rispetto agli alti valori durante il picco di GPP primaverile, per portarsi su livelli simili a quelli dell'altro sito. La senescenza fogliare sembra invece influenzare negativamente la WUE a differenza di Y_SRC.

Infine, la LUE mostra chiaramente una maggiore efficienza di O_SRC rispetto a Y_SRC nel periodo *pre-drought*, mentre durante il drought l'efficienza crolla drasticamente a livelli simili, e perfino inferiori, di quelli di Y_SRC. Nel periodo autunnale la LUE si alza di nuovo per entrambi i siti: se per O_SRC non raggiunge i livelli primaverili, per Y_SRC li supera nettamente, pur rimanendo sempre leggermente inferiore all'efficienza di O_SRC.

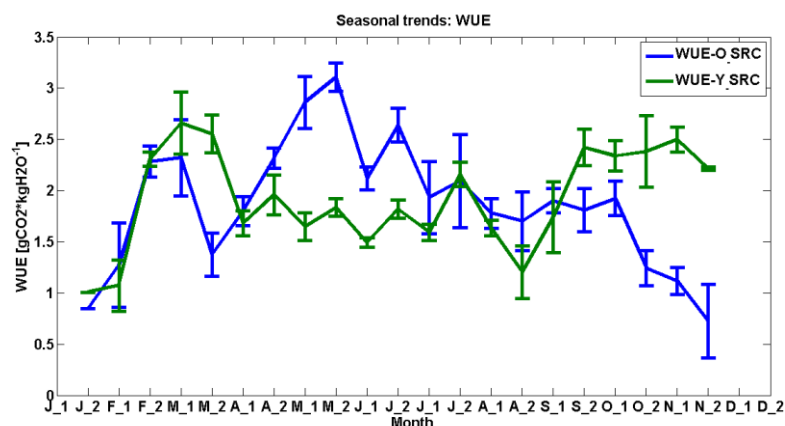


Figura 30 – Water use efficiency (wue), calcolata come rapporto tra gross primary productivity (GPP) e evapotranspiration (ET), quest'ultima ricavata dai flussi di calore latente (LE). O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza.

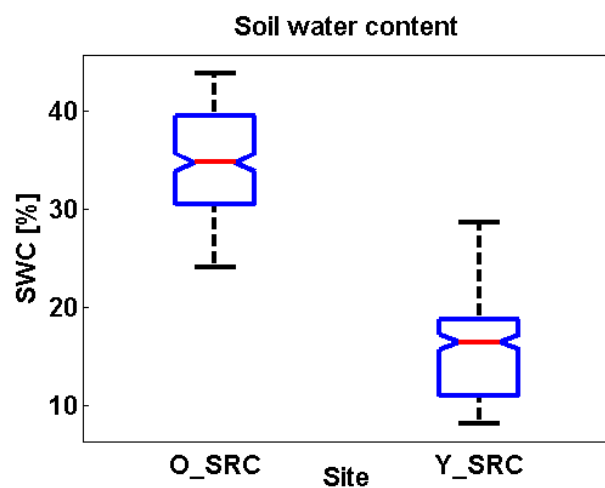


Figura 31 – Distribuzione dei dati giornalieri di *soil water content* (SWC) nei due siti per il 2012. O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza

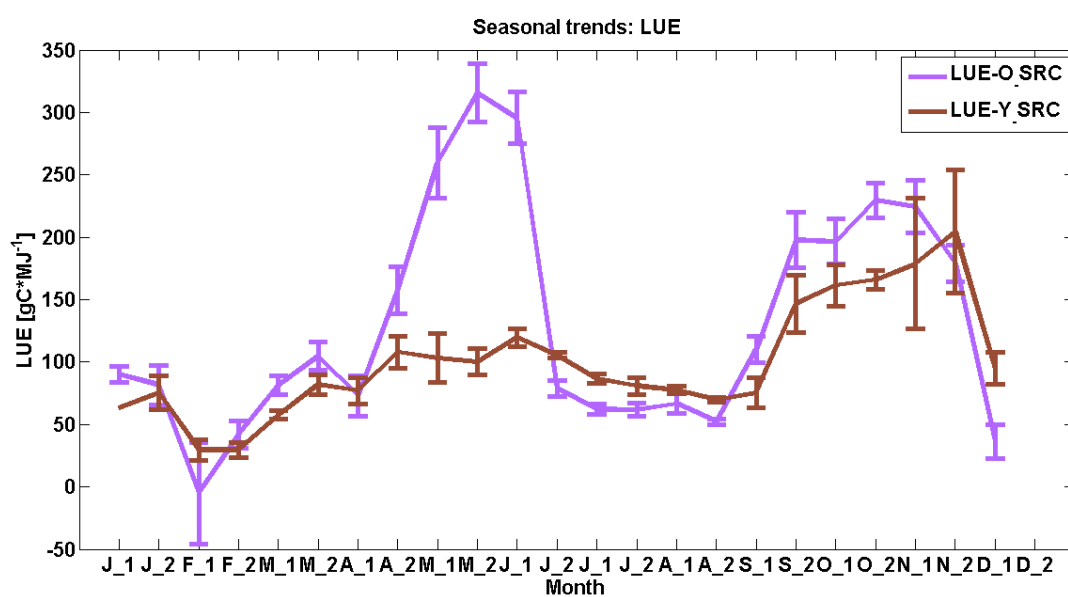


Figura 32 – *Light use efficiency* (LUE) calcolata come rapporto tra *gross primary productivity* (GPP) e *photosynthetically active radiation* (PAR). O_SRC e Y_SRC come definiti in precedenza.

DISCUSSIONE

4.1. Net ecosystem exchange

REF è risultato avere un NEE di $-1838 \pm 107 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$ in due anni. Nello specifico, il trifoglio nel primo anno ha accumulato $750 \pm 66 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$, il grano $1088 \pm 40 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$. Per quanto riguarda il grano si tratta di valori perfettamente in linea con la media europea riportata in letteratura pari a $-1070 \pm 623 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$ (Ceschia, et al., 2010)¹¹. Il NEE negativo è in accordo anche con altri studi (Anthoni, Freibauer, Kolle, & Schulze, 2004); (Baldocchi, 1994). (Price, Orchansky, Jassal, Arevalo, & Thomas, 2009), invece, riportano di un pioppeto al terzo anno dall'impianto è neutro, e diventa un leggero *sink* al quarto, dopo essere stato *source* nei primi due. Per quanto riguarda il pioppeto, dai dati raccolti si è calcolato che nei 24 mesi analizzati la SRC abbia accumulato $3512 \pm 224 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2}$.

4.2. Farming operations

(Ceschia, et al., 2010) riporta per il grano che i valori medi di emissioni da aratura e sfalcio rappresentano il 10% e il 48.8% delle emissioni di operazioni colturali totali. Nel caso presente, per il sito REF le due voci hanno un peso paragonabile, pari al 16.4% lo sfalcio, e al 17.4% l'aratura. L'irrigazione ha rappresentato il 18.8%, contro il 9.5% riportato da (Ceschia, et al., 2010). In generale, le operazioni colturali hanno rappresentato il 4.8% di tutto il bilancio in REF, contro la media europea di 7.6% secondo (Ceschia, et al., 2010). Tuttavia la percentuale è soggetta a risentire di alcune differenze nelle voci considerate nei due studi.

4.3. Flussi di gas non-CO₂

La Y_SRC del presente studio come visto ha flussi di metano e protossido d'azoto praticamente trascurabili rispetto alla CO₂. Questo risultato, così poco influente a livello di budget di gas serra, è invece rilevante nel confronto con altri lavori, come (Zona, et al.,

¹¹ Notare che l'incertezza riportata per il presente lavoro è sito-specifica e ottenuta dalla soglia di u^* come riportato nei materiali e metodi; quella del lavoro di Ceschia et al. (2010), invece, è la deviazione standard derivante da NEE di 13 diversi campi di grano invernale in Europa.

2013), i quali riportano emissioni all'impianto di un pioppeto in Belgio di CO₂, CH₄ e N₂O rappresentanti il 51%, 12% e 37% del totale ($239 \pm 52 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ da N₂O, $112 \pm 7 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ da CH₄, per un totale di $351 \pm 52 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ in un anno e mezzo). A differenza del presente caso, quello appena citato è relativo ai primi due anni dopo l'impianto. D'altro canto, (Gelfand, Zenone, Jasrotia, Chen, Hamilton, & Robertson, 2011) riportano valori di flusso più vicini a quelli trovati nel nostro studio, da una SRC di pioppo negli USA, anche se in differenti condizioni di suolo e clima più freddo: $46 \pm 10 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ da N₂O e $0.9 \pm 2.2 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$ da CH₄, cioè $46.9 \pm 10 \text{ gCO}_2\text{eq m}^{-2}$. Il risultato è tuttavia ancora più sorprendente considerato che tali bassi valori si trovano anche nel sito di riferimento, e che entrambi sono fertilizzati.

Anche per questo motivo, nel nostro caso, la ragione di questi bassi valori, pure alla luce dei risultati dei test da laboratorio, è imputabile alla bassa porosità del suolo e alla conseguente resistenza opposta da questo mezzo alla diffusione dei gas. Questo porterebbe non solo a un efflusso ridotto per un ostacolo meccanico, ma dal punto di vista dell'azoto potrebbe anche produrre un'ulteriore riduzione di N₂O a N₂.

A proposito dei test di laboratorio, come si nota in Figura 11 per il sito REF l'andamento esponenziale è apparentemente dovuto principalmente a due punti particolarmente elevati posti in fondo all'asse delle ascisse, cioè per alti valori di WFPS%. Considerando questi due punti estremi come degli *spikes*, tuttavia, non modifica sostanzialmente il risultato, ma porta alla Figura 33: come si osserva, l'andamento esponenziale rimane, e la soglia di WFPS% è sempre intorno al 65%-70%.

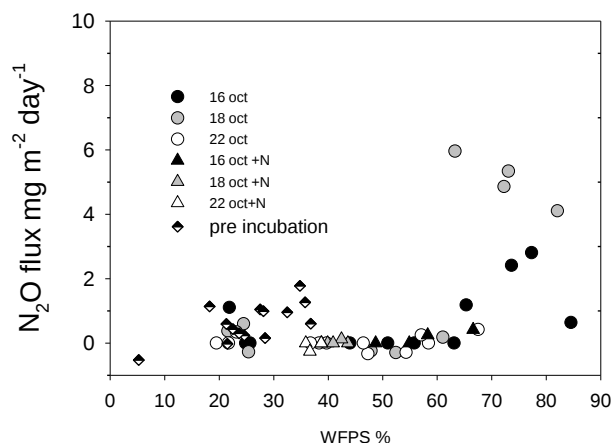


Figura 33 – Efflusso di N₂O dal suolo del sito REF secondo le incubazioni di laboratorio, dopo aver eliminato i due punti estremi (v. Figura 11).

4.4. Respirazione del suolo e irrigazione

Pur essendoci sostanziale accordo nei trend tra RS e R_{eco} , in alcuni casi si può notare una certa discrepanza tra i valori di R_{eco} e le mediane di RS. Siccome la RS è una componente della R_{eco} , non ci si deve aspettare una perfetta coincidenza dei due valori; le altre componenti del flusso infatti includono la respirazione dovuta ai tessuti vegetali, freschi (foglie) e legnosi (fusti). Tuttavia è noto dalla letteratura che la componente maggioritaria è sempre RS, sia in ecosistemi con latifoglie che con conifere (v. ad esempio (Ohkubo, Kosugi, Takanashi, Mitani, & Tani, 2007); (Goulden, Munger, FAN, Daube, & Wofsy, 1996)), con percentuali che vanno dal 50% al 90%. Le discrepanze quindi hanno diverse possibili fonti: 1. La variabilità spaziale della RS; 2. L'incertezza (non riportata) del dato da EC; 3. La qualità dei dati in generale. Tutti e 3 questi motivi sono fonti di incertezza la cui analisi approfondita esula dagli obiettivi del presente lavoro. Per cercare di ridurre le discrepanze, la Figura 14e la Figura 15 riportano i boxplot dei dati dai collari di RS, da cui è evidente come nella maggior parte dei casi il valore di R_{eco} è compreso nel *range* interquartile di RS (punto 1). Per quanto riguarda il punto 2, si fa notare come il valore di R_{eco} includa non solo l'incertezza riportata nell'apposita sezione e relativa al filtro di u^* , ma anche quella dovuta al metodo di partitioning ((Reichstein et al., 2005); (Janssens I. , et al., 2001)). Le differenze più rilevanti sono quelle in cui chiaramente il dato di R_{eco} si pone al di sotto del range interquartile dei dati di RS.

Per quanto concerne la correlazione coi dati meteo, come si è già fatto notare la temperatura guida chiaramente i flussi finché il suolo ha un adeguato contenuto idrico. Questo dato è perfettamente in linea con i risultati presenti in letteratura per ecosistemi soggetti ad aridità ((Rey, Pegoraro, Tedeschi, De Parri, Jarvis, & Valentini, 2002); (Zhou, et al., 2013)). Per entrambi i siti l'andamento di SWC segue chiaramente quello delle precipitazioni. Una importante differenza è tuttavia dovuta all'acqua somministrata tramite irrigazione: pur essendo entrambi i siti irrigati, vi sono importanti differenze sia nelle modalità che nelle quantità. La SRC infatti riceve acqua a 35 cm di profondità (v. materiali e metodi), che in un tipo di suolo come quello descritto in precedenza è probabilmente troppo in basso per permettere alle radici di assimilarne un'opportuna quantità. Inoltre l'ammontare complessivo non è elevato: come si evince dal confronto col sito di riferimento le quantità sono inferiori sia nel totale che nel singolo evento. Questo fatto si riflette chiaramente nel SWC: mentre in REF ad ogni evento corrisponde un incremento di SWC, nel pioppeto l'irrigazione sembra non avere effetto, almeno sulla sonda posta a 15

cm. Sulle sonde inferiori le cose non cambiano (grafico non riportato), ma il dato è più rilevante a 15 cm, dove arrivano la maggior parte delle radici. L'apparato radicale infatti non si spinge in profondità dato il tipo di suolo, e anche laddove le radici riescono ad esplorare lo strato 30-50, il grosso della massa radicale si concentra comunque sui primi 20 cm di suolo. Un articolo di (Paris, Tosi, Tarchi, Trani, & Ascenzi, 2013) comparso sull'allegato bimestrale "Bioenergie e Agricoltura" della rivista settimanale "Terra e Vita" edito da Edagricole, supporta la tesi di ridotto apporto idrico, in uno studio sull'irrigazione svolto proprio su O_SRC, il pioppeto a fianco, secondo il quale la quantità d'acqua fornita alla piantagione serve a compensare soltanto un terzo dell'evapotraspirazione. Aumentarla del 100%¹², cioè compensare per i due terzi, porterebbe ad un aumento del 50% del rendimento di biomassa legnosa. L'effetto sulla respirazione segue di conseguenza: sulla SRC la depressione dei flussi respiratori non sembra risentire della poca acqua fornita a 35 cm di profondità, mentre sul sito REF l'impatto è comunque minimo. Questo fatto potrebbe suggerire che fornire acqua in profondità contribuisce alla riduzione di emissione di GHG, almeno nelle condizioni di suolo analizzate, perché riduce la respirazione dell'ecosistema. Ciò però non è più vero nel momento in cui la mancanza d'acqua riduce anche la produttività, e quindi la GPP: se il surplus d'acqua fornito aumenta in valore assoluto la GPP più di quanto non faccia con la R_{eco} , è chiaro che si avrà un maggiore NEE, e quindi un maggiore assorbimento di CO_2 dall'atmosfera.

4.5. Altre caratteristiche del suolo

La diminuzione del pH si pone in contrasto con quanto riscontrato in altri lavori, come (Pellegrino, Di Bene, Tozzini, & Bonari, 2011) o (Sartori, Lal, Ebinger, & Eaton, 2007), che riportano una diminuzione.

4.6. Effetti del drought

Pur essendo il clima dell'area viterbese tipicamente mediterraneo, e quindi caratterizzato da aridità estiva, il 2012 è stato un anno in cui l'assenza di precipitazioni e le alte temperature si sono prolungate per un periodo di tempo molto lungo, ed il *drought* quindi è risultato particolarmente intenso.

¹² Si fa notare come, oltre la quantità, nell'esperimento degli autori cambi anche la profondità, essendo il surplus d'acqua fornito in superficie: questo secondo fattore potrebbe avere un peso sui risultati riportati.

Nel contesto di un bilancio di gas serra, questo argomento può risultare marginale; tuttavia, non bisogna dimenticare che senza irrigazioni, in questo tipo di clima non è possibile effettuare SRC di una specie a rapido accrescimento come il pioppo, senza conseguire notevoli perdite. Irrigazione significa energia per alimentare le pompe, e quindi carburanti fossili consumati. Seppur fuori dal bilancio di GHG, l'importanza del discorso relativo al drought è strettamente legato al tema della gestione idrica delle coltivazioni di pioppo, non direttamente affrontato dal presente lavoro, ma di rilievo in questo tipo di piantagioni a rapido accrescimento ed accreditate di portare benefici a livello ambientale. Essendo specie bisognose di ingenti quantitativi di acqua, infatti, la loro coltivazione in ambiente mediterraneo può ingenerare dei costi dal punto di vista ambientale che esulano dalle emissioni di gas serra, ma che tuttavia devono essere considerate nel momento in cui si desidera fare una valutazione estensiva della problematica. Si deve infatti considerare che l'uso d'acqua significa consumo di una risorsa preziosa in un ambiente mediterraneo, e implicata in considerazioni di carattere etico oltretutto ambientale su scala globale.

Nel caso presente il consumo di fonti fossili non è così rilevante: le irrigazioni rintrano infatti nelle *farming operations*, che coprono complessivamente il 2-5 % delle voci del bilancio complessivo (v sotto). Pur esulando dal presente lavoro la valutazione dell'impatto dovuto all'irrigazione, una considerazione è tuttavia fattibile e pertinente: adottando lo stesso approccio usato per il bilancio di GHG, è possibile confrontare la quantità d'acqua somministrata in totale nei 2 anni presi in considerazione e per la rotazione colturale, e per la SRC: dal confronto emerge una differenza di appena 15 mm in più di acqua somministrata ai pioppi rispetto al REF. Una differenza quindi non rilevante, ad indicare che anche senza LUC non ci sarebbe stato un sostanziale risparmio di acqua impiegata. E' però necessario considerare che in entrambi i casi i quantitativi d'acqua che il fattore decide di somministrare si adattano alle condizioni meteo presenti, e che solo nel caso del pascolo le irrigazioni sono di solito necessarie, essendo il grano specie squisitamente invernale. Se quindi si presentasse un'annata particolarmente siccitosa in un anno in cui nella rotazione si trova il grano, è lecito presumere che al pioppeto saranno somministrate notevoli quantità di acqua in più. Si deve infine ribadire che sulla base dei dati rilevati si è evidenziato come le quantità d'acqua reputate necessarie per irrigare il pioppeto siano probabilmente non sufficienti, come riportato anche da (Paris, Tosi, Tarchi, Trani, & Ascenzi, 2013). Se quindi si andassero a compensare le perdite di acqua da parte dell'ecosistema per il *drought*, si andrebbe probabilmente a sbilanciare l'equilibrio riportato nel presente lavoro. Ma un'analisi di sensitività del consumo idrico sia rispetto

alle condizioni meteo, sia alle peculiari esigenze ecologiche delle piantagioni, non rientra negli obiettivi del presente lavoro, e non viene quindi inserito qua. Allo stesso modo, non si è trattato neppure della competizione con coltivazioni per uso alimentare, problematiche per le quali si rimanda ad altri lavori (Melillo, et al., 2009); (Havlík, et al., 2011).

Entrando nel dettaglio del confronto tra i due pioppeti Y_SRC e O_SRC, da quanto detto si è ipotizzato che quest'ultimo abbia reagito all'aridità con una strategia leggermente diversa, cioè con una maggiore perdita di foglie ed una minore riduzione della conduttanza stomatica. Anche l'andamento della GPP (Figura 29) può essere preso a sostegno di questa ipotesi: l'impatto del drought è stato infatti più forte e immediato in O_SRC rispetto a Y_SRC, dove invece si è vista una diminuzione della GPP più dilazionata e meno forte, concordemente quindi con l'ipotesi di maggiore perdita di foglie estiva contro maggiore riduzione della conduttanza stomatica. Sebbene non si possa andare oltre la semplice ipotesi, accettando tale ipotesi si dovrebbe riflettere su quale differenza tra le due piantagioni sia più rilevante nel determinare la strategia. Essendo le condizioni climatiche le stesse, e provenendo il suolo dalla stessa matrice, pur diversificandosi leggermente le tessiture, le due differenze principali restano l'età delle radici, da cui i nomi che gli abbiamo attribuito, l'età dei polloni (1 anno Y_SRC, 2 O_SRC), e i cloni (AF2 per Y_SRC, tre settori con Sirio, AF2 e Monviso per O_SRC). Non avendo analisi di dettaglio non è possibile rispondere a questa domanda; tuttavia, se la differenza fosse dovuta ai cloni, ciò vorrebbe dire che il clone AF2 presenta una maggiore resistenza alla siccità proprio tramite maggiore chiusura stomatica che permette alle foglie di cadere in misura minore e fotosintetizzare comunque nei momenti in cui il VPD lo consente. Uno studio ecofisiologico in questo senso potrebbe portare luce su questa questione.

Fuori dal periodo di *drought*, e soprattutto prima, si nota come la WUE di O_SRC sia nettamente maggiore. Ciò è concretamente ascrivibile alla maggiore età dei polloni, che permettono di avere ben presto una maggiore superficie fogliare esposta alla luce rispetto a Y_SRC, che parte invece da zero. Ciò trova conferma anche nell'analisi della LUE, dove è sempre il pioppeto O_SRC a mostrarsi più efficiente nel periodo primaverile. L'andamento di LUE mostra chiaramente come questa sia più fortemente correlata alla GPP rispetto alla WUE, determinando così maggiormente le differenze tra i due pioppeti. Tuttavia, la Figura 31 mostra come i pioppi in O_SRC abbiano potuto beneficiare anche di una maggiore disponibilità idrica al suolo, probabilmente dovuta alla tessitura leggermente diversa.

Dal punto di vista di possibili suggerimenti colturali, infine, si ribadisce che una maggiore quantità d'acqua, accompagnata da una minore profondità di somministrazione, andrebbe a beneficio delle piante in periodi di stress idrico.

4.7. Operazioni colturali

Le emissioni dovute alle operazioni colturali, pur non rappresentando flussi molto ingenti, pesano tra l'1 e il 5% del bilancio finale. Ciò si pone in linea con altri studi, come ad esempio (Gelfand, Zenone, Jasrotia, Chen, Hamilton, & Robertson, 2011).

L'entità e modalità di svolgimento di tali operazioni, quindi, possono essere ottimizzate per ridurre al minimo il contributo di questa voce del bilancio. Nel caso presente, tuttavia, non sembrano essere state fatte in maniera dissennata: le fertilizzazioni sono state ridotte allo stretto necessario, soprattutto al pioppeto; come visto sopra, le irrigazioni sono state fin troppo parsimoniose; altre operazioni colturali hanno avuto un peso minore, e non potrebbero comunque essere fatte diversamente (es. cippatura, aratura, semina), in quanto effettuate su tutta la superficie necessaria, con metodi comuni, e utilizzando macchinari facenti parte del parco macchine presente. Si raccomanda quindi la scelta oculata dei metodi impiegati nelle operazioni colturali, e per quanto riguarda i fertilizzanti la valutazione delle quantità necessarie. Essendo la fertilizzazione comunemente associata ad emissioni di N_2O , gas serra con un potenziale di riscaldamento globale 300 volte maggiore della CO_2 (Solomon, et al., 2007), sembra indicata la scelta di distribuirlo in profondità tramite l'acqua dell'irrigazione sotterranea, specialmente in un suolo compatto come quello analizzato, in cui si è visto come la porosità ridotta impedisca la fuoriuscita dei flussi non- CO_2 . Dalle analisi di laboratorio si è visto infatti che è necessario il contemporaneo verificarsi di condizioni di alta temperatura e alto WFPS% perché i flussi di N_2O siano stimolati: anche nel sito REF, infatti, dove invece la fertilizzazione è avvenuta tramite spargimento di concime solido in superficie, non si sono osservate emissioni particolari di N_2O , proprio per il mancato verificarsi di tali condizioni. Se quindi l'irrigazione può aumentare localmente il WFPS% nel periodo delle concimazioni (estivo), quindi con alte temperature, mantenerla sotterranea permette di impedire la fuoriuscita di gas serra. Si sottolinea di nuovo la supposta eccessiva profondità di distribuzione dell'acqua nella SRC, proprio per il mancato irroramento degli strati più superficiali dove si suppone si concentri la maggior parte della massa delle radici fini. Una modifica a tale tecnica comporterebbe un incremento del WFPS% anche agli strati più superficiali (per quanto si può supporre per un tempo piuttosto limitato), e quindi sarebbe necessario

valutarne l'impatto. E' possibile prevedere alcuni possibili effetti sui flussi di gas serra che questo suggerimento colturale produrrebbe nella SRC, insieme a quello di fornire una maggiore quantità d'acqua: 1. Aumento delle emissioni di CO_2eq dovute al maggior consumo di energia per le pompe; 2. Eventuale aumento (da valutare) delle emissioni di N_2O in occasione delle fertirrigazioni per il superamento della soglia di WFPS%; 3. Compensazione delle perdite di H_2O per caduta foglie e/o chiusura stomatica, con conseguente aumento di GPP; 4. Aumento di R_{eco} per riduzione/eliminazione del fattore limitante alla RS. Le voci 1, 2 e 4 si pongono dalla parte positiva del bilancio, la numero 3 da quella negativa: uno studio in questo senso potrebbe mirare ad approfondire il bilancio netto tra queste componenti per valutare l'effetto complessivo e suggerire in maniera più appropriata una tecnica colturale migliore. Con i dati in nostro possesso si può azzardare l'ipotesi che, visto che la GPP sembra aver accusato una maggiore riduzione per il *drought* rispetto alla R_{eco} , il bilancio tra 3 e 4 (cioè l'NEE) si tradurrebbe a favore di un maggiore accumulo (voce negativa del bilancio); le emissioni di cui al punto 1 e 2 hanno un peso molto limitato nel presente studio, ed anche favorendo le cause che le producono (maggiore consumo di energia e maggiore disponibilità idrica al suolo), probabilmente non si avrebbe un effetto così drammatico, con conseguente bilancio negativo, cioè maggiore assorbimento di gas serra. L'ipotesi è tuttavia da valutare.

4.8. Emissioni dal bestiame

La presenza delle pecore nel primo anno coltivazionale del sito REF ha determinato una componente aggiuntiva alle voci emissive del bilancio: i ruminanti infatti sono emettitori di metano per fermentazione enterica durante i processi digestivi (Byrne, Kiely, & Leahy, 2007; Dengel et al., 2011). Sebbene la quota parte del bilancio dovuta alle emissioni di metano dalle pecore sia intorno al 5%, essa è comunque molto maggiore rispetto ai flussi biogenici non- CO_2 presenti nel sito e dovuti al suolo. Questo dato è tanto più rilevante quanto più si considera che la presenza degli animali, solo sulla prima parte del ciclo, non è continua ma occasionale: una maggiore presenza di animali al pascolo potrebbe modificare il bilancio riducendo l'uptake di gas serra. In particolare si fa notare come, a causa della stagione molto arida del 2012, il pascolo sul trifoglio sia stato ad un certo punto interrotto, e poi ripreso sul sorgo: in una stagione più umida probabilmente la presenza del bestiame sarebbe stata più frequente, le emissioni al sito maggiori, e quindi il bilancio di CO_2 equivalenti minore (meno assorbimento). I valori di emissione stimati tramite le linee

guida dell'IPCC si pongono in linea con quelli di altri studi, dove le emissioni sono state misurate direttamente, come (Dengel et al., 2011); (Judd, et al., 1999).

4.9. Foregone sequestration e SOC

Il contributo della cosiddetta *foregone sequestration* è molto importante nella valutazione dell'impatto della SRC sul bilancio dei gas serra, in quanto, pur essendo variabile, è sempre presente, così come presente è l'effetto sullo stock di SOC. La perdita di carbonio dal suolo rappresenta un flusso ingente nel LUC, ed è soggetto a forte variabilità in quanto dipende da fattori diversi, quali il tipo di suolo, il precedente uso del suolo, il clone installato, la densità, il clima (Pellegrino, Di Bene, Tozzini, & Bonari, 2011). Sebbene la stima fatta possa essere soggetta a diverse fonti di errore¹³, si è stimato che circa il 47% del C organico contenuto nei primi 15 cm di suolo sia stato riemesso per il LUC. Il valore annuale stimato di accumulo di C nel suolo ($78 \pm 24 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) rientra nel range riportato in letteratura: ad esempio, (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011) ha misurato un aumento di $100 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, e (Garten, Wulschleger, & Classen, 2011) riporta un aumento di $57 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Valori maggiori si trovano invece in (Hansen, 1993) e (Coleman, Isebrands, Tolsted, & Tolbert, 2004), i quali riportano un aumento medio annuale di C tra 160 e 300 gC ha^{-1} . I valori di perdita al primo ciclo, invece, sono maggiori rispetto a quelli trovati da (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011), $400 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Si fa notare inoltre che, supponendo che il trend lineare di accumulo di C nel suolo da parte dei pioppi continui costante, tra il nono e il decimo anno dall'impianto si dovrebbe avere il pareggio del bilancio tra la perdita al primo ciclo e l'accumulo successivo, e quindi l'annullamento degli effetti negativi del LUC a livello di SOC (*break-even point*, vedi (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011)). Ancora 5-6 anni rispetto alla situazione attuale di Y_SRC, e ancora 2-3 per O_SRC. Il valore di 9-10 anni, pur leggermente superiore rispetto ai 7 anni del citato lavoro di (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011), è in linea con quanto riportato ad esempio da (Hansen, 1993), cioè 8-10 anni. In termini di percentuale di C perso dal suolo, invece, il valore è molto alto se confrontato ancora con (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011), per i quali la perdita rappresenta solo il 7% del totale, ma si pone all'interno dei *range* di 20%-50% riportati in alcune *review* presenti in letteratura, come (Post & Kwon, 2000). C'è da notare tuttavia che la nostra analisi si è limitata solo ai primi 15 cm di suolo, dove i cambiamenti avvengono più rapidamente e lo stock totale è

¹³ Tra le principali, un cambio nella *bulk density* usata per calcolare il SOC può portare ad un bias (Anderson-Teixeira, Davis, Masters, & Delucia, 2009).

necessariamente inferiore, rispetto ai 50 cm considerati dal lavoro citato di (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011). Ciò è stato reputato corretto per la scarsa profondità totale del suolo e il fatto che le radici dei pioppi non scendono molto in profondità. Gli stessi (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011) riportano tuttavia che la perdita di C nel loro studio è avvenuta per lo più nei primi 20 cm. Le differenze con altri studi, al netto dei disegni sperimentali, sono attribuibili a diversi usi del suolo precedenti, diversi tipi di suolo, diversi tipi di piantagione, diverse condizioni climatiche (Laganiere, Angers, & Pare, 2010). Anche la fertilizzazione aumenta il tasso di accumulo di C nel suolo secondo (Garten, Wulschleger, & Classen, 2011).

Ovunque venga fatto un impianto di SRC per biomassa, quindi, esso va a sostituire un ecosistema pre-esistente, con un suo bilancio di gas serra, e un determinato equilibrio nel contenuto di C organico al suolo. In entrambi i casi gli esiti della conversione possono essere molto diversi a seconda di quello che è l'ecosistema che si va a sostituire (v ad es. (Heller et al., 2003)): molti lavori in letteratura sono volti ad analizzare l'effetto del LUC, ed i risultati variano molto con il tipo di uso del suolo precedente. In linea generale, si può affermare che in un ampio *range* climatico e di caratteristiche del suolo, i vari studi evidenziano come la sostituzione di un agricolo con una SRC legnosa porta in genere maggiori vantaggi del caso della grassland, e ancora di più del caso di ecosistemi forestali, per i quali spesso si è osservato uno svantaggio in termini di bilancio di gas serra (Don, et al., 2012); (Zenone et al., 2011). Questo è dovuto al fatto che, rispetto all'agricolo, l'SRC porta minore disturbo al suolo, e quindi contribuisce ad incrementarne il *pool* di C (Arevalo, Bhatti, Chang, & Sidders, 2011; Lettens et al., 2003); inoltre, le grassland trasferiscono spesso ingenti quantità di C al suolo, grazie alla presenza di numerose radici fini con un *turn-over* più rapido: l'impianto di una SRC comporta in questi casi generalmente una perdita iniziale ingente, che sarà recuperata solo in un periodo piuttosto lungo (Anderson-Teixeira, Davis, Masters, & Delucia, 2009; Rowe et al., 2009). Le foreste, invece, sono generalmente più stabili dal punto di vista del C accumulato al suolo, e quindi una loro sostituzione comporta in genere ingenti perdite che difficilmente saranno ripagate da una coltivazione a turno breve (v ad es. (Matthews, 2001) (Guo & Gifford, 2002)). Dal punto di vista del suolo, inoltre, alcuni studi hanno provato a valutare anche l'impatto di un LUC su sistemi non coltivati, trovando miglioramenti anche in questi casi (Pellegrino, Di Bene, Tozzini, & Bonari, 2011): ciò è importante in chiave etica, perché se è vero che i maggiori vantaggi in chiave GHG si hanno sostituendo sistemi agricoli, è anche vero che la competizione biomassa-cibo è spesso deleteria dal punto di vista etico, e si tende quindi a

suggerire l'impianto di SRC in aree degradate (ad es. (McKendry, 2002)), specialmente in paesi in via di sviluppo (Buchholz, Da Silva, Volk, & Tennigkeit, 2007).

4.10. Carbon offset

Il calcolo della biomassa ricavabile, sebbene approssimato, dà valori piuttosto bassi rispetto al NEE. Considerato infatti un contenuto percentuale di C nel cippato misurato e pari a 49.5%, si ha un valore¹⁴ di $3.08 \pm 1.42 \text{ MgC ha}^{-1}$, ovvero $308 \pm 142 \text{ gC m}^{-2}$, mentre il valore di NEE visto corrisponde a $958 \pm 61 \text{ gC m}^{-2}$. Dai dati di letteratura relativi al rapporto *root/shoot* (0.39, (Heilman & Norby, 1998)) si è stimato che la biomassa ipogea è di circa $120 \pm 18 \text{ gC m}^{-2}$ nei due anni. Se a questo si aggiunge l'accumulo di C nel suolo nei due anni, $156 \pm 48 \text{ gC m}^{-2}$, e il C accumulato nella lettiera, $230 \pm 150 \text{ gC m}^{-2}$, si ottengono $814 \pm 213 \text{ gC m}^{-2}$ da dati biometrici. La differenza con il valore di NEE, pari a $144 \pm 221 \text{ gC m}^{-2}$, pur presente, rientra nelle incertezze connaturate ai diversi tipi di misura, e ci conforta quindi sul corretto svolgimento delle misure e sulla solidità dei dati riportati nella presente tesi. Circa la discrepanza rilevata si fanno notare tre fatti:

1. l'influenza della quota stimata per la biomassa ipogea: (Garten, Wullschleger, & Classen, 2011) sceglie un valore di 0.4 per il rapporto tra produzione ipogea e epigea per cloni di pioppo di quattro anni, mentre il dato dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) riporta un valore di 0.21 per il pioppo (Romano, et al., 2014). Uno studio di (Heilman & Norby, 1998) effettuato su cloni di pioppo per SRC, invece, riporta due tipi di valori: uno includendo solo le radici più grandi, uno anche quelle fini. I valori del primo tipo sono in media 0.27 ± 0.03 , quelli del secondo 0.39 ± 0.03 . Siccome la biomassa delle radici fini è rilevante nell'allocazione del C, si è reputato corretto utilizzare quest'ultimo caso. Il range interquartile (IQR) va da 0.36 a 0.42. L'utilizzo dei valori estremi di questo IQR, così come di quello dell'ISPRA, porta alle differenze illustrate in Tabella 8. Ciò significa che un valore pari alla metà (es da 0.42 a 0.21, -50%) nel valore del rapporto R/S porta ad una differenza sulla voce di bilancio di perdita di C dal suolo di circa -8%. Prendere un valore di 0.39 sembra quindi ragionevole.

¹⁴ Dato che si apre qui una piccola parentesi relativa alla biomassa, si ritiene opportuno ragionare in termini di C invece che CO₂eq.

2. Un'altra fonte di incertezza nel calcolo fatto: se da un lato parte del C che va al suolo viene da quello della lettiera e delle radici fini dell'anno precedente (Garten, Wulschleger, & Classen, 2011), una parte dipende da radici e lettiera del ciclo precedente (il primo), e che si è per semplicità considerato che queste due componenti si compensassero a vicenda.
3. Non ultimo è il ruolo che la vegetazione erbacea può aver ricoperto nella faccenda: dalla Figura 3 ad esempio si vede chiaramente come anche nel periodo invernale¹⁵ ci sia un minimo *uptake* di C, dovuto all'erba presente al suolo. Erbe invernali a cui si aggiunge altra vegetazione erbacea annuale durante la primavera/estate, che di certo contribuisce al NEE (e all'accumulo di SOC) ma non rientra nei *pool* di biomassa considerati, e che oltretutto possono avere un peso nella competizione per le risorse idriche in periodi di aridità (Scholz & Ellerbrock, 2002).

Tabella 8 – Sensitività dei valori di produttività e di perdita di C dal suolo al rapporto *root/shoot* (R/S)

	R/S_mean = 0.39	R/S_min = 0.36	R/S_max = 0.42	R/S_large = 0.21
Biomassa ipogea (gC m ⁻²)	120 ± 18	111 ± 17	129 ± 19	65 ± 10
C suolo (gC m ⁻² y ⁻¹)	265 ± 39	270 ± 39	261 ± 39	293 ± 38
C suolo 4 anni (gC m ⁻²)	1061 ± 157	1079 ± 156	1042 ± 158	1171 ± 154
Perdita al primo ciclo (gC m ⁻²)	1495 ± 1038	1513 ± 1038	1476 ± 1038	1605 ± 1037
Peso sul bilancio (gC m⁻²)	249 ± 173	252 ± 173	246 ± 173	268 ± 173

Anche nel confronto con altri studi il valore alla fine del secondo ciclo risulta un po' basso: primo fra tutti quello utilizzato per ricavare i parametri della regressione diametro-peso secco (Paris, et al., 2011), per il quale usando l'Equazione 21 sul clone AF2 ottiene al secondo ciclo biennale un totale di $15.07 \pm 6.96 \text{ Mg ha}^{-1}$. Anche i sopracitati (Scholz & Ellerbrock, 2002) hanno trovato valori più alti, sebbene su cloni e in condizioni climatiche diversi. Tuttavia i valori di biomassa epigea nei primi anni di SRC sono bassi anche in (Arevalo et al., 2011), e i valori riscontrati nel presente lavoro in linea con i cloni meno produttivi – spesso per il suolo sabbioso – tra i numerosi revisionati da (Vande Walle, Van Camp, Van de Castele, Verheyen, & Lemeur, 2007) per il Belgio. Ciò lascia ipotizzare che l'anno di drought, avendo influenzato negativamente la resa, abbia determinato una

¹⁵ Da dicembre a marzo i pioppi non hanno foglie: tutto ciò che viene fotosintetizzato è ascrivibile alla vegetazione erbacea.

situazione di scarsa produttività per l'intero ciclo, con un effetto paragonabile a quello di un suolo sabbioso in Nord-Europa.

Per quanto riguarda l'offset dovuto alla sostituzione di gas naturale, altri studi hanno evidenziato i vantaggi di un sistema rinnovabile come una SRC rispetto alla fonte fossile: si veda ad esempio (Cherubini et al., 2009; Gasol et al., 2009). Tuttavia non molti hanno analizzato il caso del riscaldamento, concentrandosi di più sulla produzione di elettricità (Djomo et al., 2013), ed evidenziando come in genere la cogenerazione di elettricità e calore dia i migliori risultati in termini di efficienza energetica e riduzione di emissioni (Lettens et al., 2003).

All'interno del bilancio, il peso dell'offset è inferiore a quello di NEE e di SOC+*foregone*, ma molto superiore sia ai flussi di non-CO₂ e operazioni colturali. Si fa notare inoltre come il gas naturale sia tra le più "pulite" energie fossili, cioè quella con i minor costi di produzione e trasporto. Sebbene si sia scelta questa in quanto più diffusa in Italia, si potrebbe anche considerare che in un'ottica di futura sostituzione del fossile con le rinnovabili, i primi ad essere sostituiti potrebbero essere quelli più "sporchi", e nel nostro caso il carbone. In questo caso il peso sul bilancio della voce *carbon offset* sarebbe notevolmente maggiore, così come i vantaggi ascrivibili alle SRC per la produzione di biomassa.

4.11. Confronto tra i bilanci di REF e Y_SRC

Come riportato nei risultati i due bilanci netti non si differenziano molto tra loro: se un lieve "vantaggio" è emerso a favore di Y_SRC, l'incertezza delle misure non permette di concludere definitivamente che, nelle condizioni climatiche e pedologiche rilevate nei due anni in questione, e nella tipologia gestionale dell'azienda che ci ha cortesemente fornito accesso ai due sistemi, sostituire un agricolo tradizionale con una SRC di pioppo da biomassa comporti vantaggi o svantaggi particolari in chiave di gas serra. Se quindi non si può affermare che la sostituzione, effettuata per contribuire alla riduzione del *global warming*, sia in realtà causa di maggiori emissioni, non si può neanche dire che il contributo alla mitigazione del riscaldamento globale sia consistente. Si sono già riportati numerosi studi che hanno analizzato sistemi a biomassa per la produzione di energia sotto svariati punti di vista, con risultati contrastanti. Ad esempio (Nassi O Di Nasso et al., 2010), che hanno trovato vantaggi nella mitigazione del riscaldamento globale dalla

coltivazione di SRC di pioppo, e (Abbasi & Abbasi, 2010), che hanno invece evidenziato come spesso le emissioni di GHG risparmiate per la sostituzione di una fonte fossile siano minori di quelle impiegate per la gestione del sito a biomassa, con in aggiunta danni ambientali di diversa natura. In particolar modo in climi mediterranei, poi, gli studi effettuati hanno mostrato come la situazione sia particolarmente critica, sebbene con possibilità di successo, almeno dal punto di vista dell'efficienza energetica (Gasol et al., 2009). Il nostro studio si pone quindi in linea con questi dati, dimostrando come nella zona il cambio di uso del suolo sia al limite tra la sostenibilità e la non-sostenibilità. Tuttavia nel caso specifico l'irrigazione non sembra avere un peso notevole sul bilancio, pur apparendo sottodimensionata. E' ipotizzabile come detto che dal suo aumento si avrebbero più vantaggi che svantaggi, in quanto l'incremento di fotosintesi andrebbe a compensare quello di respirazione e i costi in termini di consumi di energia da fonti fossili, oltre a risultare in un'aumentata resa e quindi in un maggiore *offset* di emissioni per la sostituzione di combustibili fossili. Il motivo quindi di due bilanci quasi in parità sembra più da ricercare nel fatto che l'agricolo tradizionale non è risultato essere molto intensivo, e caratterizzato da specie storicamente coltivate nell'area e quindi meglio adattate ad un clima più arido; inoltre il fattore è intervenuto a sostituire una specie in sofferenza per l'aridità con un'altra a più rapido sviluppo, di fatto andando ad aumentare il tasso di fotosintesi, cosa che ovviamente non è stata possibile al pioppeto. All'agricolo, infine, il suolo aveva accumulato C negli anni grazie alla presenza del pascolo, che non necessita di lavorazioni profonde, e la piantagione dei pioppi ha provocato la liberazione di parte del *pool* del suolo. Pertanto, in sintonia con quanto descritto da (Cherubini et al., 2009), si reputa importante sottolineare come anche da questo lavoro emerga che in studi di questo tipo ci sono molti punti-chiave che dipendono da assunzioni di vario tipo – confini del sistema, parametri di riferimento, ipotesi, regressioni e casi legati a peculiarità spaziali e/o temporali – i quali permettono sì di fornire un quadro chiaro della situazione, ma introducono d'altra parte elementi di variabilità ed incertezza, che impediscono di arrivare ad un'esatta quantificazione numerica delle emissioni risparmiate. E' importante quindi sempre presentare questo tipo di analisi insieme a dei *range* che tengano conto dell'incertezza dei singoli fattori.

CONCLUSIONI

Uno studio per valutare l'impatto sui gas serra del cambio di uso del suolo da agricoltura tradizionale a short rotation coppice di pioppo è stato svolto tramite un esperimento di cronosequenza nelle vicinanze di Viterbo. Un pioppeto e una rotazione agricola rappresentante il precedente uso del suolo sono state dotate di strumentazione eddy covariance, mentre una campagna di misure tramite camerette manuali ha permesso di valutare gli scambi di CH_4 e N_2O col suolo. Tramite misure dirette si è ricavata la differenza di carbonio organico nel suolo, mentre da un approccio di tipo LCA si sono modellizzate le emissioni dovute alle operazioni colturali. Da dati di letteratura è stato possibile stimare le emissioni risparmiate per la sostituzione di fonte fossile. E' stato così costruito un bilancio di gas serra per i due siti lungo un ciclo coltivazionale. Il bilancio della SRC, al netto del sequestro di GHGs perso per la sostituzione del sito agricolo, è stato confrontato col bilancio di quest'ultimo per valutare l'impatto del LUC.

Dai risultati emerge come, pur non differendo significativamente i due bilanci, quello di Y_SRC sia leggermente "migliore" (più assorbimento) del sito REF. Il LUC quindi non sembra andare in direzione di un peggioramento del contenuto dei gas serra in atmosfera, ma d'altronde nemmeno produrre quel miglioramento per il quale la conversione di terreno agricolo è stimolata e incoraggiata anche a livello politico, almeno nell'area di studio.

Si sono individuati alcuni parametri-chiave la cui influenza sul bilancio è notevole, o la cui modifica comporterebbe effetti importanti sul bilancio stesso:

1. L'irrigazione si è dimostrata insufficiente. Il peso sul bilancio è minimo, quindi aumentarla (anche del doppio come suggerito da (Paris, Tosi, Tarchi, Trani, & Ascenzi, 2013)) non comporterebbe un grosso peso in termini di emissioni, mentre andrebbe ad incrementare il NEE e la produttività, e quindi anche il *carbon offset*. L'incognita maggiore resterebbe comunque legata alle emissioni di N_2O per le fertilizzazioni con maggiore SWC.
2. Il confronto con il gas naturale permette di confrontare la fonte rinnovabile con quella fossile più diffusa per il riscaldamento domestico, ma anche più "pulita" in termini emissivi. Si ipotizza che dalla sostituzione di carbone, più "sporco", si otterrebbe un *offset* maggiore.

3. L'aridità ha costituito un elemento di particolarità sui due anni considerati, con effetti a cascata sia sulla vegetazione che sulle operazioni colturali; questo introduce incertezza a livello di rappresentatività del caso considerato.
4. I confini del sistema sono un altro punto chiave: qui si è reputato opportuno fermarci al *farm-gate* – dove il grosso delle differenze tra i due sistemi si concentra – e di non considerare l'efficienza di conversione della biomassa e del gas naturale in energia, fermandosi invece all'energia “potenziale” contenuta in entrambi.

Fermo restante quanto detto fin qui, si evidenziano alcuni limiti dello studio effettuato:

1. Per motivi logistici è stato possibile analizzare solo un ciclo colturale, con le particolarità viste. Se da una parte ciò ha introdotto elementi di interesse scientifico – come l'analisi degli effetti del drought – d'altra parte avere un più ampio spettro temporale porterebbe benefici in termini di riduzione delle incertezze. In particolare, considerare un intero ciclo di vita porterebbe a stime più accurate, soprattutto nel confronto con i fossili.
2. La biomassa epigea è stata stimata tramite regressione da letteratura. Questo fatto, pur non introducendo un errore molto grande – essendo i diametri piccoli e la relazione esponenziale – comporta comunque un certo grado di incertezza, che potrebbe essere ridotta costruendosi la propria regressione in campo.

Pertanto si sottolinea come con la presente tesi si sia analizzato il bilancio di gas serra, mentre il peso di altri fattori nella valutazione di questo tipo di SRC, sia ambientali (emissioni di inquinanti, uso dell'acqua...) che sociali (competizione biomassa-cibo)¹⁶ che economici non è stato incluso: le conclusioni a cui si è giunti non devono quindi essere interpretate come un giudizio definitivo circa la fattibilità delle SRC di pioppo da biomassa, sia pure limitatamente alla zona analizzata, ma come un tassello importante all'interno di un quadro molto più ampio e complesso.

Per quanto riguarda possibili sviluppi futuri, si è già accennato all'eventualità di estendere il presente studio a tutto il ciclo di vita del pioppeto, includendo quindi caratteristiche climatiche diverse e diverse condizioni colturali. Anche una più approfondita analisi del *carbon offset* di diverse fonti fossili può essere auspicabile. Ad un livello più globale, si

¹⁶ Tuttavia, si ricorda che considerare le emissioni sulla base della superficie del suolo invece che di energia prodotta, permette di prendere a riferimento il fattore che, almeno eticamente, costituisce il collo di bottiglia, cioè la disponibilità di suolo (Cherubini et al., 2009)

sottolinea l'importanza di svolgere studi simili in ambito mediterraneo, per meglio caratterizzare questo tipo di LUC su cloni e condizioni pedologiche vari, con usi del suolo di riferimento diversi e diverse destinazioni d'uso della biomassa. L'approccio con cui si studia questa tematica è esso stesso fonte di incertezza: un altro fatto auspicabile è pertanto la definizione di un procedimento standard per lo studio di questo tipo di LUC, almeno entro i limiti di fattibilità.

RINGRAZIAMENTI

Il presente progetto di Dottorato di Ricerca è stato co-finanziato dal progetto *GHG Europe (EU Seventh Framework Programme, FP7)*. Un ringraziamento particolare è rivolto al Ph.D. Dario Papale dei DIBAF, tutor del presente dottorato di ricerca e preziosa guida nello svolgimento del progetto. Si ringraziano sentitamente anche tutti i tecnici del DIBAF che hanno contribuito alle installazioni, manutenzioni e raccolta dati: Andrea Baiocco, Alessio Boschi, Michele Tomassucci. Si ringraziano anche il CNR IBAF nella persona di Giorgio Matteucci, e il CNR IBIMET con Beniamino Gioli, nonché il rispettivo personale tecnico (G. Santarelli e A. Zaldei), che hanno fornito strumentazioni e reso un insostituibile supporto. Si ringrazia lo staff del Database del DIBAF: Eleonora Canfora, Diego Polidori, Alessio Ribeca, Carlo Trotta per il loro fondamentale supporto nel post-processing dei dati. Sempre all'interno del DIBAF si ringrazia inoltre Tommaso Chiti per le analisi del suolo, ed il prof. Paolo De Angelis per le analisi all'analizzatore elementare e la messa a disposizione di alcuni strumenti. Un sentito ringraziamento va anche a tutto il gruppo di lavoro della Seconda Università di Napoli, ed in particolare a Simona Castaldi, Teresa Bertolini e Giovanni Parisi per le analisi dei gas non-CO₂ ed il prezioso supporto nell'interpretazione dei dati. Infine si rivolge immensa gratitudine ad Alessio Trani, il gestore dell'azienda agricola, il quale non solo ha permesso l'accesso a tutto il personale all'interno dell'azienda stessa, l'installazione della strumentazione e l'allaccio alla corrente, ma ha fornito supporto fondamentale nell'inventario delle operazioni colturali e dei consumi energetici, ed estrema disponibilità e cortesia verso le varie richieste che via via si sono rese necessarie nello svolgimento del progetto.

BIBLIOGRAFIA

- Abbasi, T., & Abbasi, S. a. (2010). Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(3), 919–937. doi:10.1016/j.rser.2009.11.006
- Anderson-Teixeira, K. J., Davis, S. C., Masters, M. D., & Delucia, E. H. (2009). Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *GCB Bioenergy*, 1(1), 75–96. doi:10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x
- Anthoni, P., Freibauer, A., Kolle, O., & Schulze, E. (2004). Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. *Agricultural and Forest Meteorology*, 121, 55-67.
- Anthoni, P., Law, B., & Unsworth, M. (1999). Carbon and water vapor exchange of an open-canopied ponderosa pine ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 95(3), 151-168.
- Arevalo, C. B. M., Bhatti, J. S., Chang, S. X., & Sidders, D. (2011). Land use change effects on ecosystem carbon balance: From agricultural to hybrid poplar plantation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(3-4), 342–349. doi:10.1016/j.agee.2011.03.013
- Aubinet, M., Vesala, T., & Papale, D. (2012). *Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis*. London: Springer.
- Baldocchi, D. (1994). A comparative study of mass and energy exchange rates over a closed C3 (wheat) and an open C4 (corn) crop: II. CO₂ exchange and water use efficiency. *Agricultural and Forest Meteorology*, 67, 291-321.
- Baldocchi, D. D. (2003). Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology*, 9(4), 479–492. doi:10.1046/j.1365-2486.2003.00629.x
- Barber, A. (2004). *Total Energy and Carbon Indicators for New Zealand Kiwifruit Orchards: a Pilot Survey*. AgriLINK New Zealand Ltd: Kumeu, 41.
- Blasi, C. (1993). *Carta del fitoclima del Lazio. Regionalizzazione e caratterizzazione climatica*. Regione Lazio, Assessorato Agricoltura e Foreste, Caccia e Pesca, Usi civici. Università La Sapienza, Dip. to Biologia Vegetale, Roma.

- Boone, R., Grigal, D., Sollins, P., Ahrens, R., & Armstrong, D. (1999). Soil sampling, preparation, archiving, and quality control. In R. G. al., *Standard Soil methods for Long-term Ecological Research*. (p. 3-28). Oxford: Oxford University Press.
- Börjesson, P. (1996). Energy analysis of biomass production and transportation. *Biomass and Bioenergy*, 11(4), 305-318.
- Buchholz, T., Da Silva, I., Volk, T., & Tennigkeit, T. (2007). Economics of a Gasification Based Mini Grid—A Case Study of a 10 kW Unit in Uganda. *Proceedings of the Industrial and Commercial Use of Energy Conference* (p. 29-30). Cape Town, South Africa: Institute of Electrical and Electronics Engineers (IEEE).
- Burba, G., & Anderson, D. (2010). A brief practical guide to eddy covariance flux measurements: principles and workflow examples for scientific and industrial applications. Lincoln: Li-Cor Biosciences.
- Byrne, K. a., Kiely, G., & Leahy, P. (2007). Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(4), 357–364. doi:10.1016/j.agee.2006.11.015
- Calfapietra, C., Gielen, B., Galema, A., Lukac, M., De Angelis, P., Moscatelli, M., et al. (2003). Free-air CO₂ enrichment (FACE) enhances biomass production in a short-rotation poplar plantation. *Tree physiology*, 23(12), 805-814.
- Castaldi, S., & Aragosa, D. (2002). Factors influencing nitrification and denitrification variability in a natural and fire-disturbed Mediterranean shrubland. *Biology and Fertility of Soils*, 36(6), 418-425.
- Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J., Aubinet, M., Bernhofer, C., Bodson, B., et al. (2010). Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 363-383.
- Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(8), 434–447. doi:10.1016/j.resconrec.2009.03.013

- Clark, H., Brookes, I., & Walcroft, A. (2003). Enteric methane emissions from New Zealand ruminants 1990–2001 calculated using an IPCC Tier 2 approach. Wellington, New Zealand: NZ Ministry of Agriculture and Forestry.
- Coleman, M., Isebrands, J., Tolsted, D., & Tolbert, V. (2004). Comparing soil carbon of short rotation poplar plantations with agricultural crops and woodlots in North Central United States. *Ecol. Manage*, 33, S299–S308.
- Conen, F., Yakutin, V., & Sambuu, A. (2003). Potential for detecting changes in soil organic carbon concentrations resulting from climate change. *Global Change Biol*, 9, 1515–1520.
- Cowan, I. (1982). Regulation of water use in relation to carbon gain in higher plants. *Physiological Plant Ecology II*, 589-613.
- Curtis, P. S., Hanson, P. J., Bolstad, P., Barford, C., Randolph, J. C., Schmid, H. P., & Wilson, K. B. (2002). Biometric and eddy-covariance based estimates of annual carbon storage in five eastern North American deciduous forests, 113, 3–19.
- Davis, J., & Haglund, C. (1999). Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe. SIK-Report No. 654. Gothenburg: Chalmers University of Technology.
- Dengel, S., Levy, P. E., Grace, J., Jones, S. K., & Skiba, U. M. (2011). Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. *Global Change Biology*, n/a–n/a. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02466.x
- Djomo, S. N., El Kasmioui, O., De Groote, T., Broeckx, L. S., Verlinden, M. S., Berhongaray, G., ... Ceulemans, R. (2013). Energy and climate benefits of bioelectricity from low-input short rotation woody crops on agricultural land over a two-year rotation. *Applied Energy*, 111, 862–870. doi:10.1016/j.apenergy.2013.05.017
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M., Drewer, J., et al. (2012). Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *Gcb Bioenergy*, 4(4), 372-391.
- Dong, H., Mangino, J., & McAllister, T. (2006). Emissions from livestock and manure management. In H. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe, 2006

- IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (Vol. 4, p. 10.1-10.89). Hayama, Japan: IGES.
- Dubuisson, X., & Sintzoff, I. (1998). Energy and CO₂ balances in different power generation routes using wood fuel from short rotation coppice. *Biomass and Bioenergy*, 15(4), 379-390.
- ecoinvent, C. (2007). ecoinvent data v2.0, ecoinvent reports No.1-25. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- EEA. (2009). Share of electricity production by fuel type in 2008. Copenhagen: European environment Agency.
- El Kasmoui, O., & Ceulemans, R. (2012). Financial Analysis of the Cultivation of Short Rotation Woody Crops for Bioenergy in Belgium: Barriers and Opportunities. *Bioenerg. Res*, 6(1), 336-350.
- European Commission, 2. (2009). Directive 2009/28/ec of the european parliament and of the council of 23 April 2009 on. the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
- European Commission, 2. (2007). Renewable energy road map—renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future.
- Falge, E., Tenhunen, J., Baldocchi, D., Aubinet, M., Bakwin, P., Berbigier, P., et al. (2002). Phase and amplitude of ecosystem carbon release and uptake potentials as derived from FLUXNET measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 75–95.
- Fan, S., Wofsy, S., Bakwin, P., Jacob, D., & Fitzjarrald, D. (1990). Atmosphere-biosphere exchange of CO₂ and O₃ in the central Amazon Forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95, 16851–16864.
- Ferré, C., Leip, A., Matteucci, G., Previtali, F., & Seufert, G. (2005). Impact of 40 years poplar cultivation on soil carbon stocks and greenhouse gas fluxes. *European Geosciences Union* (p. 897–931). Vienna: Biogeosciences.

- Fisher, R. (1919). The Correlation between Relatives on the Supposition of Mendelian Inheritance. *Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 52(02), 399-433.
- Foken, T. (2008). *Micrometeorology*. Berlin: Springer.
- Foken, T., & Wichura, B. (1996). Tools for quality assessment of surface-based flux measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 78, 83–105.
- Garten, C. T., Wulschleger, S. D., & Classen, a. T. (2011). Review and model-based analysis of factors influencing soil carbon sequestration under hybrid poplar. *Biomass and Bioenergy*, 35(1), 214–226. doi:10.1016/j.biombioe.2010.08.013
- Gash, J., & Culf, A. (1996). Applying a linear detrend to eddy correlation data in realtime. *Boundary-Layer Meteorology*, 79, 301-306.
- Gasol, C. M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., & Rieradevall, J. (2009). LCA of poplar bioenergy system compared with Brassica carinata energy crop and natural gas in regional scenario. *Biomass and Bioenergy*, 33(1), 119–129. doi:10.1016/j.biombioe.2008.04.020
- Gelfand, I., Zenone, T., Jasrotia, P., Chen, J., Hamilton, S. K., & Robertson, G. P. (2011). Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(33), 13864–9. doi:10.1073/pnas.1017277108
- Goglio, P., & Owende, P. M. O. (2009). A screening LCA of short rotation coppice willow (*Salix* sp.) feedstock production system for small-scale electricity generation. *Biosystems Engineering*, 103(3), 389–394. doi:10.1016/j.biosystemseng.2009.03.003
- Goodman, L. (1960). On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association*, 55(292), 708-713.
- Goulden, M., Munger, J., FAN, S., Daube, B., & Wofsy, S. (1996). Measurements of carbon sequestration by long-term eddy covariance: Methods and a critical evaluation of accuracy. *Global change biology*, 2(3), 169-182.
- Guo, L., & Gifford, R. (2002). Soil carbon stocks and land use change, a meta-analysis. *Global Change Biol*, 8, 345–360.

- Hansen, E. (1993). Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the north central United States. *Biomass Bioenergy*, 5, 431–436.
- Havlík, P., Schneider, U., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., et al. (2011). Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39, 5690–5702.
- Heilman, P., & Norby, R. (1998). Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy*, 14, 361-370.
- Heller, M. C., Keoleian, G. a, & Volk, T. a. (2003). Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system. *Biomass and Bioenergy*, 25(2), 147–165. doi:10.1016/S0961-9534(02)00190-3
- Hobbs, P., Johnson, R., & Chadwick, D. (1999). A novel technique to determine organic processes in pig wastes. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 79, 199-205.
- Hulbert, S. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr*, 54, 187-211.
- Janssens, I., Lankreijer, H., Matteucci, G. K., Buchmann, N., Epron, D., Pilegaard, K., et al. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology*, 7, 269–278.
- Janssens, I., Lankreijer, H., Matteucci, G., Kowalski, A., Buchmann, N., Epron, D., et al. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Glob. Change Biol*, 7, 269–278.
- Judd, M., Kellier, F., Ulyatt, M., Lassey, K., Tate, K., Shelton, I., et al. (1999). Net methane emissions from grazing sheep. *Global Change Biology*, 5(6), 647-657.
- Kljun, N., Calanca, P., Rotach, M., & Schmid, H. (2004). A simple parameterisation for flux footprint. *Boundary-Layer Meteorology*, 112, 503-523.
- Ku, H. (1966). Notes on the use of propagation of error formulas. *Journal of Research of the National Bureau of Standards*, 70(4).

- Laganiere, J., Angers, D., & Pare, D. (2010). accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Glob. Change Biol.*, 16, 439–453.
- Leiserowitz, A. (2007). International public opinion, perception and understanding of global climate change. *Human Development Report 2007/2008. Fighting climate change: human solidarity in a divided world. United Nations Development Programme.*
- Lettens, S., Muys, B., Ceulemans, R., & Moons, E. (2003). Energy budget and greenhouse gas balance evaluation of sustainable coppice systems for electricity production, 24, 179–197.
- Liu, Y., Langer, V., Høgh-Jensen, H., & Egelyng, H. (2010). Life cycle assessment of fossil energy use and greenhouse gas emissions in Chinese pear production. *Journal of Cleaner Production*, 18(14), 1423-1430.
- Lorenzoni, I., & Pidgeon, N. F. (2006). Public views on climate change: European and USA perspectives. *Climatic Change*, 77.1-2, 73-95.
- Ludovisi, R. (2014). Environmental and genetic influences on growth characteristics in a full sib family of *Populus nigra*. Viterbo: DIBAF - University of Tuscia.
- Manzone, M., Airoidi, G., & Balsari, P. (2009). Energetic and economic evaluation of a poplar cultivation for the biomass production in Italy. *Biomass and Bioenergy*, 33(9), 1258–1264. doi:10.1016/j.biombioe.2009.05.024
- Marble, S., Prior, S., Runion, G., Torbert, H., Gilliam, C., Fain, G., et al. (2013). Trace Gas Emissions from Nursery Crop Production Using Different Fertilization Methods©. *Acta Hort. (ISHS)*, 401-405.
- Mareschi, L. (2008). Piantagioni da bioenergia: sostenibilità produttiva ed ambientale di nuovi cloni ibridi di pioppo (*Populus* spp.). Viterbo: Universit  della Tuscia - DISAFRI.
- Matthews, R. W. (2001). Modelling of energy and carbon budgets of wood fuel coppice systems. *Biomass and Bioenergy*, 21, 1–19.

- Mauder, M., & Foken, T. (2006). Impact of post-field data processing on eddy covariance flux estimates and energy balance closure. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 597-609.
- McDonough, J. (2007). *Introductory Lectures on Turbulence*. Lexington: University of Kentucky.
- McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource technology*, 83(1), 37-46.
- Melillo, J., Reilly, J., Kicklighter, D., Gurgel, A., Cronin, T., Paltsev, S., et al. (2009). Indirect emissions from biofuels: how important? *Science*, 326(5958), 1397-1399.
- Merbold, L., Rogiers, N., & Eugster, W. (2012). Winter CO₂ fluxes in a sub-alpine grassland in relation to snow cover, radiation and temperature. *Biogeochemistry*, 111(1-3), 287-302.
- Mikutta, R., Kleber, M., Kaiser, K., & Jahn, R. (2005). Review: Organic Matter Removal from Soils using Hydrogen Peroxide, Sodium Hypochlorite, and Disodium Peroxodisulfate. *Soil Science Society of America Journal*, 120-135.
- Ministero dell'Interno. (2013). *Bilancio energetico nazionale 2012*. Roma: Dipartimento per l'energia, Direzione generale per la sicurezza dell'approvvigionamento e le infrastrutture energetiche.
- Moncrieff, J., Clement, R., Finnigan, J., & Meyers, T. (2005). Averaging, Detrending, and Filtering of Eddy Covariance Time Series. *Handbook of Micrometeorology*, 29, 7-31.
- Nakai, T., & Shimoyama, K. (2012). Ultrasonic anemometer angle of attack errors under turbulent conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 162-163, 14-26.
- Nakai, T., van der Molen, M., Gash, J., & Kodama, Y. (2006). Correction of sonic anemometer angle of attack errors. *Agriculture and forest meteorology*, 136, 19-30.
- Nassi O Di Nasso, N., Guidi, W., Ragaglini, G., Tozzini, C., & Bonari, E. (2010). Biomass production and energy balance of a 12-year-old short-rotation coppice poplar stand under different cutting cycles. *GCB Bioenergy*, 2(2), 89–97. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01043.x

- Nonhebel, S. (2002). Energy yields in intensive and extensive biomass production systems. *Biomass and Bioenergy*, 22(3), 159–167. doi:10.1016/S0961-9534(01)00071-X
- Ohkubo, S., Kosugi, Y., Takanashi, S., Mitani, T., & Tani, M. (2007). Comparison of the eddy covariance and automated closed chamber methods for evaluating nocturnal CO₂ exchange in a Japanese cypress forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 142, 50-65.
- Papale, D., Reichstein, M., Aubinet, M., Canfora, E., Bernhofer, C., Kutsch, W., et al. (2006). Towards a more harmonized processing of eddy covariance CO₂ fluxes: algorithms and uncertainty estimation. *Biogeosciences*, 3, 571-583.
- Paris, P., Mareschi, L., Sabatti, M., Pisanelli, A., Ecosse, A., Nardin, F., et al. (2011). Comparing hybrid *Populus* clones for SRF across northern Italy after two biennial rotations: Survival, growth and yield. *biomass and bioenergy*, 35(4), 1524-1532.
- Paris, P., Tosi, L., Tarchi, M., Trani, A., & Ascenzi, F. (2013, 07 20). Pioppo, grandi risparmi con la sub-irrigazione. *Terra e Vita - Bioenergie e agricoltura*, p. 32-35.
- Parkin, T., & Venterea, R. (2010). USDA-ARS GRACEnet Project Protocols Chapter 3. Chamber-Based Trace Gas Flux Measurements 4. Fort Collins, CO: USDA-ARS.
- Pearson, K. (1900). On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 157-175.
- Pellegrino, E., Di Bene, C., Tozzini, C., & Bonari, E. (2011). Impact on soil quality of a 10-year-old short-rotation coppice poplar stand compared with intensive agricultural and uncultivated systems in a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 245–254. doi:10.1016/j.agee.2010.12.011
- Pontailleur, J., Ceulemans, R., Guittet, J., & Mau, F. (1997). Linear and non-linear functions of volume index to estimate woody biomass in high density young poplar stands. *Annales des sciences forestières*, 54, 335-345.
- Post, W., & Kwon, K. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Change Biol*, 6, 317-328.

- Price, D., Orchansky, A., Jassal, R., Arevalo, C., & Thomas, B. (2009). Soil respiration in a hybrid poplar plantation located in central Alberta. Alberta Soil Science Workshop. Edmonton.
- Rafaschieri, A., Rapaccini, M., & Manfrida, G. (1999). Life Cycle Assessment of electricity production from poplar energy crops compared with conventional fossil fuels. *Energy Conversion*, 40.
- Reichstein, M., Falge, E., Baldocchi, D., Papale, D., Aubinet, M., Berbigier, P., ... Valentini, R. (2005). On the separation of net ecosystem exchange into assimilation and ecosystem respiration: review and improved algorithm. *Global Change Biology*, 11(9), 1424–1439. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.001002.x
- Rey, A., Pegoraro, E., Tedeschi, V., De Parri, I., Jarvis, P., & Valentini, R. (2002). Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy. *Global Change Biology*, 8(9), 851-866.
- Reynolds, O. (1895). On the Dynamical Theory of Incompressible Viscous Fluids and the Determination of the Criterion. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 123-164.
- Roedl, A. (2010). Production and energetic utilization of wood from short rotation coppice—a life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(6), 567–578. doi:10.1007/s11367-010-0195-0
- Romano, D., Arcarese, C., Bernetti, A., Caputo, A., Córdor, R., Contaldi, M., et al. (2014). Italian greenhouse gas inventory 1990-2012. Rome: Inst. for Environ. Protect. and Res.
- Rowe, R. L., Street, N. R., & Taylor, G. (2009). Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(1), 271–290. doi:10.1016/j.rser.2007.07.008
- Sannigrahi, P., Ragauskas, A., & Tuskan, G. (2010). Poplar as a feedstock for biofuels: a review of compositional characteristics. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 4(2), 209-226.

- Sartori, F., Lal, R., Ebinger, M., & Eaton, J. (2007). Changes in soil carbon and nutrient pools along a chronosequence of poplar plantations in the Columbia Plateau Oregon, USA. *Agric. Ecosyst. Environ*, 122, 325–339.
- Schmid. (2002). Footprint modeling for vegetation atmosphere exchange studies: a review and perspective. *Agricultural and Forest Meteorology*, 113, 159–183.
- Schoeneberger, P., Wysocki, D., Benham, E., & Broderson, W. (2002). *Field Book for Describing and Sampling Soils*. Version 2.0. . Lincoln, NE.: Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center.
- Scholz, V., & Ellerbrock, R. (2002). The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany. *Biomass and Bioenergy*, 23(2), 81-92.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R., Berntsen, T., Bindoff, N., et al. (2007). Technical Summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Student. (1908). The Probable Error of a Mean. *Biometrika*, 6, 1-25.
- Styles, D., & Jones, M. (2007). Energy crops in Ireland: Quantifying the potential life-cycle greenhouse gas reductions of energy-crop electricity. *Biomass and Bioenergy*, 31(11-12), 759–772. doi:10.1016/j.biombioe.2007.05.003
- Styles, D., & Jones, M. (2008). Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. *Environmental science & policy*, 11(4), 294-306.
- Trotta, C. (2012). *Impatto dello schema di post processamento dei dati eddy covariance nella stima del bilancio del carbonio degli ecosistemi terrestri*. Viterbo: Università della Tuscia.
- Tukey, J. W. (1949). Comparing individual means in the analysis of variance. *Biometrics*, 99-114.

- Turhollow, A., & Perlack, R. (1991). Emissions of CO₂ from energy crop production. *Biomass and Bioenergy*, 1(3), 129-135.
- Valentini, R., Gamon, J., & Field, C. (1995). Ecosystem gas exchange in a California grassland: seasonal patterns and implications for scaling. *Ecology*, 1940-1952.
- Vande Walle, I., Van Camp, N., Van de Castele, L., Verheyen, K., & Lemeur, R. (2007). Short-rotation forestry of birch, maple, poplar and willow in Flanders (Belgium) I—Biomass production after 4 years of tree growth. *Biomass and bioenergy*, 31(5), 267-275.
- Walter, H., & Lieth, H. (1967). *Climate diagram world atlas*. Jena: Fischer.
- Wilson, K., Goldstein, A., Falge, E., Aubinet, M., Baldocchi, D., Berbigier, P., et al. (2002). Energy Balance Closure at FLUXNET Sites. *Agriculture and Forest Meteorology*, 113, 223-243.
- Zenone, T., Chen, J., Deal, M. W., Wilske, B., Jasrotia, P., Xu, J., ... Philip Robertson, G. (2011). CO₂ fluxes of transitional bioenergy crops: effect of land conversion during the first year of cultivation. *GCB Bioenergy*, 3(5), 401–412. doi:10.1111/j.1757-1707.2011.01098.x
- Zhou, J., Zhang, Z., Sun, G., Fang, X., Zha, T., McNulty, S., et al. (2013). Response of ecosystem carbon fluxes to drought events in a poplar plantation in Northern China. *Forest Ecology and Management*, 300, 33-42.
- Zona, D., Janssens, I., Aubinet, M., Gioli, B., Vicca, S., Fichot, R., et al. (2013). Fluxes of the greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) above a short-rotation poplar plantation after conversion from agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169, 100-110.