

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Dipartimento Agronomia Animali Alimenti Risorse Naturali e Ambiente  
Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE E TECNOLOGIE AGRARIE

# **Stima nel lungo periodo dell'indice di riscaldamento globale in tecniche di agricoltura conservativa e di precisione.**

Relatore

Prof. Luigi Sartori

Correlatore

Dott. Donato Cillis

Laureando

Mosè Cavarzan

Matricola n. 1125945

**ANNO ACCADEMICO 2016-2017**



# SOMMARIO

|  |    |
|--|----|
| SOMMARIO.....  | 1  |
| Riassunto.....   | 3  |
| Abstract .....   | 4  |
| INTRODUZIONE.....  | 6  |
| 1. Introduzione al cambiamento climatico.....  | 6  |
| 1.1. Modelli e RCPs come strumenti per la ricerca.....   | 8  |
| 1.2. Sensibilità della produzione dei maggiori cereali al cambiamento climatico.....                           | 9  |
| 1.3. Previsioni di danni abiotici e biotici per le principali colture a livello globale .....                  | 11 |
| 2. Contributo antropico al <i>radiative forcing</i> .....  | 13 |
| 2.1. Contributo antropogenico per i settori agricoltura e foreste.....   | 15 |
| 2.2. Il vapore acqueo effetto <i>feedback</i> del <i>forcing</i> radiativo.....                                | 19 |
| 2.3. Gwp index.....  | 20 |
| 3. Incrementare il carbonio nei suoli: strategia di mitigazione e adattamento al cambiamento climatico.....    | 21 |
| 3.1. Agricoltura conservativa ed il potenziale di mitigazione.....   | 23 |
| 3.2. Le pratiche agricole influenzano le emissioni dei principali gas serra .....                              | 25 |
| 4. Impatto delle risaie europee .....  | 25 |
| 5. Emissioni serra di CO <sub>2</sub> e N <sub>2</sub> O in terreni non sommersi in contesto mediterraneo..... | 27 |
| 5.1. N <sub>2</sub> O: fattori che ne condizionano l'emissione nelle due componenti dirette ed indirette..     | 28 |
| 5.1.1. Fattori che influenzano le emissioni dirette: il tipo di fertilizzante .....                            | 29 |
| 5.1.2. L'emission factor descrive relazioni non lineari tra dose di concime ed emissioni....                   | 30 |
| 5.1.3. Come le condizioni pedoclimatiche del suolo influenzano le emissioni.....                               | 32 |

|   |    |
|---|----|
| 5.1.4. Il regime di irrigazione condiziona fortemente l'emissione.....                                    | 34 |
| 5.1.5. Tipo di coltura.....   | 36 |
| 5.1.6. Lavorazioni del terreno.....   | 37 |
| 6. Emissioni indirette a monte e a valle della distribuzione.....   | 37 |
| OBIETTIVI.....  | 40 |
| MATERIALI E METODI.....   | 41 |
| 7. L'area di studio.....  | 41 |
| 8. Inquadramento climatico dell'area di studio.....   | 42 |
| 9. Sintemi di lavorazione e conduzione agronomica.....  | 43 |
| 10. Studio della variabilità e definizione delle zone omogenee.....                                       | 46 |
| 11. Panoramica del modello SALUS.....   | 47 |
| 12. Calibrazioni del SALUS model.....   | 48 |
| 13. Simulazioni sull'evoluzione del carbonio organico sotto diversi scenari di cambiamento climatico..... | 50 |
| 14. Emissioni di CO <sub>2</sub> e N <sub>2</sub> O approccio seguito.....                                | 52 |
| 15. CO <sub>2</sub> emessa dalle operazioni colturali.....  | 53 |
| RISULTATI.....  | 56 |
| CONCLUSIONI.....  | 62 |
| BIBLIOGRAFIA.....   | 64 |

## RIASSUNTO

Molto si è discusso circa la prospettiva di preservare la sostanza organica nei suoli agricoli con il duplice obiettivo di mitigare l'impatto negativo del cambiamento climatico sulle future rese preservando la fertilità dei suoli ed in secondo luogo, considerando i suoli stessi come sink di CO<sub>2</sub>, come occasione per mitigare le emissioni serra antropogeniche. L'agricoltura conservativa, attraverso tecniche di lavorazione volte a non invertire gli strati del terreno, si prefigge l'obiettivo di preservare il carbonio organico evitandone la mineralizzazione spinta che si innesca tipicamente dopo le lavorazioni primarie e secondarie del terreno. L'utilizzo delle cover crops inoltre permette, con il residuo colturale, di tenere sempre coperto il terreno e fornire biomassa per alimentare il processi di formazione della sostanza organica umificata. Le tecniche e tecnologie implementate con l'agricoltura di precisione (PA), con l'obiettivo di stabilire e gestire la variabilità in campo, permettono una maggiore efficienza nell'uso degli input e diminuiscono le emissioni serra. In questo studio, grazie alle simulazioni con il SALUS model ed i dati ottenuti da due anni di sperimentazione a Vallevecchia di Caorle (IT), è stato possibile stimare il GWP<sub>100</sub> per tre tecniche di lavorazione: convenzionale (CT), minima lavorazione (MT) e semina su sodo (NT). Le simulazioni si sono estese per quattro rotazioni colturali (16 anni) ed il modello è stato alimentato con dati climatici *baseline* e secondo i due scenari di cambiamento climatico RCP2.6 ed RCP6.0. Mediamente il GWP<sub>100</sub> così ottenuto si compone per un 76,2% dalla componente di CO<sub>2</sub> emessa dal suolo, un 13% risulta costituito dagli input della meccanizzazione e fitofarmaci, ed il restante 10,6% deriva dalle emissioni di protossido d'azoto emesso dal terreno. Il calcolo di un indice di efficienza ( $GWP_{100}/resa$ ) mostra come NT in uno scenario baseline permette, a parità di resa di diminuire l'impatto serra di un 43,2%. Mentre l'implementazione delle tecnologie e tecniche della PA permette, in scenari di cambiamento climatico miglioramenti di efficienza pari a 5,2% (MT) e 8,4% (NT) rispetto al CT.

## ABSTRACT

It is nowadays accepted that in the next future, characterized by climate change, to preserve soil organic carbon (SOC) will led to a win – win situation. In fact organic matter allows soils to maintain their fertility, but also soils could be seen as a sink of CO<sub>2</sub> and that represent their mitigation potential. Conservative tillage allows to maintain, if not increase, soil organic carbon due to the non inversion of soil layers and the elimination of bare soil and fallow periods thanks to crop residue and cover crops. Besides Precision Farming principles and technologies allow the increase of inputs efficiency and so let greenhouse gasses emissions to diminish. The aim of this study was to assess the GWP<sub>100</sub> from data of a two-year long experimentation at Vallevicchia, Caorle (IT) for three different tillage systems: conventional tillage (CT), minimum tillage (MT) and No-tillage (NT). SALUS model has simulated yields and greenhouse gasses emissions for sixteen year of crop rotations in a baseline scenario and two climate change scenarios: RCP2.6 and RCP6.0. Average GWP<sub>100</sub> was composed by CO<sub>2</sub> given off due to SOC mineralization (76,2%), by combustion, use, transportation and distribution of inputs (13%) and by N<sub>2</sub>O given off due to fertilized soil and mineralized SOC (10,6%). The GWP<sub>100</sub>/yield index was finally calculated in order to assess efficiency. Compared to CT, in baseline scenario, NT allows 43,2% more efficiency. Besides use of PA technologies allows improve of efficiency of MT simulations (5,2%) and NT simulations (8,4%) with regard to CT in climate-change scenarios.



# INTRODUZIONE

## 1. Introduzione al cambiamento climatico

L'IPCC per cambiamento climatico intende un cambiamento nello stato del clima che può essere identificato (per esempio utilizzando test statistici) dai cambiamenti nella media e/o nella variabilità delle sue proprietà, e che persiste per un periodo esteso, tipicamente decenni o periodi più lunghi (IPCC, 2007). Con questo approccio non distingue i contributi antropogenico e naturale al fenomeno. Una diversa concezione assume invece la United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) che, con il termine *climate change*, usa riferirsi solamente alle cause ricollegabili direttamente o indirettamente alle attività umane che alterano la composizione dell'atmosfera a livello globale e che sono in aggiunta alla variabilità naturale osservata su periodi comparabili.

Il riscaldamento globale è ritenuto inequivocabile da momento che ne sono evidenti i *feedback* riguardanti l'incremento delle temperature globali dell'aria e degli oceani, lo scioglimento diffuso delle nevi e ghiacci soprattutto nell'emisfero nord che provocano l'innalzamento del livello del mare (Figura 1).

Infatti ciascuna delle tre decenni precedenti ha dimostrato una temperatura media della superficie terrestre superiore a qualsiasi altra dal 1850 ad oggi. Nonostante questo notevole incremento, si ritiene (*high confidence*) che il 90% dell'energia accumulata tra il 1971 e il 2010 a causa della forzatura radiativa sia accumulata negli oceani. Nello stesso periodo parte di tale energia ha provocato l'innalzamento delle temperature dei primi 75 metri delle superfici oceaniche di 0,11 [da 0,09 a 0,13]°C per ogni decade. L'innalzamento delle temperature ha come conseguenza immediata lo scioglimento dei ghiacciai e delle nevi. Dati satellitari mostrano effettivamente come



dal 1978 l'estensione glaciale del mare Artico sia diminuita ad una media pari a 2,7 [da 2,1 a 3,3]% per decade. Associata al riscaldamento globale è anche l'evidenza dell'innalzamento del livello dei mari che procede dal 1901 al 2010 ad un tasso medio di 1,7 [1,5 a 1,9]mm l'anno con un accelerazione fino a circa 3,2 [2,8 a 3,6]mm l'anno nel periodo 1993-2010.

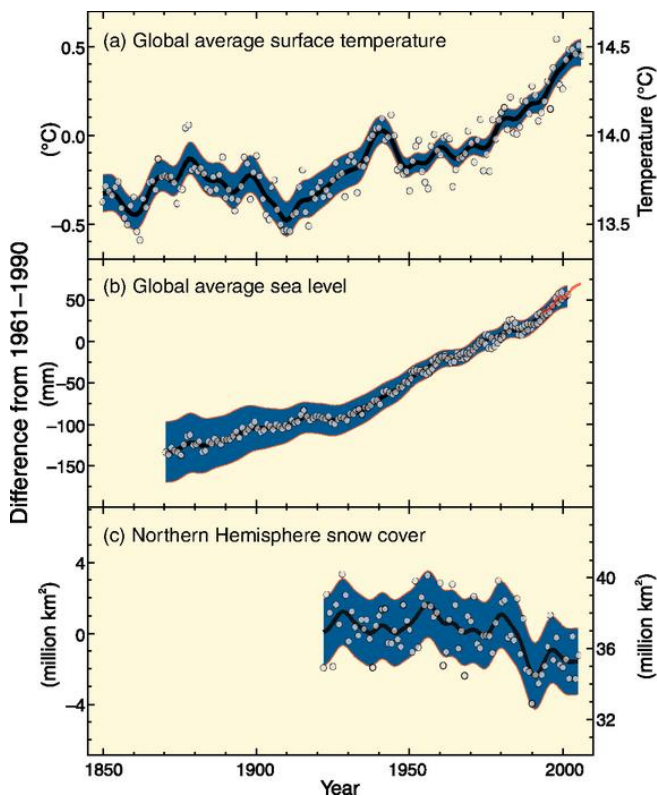


Figura 1: Andamenti di temperatura, livello dei mari e copertura stabile di neve e ghiaccio nell'emisfero nord dal 1961 al 1990. (IPCC, 2007)

Tra le conseguenze del cambiamento climatico dagli anni 50' si enumerano diversi casi di eventi estremi per quanto riguarda fenomeni climatici e meteorologici. Ad esempio tra i dissesti del ciclo idrologico si registra il dato dell'incremento delle regioni per le quali sono aumentati gli eventi di precipitazioni estreme. In particolare frequenza ed intensità delle precipitazioni estreme sono aumentate in Europa e Nord America. L'impatto di questi ed altri eventi estremi correlati al clima come siccità, cicloni, incendi naturali ed ondate di calore sugli ecosistemi e molti sistemi umani hanno mostrato una significativa vulnerabilità ed esposizione (*very high confidence*). Ad esempio il sistema agricolo ha mostrato la sua vulnerabilità con gli incrementi di prezzo dei cereali in seguito ad eventi climatici estremi verificatisi nelle zone del pianeta dove si concentrano particolari

produzioni come notato fin dal quarto report dell'IPCC (2007). Molti studi svolti in un ampio ventaglio di regioni a diverse latitudini mostrano che l'impatto negativo del cambiamento climatico sulle rese è stato più spesso negativo che positivo (*high confidence*). Il minor numero di studi che ha mostrato un impatto positivo sulle rese è correlato alle alte latitudini come è facile attendersi. Se gli effetti più negativi si sono avuti globalmente sulle rese di frumento e mais, per quanto riguarda soia e riso l'impatto sembra essere minore nelle regioni del mondo maggiori produttrici.

### **1.1. Modelli e RCPs come strumenti per la ricerca**

L'IPCC nel *Fifth Assessment Report (5AR)*, (IPCC, 2013) al fine di valutare i futuri impatti sugli ecosistemi e sui sistemi umani del cambiamento climatico usa tre approcci diversi e sono: esperimenti, analogie e modelli. Gli esperimenti sono condotti con mutazioni controllate dei parametri di fattori del sistema climatico che riflettono future condizioni previste, mantenendo le altre variabili costanti. Quando gli esperimenti controllati non sono una via percorribile si può scegliere l'approccio delle analogie che sono di tipo spaziale, quando si considerano altre parti del mondo che già esperiscono condizioni climatiche simili a quelle previste per la regione di cui si stanno valutando i futuri mutamenti o temporale se si usano dati paleoecologici per fare inferenza su cambiamenti futuri. I modelli infine sono tipicamente simulazioni numeriche dei sistemi reali calibrati e validati usando osservazioni da esperimenti od analogie e poi fatti correre usando per input dati da previsioni climatiche. I modelli sono stati usati anche per redigere delle considerevoli narrative descrittive usate nei diversi scenari di cambiamento climatico. Ciascuno degli scenari prodotti mira a definire i costi associati ad una diminuzione o ad un aumento delle emissioni definiti in uno dei *Representative Concentration Pathways (RCPs)* (Figura 2). Sono stati definiti quattro RCPs per tracciare altrettanti possibili profili differenti per il 21esimo secolo di emissioni di gas serra (GHGs), delle loro concentrazioni in atmosfera, delle emissioni degli inquinanti e delle evoluzioni del *land use*. Questi RCPs sono stati sviluppati per poter alimentare un ampia gamma di modelli per le simulazioni climatiche e non, con lo scopo di indagare le conseguenze, dei suddetti profili, sui sistemi climatici, ma anche. A ciascuno di questi RCPs può

essere associato un ventaglio di misure volte ad arginare, secondo intensità diverse, i *pattern* di emissioni dei GHG. In particolare essi includono uno scenario con misure stringenti di mitigazione (RCP2.6), due scenari intermedi (RCP4.5 e RCP6.0) ed uno scenario con emissioni molto alte (RCP8.5). Scenari senza ulteriori sforzi per contrastare le emissioni (*baseline scenarios*) corrispondono a pattern di emissioni riscontrabili tra RCP6.0 e RCP8.5, mentre RCP2.6 rappresenta uno scenario che si pone come obiettivo il non superamento del riscaldamento globale dei 2°C rispetto alle temperature del periodo pre-industriale (1750).

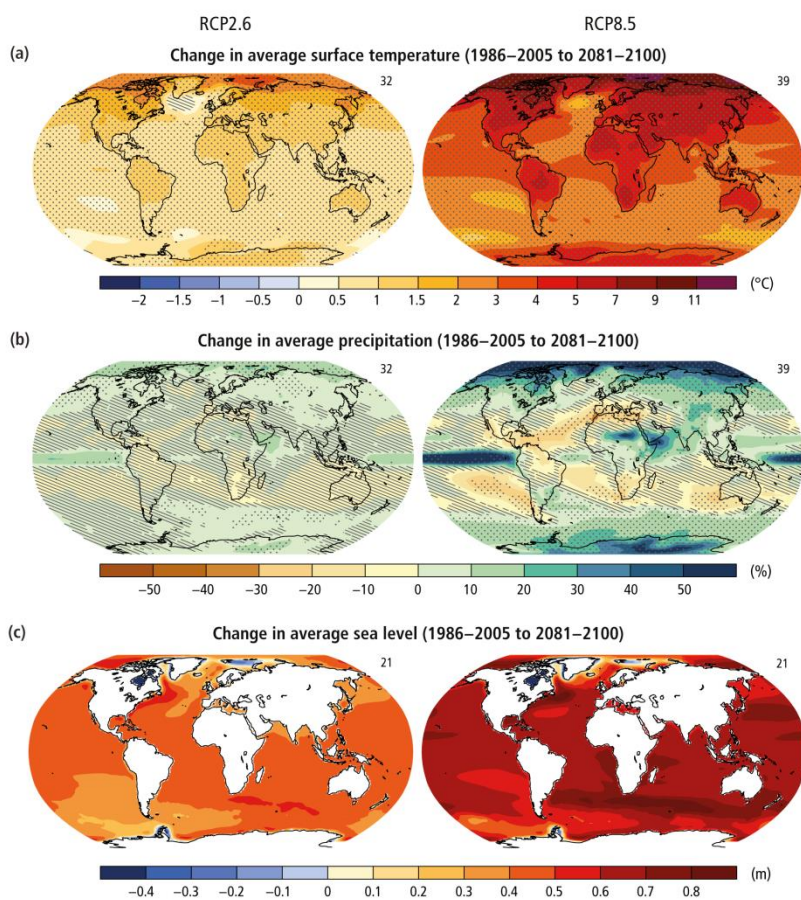


Figura 2: Previsioni fino al 2100 ottenute con modelli per le variabili: temperatura, precipitazione e livello del mari secondo gli RCPs 2.6 e 8.5. (IPCC, 2014c).

## 1.2. Sensibilità della produzione dei maggiori cereali al cambiamento climatico

Studi sono stati condotti per valutare la risposta delle colture in termini di resa alle temperature. Queste giocano un ruolo chiave sui processi fisiologici, ad esempio l'accorciamento della stagione colturale con l'incremento delle temperature medie, o la diminuzione delle percentuali di allegagione in conseguenza alle alte temperature durante la fioritura o l'incremento degli stress idrici (IPCC, 2014a). Nonostante le carenze di informazioni circa il comportamento delle colture a lungo sottoposte a temperature al di sopra dell'optimum e quindi la mancanza di modelli che possano descrivere le conseguenze a prolungate esposizioni di questi livelli di temperatura, secondo l'IPCC (*high evidence, high agreement*) si riscontra un chiaro impatto negativo delle temperature dai 30 ai 34°C sulle colture (IPCC, 2014a). In definitiva la relazione tra meteo e rese dipende dalla coltura e dalla regione soggetto della sperimentazione e dalle variabili: suolo e management. Le proiezioni eseguite con i modelli mostrano dunque, per le diverse colture, tendenze anche opposte a seconda che si trovino correlazioni positive tra temperature e irradiazione solare (essendo l'input idrico non limitante risulterebbero in aumenti di resa) o relazioni positive tra temperature e stress idrico, con risultato invece di diminuzione di resa. Nel determinare gli impatti futuri del riscaldamento globale sulle rese ad ampia scala, la considerazione delle precipitazioni diviene meno importante per il fatto che queste mostrano maggiore variabilità spaziale delle temperature (IPCC, 2014a). Figura 3 mostra l'analisi di 66 studi di impatto sulle rese delle tre principali colture. Come mostra la regressione non-parametrica i risultati peggiori si prospettano per il mais ed il frumento tropicali dove le rese cominciano a declinare da 1°C a 2°C di riscaldamento locale, invece il riso tropicale ed il mais delle zone temperate non sembrano influenzati da queste variazioni, ma lo diventano a riscaldamenti di 3°C-5°C. Sebbene precedenti studi (4AR) sostenessero che a medie ed alte latitudini un moderato riscaldamento avrebbe aumentato le rese di frumento, questi più recenti studi (IPCC, 2014a) suggeriscono che a le rese di frumento nelle regioni temperate diminuiranno "*as likely as not*", a seconda che si adottino semplici misure di adattamento o meno. Misure identificate come: aggiustamenti di cultivar (con un beneficio che ammonterebbe al 23% del totale), aggiustamenti nelle date di semina (3%), ottimizzazione dell'irrigazione (3,2%), ottimizzazione della fertilizzazione (1%) o combinazioni delle stesse.

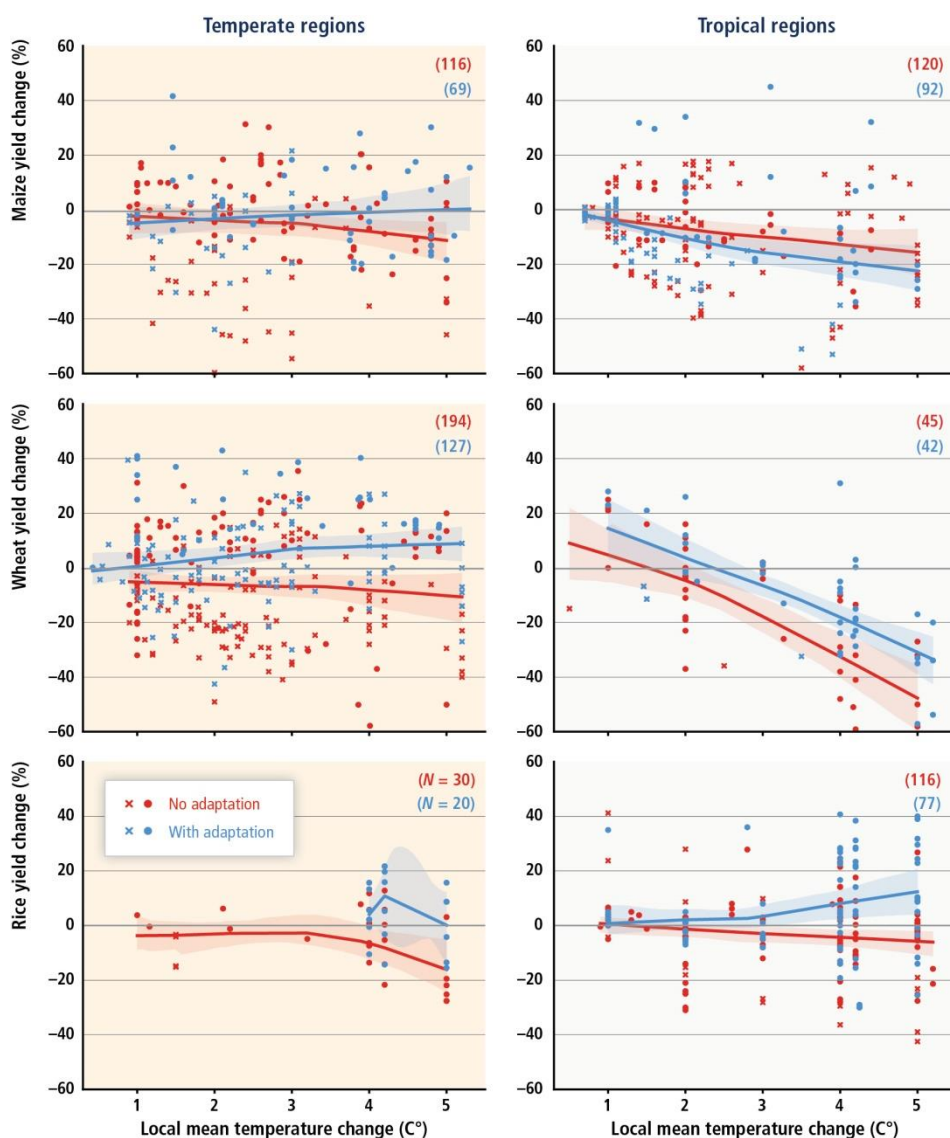


Figura 3: Scostamento percentuale delle rese dai valori attuali sotto uno scenario di cambiamento climatico del tipo *business as usual* che tiene conto solamente della variazione della temperatura. La linea di regressione non parametrica blu prende in considerazione anche un adattamento delle pratiche agricole in particolare adattamenti di cultivar, aggiustamenti delle date di semina, aggiustamenti dell'irrigazione e aggiustamenti nella fertilizzazione. La linea di regressione rossa non prende in considerazione nessun adattamento. (IPCC, 2014a)

### 1.3. Previsioni di danni abiotici e biotici per le principali colture a livello globale

La risposta al cambiamento della concentrazione della CO<sub>2</sub> dipende dal tipo di pianta: le piante C3 (grano, riso, bietola, patata, soia), rispetto la C4 (mais e canna da zucchero), si avvantaggiano di una maggiore concentrazione di CO<sub>2</sub> perché la loro fotosintesi risulta effettivamente aumentata, molto più di quanto non facciano le C4 (Leakey et al., 2009). Inoltre esiste differenza intraspecifica

per la risposta delle colture alla CO<sub>2</sub>, come dimostrato per riso cresciuto in atmosfera a 200ppm aggiuntive che a seconda della cultivar hanno condotto ad incrementi di resa tra 3% e 36% (Ziska et al., 2012). Già dal terzo e poi con il quarto *Assessment Report* risulta chiaro che della maggior concentrazione di CO<sub>2</sub> si avvantaggiano meglio le piante non sottoposte a regime irriguo (più esposte allo stress idrico) a causa dell'aumento della resistenza stomatica alle alte concentrazioni di CO<sub>2</sub> nella camera sottostomatica.

Se l'ozono stratosferico fornisce protezione contro le radiazioni solari ultraviolette, quello troposferico invece risulta essere un inquinante fitotossico dell'aria. La concentrazione di questo gas è aumentata dall'era preindustriale a causa delle emissioni antropiche dei suoi precursori quali il monossido di carbonio, i composti organici volatili e gli ossidi di azoto come conseguenza alle combustioni di combustibili sia fossili che organiche. La sua concentrazione in troposfera è molto variabile e dipende dalla posizione geografica, dall'altitudine e dalla vicinanza a fonti antropogeniche. Questo gas come la CO<sub>2</sub> entra per gli stomi e, comportandosi da potente ossidante, lui e i suoi prodotti secondari, danneggiano la vegetazione riducendo la fotosintesi e altre importanti funzioni fisiologiche (Mills et al., 2009). Il risultato sono piante che bloccano la crescita, minori rese e di minor qualità (Booker et al., 2009). Stime sulle perdite globali di resa nell'anno 2000 a causa dell'O<sub>3</sub> mostrano intervalli di valori da 8,5% a 14% per soia, da 3,9% a 15% per frumento, da 2,2 a 5,5% per mais. (Avnery et al., 2011). Gli effetti della CO<sub>2</sub> e dell'O<sub>3</sub> sono contrapposti e la loro interazione potrebbe controbilanciarsi (Gillespie et al., 2012). Comunque le perdite risultano maggiori se all'effetto alta O<sub>3</sub> si sommano le alte temperature, particolarmente durante il riempimento delle cariossidi del frumento.

Per quanto riguarda le avversità delle colture, ipotesi sono state avanzate riguardo a come potrebbe evolvere l'interazione coltura-insetto nocivo e colture-malerba. Ci si attende che malattie ed insetti mutino il loro range geografico in seguito al cambiamento climatico. Gli insetti migratori potrebbero colonizzare colture in altre regioni in seguito all'aumento di temperatura con conseguenti riduzioni di resa per le colture di quest'ultima regione (Cannon, 1998). Nel complesso le previsioni sono limitate per la mancanza di esperimenti volti a predire l'impatto del clima e della CO<sub>2</sub> sulla biologia degli insetti e sul possibile impatto per le colture. Anche le malerbe spesso sono dotate di caratteristiche associate alla dispersione su lunghe distanze ed è stato suggerito (Hellman et al., 2008) che potrebbero migrare più velocemente sulle lunghe distanze con l'aumento delle temperature. Infine la mancanza di studi che analizzino l'impatto delle maggiori

malattie di una coltura nel loro insieme porta l'IPCC nel 5AR a definire (*medium evidence, medium agreement*) limitate le conoscenze in questo campo.

Un effetto negativo per quanto riguarda l'azione degli erbicidi si è registrata in condizione di elevata CO<sub>2</sub> e/o temperatura per alcune specie di malerbe (Manea et al., 2011; Archambault, 2007). Alcuni meccanismi sono stati descritti. Per esempio, *Cirsium arvense* in elevata CO<sub>2</sub>[U1] produce un'elevata biomassa radicale nella quale viene diluito il principio attivo con effetto della ridotta efficacia (Ziska, 2010).

## 2. Contributo antropico al *radiative forcing*

Il *Radiative Forcing* si definisce come la misura di un dato meccanismo nell'alterare il bilancio di flussi energetici (onde lunghe ed onde corte) entranti ed uscenti dal sistema alla tropopausa e si esprime come il valore medio su un certo periodo di tempo in watt per metro quadro.

Il RF totale antropogenico dall'era industriale è pari a 2,3 (da 1,1 a 3,3)W/m<sup>-2</sup> (IPCC, 2013). Questo valore è cresciuto molto più rapidamente dagli anni 70' che nelle decadi precedenti. Più precisamente dal 2005 al 2011 è aumentato del 8% (corrispondente a 0,2 W/m<sup>-2</sup>), per la maggior parte dovuto all'aumento della CO<sub>2</sub>. Solo questa durante tutta l'era industriale ha contribuito per 1,82 (1,63 a 2,01) W/m<sup>-2</sup>, (Figura 4).

Valori aggiornati al 5AR per gli altri principali gas serra a concentrazione costante in atmosfera (WMGHGs) sono: per il CH<sub>4</sub> pari a 0,48 (0,43 a 0,53) W/m<sup>-2</sup> con un incremento del 2% dall'ultima stima che risale al 2007 con l'AR4, per l'N<sub>2</sub>O 0,17 (0,14 a 0,20) W/m<sup>-2</sup> con un incremento del 6%. Nonostante questi incrementi l'RF dei WMGHGs rispetto agli anni 70' ed 80' è diminuito a causa di un ridotto tasso dei gas non-CO<sub>2</sub>, in particolare dei CFCs.

La fetta delle emissioni serra attribuite all'attività umana per quanto attiene al settore AFOLU (*Agriculture, Forestry, and Other Land Use*, secondo l'IPCC (IPCC, 2014b) corrisponde a circa un quarto del totale antropogenico (10-12 GtCO<sub>2</sub> eq/yr). Mentre il solo settore agricolo nel periodo 2000-2010 ha emesso un ammontare di GHGs annuale stimato pari a 5,2-5,8 GtCO<sub>2</sub>eq/yr (Tubiello et al., 2013).

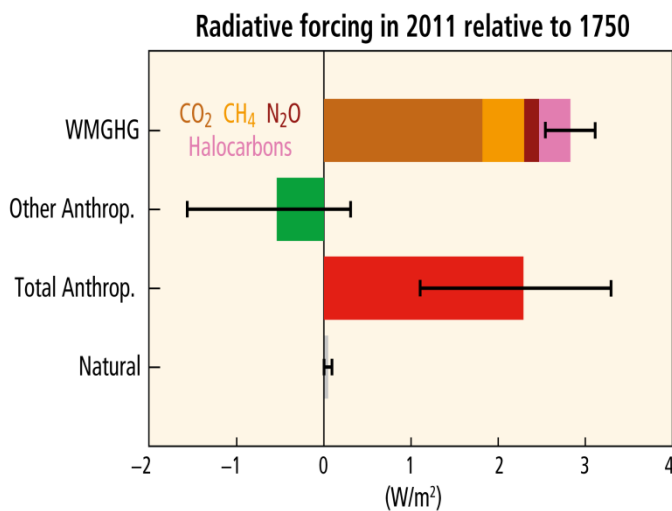


Figura 4: Il grafico mostra il contributo al radiative forcing per i gas serra (WMGHGs) oltre che ai contributi antropogenici totali e alla categoria “other” che include aerosol, la riflettanza delle superfici influenzata dalle differenti tipologie d’uso del suolo ed infine il contributo naturale che include gli effetti solari e vulcanici. Le barre indicano i livelli di incertezza del 5% con una confidenza del 95%. (IPCC 2014c).

A questa quota si possono aggiungere 0.4 – 0.6 GtCO<sub>2</sub>eq/yr per lo stesso periodo di tempo dall’uso dei macchinari in agricoltura come trattori o pompe per l’irrigazione, quantità che per convenzione, nelle stime IPCC, rientrano nel settore energia piuttosto che AFOLU. Durante questa decade il numero assoluto afferente al settore AFOLU è rimasto pressoché invariato. Fino al 2010 invece è aumentato lo share del settore energetico. Come mostra Figura 5, la maggior parte dello share si attribuisce proprio al settore “*electricity and heat production*” (25%), che a sua volta si esaurisce quasi tutto nel settore industria e costruzioni (11% e 12% rispettivamente). Il resto dello share va per l’industria (21%), per i trasporti (14%) per le costruzioni (6,4%) e *other energy* (9,6%), che alla sua voce annovera le emissioni necessarie a produrre, installare e far funzionare gli impianti di produzione di energia.



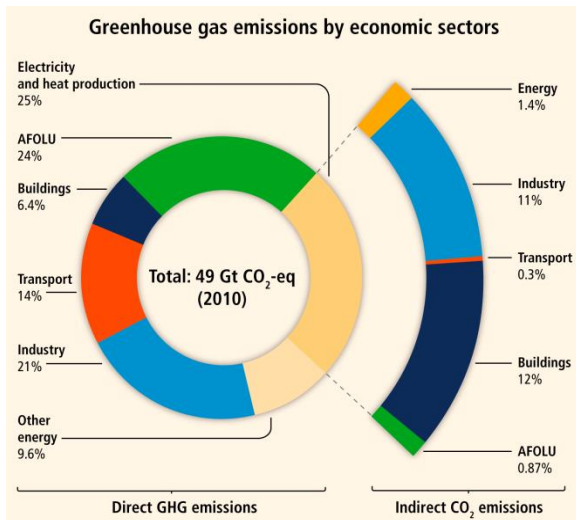


Figura 5: Emissioni totali antropogeniche in gigatonnellate di CO<sub>2</sub> equivalenti per anno per il settore economico. Stima per l'anno 2010 ottenuta con i GWPs a 100 anni presi dal secondo Assessment Report (SAR). (IPCC 2014c).

## 2.1. Contributo antropogenico per i settori agricoltura e foreste

Prima di scendere nel dettaglio delle emissioni annoverate al settore AFOLU (*Agriculture, Forestry and Land Use*), ci proponiamo di delineare di seguito i trend globali collegati a produzione e domanda per l'allevamento, le produzioni agricole e gli input di fertilizzanti per fornire uno sfondo che meglio aiuti a comprendere poi i dati sulle emissioni stesse.

Nel 2010 la superficie agricola mondiale insisteva su 4889 Mha, +7% rispetto al 1970; l'ammontare medio della superficie a coltura pro-capite negli anni 70' arrivava a 0,4 e 0,8 ha era la superficie a pascolo pro-capite, nel 2010 questi valori sono scesi rispettivamente a 0,2 e 0,5ha (FAOSTAT, 2013). Nello stesso periodo è più che raddoppiata l'efficienza delle colture, passando da 1,2 a 2,5 miliardi di tonnellate di granella raccolta. Questo incremento di rese si è dunque raggiunto anche grazie ad aumento di input, per esempio l'uso globale di fertilizzanti ha conosciuto un incremento del 233% da 32 a 106Mt/yr e la superficie irrigata è aumentata del 73% (FAOSTAT, 2013). Un altro trend chiave per comprendere le dinamiche delle emissioni di questo periodo per il settore AFOLU riguarda l'allevamento. Globalmente il numero dei ruminanti allevati (bovini, bufalini, pecore e capre), responsabili di larga parte del metano emesso è salito 1,4 volte dal 1970. Quello dei suini e

quello degli avicoli rispettivamente di 1,6 e 3,7 volte (FAOSTAT, 2013). L'aumento della domanda di pesce sul mercato globale ha condotto ad un aumento al 2010 del pescato d'acqua dolce (fino a 11 Mt), mentre la leggera diminuzione del pescato d'acqua salata (sceso a 78 Mt), è stata compensata dalla crescita dei prodotti dell'acquacoltura con 60 Mt di peso fresco nel 2010 (FAOSTAT, 2013). Nel complesso, nel piatto dell'umanità sono finite nel 2010 il 18,4% di calorie in più rispetto al 1970, da (2391 a 2831 kcal). L'incremento è diverso per le diverse regioni del pianeta: +22% per il medio oriente e l'africa (2561 kcal) e +32% per l'Asia (2707 kcal) (FAOSTAT, 2013).

Per quanto riguarda il settore agricoltura, solo le emissioni non-CO<sub>2</sub> sono considerate da fonte antropogenica. Infatti la CO<sub>2</sub> emessa è considerata neutra, essendo associata al ciclo annuale della fissazione del carbonio attraverso la fotosintesi. Tali emissioni sono soprattutto CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O che sono rilasciati in atmosfera dalla respirazione, dalla decomposizione della biomassa delle piante morte, dalla decomposizione della sostanza organica del suolo e dalla combustione, ma anche dalle combustioni fossili per le pratiche in campo, in foresta o durante la pesca, ancora si sommano le emissioni da biomassa, mentre non sono comprese le emissioni connesse alla produzione degli input sintetici (per esempio i concimi di sintesi) annoverate invece alla voce *industry*. Il settore agricolo è il maggior contributore per lo *share* dei GHGs globali antropogenici non-CO<sub>2</sub>, valutato pari al 56% delle emissioni nel 2005 (U.S. EPA, 2011).

Le emissioni per il settore agricolo a livello globale e regionale sono state stimate da tre principali fonti indipendenti per lo più basate sui dati FAOSTAT e con l'approccio Tier I messo a punto dall'IPCC (IPCC, 2006) Queste fonti sono la *United States Environmental Protection Agency* (EPA), la *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) e dal *Emission Database for Global Atmospheric Research* dell'*Environmental Assessment Agency of European Commission, Joint Research Centre* (EDGAR, JRC / PBL). Le ultime due fonti mettono a disposizione anche dati per le emissioni nazionali. Sebbene queste stime siano leggermente diverse per alcune voci, queste risultano comunque statisticamente consistenti a causa delle notevoli incertezze che per un intervallo di confidenza del 95% possono andare dal 10% al 150% (Tubiello et al., 2013). Queste pubblicazioni forniscono dati di emissioni per le fermentazioni enteriche, per le deiezioni lasciate sul pascolo, per i fertilizzanti sintetici, coltivazione di riso, per la produzione di letame, prodotte dai residui delle colture e per il letame usato come concime organico in suoli agricoli.

I dati possono essere aggregati in macro-categorie differenti per eseguire alcuni confronti interessanti. Ad esempio nella categoria *livestock* in cui si sono annoverate le emissioni delle

fermentazioni enteriche, quelle collegate alla produzione di letame, quelle conseguenti al suo impiego come concime nonché le deiezioni lasciate sul pascolo, a cui si sommano le emissioni dei suoli coltivati per il mangime animale, affluisce l'80% del totale delle emissioni agricole. Il restante 20% è dunque ricollegabile alla coltivazione di piante destinate al consumo umano diretto come cibo (Tubiello et al., 2013). Invece in una categoria *manure*, dove affluiscono le emissioni dalle deiezioni lasciate sul pascolo, quelle connesse alla produzione di letame e quelle conseguenti al suo uso come concime, si concentrerebbe il 23% del totale (Tubiello et al., 2013).

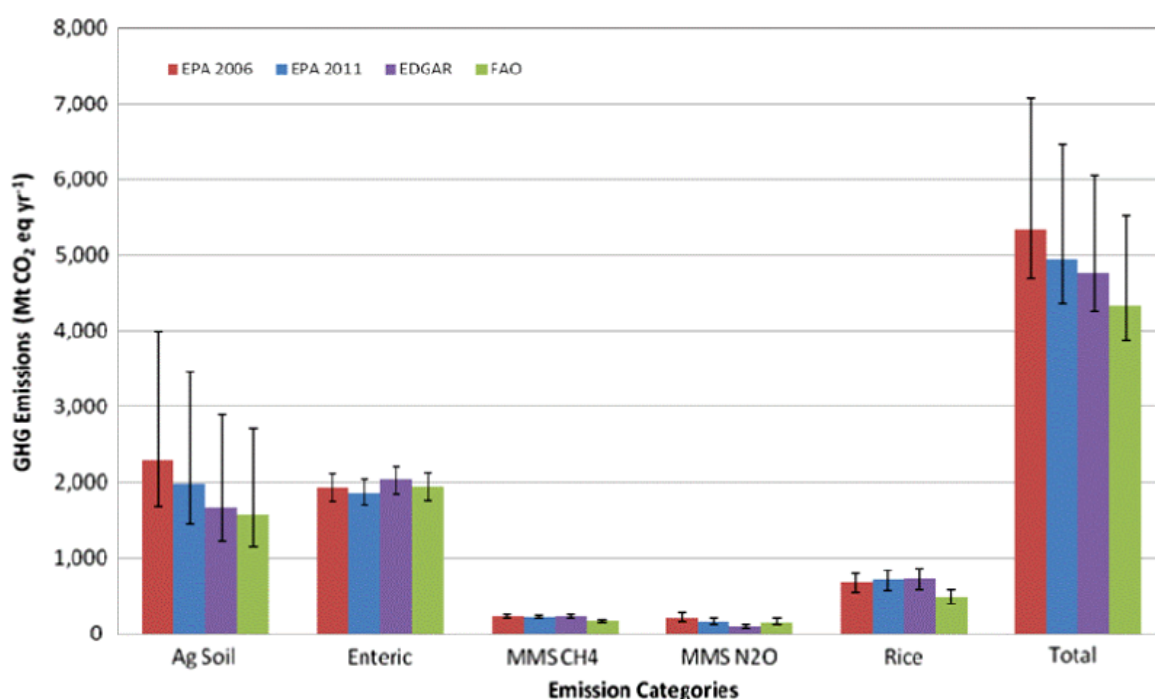


Figura 6: comparazione di dati fra i database FAOSTAT, EPA ed EDGAR per le categorie di emissioni agricole globali chiave raggruppate come: agricultural soils, enteric fermentation, manure management e rice cultivation, per l'anno 2005. Le barre di errore rappresentano un intervallo di confidenza del 95%, calcolate usando le linee guida dell'IPCC (2006) per le stime sull'incertezza. (Tubiello et al., 2013).

Come si evince dalla Figura 6, tutte e tre le fonti considerate stimano i valori più alti per le fermentazioni enteriche e le emissioni dai suoli agricoli (qui intendendo l' $N_2O$  emessa dai suoli agricoli e dunque includendo la frazione dei concimi di sintesi che vale un 12%, del letame e delle deiezioni al suolo cioè un altro 15% e dei residui vegetali), assieme ammontano al 70% del totale. Seguono le emissioni da risaia (9-11%) ed infine quelle ricollegabili alla produzione di letame (7-8%). La più importante delle categorie in termini quantitativi risulta essere quella delle fermentazioni enteriche. Per questa categoria le emissioni sono passate da un 1.4 del 1961 ad un

2,1 GtCO<sub>2</sub>eq/yr del 2010 con un tasso di incremento annuo medio del 0,7% (IPCC, 2014b). Se durante gli anni '90 le emissioni sono rallentate rispetto alla media di lungo periodo, queste sono tornate a crescere dall'anno 2000. Nel 2010 inoltre, con più del 75% della quota, erano i paesi in via di sviluppo i maggiori produttori per la categoria. I tassi di crescita delle emissioni nella decade 2000-2010 erano più alti in Africa (+2,4% in media all'anno), a seguire Asia e le America (+2,0 e +1,1% yr<sup>-1</sup> rispettivamente), mentre decrescevano in Europa (-1,7% yr<sup>-1</sup>) (Tubiello et al., 2013).

Le emissioni da deiezioni lasciate sul pascolo o da letame o altro concime organico sui terreni agricoli hanno contribuito con valori passati da 0,57 a 0,99 GtCO<sub>2</sub> eq/yr dal 1961 al 2010 ad un tasso medio di crescita del +1,1%yr<sup>-1</sup>. Le emissioni dalle deiezioni lasciate sui pascoli sono state lungo tutto il periodo considerato pressoché doppie rispetto a quelle da concime organico a livello globale, mentre per i paesi in via di sviluppo quelle rappresentano l'80% della categoria. Nella decade 2000-2010 il tasso di crescita per le deiezioni a terra era maggiore per l'Africa, in media +2,4% yr<sup>-1</sup> a seguire Asia e America con circa +1,5% yr<sup>-1</sup> ed in fine l'Europa con un decremento netto medio di -1.4% yr<sup>-1</sup>. Al contrario invece per le emissioni da fertilizzante organico su suolo agricolo: maggiori per i paesi sviluppati che per quelli in via di sviluppo. La più grande emittente è stata l'Europa, seguita da Asia e America, l'Africa ha contribuito poco al totale, sebbene con un alto tasso di crescita (+3,4% yr<sup>-1</sup>). Le emissioni ricollegabili alla produzione di letame, nello stesso periodo considerato, sono cresciute molto più lentamente da +0,28 a +0,35 GtCO<sub>2</sub> eq/yr<sup>-1</sup> ad un tasso annuo medio di crescita del 0,5% yr<sup>-1</sup> (Tubiello et al., 2013).

Le emissioni della categoria fertilizzanti sintetici sono passate da 0,07 a 0,68 GtCO<sub>2</sub> eq/yr<sup>-1</sup> (Tubiello et al, 2013) dal 1961 al 2010 ad un tasso annuo medio di crescita del 17% yr<sup>-1</sup>. Tale crescita ha rallentato nelle decadi più recenti ad un tasso di +2% yr<sup>-1</sup>. Di questo passo entro il 2020 le emissioni da fertilizzanti supererà la quota delle deiezioni lasciate nei pascoli divenendo la voce più importante delle emissioni agricole dopo le fermentazioni enteriche. Nel 2010 erano i paesi in via di sviluppo i maggiori responsabili per questa categoria di emissioni con il 70% del totale. Nell'ultima decade del periodo il tasso di crescita era consistente in Asia (+5,3% yr<sup>-1</sup>) ed Europa (+1,7% yr<sup>-1</sup>) mentre era negativo in Africa (-3,3% yr<sup>-1</sup>).

Le emissioni da risaia sono cresciute lentamente tra il 1961 e il 2010, ovvero da 0,37 a 0,49 GtCO<sub>2</sub> eq/yr<sup>-1</sup> ad un tasso medio annuo di crescita pari a +0,7% yr<sup>-1</sup>. Nell'ultima decade considerata l'Asia è risultata responsabile da sola del 90% delle emissioni. Nonostante ciò i tassi maggiori si sono registrati in Africa (+1,8% yr<sup>-1</sup>) ed Europa (+1,4% yr<sup>-1</sup>), mentre Asia ed America per lo stesso periodo si assestavano su un valore di +0,2% yr<sup>-1</sup>.

Le emissioni annoverabili al flusso netto di GHG per il settore FOLU sono scese da 3,9 GtCO<sub>2</sub> eq/yr<sup>1</sup> per la decade 1991-2000 a 3,2 GtCO<sub>2</sub> eq/yr<sup>1</sup> negli anni 2001-2010 (FAOSTAT, 2013). Il tasso medio annuo di decrescita era pari a -2,3% yr<sup>-1</sup> per tutto il periodo. Nell'ultima decade considerata, i continenti che hanno emesso di più nel campo della deforestazione sono state l'America (60%) e l'Africa (30%). Sempre questi però mostrano tassi in decrescita, -2,9% yr<sup>-1</sup> e -0,2% yr<sup>-1</sup> rispettivamente, il tasso di decrescita maggiore spetta però all'Asia (-18% yr<sup>-1</sup>).

Come già specificato, la CO<sub>2</sub> non è stata considerata per il calcolo delle emissioni antropogeniche, se non per la categoria FOLU, come conseguenza del suo stretto ciclo di riutilizzo a mezzo della fissazione autotrofa. Ciononostante essa gioca un ruolo chiave nelle misure di mitigazione nel settore agricolo in ordine soprattutto alla possibilità di mantenere, se non aumentare, lo stock di sostanza organica nel terreno, per esempio passando dalle lavorazioni convenzionali a quelle conservative (IPCC, 2014b). Ancora attraverso la diminuzione dell'intensità delle lavorazioni che permettono di risparmiare alla voce *fuels* grazie alle lavorazioni di ridotta intensità, come pure dosando gli altri input (seme, concime, irrigazione) come prevede l'agricoltura di precisione ed in ultima analisi anche attraverso l'implementazione dei *biofuels* (*robust evidence; high agreement*) (IPCC, 2014b). Anche le emissioni di CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O dai suoli agricoli possono essere ridotte con accorte pratiche agricole.

## 2.2. Il vapore acqueo effetto *feedback* del *forcing* radiativo

Un altro gas che non viene considerato nel conteggio del contributo antropogenico all'effetto serra è il vapore acqueo. Il *forcing* radiativo dell'acqua allo stato gassoso in troposfera è difficile da stimare, ma è stato valutato tra le due e tre volte più grande della CO<sub>2</sub> (IPCC, 2013). Tuttavia la sua presenza in troposfera non dipende tanto dalle emissioni antropogeniche (importanti per il settore agricolo in conseguenza alle irrigazioni e all'evapotraspirazione dalle colture), ma dalla temperatura dell'aria. Per questa ragione l'IPCC ritiene questo gas più un agente di *feedback* del cambiamento climatico che componente attiva del *forcing* antropogenico. Per ogni grado aggiuntivo di temperatura dell'aria, l'atmosfera può aumentare di circa il 7% la sua umidità relativa. Questo incremento amplifica l'effetto serra e porta a maggior riscaldamento. Una

importante differenza tra la CO<sub>2</sub> ed il vapore acqueo è il suo tempo medio di residenza in atmosfera che per il secondo è di dieci giorni. Il vapore acqueo condensa e riprecipita sulla terra evitando l'accumulo, rendendo così trascurabile il suo contributo all'effetto serra nel lungo periodo. Sebbene dunque l'incremento di vapore acqueo in atmosfera sia stato accertato. È altrettanto condiviso dalla comunità scientifica il suo significato di feedback del cambiamento climatico (in conseguenza all'aumento delle temperature). La sua implicazione nel cambiamento climatico dunque, è piuttosto quella di velocizzare e rafforzare il riscaldamento conseguente all'aumento degli altri GHGs di un fattore due-tre.

### 2.3. GWP index

Per poter misurare l'impatto di ciascun gas serra emesso, che l'obiettivo sia uno studio quantitativo sulle emissioni antropogeniche piuttosto che volto a confrontare due tecniche di mitigazione diverse, il metodo è lo stesso. Il *Global Warming Potential* si definisce come il *radiative forcing* (diretto ed indiretto) cumulato, integrato su un periodo di tempo causato dall'emissione di una unità di massa di un gas in relazione ad un altro gas di riferimento. L'IPCC ha designato la CO<sub>2</sub> come gas di riferimento ed il suo GWP è posto pari a 1. Si parla di forzatura indiretta perché alcuni GHGs in atmosfera subiscono mutamenti chimici che portano alla formazione di altri gas che possono comunque essere gas serra oppure possono influire su processi che regolano il *forcing* di altri GHGs come la loro durata in atmosfera. Tre sono i fattori chiave che influenzano il GWP di un GHG e sono: l'assorbimento di un gas nell'infrarosso; la finestra dello spettro elettromagnetico dove più in generale il gas assorbe radiazione e la sua vita media in atmosfera. Generalmente si può definire un GWP solo per i gas che in atmosfera hanno una certa consistenza e non sono distrutti troppo velocemente, ma hanno il tempo di diffondersi in maniera omogenea formando i cosiddetti *Well Mixed Greenhouse Gasses* (WMGHGs). I GWPs per i GHGs più importanti vengono aggiornati dall'IPCC per ogni *Assessment Report* dal 1996 per i periodi di 20, 100 e 500 anni. Per convenzione si usa il GWP<sub>100</sub>. Per esempio il protocollo di Kyoto ha sempre basato i suoi obiettivi sui valori dati dal SAR dell'IPCC nel 1996, mentre dopo la chiusura dello stesso, l'UNFCCC ha

adottato quelli dell'AR4 del 2007, invece con l'accordo di Parigi si sono cominciati ad usare i valori dell'ultimo *Assessment Report*.

Con questi valori è dunque possibile calcolare l'effetto di forcing radiativo di un gas serra in rapporto a quello prodotto dalla CO<sub>2</sub> come segue:

massa CO<sub>2</sub> Equivalente = (massa del gas) \* (GWP)

### **3. Incrementare il carbonio nei suoli: strategia di mitigazione e adattamento al cambiamento climatico**

L'IPCC non annovera tra le emissioni serra di origine antropica la CO<sub>2</sub> emessa dai suoli agricoli. Questo perché essa risulta essere una frazione di quella fissata nei processi fisiologici autotrofi. Tuttavia è stata ampiamente documentata l'influenza dell'uomo sui processi di mineralizzazione della sostanza organica nel suolo. È inoltre accertata l'importanza di determinate pratiche agricole per diminuire le emissioni di questo gas serra. Pratiche agricole che, quando correttamente implementate, annoverano l'agricoltura tra i settori strategici per il suo potenziale di mitigazione (IPCC, 2014b).

Lo stock di carbonio organico nei terreni generalmente diminuisce all'aumentare delle temperature. Le regioni fredde ed umide si caratterizzano invece per i loro suoli ricchi di carbonio. 1672Gt di C sono stoccate nei suoli delle regioni artiche e boreali, mentre a livello globale il C organico nei primi tre metri di suolo ammonta a 2344Gt con il 54% di questo concentrato nel primo metro ed il 26% nei primi venti centimetri (Stockmann et al.,2013).

L'aumento delle temperature in conseguenza all'azione dei gas serra possono influenzare lo stock di C organico a mezzo di tre processi: i) cambiamento in *net primary productivity (NPP)*; ii) il tipo di sostanza organica che raggiunge il suolo e iii) l'attività dei microorganismi. In particolare l'incremento nella concentrazione di CO<sub>2</sub> può condurre ad una maggiore biomassa da residuo culturale sopra e sotto-suolo. Anche le temperature stesse sono responsabili di aumenti di produttività e quindi di biomassa, come riportano Rosenzweig and Tubiello (2007) che imputano a queste il 30-50% dell'aumento delle rese di frumento in Australia per le ultime decadi. Tuttavia le maggiori temperature simultaneamente accelerano i processi di decomposizione. Ed ancora, a

seconda della regione considerata, la biomassa può aumentare con l'allungarsi o l'accorciarsi della stagione colturale (Rosenzweig and Tubiello, 2007).

Dal momento che il suolo arabile ha un contenuto in sostanza organica che si aggira sui 1-3% mentre le praterie e le foreste presentano percentuali maggiori, con il *land use change* la frazione di C organico nel suolo può diminuire notevolmente. Stockmann et al. (2013) riporta i dati di una meta-analisi di 74 pubblicazioni e giunge a quantificare le perdite di C in percentuali dell'ordine del -10% quando si passa da pascolo a piantagione, -13% da foresta nativa a piantagione, -42% da foresta a coltura su pieno campo, -59% da pascolo a coltura da pieno campo.

L'effetto dunque della diversità di colture e l'implementazione di diversi livelli di lavorazione del terreno risultano anche in notevoli perdite di SOC. Questo si evince anche dallo studio di Minasny et al. (2011) che è andato ad investigare i cambiamenti in SOC in una prova di lungo periodo (1930-2010) a Java in Indonesia. Dopo circa 40 anni di declino del SOC dovuto ai passaggi da foresta primaria, a piantagione e poi a colture annuali da pieno campo, il suo valore ha preso a salire a partire dagli anni '70 grazie all'avvento della rivoluzione verde che, con le nuove pratiche come la concimazione, ha potuto innalzare rese, e dunque residui ed il carbonio organico.

Con la messa a coltura di frazioni sempre maggiori di terreno sono dunque aumentate le emissioni di anidride carbonica in conseguenza all'antropizzazione ed è contemporaneamente diminuito il contenuto in SOC nei suoli.

Fare ricorso a pratiche che tendono a diminuire le emissioni di CO<sub>2</sub> dai suoli coltivati (tali pratiche rientrano nel potenziale di mitigazione dell'agricoltura) significherebbe parimenti aumentare il contenuto in SOC nel suolo stesso. Il SOC è altamente correlabile con la sostanza organica presente nel suolo. Per ottenere la seconda frazione occorre moltiplicare il primo per un fattore pari a circa 1,4. La sostanza organica nel suolo aumenta la resilienza al cambiamento climatico in quanto: i) aumenta la capacità del suolo di trattenere l'umidità; ii) contrasta l'erosione; iii) arricchisce la biodiversità dell'ecosistema. Ecco che le strategie di mitigazione volte a diminuire le emissioni di CO<sub>2</sub> dai suoli mostrano l'altra loro faccia della medaglia, infatti queste risultano essere anche strategie di adattamento (Rosenzweig and Tubiello, 2007).

Gottschalk et al. (2012) ha indagato l'evoluzione a cento anni del SOC a livello globale sotto diversi scenari di cambiamento climatico. Lo ha fatto con un modello, il RothC, che lavora su due quantità mettendole a confronto: la variazione in NPP prodotta e la velocità di degradazione della stessa nel suolo. Lo studio suggerisce che con alta probabilità in larga parte del mondo il SOC stoccato nel terreno cambierà. In particolare secondo due trend fondamentali. Alle latitudini nord maggiori



dove le temperature condurranno ad una più rapida mineralizzazione del SOC (Eugster et al., 2010) senza essere controbilanciato da un uguale incremento in NPP, la sostanza organica del suolo andrà incontro a diminuzione. Mentre nelle regioni tropicali l'accelerata decomposizione del SOC sarà accompagnata da una maggiore NPP con conseguente incremento del SOC. Tra le conclusioni di questo lavoro troviamo l'invito alla comunità scientifica di occuparsi di migliorare la nostra capacità di prevedere dei fattori che determinano modulo e direzione del cambiamento e le pratiche agronomiche che possono essere messe in atto per aumentare e proteggere lo stock di SOC con la duplice funzione mitigativa ed adattativa al cambiamento climatico.

### **3.1. Agricoltura conservativa ed il potenziale di mitigazione**

È ampiamente riconosciuto che l'agricoltura conservativa permette di trasformare il suolo in un *sink* di CO<sub>2</sub>. Questa prevede tutta una serie di pratiche volte a coltivare senza la necessità di invertire gli strati del terreno, quindi senza interrare il residuo della coltura precedente e tenendo il suolo coperto almeno per il 30% (Despsch et al., 2010).

Al contrario l'agricoltura convenzionale, a mezzo dell'aratura ha trasformato i suoli in *source* di CO<sub>2</sub>. Lo stock di carbonio tipicamente diminuisce del 40-60% nei primi 40-60 anni di conversione dalla foresta madre o dalla prateria all'agricoltura (Paustian et al., 2000). La diminuzione è più forte ai tropici, più umidi, ed è più importante in quantità nei suoli molto organici, ma generalmente i suoli così lavorati raggiungono un equilibrio per il contenuto in carbonio che è tipico per regione climatica e tipo di suolo (Robertson, 2014).

La biomassa che raggiunge il suolo è degradata a seconda del grado di contatto suolo-biomassa, secondo la qualità della sostanza organica e a seconda delle condizioni pedoclimatiche del suolo. Dunque tutte le lavorazioni che favoriscono lo sminuzzamento del residuo ed il suo interrimento favoriscono la degradazione. Per quanto riguarda la qualità della sostanza organica si intende il grado di metabolizzazione dei costituenti chimici della stessa ad opera dagli organismi del suolo e dipende dal rapporto C/N e dal contenuto in lignina.

Le lavorazioni invece accelerano la decomposizione rompendo gli aggregati del suolo che altrimenti rallenterebbero l'ossidazione del carbonio ad opera dei microrganismi per la carenza di

ossigeno nell'atmosfera tellurica. Inoltre l'esposizione del carbonio a all'aria ha come conseguenza una rapida ossidazione dello stesso. Infine l'esposizione del terreno alla luce solare diretta senza la copertura del residuo, ne aumenta la temperatura che accelera la decomposizione.

Il *no-till*, a scanso di facili equivoci vista l'ampia diffusione di questa pratica e le diverse accezioni che ha assunto nei vari contesti, è definito come: "A system of planting (seeding) crops into untilled soil by opening a narrow slot, trench or band only of sufficient width and depth to obtain proper seed coverage. No other soil tillage is done" (Phillips and Young, 1973).

Questa pratica è una delle più diffuse tra quelle che si annoverano nella più ampia agricoltura conservativa ed è quella più importante per ottenere aumenti di C organico nel suolo. Infatti altre forme di agricoltura conservativa come lo *strip tillage* e le minime lavorazioni possono portare alcuni degli stessi benefici come anche rendere il suolo un *sink* di carbonio, ma non quanto il *no-till*. Tuttavia risulta fondamentale che il *no-till* sia continuo infatti delle saltuarie arature sono in grado di ridurre fortemente il bilancio positivo ottenuto. Si è visto infatti che nei primi tre anni di arature di un terreno vergine viene emesso il 64% del C del suolo sul totale perso nei successivi 60 anni di arature e pressoché tutto (90%) il *pool* labile di C composto da carboidrati emessi nell'arco di 60 anni di arature è stato perso nei primi 3 anni (Bowman et al., 1990). Invece occasionalmente (una volta ogni 4 anni) possono essere eseguite delle operazioni di decompattazione con ripper o estirpatura per controllare delle malerbe intaccando solo marginalmente (4-6%) risultati ottenuti con il continuo *no-till* (Conant et al., 2007).

Il potenziale di mitigazione del *no-till* si estende anche al campo dei ridotti consumi in carburante richiesti da trattori ed altri mezzi agricoli che può raggiungere anche un risparmio del 70%. Dall'altro lato questa pratica conservativa richiede solitamente un più elevato input di fitofarmaci per controllare malattie fungine, insetti nocivi e le malerbe che, soprattutto nei primi anni della conversione, risultano più aggressive a causa del mancato interrimento dei semi delle infestanti. Questi input dell'industria chimica hanno un costo che si può esprimere in massa di CO<sub>2</sub> equivalente. Ad esempio il costo per l'Atrazina è di 2,3kgCO<sub>2</sub> per kg di principio attivo (Gelfand et al., 2013). Positivamente invece l'agricoltura conservativa può ridurre gli input di fertilizzanti azotati di sintesi fino al 30-50% con la conseguenza di minore produzione di N<sub>2</sub>O sia delle emissioni dirette, nel suolo dove il fertilizzante è stato applicato, che dirette risultanti dalle emissioni dell'azoto lisciviato o trasportato altrove con il ruscellamento (Derpsch et al, 2010). A queste voci si deve aggiungere l'alto costo energetico di tale fertilizzante che può valere anche 4,5kg CO<sub>2</sub> per kg di N applicato al suolo (Schlesinger, 1999)

Il *no-till* per sfruttare al meglio il suo potenziale di mitigazione dovrebbe essere dunque continuativo ed implementato con rotazioni di colture introducendo *cover crop* di leguminose per diminuire l'input di fertilizzanti chimici, piante perenni come la medica e ad alta produzione di biomassa come il mais perseguendo inoltre lo scopo di diminuire l'impiego di fitofarmaci. Inoltre sono necessarie più precise distribuzioni dei fertilizzanti azotati (per diminuire le emissioni di N<sub>2</sub>O) e un'ottimizzazione degli eventi irrigui per rendere più efficiente l'utilizzo dell'energia elettrica o del carburante delle pompe (Robertson, 2014).

### **3.2. Le pratiche agricole influenzano le emissioni dei principali gas serra**

Ci proponiamo in questo capitolo di delineare un quadro che possa mettere in luce quali possano essere le dinamiche chimiche, fisiche e biologiche, fortemente influenzate dalle pratiche agricole, che influiscono sul flusso netto dei gas climalteranti (GHGs) dai terreni agricoli verso l'atmosfera in un contesto mediterraneo.

Il contesto analizzato è quello della valle del Po su terreni dove si sono avvicendati *mais, soia e frumento e colza*. L'assenza nella rotazione di riso ci porta ad omettere nella nostra analisi del bilancio delle emissioni il metano (CH<sub>4</sub>) un gas serra che pesa molto nel bilancio totale, ma che, nel nostro contesto, può essere ignorato data la non costante sommersione delle colture. Un'altra importante fonte di CH<sub>4</sub> è ascrivibile all'allevamento.

## **4. Impatto delle risaie europee**

A livello mondiale le risaie sono responsabili per il 10,1% delle emissioni di GHGs dall'agricoltura nel periodo 1990-2012 (FAOSTAT emission database, 2013; <http://www.fao.org/faostat/>). In testa è l'Asia in quanto maggior produttore mondiale di riso, ma le emissioni provenienti dalle risaie europee sono in aumento a causa dell'aumento della superficie a riso: 12,5%, l'incremento di

emissioni associato ad un +14% di superficie raccolta nel periodo 2002-2012, (FAO, 2013). L'Italia è il maggior produttore europeo e la produzione si concentra nella valle del Po. (Ferrero, 2007) Se inizialmente si è pensato che le risaie fossero produttori trascurabili di N<sub>2</sub>O (Smith et al., 1982), ad oggi è chiaro che sono invece fonti importanti per questo GHG (Akiyama et al., 2005). Molti studi hanno cercato di delineare lo scambio globale dei flussi di GHGs in risaia, anche se la maggior parte di questi sono localizzati nella regione tropicale dell'asia e sebbene ricerche sulle emissioni di CH<sub>4</sub> nella regione mediterranea siano stati condotti, queste risultano carenti nel considerare lo scambio globale di flussi degli altri principali GHGs (N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>) (Meijide et al. 2017). Quest'ultimo studio è il primo a considerare il budget generale di GHG in una risaia mediterranea sottoposta a drenaggio nel secondo anno di prova per valutare l'impatto in termini di *GHG Intensity* (GHGI) che si definisce come il rapporto tra il GWP e la resa ed è usato per relazionare le pratiche agricole al GWP (Mosier et al., 2006). I risultati hanno mostrato come la risaia sia una impostante fonte di GHGs con un GWP di 1148 g CO<sub>2</sub>-eq m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup> nel 2009, valore diminuito di quattro volte l'anno seguente (289 g CO<sub>2</sub>-eq m<sup>-2</sup> yr<sup>-1</sup>) come conseguenza del drenaggio. La differenza riscontrata è dovuta alla minor produzione nel secondo anno di CH<sub>4</sub> (da 37,4 g a 21.0 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>), dato che si accompagna ad un incremento di N<sub>2</sub>O emesso oltre che ad un leggero calo di resa. Nel complesso tuttavia si è riusciti ad ottenere un miglioramento di GHGI: da 1,64 a 0,50 g CO<sub>2</sub> eq g granella<sup>-1</sup> oltre ad una diminuzione di evapotraspirazione annuale (da 672 a 571 mm).

Oltre alle gestioni agronomiche sulle emissioni di CH<sub>4</sub> in risaia pesano le pratiche di fertilizzazione. In particolare si è dimostrato che le emissioni sono minori se la concimazione azotata è fatta con ammonio solfato invece che urea. Dal momento che le risaie sono inondate il suolo diviene un ambiente fortemente riducente ed i batteri zolfo-riduttori effettivamente competono con i batteri metanogenici. (Bufogle et al., 1998)

Altri lavori in Louisiana (Jugsujinda et al., 1995) mostrano come l'utilizzo di azoto in forma di nitrato diminuisce le emissioni a causa dell'aumento conseguente di potenziale redox. Infatti la produzione di CH<sub>4</sub> è catalizzata a potenziale redox basso (<-100mV), mentre la produzione di N<sub>2</sub>O è catalizzata a redox >+200mV ed esiste una correlazione inversa significativa tra l'emissione dei due gas serra (Hou et al. 2000). Mantenere il potenziale redox tra -100mV e +200mV preverrebbe l'emissione di CH<sub>4</sub> e incoraggerebbe la riduzione di N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub> (Hou et al. 2000).

## 5. Emissioni serra di CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O in terreni non sommersi in contesto mediterraneo

Se consideriamo invece i terreni non sommersi della regione mediterranea i gas serra protagonisti del bilancio nella ricostruzione dell'impatto antropico per quanto riguarda il settore agricolo sono l'anidride carbonica e il protossido di azoto.

La concertazione in atmosfera per questi due gas registra un innalzamento dall'epoca pre-industriale (1750) ad oggi del 40% per quanto riguarda la CO<sub>2</sub> con gli attuali 390,5 ppm e del 20% per quanto concerne l'N<sub>2</sub>O che ha raggiunto la soglia dei 324,2 ppb (IPCC, 2013). Per quanto riguarda l'N<sub>2</sub>O emesso dai terreni agricoli questo rappresenta ben il 60% del totale di derivazione antropica (IPCC, 2007) e si ritiene che l'incremento del 17% dal 1990 al 2005 sia soprattutto legato all'aumento nell'uso dei fertilizzanti azotati. Lo stesso autore prevede che nel 2030 le emissioni cresceranno di un altro 35-60%.

Invece per quanto concerne il flusso netto di CO<sub>2</sub> dai suoli agricoli questo è stimato essere piuttosto bilanciato (IPCC, 2007). Comunque le perdite di CO<sub>2</sub> dal terreno sono generalmente promosse dalle lavorazioni come conseguenza della stimolata degradazione microbica (La Scala et al., 2006; Mangalassery et al., 2014).

Se da una parte nel lungo periodo la perdita di C dai suoli agricoli ha contribuito alla forzatura radiativa, dall'altra è riconosciuto che delle gestioni C-friendly dei suoli coltivati possono portare al sequestro di carbonio. In particolare l'agricoltura conservativa ha acquisito un interesse particolare tra le opzioni di mitigazione per ridurre le emissioni e salvaguardare le rese (Abdalla et al., 2013; Busari et al., 2015).

Tuttavia, zero e minimum tillage possono aumentare la ritenzione d'acqua da parte dei micropori del terreno e i micrositi anaerobici, come confermato dall'aumento della densità del suolo (Palm et al., 2016), promuovendo i flussi di N<sub>2</sub>O dal suolo attraverso l'attività dei denitrificanti a tal punto da annullare l'effetto positivo dovuto al sequestro del C nella sostanza organica (SOM), (Maraseni et al., 2011).

E' altrettanto vero che sia a livello globale che nel contesto mediterraneo l'impatto delle lavorazioni ridotte sui flussi di N<sub>2</sub>O sono ancora incerti e non ben quantificati infatti i processi sembrano dipendere dall'integrazione di parametri sito-specifici inerenti le sfere: suolo, clima e coltura. Nel complesso si registrano casi di incremento delle emissioni nel passaggio da pratiche

convenzionali a conservatrici (Garland et al., 2011; Plaza-Bonilla et al., 2014) così come di flussi rimasti invariati o addirittura diminuiti (Plaza-Bonilla et al., 2014).

Nonostante il fatto che gli studi nel contesto agro-ecologico mediterraneo siano sottorappresentati, recenti ricerche mostrano il potenziale di esternalità positive per l'agricoltura di questa regione poiché è stato riconosciuto che la siccità possa diminuire i flussi verso l'esterno del sistema suolo durante il periodo-primaverile estivo in ristretti hot-spot nello spazio e nel tempo, per esempio dopo irrigazioni che seguono fertilizzazioni e soprattutto nel caso di irrigazioni a volumi ridotti con l'impiego di manichette (Aguilera et al., 2013).

### **5.1. N<sub>2</sub>O: fattori che ne condizionano l'emissione nelle due componenti dirette ed indirette**

Il protossido d'azoto è un potente gas serra con un GWP 289 volte più potente dell'anidride carbonica e con una vita media in atmosfera di 114 anni. Tale gas è prodotto nel suolo principalmente dai processi microbiologici di nitrificazione e denitrificazione. La nitrificazione, ossia l'ossidazione dell'ammonio a nitrato, necessita di condizioni aerobiche per avvenire, mentre la denitrificazione, ossia la riduzione del nitrato a N<sub>2</sub>O e a N<sub>2</sub> avviene in condizioni anaerobiche. Affianco alle emissioni di N<sub>2</sub>O provenienti dal suolo in conseguenza alla fertilizzazione azotata (emissioni dirette), al bilancio si devono annoverare anche le emissioni indirette correlate a questa pratica agronomica.

A valle del sistema agricolo viene prodotto N<sub>2</sub>O quando i composti azotati e in particolare il nitrato lisciviato e l'ammoniaca volatilizzata, sono successivamente convertiti in N<sub>2</sub>O. (IPCC, 2006). E questa frazione può rappresentare una parte cospicua del totale ascrivibile all'agricoltura.

A monte del sistema agricolo ci sono invece le emissioni di N<sub>2</sub>O e altri GHG connesse alla produzione, stoccaggio e trasporto dei fertilizzanti (Snyder et al. 2009). Sebbene queste emissioni dipendano molto dal metodo di produzione, la meta delle emissioni imputabili ai fertilizzanti azotati è relegata alla fase produttiva (Tirado et al, 2010), infatti se la spesa energetica per i fertilizzanti nel 2001 ammontava all' 1% della domanda globale di energia, bel il 72% di questa

energia si annoverava al settore N ed un ulteriore 16% a fertilizzanti composti contenenti N (Ramírez and Worrell, 2006).

### 5.1.1. Fattori che influenzano le emissioni dirette: il tipo di fertilizzante

Dalla prima review, compilata da Aguilera et al. (2013), che analizza tutti gli studi che dal 1980 si sono svolti indagando con strumenti di misura diretta le emissioni di  $N_2O$  dai suoli agricoli in regioni condizionate da clima mediterraneo, emerge una classifica per emissioni da tipologie di concimi azotati a scaglioni ben definiti. In cima ci sono i concimi organici liquidi con in media  $4,4 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ , seguiti da organatici applicati assieme ai sintetici e sintetici con rispettivamente  $3,5$  e  $3,0 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  mentre gli organici solidi e le tesi non trattate mostrano i valori più bassi rispettivamente  $1,8$  e  $1,7 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Contemporaneamente questi valori risultano fortemente influenzati dal regime irriguo e un trend decrescente di emissioni può essere individuato a seconda che si tratti di terreni irrigui, irrigui a bassi input (con manichette) o non irrigui nell'ordine, come verrà trattato più avanti.

Generalmente comunque, a prescindere dalla conduzione irrigua, aggiungere al suolo fertilizzanti organici fornisce i substrati di C labile necessari alla denitrificazione che è ulteriormente stimolata dalla formazione di microsititi anaerobici anche con valori di WFPS  $<55\%$  (Garcia- Ruiz and Baggs, 2007). Il C labile, ben rappresentato dal dato di *Dissolved Organic Carbon* (DOC), dipende molto dal tipo di fertilizzante impiegato. Ad esempio applicare N minerale conduce ad un consumo di DOC da parte dei microrganismi (MO) del suolo (Sánchez-Martín et al., 2008) e l'applicazione di urea è associata invece al temporaneo (1-2 mesi) incremento di DOC (Meijide et al., 2007; Vallejo et al., 2006), l'aggiunta di compost risulta anch'essa in incremento di C labile anche se ritardata fino a 3-4 mesi in conseguenza alla mineralizzazione (Meijide et al., 2007). La concentrazione di DOC è stata correlata al tasso di denitrificazione in numerosi casi specialmente durante i periodi di irrigazione tuttavia ciò non significa necessariamente un aumento nelle emissioni di  $N_2O$  (Meijide et al., 2007; Vallejo et al., 2006). Infatti il C labile può diminuire il rapporto  $N_2O/N_2$ . Aumentando dunque l'efficienza della denitrificazione meno  $N_2O$  viene prodotto.

Un'altra spiegazione al fenomeno della riduzione delle emissioni in seguito all'applicazione di fertilizzanti organici la dà Dick et al., (2008) per suoli semi-aridi del Mali dove l'aggiunta di urea assieme a letame risulta in diminuite emissioni rispetto ai trattati con sola urea. L'autore suggerisce che questo fenomeno di debba alla più efficiente immobilizzazione dell'N da parte della biomassa microbica quando assieme all'N viene fornito C del pool labile. Tuttavia questa teoria non spiegherebbe l'aumento della denitrificazione osservata in condizioni mediterranee. Infine, ad ulteriormente spiegare la riduzione dell'emissione di N<sub>2</sub>O si deve considerare anche la pathway della denitrificazione dei nitrificanti, secondo Wrage et al. (2001) favorita dalle tipiche condizioni dei suoli mediterranei di sub-anossia e bassa concentrazione di C disponibile. Infatti l'aggiunta di C organico al suolo influenzerebbe questa pathway, diminuendone il contributo alla produzione cumulata di N<sub>2</sub>O come osservato in Aguilera et al. (2013) per il contesto mediterraneo.

### **5.1.2. L'emission factor descrive relazioni non lineari tra dose di concime ed emissioni**

L'emission factor si definisce come l'N<sub>2</sub>O-N emesso come percentuale del fertilizzante azotato applicato, mentre  $N_2O-N (F)$  e  $N_2O-N (C)$  sono le emissioni registrate di N<sub>2</sub>O (kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) dal trattamento fertilizzato e dal controllo (non fertilizzato) rispettivamente. *Kg N fertilizzante applicato* è la dose di N applicato durante lo studio (kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>).

Equazione:  $EF = \text{kg } N_2O-N (F) - \text{kg } N_2O-N (C) / \text{kg N fertilizzante applicato}$

Da parte di molti studiosi al posto del *kg N fertilizzante applicato* è preferito usare l'N disponibile per i concimi organici solidi. Questo approccio tiene conto che del N totale applicato, solo una frazione si rende disponibile in seguito a mineralizzazione durante il periodo sperimentale. L'EF così ottenuto risulta più grande rispetto a quello calcolato con l'N totale per altro raccomandato dall'IPCC; tuttavia in questa maniera si evitano sottostime del valore, che nel caso di esperimenti brevi, potrebbero risultare in notevoli scostamenti dalla realtà.

L'approccio dell'IPCC propone una relazione lineare tra il flusso di N<sub>2</sub>O e la dose di applicazione del fertilizzante azotato. Recenti studi propongono una relazione di tipo esponenziale con basse emissioni a basse dosi di fertilizzante azotato (basso EF) e alte emissioni ad alte dosi (alto EF)



(Aguilera et al., 2013). Già McSwiney and Robertson (2005) avevano trovato che un EF prefissato è appropriato solo per colture concimate con livelli di azoto minori o pari al fabbisogno della coltura, mentre il suolo è soggetto a perdite più variabili di N<sub>2</sub>O quando questo è sovra-fertilizzato. Questo andamento è confermato dai risultati di uno studio condotto nel sud della Germania (Scheyern) che ha registrato per due tesi sottoposte a minima lavorazione con chisel a 18cm emissioni maggiori pari a 7.7kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> dove la differenza testata era solo per l'input di N maggiore di 45 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>; ciò è risultato in un'EF pari a 0,109 kgN<sub>2</sub>O-N kg<sup>-1</sup> N input per queste 45 unità aggiuntive. Infatti la percentuale d'uso dell'azoto (tenuto conto anche dell'apporto del N da mineralizzazione della sostanza organica) per la prova con la dose minore di fertilizzante era del 97% mentre per la seconda ammontava a 122% (Kstermann et al., 2013).

Si è detto che nel calcolare l'EF non si tiene conto delle emissioni di fondo che un suolo agricolo continua ad emettere. Queste, le emissioni di Background, sono state stimate per le regioni mediterranee ammontare al 63,5% di quelle dei trattamenti fertilizzati (Aguilera et al., 2013). Inoltre il controllo (0 kg N ha<sup>-1</sup>) può essere influenzato da altre pratiche come quella irrigua (per es.: manichetta contro irrigazione nei solchi) e le emissioni cumulate di N<sub>2</sub>O possono variare non in maniera proporzionale ai controlli non fertilizzati a seconda del tipo di irrigazione utilizzato (Sánchez-Martín et al., 2010b).

Per ovviare a questo problema, in alcuni studi, l'EF è calcolato senza sottrarre le emissioni di background del controllo, ottenendo così un dato confrontabile tra diverse tesi irrigue, ma meno utile se le emissioni di background fossero influenzate da altre operazioni gestionali come le lavorazioni del terreno o i diserbi meccanici. Per questo è sempre importante, nel considerare dati e nel confrontare gli EF, valutare sempre come sono stati trattati i controlli non fertilizzati tra loro. In altre occasioni i ricercatori hanno preferito calcolare l'EF con differenti approcci come in "The Greenhouse Gas Balance of Italy" (Valentini, R. and Miglietta, F., 2015) dove si sono presi in considerazione 22 prove condotte in 12 località italiane ed il controllo, qualora mancante, è stato surrogato con il valore del flusso raggiunto fino ad un momento prima della fertilizzazione. Il picco conseguente all'aggiunta di N invece si è considerato terminato non appena il flusso è rientrato nei livelli pre-fertilizzazione. Ci riserviamo di notare che questo approccio perde in solidità concettuale se si considera uno studio di lungo periodo in quanto il flusso potrebbe rientrare nella *baseline* solo in seguito ad un abbassamento del WFPS e che emissioni conseguenti ad un effetto residuo della concimazione considerata potrebbero riprendere in conseguenza ad un evento irriguo o ad una precipitazione atmosferica che riportino l'umidità del terreno nei range di attività i

denitrificanti. Un approccio statistico è stato invece utilizzato da Cayuela et al., (2017) nella sua meta-analisi di studi di emissioni da suoli in clima mediterraneo per studiarne gli EF. Le *baseline* del 39% di studi che mancavano del controllo sono state ottenute con il metodo delle *multiple imputation by chained equations* (Azur et al., 2011).

### **5.1.3. Come le condizioni pedoclimatiche del suolo influenzano le emissioni**

L'N minerale nel suolo può trovarsi sotto forma di ione nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) o ione ammonio ( $\text{NH}_4^+$ ). Questi composti sono il substrato per i processi di denitrificazione e nitrificazione, dunque la loro presenza nel suolo dovrebbe influenzare il flusso di  $\text{N}_2\text{O}$ . Alcuni autori hanno riportato in effetti correlazioni positive tra la concentrazione di  $\text{NO}_3^-$  e il flusso di  $\text{N}_2\text{O}$  (Lee et al, 2006; Sanchez-Martin et al., 2010b) altri hanno trovato la correlazione positiva solo dopo l'inizio delle irrigazioni o a certi valori di  $\text{NO}_3^-$  (per es.:  $>6,5 \text{ mg N kg}^{-1}\text{suolo}$ ) per i climi temperati (Villain et al., 2010).

Per quanto riguarda la concentrazione dello ione ammonio, si sono trovate correlazioni positive significative (Garland et al., 2011; Meijide et al., 2007, 2009), positive non significative (Barton et al., 2008) fino anche a negative (Garland et al., 2011) con il flusso di  $\text{N}_2\text{O}$  emessa. Questi risultati contraddittori possono suggerire che altri fattori potrebbero influenzare le emissioni quando la relazione non è positiva per esempio la mancanza di sincronia tra misurazioni delle emissioni e le analisi del terreno (Barton et al., 2008) e la conduzione del terreno a non lavorazione (Garland et al., 2011).

In Cayuela et al. (2017) non è stato trovato che le caratteristiche del terreno come pH, SOC e tessitura abbiano un'influenza significativa sulle emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$ . Anche se queste relazioni sono generalmente piuttosto difficili da riscontrare in campo a causa dell'influenza di altri fattori che inducono differenze più macroscopiche come le irrigazioni o la dose e il tipo di concime. Tuttavia sembra che magnitudine ed origine delle emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  siano generalmente molto influenzate dal pH del suolo. A bassi valori di pH, la riduzione del  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$  risulta solitamente inibita con il risultato di maggiori emissioni anche se questo effetto è ritenuto influire più sul lungo periodo (Baggs et al., 2010). Dunque per spiegare la mancanza di correlazione tra il pH e le emissioni in

contesti mediterranei riscontrata da Cayuela et al., (2017), si dovrebbe probabilmente tener conto che in condizioni mediterranee, come già anticipato, le emissioni per pathway della denitrificazione potrebbero essere meno importanti, in favore della denitrificazione e nitrificazione dei nitrificanti (Sánchez-Martín et al., 2008).

Inoltre sempre Cayuela et al. (2017) mostra dei gradienti non significativi di EF decrescenti passando dai terreni a tessitura più grossolana (EF=0,58%), per quelli a media (EF=0,48%) a quelli a fine (EF=0,27%) che sembrano un controsenso se si pensa che la denitrificazione è favorita in micrositi anaerobici più abbondanti nei terreni con tessitura più fine. Possibili spiegazioni date sono che la denitrificazione sia stata favorita a tal punto che il tasso  $N_2O/N_2$  sia molto basso o che la nitrificazione (questa pure detiene un ruolo molto importante nella produzione di  $N_2O$ ) che avviene in micrositi ben aerati e a basso contenuto d'acqua abbia avuto maggior peso, infine, le argille colloidali potrebbero limitare la disponibilità di SOC mediante adsorbimento alla superficie (Alluvione et al., 2013).

La temperatura è un fattore chiave per l'attività microbica ed è perciò considerata essere un fattore determinante per la produzione di  $N_2O$ , inoltre essa ne influisce indirettamente l'emissione attraverso il tasso di evaporazione e conseguentemente attraverso il grado di umidità del terreno (WFPS). Una correlazione positiva significativa tra la temperatura e l'emissione di  $N_2O$  è stata riscontrata da diversi studiosi (Lee et al., 2009; Meijide et al., 2009) questa relazione non è comunque lineare come dimostrano le emissioni pressoché nulle a temperature  $<10-12^\circ C$ ; tendenza confermata da Schaufler et al. (2010) che riporta un incremento non lineare nelle emissioni di  $N_2O$  con temperature crescenti per un gran set di carote di suolo in condizioni di laboratorio. Inoltre, è piuttosto documentato in letteratura il tema della fonte di  $N_2O$  dai cicli di congelamento e scongelamento del suolo dunque anche a basse temperature (Ruser et al., 2001). Questa categoria di emissioni potrebbe essere conseguente allo scongelamento che permette la fuoriuscita del  $N_2O$  accumulatosi sotto lo strato ghiacciato del terreno. Tale accumulo risulterebbe favorito dalla condizione di anossia nei micropori causata dalla scarsa diffusione dell'ossigeno dall'atmosfera sotto lo strato congelato. La denitrificazione risulterebbe inoltre accentuata dopo un ciclo di congelamento-scongelamento a causa della accresciuta disponibilità di materia organica derivante dall'uccisione dei microrganismi degli strati superficiali del suolo e dalla disintegrazione degli aggregati (Christensen and Christensen, 1991).

Nella review di Aguilera et al. (2013) si può cogliere una chiara influenza della gestione dell'irrigazione sulle emissioni cumulate e sugli EF. I livelli di emissioni per trattamenti non irrigati risultano in media un ordine di magnitudine inferiori a quelli irrigati (emissioni cumulate medie corrispondono rispettivamente a 0,4 e 4,0 kgN<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), anche gli EF mostrano questa relazione (0,08 e 1.01%). Mentre prove condotte con la microirrigazione mostrano livelli di emissione intermedi (1,2 kgN<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> e 0,66%).

L'emissione di N<sub>2</sub>O non sembra essere legata all'umidità del suolo da correlazioni proporzionali positive come invece alcuni autori indicano per valori compresi tra 20-70% (Lee et al. 2006), quanto, piuttosto, sembra che il dato di WFPS imponga un limite superiore ed uno inferiore ai processi microbici di denitrificazione e nitrificazione e, dentro questo range, l'emissione di N<sub>2</sub>O sarebbe svincolata dal WFPS (Vilain et al., 2010).

#### **5.1.4. Il regime di irrigazione condiziona fortemente l'emissione**

In ambito mediterraneo per suoli non irrigui le emissioni sono basse a causa dei fattori agro-climatici di tale sistema. Durante la stagione invernale l'emissione di N<sub>2</sub>O è limitata da bassa temperatura, ma anche dal WFPS, sostanza organica del suolo o azoto minerale. In queste condizioni infatti quasi tutto l'N mineralizzato viene immobilizzato (Barton et al., 2010) ed inoltre gli input dell'elemento risultano bassi per via della limitazione climatica. In tarda primavera invece non sono le temperature limitanti, ma generalmente bassa umidità e WFPS. (Meijide et al., 2009). In estate il suolo secco non emette a meno che non si abbia una pioggia abbondante. Invece gli eventi piovosi dopo l'estate sono sempre associati ad emissioni anche grazie all'accumulo di N minerale da mineralizzazione (Meijide et al., 2009). In questo contesto, soprattutto nei suoli lavorati e ben aerati, bassi apporti da piogge brevi non innalzano di molto il WFPS ed il potenziale redox così innalzato non permette l'instaurarsi del processo della denitrificazione. Ciò fa sì che la pathway che più contribuisce alle emissioni sia quella della nitrificazione anche a causa del basso contenuto in sostanza organica (Lugato et al., 2010; Meijide et al., 2009). Ipotesi supportata dalla relazione positiva tra i flussi di N<sub>2</sub>O e il contenuto di NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nel suolo. Comunque gli impulsi di emissioni da nitrificazione sono relativamente piccoli (Sánchez-Martín et al., 2010a). Emissioni in

conseguenza a denitrificazione sono circoscritte a periodi immediatamente successivi a piogge importanti, anche perché generalmente le condizioni non sono adatte alla completa riduzione del  $N_2O$  a  $N_2$ . L'effetto si evidenzia in picchi di emissione nel bilancio complessivo di annate umide e piovose sopra la media (Sánchez-Martín et al., 2010b).

La denitrificazione dei nitrificanti potrebbe giocare un ruolo importante nel contesto mediterraneo non irriguo o soggetto a microirrigazione cioè in condizioni che sono sub ottimali per la denitrificazione e contribuire in maniera considerevole al flusso netto di  $N_2O$  in uscita dal terreno (Kool et al., 2011). Questa pathway è inoltre stata proposta come percorso metabolico in grado di assorbire  $N_2O$  dall'atmosfera per ridurlo a  $N_2$  in condizioni umide con bassi livelli di N minerale nel suolo. Tuttavia il ruolo della denitrificazione dei nitrificanti nella contribuzione alle dinamiche che coinvolgono l' $N_2O$  è poco chiaro ed ulteriori studi sono necessari per fare luce su questi aspetti (Aguilera et al., 2013).

L'irrigazione è associata generalmente all'intensificazione dell'input di N e, nelle regioni mediterranee, avviene a tarda primavera ed in estate quando le temperature sono alte. Umidità, disponibilità di N e temperatura sono le proprietà fisiche del suolo necessarie alla produzione di  $N_2O$ . D'inverno invece le condizioni sono simili al contesto non irriguo anche se il contenuto di N minerale del suolo risulta maggiore in conseguenza al residuo della stagione estiva.

Nel caso di irrigazioni con grandi volumi d'acqua, per esempio con l'irrigazione per scorrimento, il suolo si trova per un periodo vicino alla condizione di saturazione. Queste condizioni hanno come conseguenza un importante picco di emissioni, soprattutto dopo il primo adacquamento (Sanchez-Martín et al. 2010a) dopo il primo ne possono seguire altri picchi sempre consistenti durante tutto il periodo di irrigazione. Sotto questo regime di irrigazioni è la pathway della denitrificazione a costituire la più importante fonte di  $N_2O$  e secondo Sánchez-Martín et al. (2010a) è responsabile del 99% del totale. La nitrificazione invece sale di importanza nei suoli sottoposti a tale regime quando, in seguito all'applicazione di concimi sintetici o liquidi organici, sale in maniera considerevole il contenuto di  $NH_4^+$  nel suolo e il valore di WFPS scende aumentando i microsites aerobici.

I flussi sono generalmente inferiori se si tratta di microirrigazione con manichette superficiali od interrate. Il pattern di emissioni risulta in questo caso composto da una emissione di dimensioni ridotte ma costante con picchi di minore entità immediatamente successivi all'evento irriguo della durata di 2-6 giorni (Forte et al., 2016). In queste condizioni di bassi input irrigui, come nel regime non irriguo la maggior parte dell' $N_2O$  prodotto deriva dalla nitrificazione (Kallenbach et al., 2010).

Questa tesi sarebbe supportata da studi che non evidenziano correlazioni tra emissione di  $N_2O$  e concentrazione di  $NO_3^-$  (Garland et al., 2011), mentre altri notano un incremento nella quantità di  $NO_3^-$  dopo il picco di  $NH_4^+$  (Sánchez-Martín et al., 2008b). Tuttavia va considerato il gradiente di umidità che si forma attorno alla manichetta, per esempio in prossimità del punto di gocciolamento con valori di WFPS >80% la denitrificazione potrebbe portare anche a totale riduzione a  $N_2$  (Aguilera et al., 2013). Infine è bene tenere in conto che anche la tessitura ha la sua influenza nel comporre questo climax attorno al punto di gocciolamento ovviamente; infatti un contenuto maggiore di particelle più fini potrebbe spostare il limite inferiore per attivare la denitrificazione più in basso (Forte et al., 2016).

#### **5.1.5. Tipo di coltura**

Le differenze nelle emissioni di  $N_2O$  per colture diverse sarebbe da attribuire alle diverse gestioni delle pratiche di fertilizzazione e di irrigazione che più influenzano le emissioni. Ad esempio i cereali autunno vernini o le leguminose mostrano emissioni cumulate rispettivamente tra le 15 e le 6.4 volte inferiori in confronto al mais (Aguilera et al 2013); Nel primo caso infatti la coltura non è irrigata e l'input azotato è basso, nel secondo caso questo è del tutto assente. Similmente si può affermare per il vigneto dove gli input sono bassi di entrambi i fattori e nel caso dell'acqua spesso distribuita a mezzo di manichette su solamente un terzo della superficie. Considerando invece una risaia, le basse emissioni di  $N_2O$  sono da attribuire all'ottenimento di un ambiente totalmente anossico che conduce a completa riduzione delle forme azotate con produzione di  $N_2$  (Cayuela et al., 2017).

### 5.1.6. Lavorazioni del terreno

La review di Aguilera et al. (2013) mostra un significativo effetto del tipo di lavorazioni sulle emissioni di N<sub>2</sub>O. In particolare le medie delle emissioni cumulate durante il periodo colturale di 10 studi condotti su appezzamenti a minima lavorazione e su 9 a convenzionale ammontano a 1,9 e 1,1 Kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> rispettivamente. Ciononostante, secondo lo stesso studio, non sembra esserci un chiaro effetto dell'evento di lavorazione sulle emissioni e queste aumenterebbero nei suoli sottoposti a minime lavorazioni o a no-till a causa della minor aerazione che potrebbe aver aumentato la denitrificazione, anche perché la più importante parte del flusso in uscita da terreno avrebbe avuto luogo in seguito agli eventi irrigui. Nel breve periodo le lavorazioni nel convenzionale possono avere invece un significativo effetto sulle emissioni come riporta il lavoro di Forte et al. (2016) nel quale si registra un picco di emissioni di N<sub>2</sub>O in seguito all'aratura. Alla base di queste osservazioni potrebbe esserci: l'incremento della concentrazione in N minerale disponibile e SOC che fornirebbero energia e substrato per il metabolismo dei batteri eterotrofi e l'aumento dell'aerazione del suolo che promuoverebbe la fuga di N<sub>2</sub>O prima della sua completa riduzione a N<sub>2</sub>. Studi che in maniera specifica hanno indagato gli effetti delle lavorazioni sull'attività denitrificante dei batteri hanno mostrato risultati eterogenei nonostante siano stati condotti in condizioni simili (entrambi vertisol non irrigati) e variavano da maggiore (è il caso di Melero et al., 2011) a minore (Menéndez et al., 2008) attività denitrificante sotto non lavorazione.

## 6. Emissioni indirette a monte e a valle della distribuzione

Secondo le linee guida dell'IPCC (2006) le sole emissioni di N<sub>2</sub>O-N derivante dalla fertilizzazione che si possono annoverare tra le "*indirect fertilizer N<sub>2</sub>O emissions*" sono quelle che avvengono al di fuori del suolo e solamente a valle della pratica delle fertilizzazioni. Queste emissioni derivano dalla lisciviazione del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e dalla volatilizzazione dell'NH<sub>3</sub> o di altri composti ossidati nell'N (NO<sub>x</sub>). Tuttavia si sono svolte ricerche anche per quanto riguarda le emissioni a monte delle

fertilizzazione che sono collegate alla produzione e trasporto in campo degli stessi. Esistono notevoli differenze per categoria di fertilizzante prodotto e, per le quantità di gas serra prodotti dovrebbe essere di notevole interesse la loro presa in considerazione.

Innanzitutto occorre distinguere la tipologia di fertilizzante per poterne valutare l'impatto sull'effetto serra. I fertilizzanti di sintesi richiedono elevate quantità di energia e quindi emettono importanti quantità di gas serra: attraverso il processo Haber-Bosh per produrre 1 kg di  $\text{NH}_3$  negli impianti europei si emettono tra i 2,55 e i 3,57 kg di  $\text{CO}_2$  a seconda della tecnologia impiegata. Mentre le emissioni dello stesso chilo di  $\text{NH}_3$  una volta giunto al suolo, usando l'EF dell'IPCC, sono pari a 4,68 kg di  $\text{CO}_2$ . Dunque nel caso si considerassero EF più piccoli come per suoli mediterranei soggetti a microirrigazione o non irrigati, le emissioni a monte della distribuzione del concime risulterebbero maggiori di quelle che si riscontrano in campo.

Per quanto riguarda invece l'uso di materie organiche anche queste, se non sono i residui colturali che posso essere direttamente disponibili in loco senza essere trasformati, necessitano di essere maneggiate, stoccate, spesso lavorate per ottenere composti più stabili o più facili da immagazzinare e trasportate. Queste operazioni producono gas serra. Ad esempio le emissioni associate all'ottenimento di letame in Europa sono risultate essere solo di poco inferiori alle emissioni una volta distribuito (Oenema et al., 2009). Solo la produzione di leguminose da sovescio non è associata alla produzione di  $\text{N}_2\text{O}$  durante la fissazione (Barton et al., 2011) ma, come tutte le altre colture il suolo emetterebbe il gas serra durante la sua coltivazione.

Esistono poche informazioni su quale frazione di N perso dal sistema agricolo in forma di  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_3$  o  $\text{NH}_4^+$  sia poi effettivamente trasformato in  $\text{N}_2\text{O}$  nelle condizioni mediterranee. Secondo studi disponibili questa frazione è piuttosto consistente e variabile. Misurazioni condotte all'estuario del fiume Duero in Portogallo rivelano una frazioni di  $\text{N}_2\text{O}$  fra tutti i gas contenenti azoto che varia da 0,5 a 47% e tale emissione sarebbe correlata alla sostanza organica nei sedimenti (Teixeira et al 2010). Uno studio condotto invece nella valle del Po ha riscontrato, nelle acque di 14 risorgive delle terre depresse, acque soprassature di gas che una volta affiorate sono soggette ad un processo di degassaggio. Un valore medio di  $0,646 \text{ g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  mostra come i "Fontanili" possano rappresentare delle fonti estremamente elevate per questo gas serra (Laini et al. 2011). L'agricoltura contribuisce ad alimentare questi hotspots con il  $\text{NO}_3^-$  perso per lisciviazione. Nel contesto della valle del Po questa costituisce un problema diffuso e connesso anche all'eutrofizzazione e all'inquinamento delle acque superficiali e profonde. La lisciviazione del nitrato costituisce un problema sia per i terreni irrigui che non irrigui, soprattutto durante il riposo



invernale del terreno che coincide con la stagione piovosa e può essere responsabile della perdita fino al 25% dell'N sintetico applicato al terreno (Sanchèz-Martìn et al., 2010b). Al fine di diminuire tali perdite si è dimostrato utile l'utilizzo di compost che è risultato in minor N lisciviato rispetto ai trattamenti non fertilizzati (Aguilera et al., 2013), invece riduzioni di minore o nulla entità si sono ottenute con fertilizzanti organici liquidi contenenti N altamente mineralizzato come liquami da porcilaia (Sanchèz-Martìn et al., 2010a). L'uso di cover crop, secondo un diverso approccio di gestione dei nutrienti, si è dimostrato capace di ridurre fortemente la lisciviazione di  $\text{NO}_3^-$  in ambiente mediterraneo (Aguilera et al., 2013). Alla base di questa diminuita quantità di N solubile nel suolo potrebbero agire sinergicamente più concause: l'immobilizzazione dell'N da parte di una maggiore biomassa microbica, un incremento nell'efficienza dei denitrificanti o la cattura del N da parte della SOM che è costituita a partire dalla maggior disponibilità di C organico (Aguilera et al., 2013). Secondo Sanchèz-Martìn et al. (2010a) l'aggiunta di sostanza organica al suolo può inoltre diminuire il pool di  $\text{NO}_3^-$  lisciviato nel sottosuolo o nelle acque sotterranee a mezzo dell'azione dei denitrificanti la cui attività è limitata a tali profondità solamente dalla presenza di C organico. In particolare in condizioni mediterranee una lisciviazione di DOC pari a 2.3-4,8 kg C ha<sup>-1</sup> aiuta a ridurre 2.1-4,3 kg  $\text{NO}_3^-$  N ha<sup>-1</sup> ad N<sub>2</sub>. Implicando una capacità di rimozione del  $\text{NO}_3^-$  pari a 100%, 13,2%, 10,4%, 6,7% a seconda che si trattasse rispettivamente di letame, del controllo, di liquami di porcilaia digestati od urea.

Sono pochi gli studi che abbiano valutato le differenze di emissioni sotto forma di ammoniaca comparando i concimi organici a quelli chimici in condizioni mediterranee (Aguilera et al., 2013). Ma esistono studi separati che riportano perdite del 10,1% di ammoniaca in seguito a volatilizzazione dopo applicazione di urea e 20% da spargimento di liquame da porcilaia alla superficie del suolo. Valori, questi, che concordano con quelli proposti dall'IPCC pari a 10% e 20% rispettivamente per concimi sintetici e organici. Si riportano comunque discrepanze nei risultati associate a condizioni pedoclimatiche locali e alla conduzione della pratica colturale. Possono diminuire le emissioni tutti quei fattori che influenzano la disponibilità di  $\text{NH}_4^+$  scambiabile che potrebbe essere potenzialmente perso come ammoniaca, per esempio la presenza della vermiculite come minerale argilloso, l'andamento siccitoso della stagione oppure 10mm di irrigazione dopo la fertilizzazione (Sanz-Cobena et al., 2008).

## OBIETTIVI

Questo studio si prefigge l'obiettivo di calcolare il GWP<sub>100</sub> per ciascuna delle tre pratiche di *management* (convenzionale e due esempi di agricoltura conservativa) testate in due stagioni colturali nell'azienda pilota di Veneto Agricoltura denominata Vallevicchia. Inoltre intende valutare con lo stesso indice, l'impatto delle pratiche di agricoltura di precisione.

Queste tesi saranno moltiplicate per due possibili scenari di cambiamento climatico (RCPs 2.6 e 6.0) per ottenere una stima, tramite simulazioni di lungo termine (16 anni) eseguite con il SALUS model opportunamente calibrato, dell'impatto di questo sull'efficienza delle produzioni estensive in rotazione quali: mais, soia, grano tenero e colza.

# MATERIALI E METODI

## 7. L'area di studio

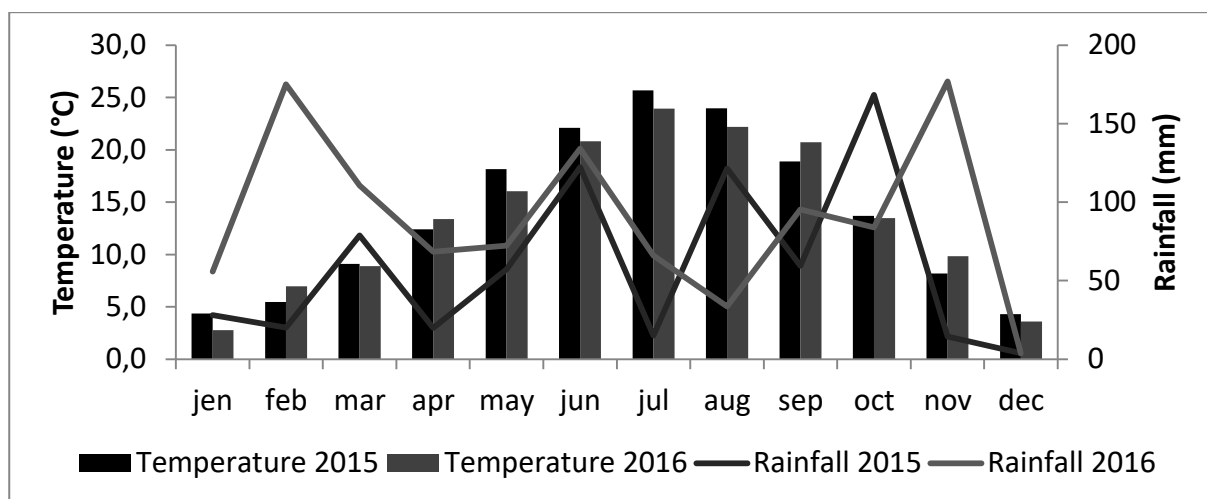
L'azienda presso la quale è stato condotto lo studio è Valvecchia (45.63° N, 12.95° E), azienda pilota di Veneto Agricoltura situata tra Caorle e Bibione nella laguna veneta. L'azienda presenta una SAU di 385 ha su cui sono rotate le colture estensive di mais, frumento, soia, medica, colza, e sorgo. Il suolo di carattere sabbioso-limoso è classificato come un Molli-Gleyic Cambisols (FAO, 2001). La maggior parte della SAU è sotto il livello del mare ed è caratterizzata da intrusioni di si acque saline che creano i presupposti per un alta variabilità spaziale e condizionano fortemente le produzioni (De Franco et al., 2009). L'area di studio totale comprende 18 ha suddivisi in 12 plots da 1,5 ha ciascuno (Figura: 7).



**Figura 7:** L'azienda pilota Valvecchia di Veneto Agricoltura, l'area verde rappresenta l'area studio.

## 8. Inquadramento climatico dell'area di studio

La temperatura annua media (13,7°C) e la precipitazione (935 mm / anno) sono state ottenute da un dataset di 23 anni di raccolta dati da una vicina stazione agro-meteorologica. La distribuzione delle precipitazioni mostra due picchi uno in autunno e l'altro a fine inverno-inizio primavera (Figura: 8). Invece la temperatura massima mensile media si è trovata in luglio (23,8°C) come la minima in gennaio (3,6°C). Negli anni di sperimentazione, la precipitazione annuale cumulata è stata di 708 mm nel 2015 e di 1076 mm nel 2016. La temperatura annua media è di 13,9°C per il 2015 e di 13,6°C per il 2016 (Figura 8). Tale bioma si può inquadrare in un clima di tipo mediterraneo umido (Cayuela et al., 2017)



**Figura 8:** Dati climatici di temperatura e precipitazione medie mensili per gli anni 2015 e 2016.

## 9. Sintemi di lavorazione e conduzione agronomica

I tre sistemi di lavorazione testati sono la lavorazione convenzionale (CT), la minima lavorazione (MT), ed la semina su sodo (NT) e rappresentano tre livelli di intensità di disturbo del suolo decrescenti. Nella prova CT il suolo è stato arato a 35 cm di profondità con interrimento dei residui. Due passaggi di affinamento del terreno sono stati eseguiti per permettere la semina: un erpicatura a 25 cm con coltivatore ad ancore ed un passaggio con l'erpice rotante a 10 cm. La prova MT è stata sottoposta ad un passaggio a 25 cm di profondità di erpice ad ancore senza

inversione degli strati. Mentre l'affinamento del letto di semina è stato ottenuto in contemporanea con la semina mediante una combinata composta di erpice rotante e seminatrice. Nella prova NT la semina è stata eseguita direttamente su sodo a mezzo di una seminatrice che con dei dischi appositi apre un sottile solco sulla superficie del suolo per depositare il seme.

Dunque ogni sistema di lavorazione è stato testato in entrambi gli anni di sperimentazione con ciascuna delle quattro colture scelte tra le più comuni utilizzate nella Pianura Padana: mais, soia, frumento tenero e colza. Se il terreno non risultava coperto dalla coltura principale, sono state seminate delle *cover crops*, secondo le pratiche dell'agricoltura conservativa.

Inoltre nei *plot* destinati ad MT ed NT sono state testate le pratiche dell'agricoltura di precisione (PA) qui implementate come di seguito. Un sistema di guida semi-assistita con correzione differenziale RTK ed unità di controllo che hanno permesso la diversa gestione delle sezioni e i trattamenti variabili (VRT). Infine per testare il contributo della PA, entro le due tecniche di agricoltura conservativa, delle strisce centrali sono state trattate con dosi fisse di input. Per individuare le dosi variabili di seme (soia e mais) e le dosi variabili della concimazione azotata di copertura per ciascuna delle zone omogenee individuate, ci si è avvalso di analisi del terreno georeferenziate, di mappe storiche di resa e di simulazioni con il SALUS (Cillis et al., 2017b). Queste prescrizioni degli input, specifiche per ogni zona omogenea, sono state formulate tenendo conto del potenziale produttivo, delle curve di efficienza d'uso dell'azoto, il loro rischio intrinseco di lisciviazione potenziale e la sostenibilità economica in termini di costi marginali. Il risultato è riassunto in tabella 1.

Irrigazioni sono state necessarie per preservare le rese delle colture estive mais e soia dato il non sufficiente apporto con le precipitazioni come consueto in questa regione.

| Crop    | Tillage system | Homogeneous zone | Seed density (kseed ha <sup>-1</sup> ) | kgN ha <sup>-1</sup> |
|---------|----------------|------------------|--|----------------------|
| Canola  | CT             | -                | 500                                    | 128                  |
|         |                | A                | 500                                    | 140                  |
|         |                | B                | 500                                    | 120                  |
|         |                | C                | 500                                    | 100                  |
|         | MT             | D                | 500                                    | 110                  |
|         |                | A                | 550                                    | 150                  |
|         |                | B                | 550                                    | 130                  |
|         |                | C                | 550                                    | 140                  |
|         | NT             | D                | 550                                    | 120                  |
|         |                | -                | 75                                     | 193                  |
|         |                | A                | 60                                     | 180                  |
|         |                | B                | 70                                     | 190                  |
| Corn    | MT             | C                | 85                                     | 180                  |
|         |                | D                | 95                                     | 200                  |
|         |                | A                | 65                                     | 200                  |
|         |                | B                | 75                                     | 210                  |
|         | NT             | C                | 85                                     | 200                  |
|         |                | D                | 95                                     | 220                  |
|         |                | -                | 450                                    | -                    |
|         |                | A                | 550                                    | -                    |
| Soybean | MT             | B                | 500                                    | -                    |
|         |                | C                | 400                                    | -                    |
|         |                | D                | 350                                    | -                    |
|         |                | A                | 550                                    | -                    |
|         | NT             | B                | 500                                    | -                    |
|         |                | C                | 400                                    | -                    |
|         |                | D                | 350                                    | -                    |
|         |                | -                | 5000                                   | 178                  |
| Wheat   | CT             | A                | 5000                                   | 150                  |
|         |                | B                | 5000                                   | 190                  |
|         |                | C                | 5000                                   | 140                  |
|         |                | D                | 5000                                   | 180                  |
|         | NT             | A                | 5500                                   | 150                  |
|         |                | B                | 5500                                   | 190                  |
|         |                | C                | 5500                                   | 130                  |
|         |                | D                | 5500                                   | 170                  |

Tabella 1: Densità di semina e input di fertilizzante azotato per le diverse zone omogenee.

## 10. Studio della variabilità e definizione delle zone omogenee

In previsione dell'adozione delle pratiche che caratterizzano la PA, si è preventivamente condotto uno studio sulla variabilità spaziale dell'area di studio con il risultato della produzione di quattro zone omogenee, denominate: A, B, C, D in ordine crescente di produttività. (Figura 9)

Queste sono state ottenute grazie all'utilizzo di un sensore prossimale non invasivo, l'Automatic Resistivity Profiling (ARP© GEOCARTA, Paris, France). Questo sensore, mentre viene fatto correre sull'appezzamento, inietta nel terreno tramite una prima coppia di ruote metalliche che fungono da elettrodi una corrente che è registrata da altre coppie di ruote a distanze diverse dalle prime (a seconda delle profondità di indagine del suolo). Il dato di resistività così ottenuto è georeferenziato e varia in funzione delle condizioni del suolo in termini di tessitura, sostanza organica, struttura, SOM, densità del suolo e umidità (Cillis et al., 2017a).

Sulla base di tali dati, nel 2014, sono stati eseguiti 20 prelievi di terreno per indagare la variabilità dell'intero appezzamento in punti georeferenziati alle profondità di 0-10cm, 10-30cm e 30-60cm e si sono svolte analisi di laboratorio di pH, salinità, struttura del terreno, sostanza organica, azoto e fosforo scambiabile. Si sono usate inoltre le mappe di produzione delle tre annate precedenti grazie alla raccolta dati del sistema AgroCOM (Claas Agrosystems GmbH Germania) e georeferenziazione con sistema DGPS. Le zone omogenee sono state quindi caratterizzate usando un algoritmo eseguito con il software Management Zone Analyst (MZA) (Cillis et al., 2017a).

Le zone così ottenute si sono caratterizzate per quanto riguarda la A e la B, esposte a sud in direzione del litorale marino, da più basse produzioni rispetto alla C e la D esposte a nord. Le prime infatti hanno mostrato alta resistività all'analisi ARP ed un basso livello di SOM ed alta percentuale di sabbia accompagnate da punti caratterizzati da alta salinità e bassa resistività in corrispondenza delle intrusioni di acqua salata.

## 11. Panoramica del modello SALUS

Il SALUS Model (Systems Approach to Land Use Sustainability Model) è un modello di tipo deterministico, cioè che fornisce specifici risultati per un certo set di condizioni e dunque non in grado di gestire la variabilità spaziale. Tuttavia, per ovviare questo problema i suoli con variabilità riconosciuta possono essere raggruppati in piccole unità omogenee ed i risultati poi ricondotti alla scala di pieno campo (Basso and Ritchie, 2015). Il SALUS è stato disegnato oltre che per valutare le rese delle colture in rotazione (caratteristica dei modelli afferenti alla famiglia dei DSSAT: Decision Support Systems for Agrotechnology Transfer) anche per studiare gli effetti su suolo, dinamiche dei nutrienti e dell'acqua come funzioni delle strategie di management. Esso comprende tre famiglie di moduli: 1) moduli per la crescita delle colture, 2) moduli per la SOM ed il ciclo dei nutrienti e i moduli per la temperatura ed il bilancio dell'acqua.

In particolare i moduli per l'N nel suolo e la SOM derivano dal CENTURY con alcune nuove aggiunte e modificazioni (Basso and Ritchie, 2015). Il modello simula su base giornaliera le dinamiche della SOM e della mineralizzazione/immobilizzazione dell' N a partire da tre *pools* di carbonio organico (*active*, *slow* e *passive*). Ci sono inoltre due *pools* di residui colturali cioè sostanza organica fresca (strutturale e metabolica), per simulare la frazione facilmente decomponibile e quella recalcitrante basate sul contenuto di lignina ed N nel residuo. Inoltre esso dispone del *pool* della *active* SOM superficiale per meglio rappresentare l'agricoltura conservativa e le colture perenni. Il modello è stato testato per quanto riguarda la fenologia e le rese (Basso et al., 2012), per il ciclo dei nutrienti (Senthilkumar et al., 2009, Basso and Ritchie, 2015) ed il bilancio idrico del suolo. Tuttavia, secondo quanto è emerso dalla nostra ricerca bibliografica, manca di essere testato per quanto riguarda le emissioni di protossido di azoto. Il modello è stato usato oltre che per ottenere il miglior dosaggio degli input, anche per simulare le dinamiche dell'evoluzione del carbonio organico del suolo (SOC).



## 12. Calibrazioni del SALUS model

Il modello per poter simulare l'evoluzione a medio termine del carbonio organico nell'area studio è stato prima testato per avere una misura della validità delle sue previsioni. A tale scopo si sono utilizzati i dati di resa in granella delle annate 2015 e 2016 di ogni zona omogenea, inoltre sono stati raccolti campioni di biomassa sopra del suolo lungo dei transetti di campionamento (Figura 9).

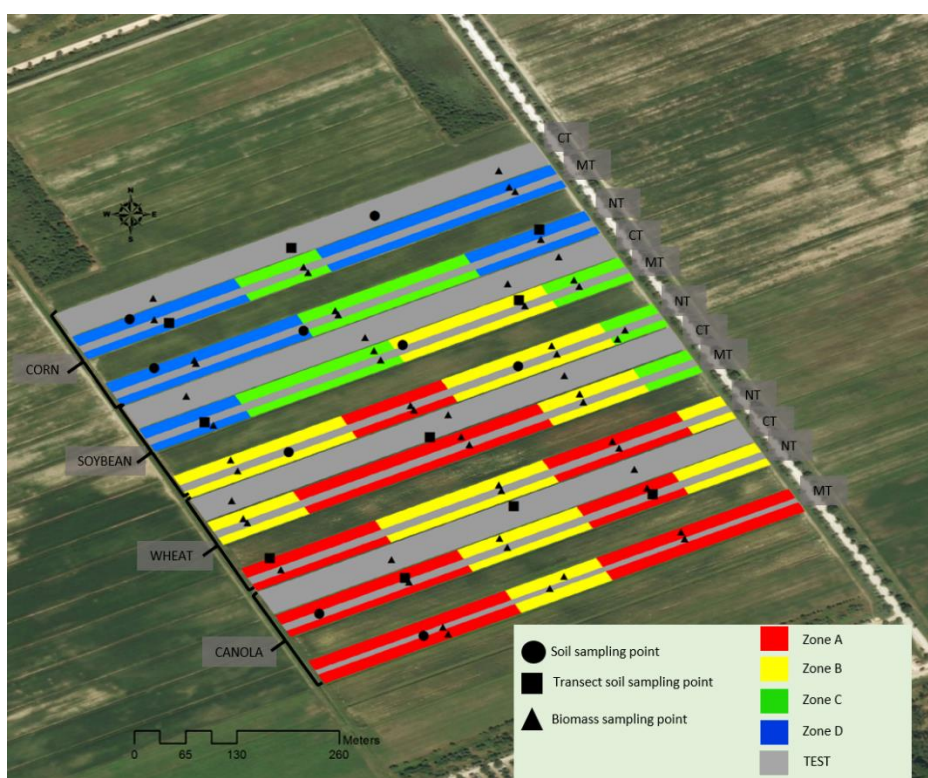


Figura 9: Schema finale della sperimentazione con evidenziate le zone omogenee, le aree controllo (aree grigie) per l'agricoltura conservativa e per le dosi di input variabile. I punti contrassegnati con il cerchio rappresentano i punti di campionamento del suolo per le analisi del terreno mentre le due tipologie di transetti contrassegnati da quadrati e triangoli rappresentano i punti di campionamento di suolo e biomassa rispettivamente, per la calibrazione del SALUS.

Infine per testare la capacità predittiva del modello sul carbonio organico si è andati a campionare il terreno nel 2017 negli stessi punti georeferenziati in cui nel 2014 si era campionato il suolo a tre profondità e che erano serviti a sondare la variabilità del terreno e produrre le zone omogenee (vedi sopra). Ques'ultima operazione si è svolta in coscienza del fatto che la sostanza organica (e

dunque il carbonio organico) nel terreno può evolvere lentamente. Tutti i valori così ottenuti e per ogni categoria si sono plottati in tre grafici riportanti in ascissa i valori osservati, ed in ordinata i predetti, l' $R^2$  della correlazione e l'RMSE dalla bisettrice del quadrante sono stati calcolati.  $R^2$  alti si sono trovati per tutte le correlazioni e significativi a  $p < 0,5$  od inferiore (dati non pubblicati). (Figura 10a, 10b, 10c)

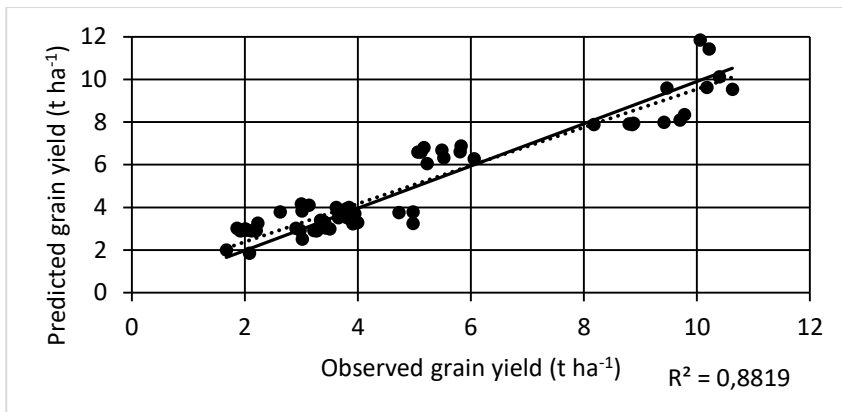


Figura 10 a: Rese in granella per ciascuna zona omogenea (esprese come sostanza secca) osservate e predette dal SALUS model per le annate 2015 e 2016.

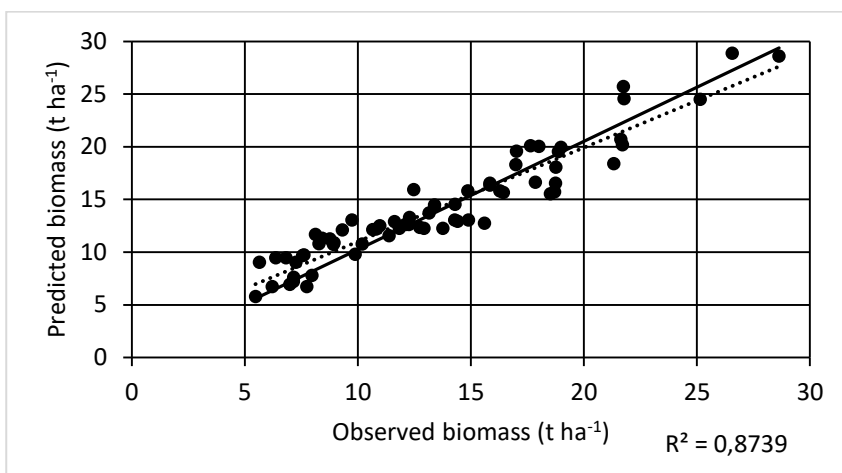


Figura 10 b: Biomassa (espressa come sostanza secca) osservata e predetta dal SALUS model per le annate 2015 e 2016.

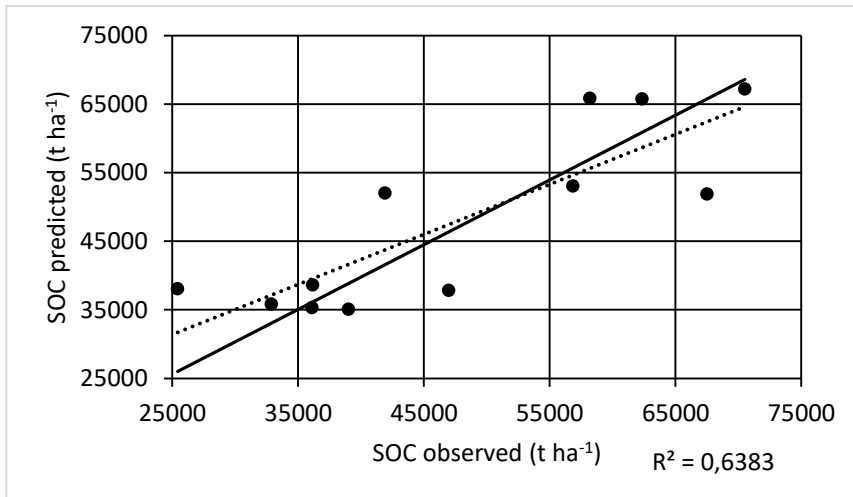


Figura 10 c: Quantità di SOC osservato e predetto per i primi 40 cm di suolo dalla superficie per ciascuna zona omogenea e per ogni tipologia di lavorazione dopo tre anni di lavorazioni e con l'uso del SALUS model.

### 13. Simulazioni sull'evoluzione del carbonio organico sotto diversi scenari di cambiamento climatico

Così calibrato il SALUS model è stato usato per simulare l'evoluzione del carbonio organico nei primi 40 cm di suolo, cioè lo strato di suolo interessato dalle lavorazioni e più interessato dall'azione delle radici. La simulazione di breve termine si è protratta per quattro rotazioni colturali per un totale di 16 anni in uno scenario del tipo *business as usual* ed in due scenari di cambiamento climatico: RCP 2.6 ed RCP 6.0. Questi rappresentano l'uno, un possibile scenario di cambiamento climatico per il secolo 21esimo nel caso venissero applicate stringenti misure volte a ridurre l'emissione antropogenica di gas serra (RF contenuto sotto i 2,6 W/m<sup>2</sup> rispetto all'epoca preindustriale), l'altro un possibile scenario qualora non venissero applicate misure di mitigazione, ma le emissioni continuassero a crescere con lo stesso trend attuale (RF contenuto sotto i 6,0 W/m<sup>2</sup>).

Il grafico 1 mostra i risultati di questa simulazione. E' interessante notare come NT sia, sotto tutti gli scenari simulati, la conduzione ideale per risparmiare CO nel suolo, compromettendo meno la fertilità ed il potenziale produttivo. CT invece risulta la tecnica che più fa perdere CO, mentre MT risulta la pratica ad effetto intermedio. In percentuale sulla dotazione di carbonio organico iniziale solo NT mantiene quantità superiori al 80%, con un massimo di un 85% risparmiato nello scenario *baseline*, mentre MT supererà la soglia con l'81% solamente nello scenario RCP 2.6. La situazione

peggiore si ha con CT nello scenario RCP 6.0 con solo il 70% del CO che non è stato perso. Tuttavia solo per questa pratica si può affermare che è stato raggiunto un valore di equilibrio in quanto nell'ultimo anno di simulazione la situazione non è mutata rispetto al precedente in tutti e tre gli scenari. Lo stesso non avviene per MT ed NT a causa della relativamente recente conversione alla pratica conservativa.

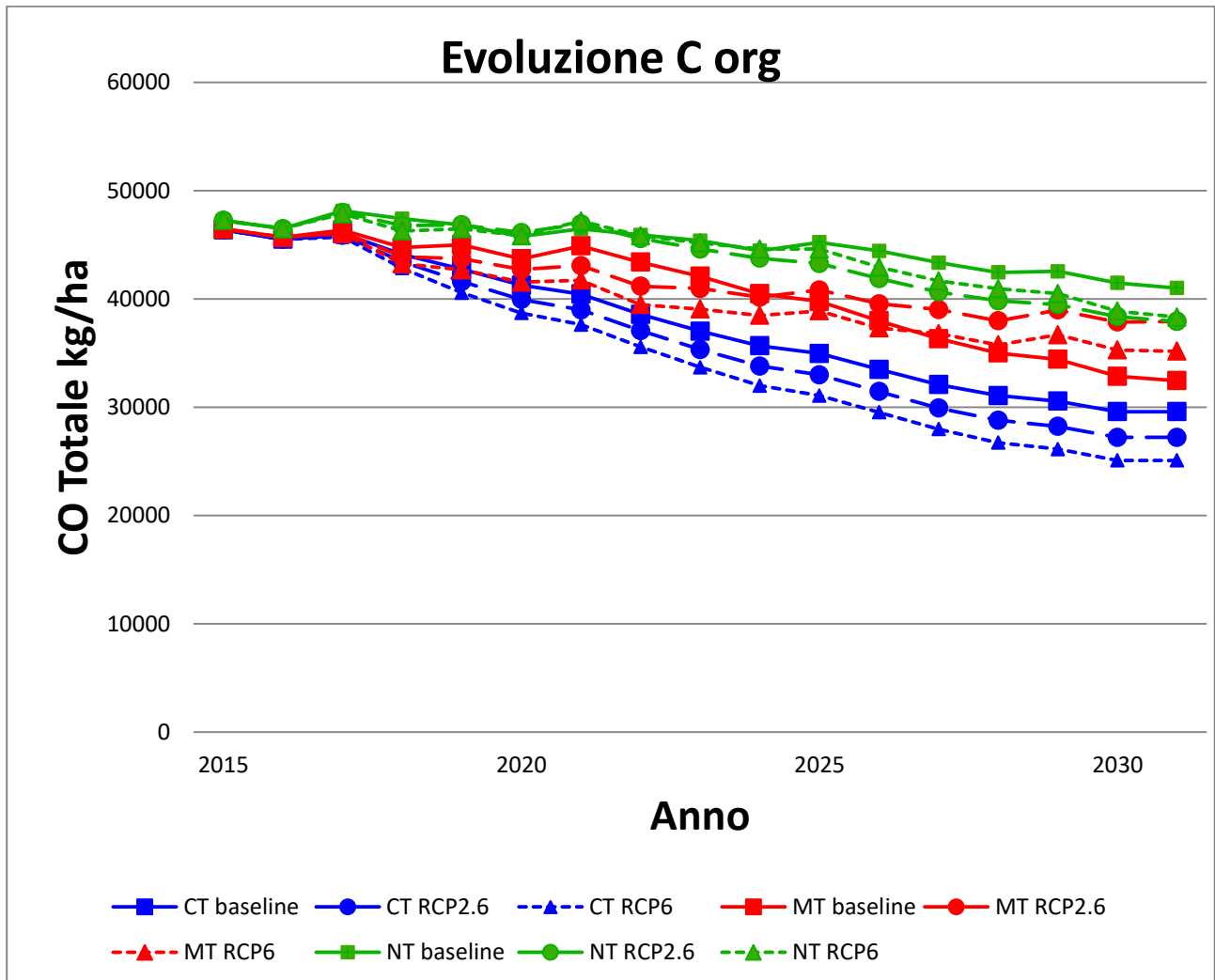


Figura 1: Dinamiche del CO simulate con il SALUS model per i primi 40 cm di suolo sotto scenario *baseline* ed RCPs 2.6 e 6.0.

#### 14. Emissioni di CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O approccio seguito

Conosciuta l'evoluzione a medio termine del carbonio organico nell'area studio come influenzata dalle tecniche di lavorazione, dal tipo di residuo, dalla concimazione, dall'intensità della rotazione (con o senza *cover crops* e periodi a maggese, con o senza suolo nudo), dagli interventi irrigui e ultimo dagli scenari di cambiamento climatico, è stato possibile calcolare le corrispettive emissioni di CO<sub>2</sub> come diretta conseguenza della mineralizzazione della sostanza organica. Semplicemente tenendo conto del peso del carbonio nella molecola della CO<sub>2</sub> quindi moltiplicando per 44/12 il dato di carbonio mineralizzato a fine simulazione.

Per quanto riguarda la stima delle emissioni di N<sub>2</sub>O si è optato per un approccio di secondo livello (Tier 2 secondo IPCC, 2006) con l'utilizzo quindi di EF specifici per la regione mediterranea mentre la raccolta dei dati ha seguito strade riconducibili al terzo e più alto livello di precisione (IPCC, 2006: [www.ipcc-nggip.iges.or.jp](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp)).

Le emissioni dell'area studio di questo potente gas serra (con un GWP pari a 265 volte quello della CO<sub>2</sub>, secondo il più recente 5AR del 2013) sono state ottenute come somma di due quote considerate influenzate dalla pratica antropica secondo l'equazione:

$$N_2O - N \text{ direct} = \sum_{i=1}^n (FSN + FSOM) * EF \text{ specifico}$$

FSN ed FSOM, rispettivamente l'N apportato con la concimazione e l'N derivato dalla mineralizzazione della sostanza organica. Il risultato così ottenuto dovrà essere moltiplicato per 44/28 per ottenere il peso del N<sub>2</sub>O.

Per quanto concerne la prima quota di N antropica (FSN) ci si è attenuti alla tabella delle prescrizioni per il fertilizzante chimico (Tabella 1).

Per quanto riguarda l'N da mineralizzazione della SOM si deve tener conto che il C organico è intimamente legato alla SOM. Dunque dove il C è perso attraverso l'ossidazione come risultato delle operazioni colturali, questa perdita sarà immediatamente accompagnata dalla simultanea mineralizzazione dell'N che a sua volta sarà disponibile per la conversione a N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006). L'EF da scegliere per questa frazione di N reso disponibile alla coltura ed ai microorganismi nitrificanti e denitrificanti è lo stesso che si applica all'apporto di fertilizzante chimico in quanto per i microorganismi, la provenienza del nitrato e dell'ammonio non costituisce differenza. Da notare che il processo inverso della mineralizzazione, attraverso il quale l'N è immobilizzato nella SOM, non è tenuto in conto quando si calcola la fonte di N mineralizzato. Questo avviene perché

esistono dinamiche diverse tra decomposizione della SOM e la sua formazione e anche perché le lavorazioni ridotte in alcune circostanze possono incrementare sia la SOM che l'emissione di N<sub>2</sub>O (IPCC, 2006).

Per quanto riguarda l'EF, anziché utilizzare quelli di default per le zone temperate pari a 1,25% e 1% secondo l'approccio Tier 1 come da *Guidelines* pubblicate dall' IPCC del 1996 e 2006 rispettivamente. Si è optato per EF specifici per la regione mediterranea che presenta un EF medio dimezzato rispetto a quello dell'1% (Aguilera et al., 2013). Del tutto in linea con quelli pubblicati per lo stato italiano che risultano compresi tra un massimo di 0,7% ed un minimo del 0,3% con un valore medio di 0,45%  $\pm 2$  (Valentini and Miglietta, 2015). Le due review di riferimento sono state quella di Aguilera et al. (2013) e quella di Cayuela et al. (2017). In particolare dall'ultima, che non ha incontrato differenze significative con la prima pubblicazione citata, sono stati scelti gli EF evidenziati in figura 11.

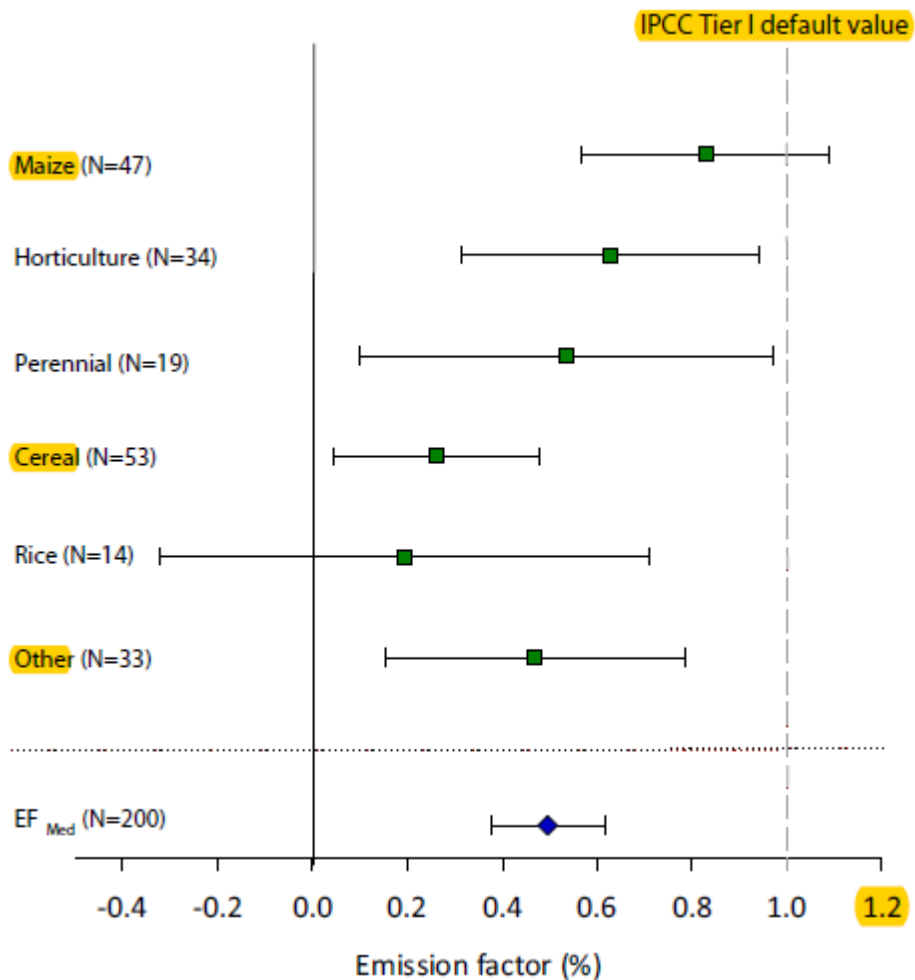


Figura 11: *Emission factors* medi per le aree climatiche mediterranee a seconda del tipo di coltura (la categoria “Other” sta per pascolo, leguminose, colza, e maggese). I simboli rappresentano la media degli EF con un intervallo di confidenza del 95% ricavati dal numero di studi riportato tra parentesi, esclusi gli studi che riportavano l’uso di inibitori della nitrificazione (Cayuela et al., 2017).

Dunque i valori di EF scelti per le rotazioni dell’area studio sono pari a  $0.83\% \pm 0.26$  per il mais,  $0.26\% \pm 0.22$  per il frumento e  $0.54\% \pm 0.31$  per soia e colza. Riteniamo opportuno specificare che la fissazione biologica delle leguminose non produce emissioni di  $N_2O$  (IPCC, 2006), secondo gli stessi autori l’emissione del gas serra da queste colture sarebbe solamente funzione dell’apporto conseguente alla mineralizzazione o ad eventuali apporti soprasuolo.

## 15. CO<sub>2</sub> emessa dalle operazioni colturali

Le emissioni medie delle annate 2015 e 2016 imputabili alle diverse operazioni colturali in termini di CO<sub>2</sub> sono state calcolate per ciascuna categoria di input: meccanizzazione, semente, cover crop, fertilizzante, prodotti fitosanitari e irrigazione. In figura 12 (dati non pubblicati) ciascun kg di prodotto è convertito in kgCO<sub>2</sub> / kg prodotto usando coefficienti di conversione che tengono conto della produzione, confezionamento, trasporto e applicazione. Si può notare in figura come ciascuna delle differenti conduzioni influenzi la quantità di emissioni che afferiscono a ciascuna delle componenti succitate.

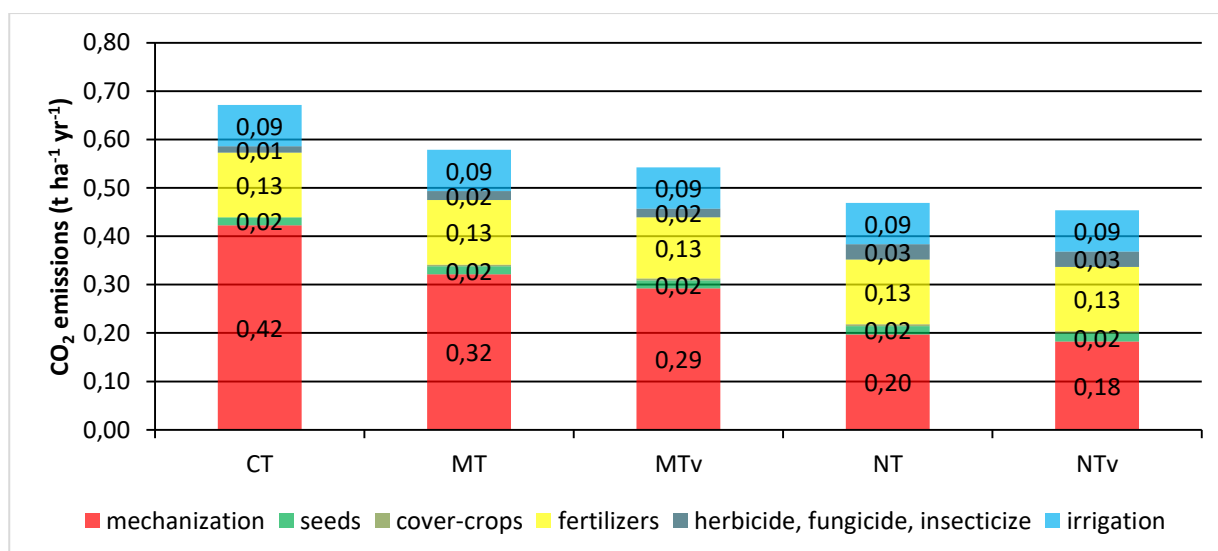


Figura 12: CO<sub>2</sub> totale media emessa annualmente dalle operazioni colturali nella considerata rotazione colturale (Sartori L. 2017: dati non pubblicati).

Le emissioni legate alle operazioni colturali risultano fortemente influenzate dalla pratica utilizzata, infatti sia MT che NT, a causa della riduzione delle intensità delle lavorazioni, hanno condotto ad una diminuzione di emissioni pari al 24% ed al 53% rispettivamente in confronto al CT. Inoltre l'adozione delle tecnologie della PA hanno permesso un'ulteriore diminuzione delle emissioni pari al 10% rispetto ad MT e NT senza questo implemento. Un'ulteriore differenza sta nella diversa applicazione dei prodotti fitosanitari che rispetto a CT è doppia in MT e tripla in NT.

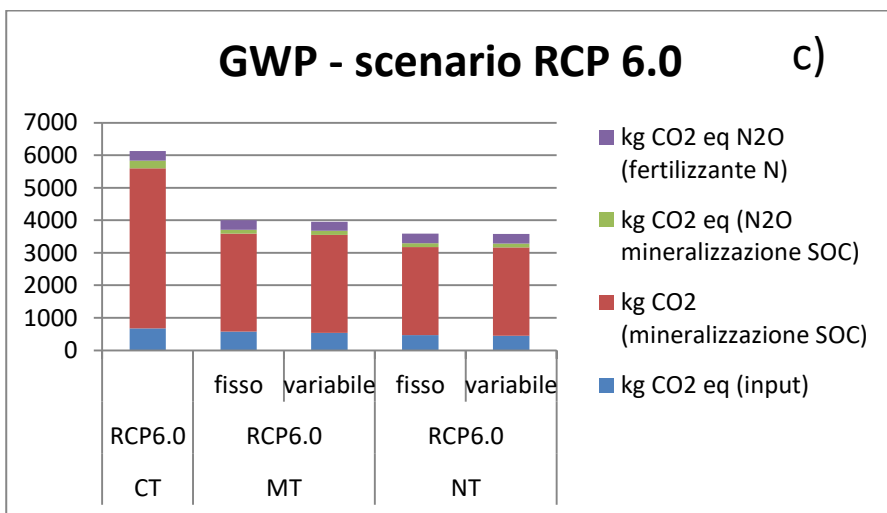
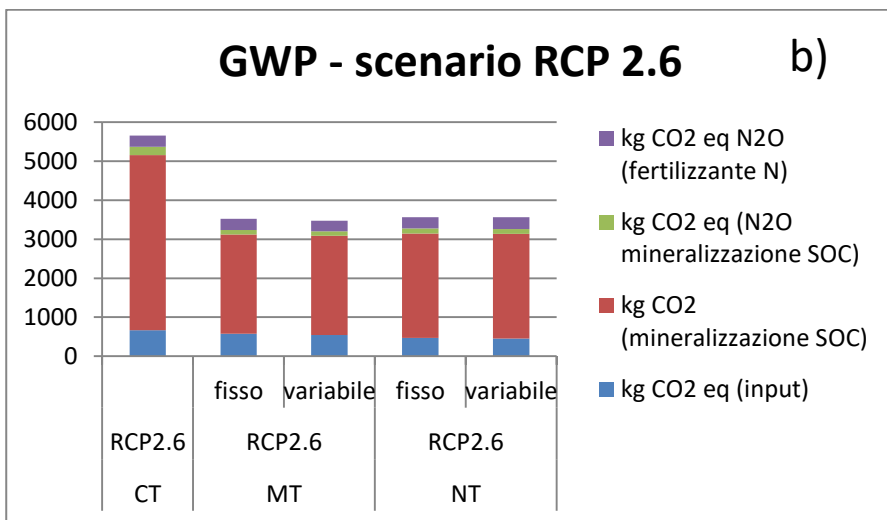
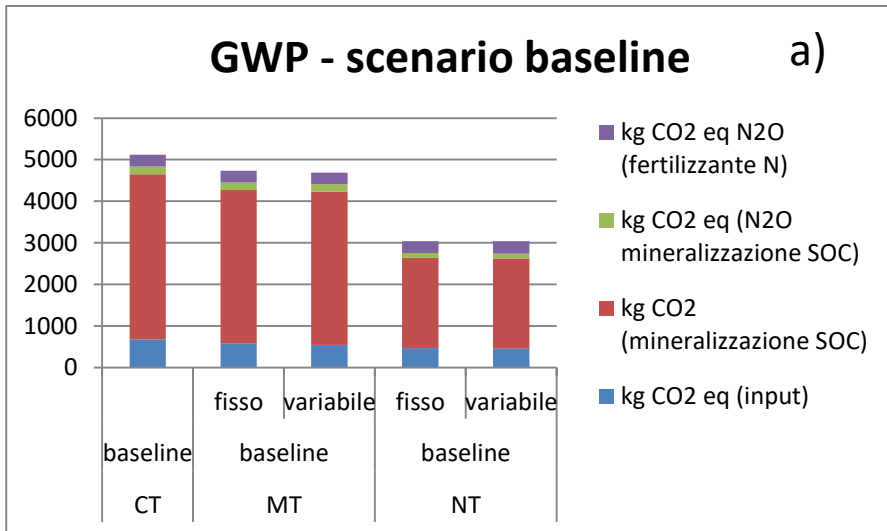


## RISULTATI

I valori di GWP totale ottenuti per ogni tipologia di *management*, per ogni scenario e per le prove con implementazione della PA variano da un massimo di 6125 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> per CT RCP 6.0 ad un minimo di 3039 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> per NT baseline. Con un valore medio pari a 4109 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> SD ± 910. I valori così ottenuti si collocano nel *range* di GWP calcolati in due studi di LCA. Il valore maggiore è riportato per una *crop rotation* di sei anni (2009-2015) in Svizzera dove si sono confrontati diversi livelli di intensità per il convenzionale (media: 2375 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> SD ± 577) (Ulrich et al., 2017). Il valore inferiore è stato trovato per un'analisi LCA condotta in Australia su una prova di medio-lungo termine condotta a grano tenero in monosuccessione con un clima che si approssima a quello mediterraneo (temperatura media annua: 17.1°C; precipitazione media annua: 728mm, il 60% dei quali precipitati tra dicembre e marzo). Il valore riportato per il convenzionale a dosi relativamente basse di fertilizzante sintetico N è pari a 1237 kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. È doveroso osservare che per quanto riguarda quest'ultimo lavoro le emissioni di CO<sub>2</sub> causate da mineralizzazione del SOC potrebbero risultare fortemente sottostimate, come ammesso dall'autore (Wang et al., 2015), in quanto il dato è stato ottenuto come differenza tra il contenuto in SOC fra l'anno di inizio e di fine esperimento, mentre la diminuzione di SOC potrebbe non essere lineare nel tempo (come trovato anche nel nostro studio: Grafico 1). Mentre il primo studio mostra valori più alti anche perché tiene conto delle emissioni indirette dell'applicazione di

concimi di sintesi ed inoltre calcola il GWP con il coefficiente 289 (4AR) anziché il più aggiornato 265 (5AR).

I grafici 2a, 2b ed 2c mostrano i valori di GWP totale  $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  raggruppati per rendere più semplice il confronto tra scenari di cambiamento climatico. È possibile anche confrontare l'impatto sul GWP totale per la PA (identificabile con la dicitura "variabile" rispetto al "fisso" nei grafici). Per quanto riguarda gli scenari baseline MT ed NT presentano un GWP totale inferiore del 7% e del 41% rispettivamente. Passando allo scenario RCP 2.6 la differenza CT – MT aumenta fino al 38% dovuta sia al peggioramento delle emissioni in CT, ma soprattutto ad un netto miglioramento della tecnica MT nel passaggio da uno scenario baseline al RCP 2.6 pari al 26%. Se nello scenario RCP 2.6 la pratica meno impattante risulta l'MT, nello scenario RCP 6.0 la meno impattante torna ad essere NT con un GWP inferiore rispetto al CT del 41%, mentre MT, che peggiora rispetto allo scenario precedente, è il 35% inferiore al CT.



Grafici 2a, 2b, 2c: I grafici mostrano le componenti che vanno a comporre il GWP totale come somma delle emissioni di N<sub>2</sub>O causata dall'applicazione di fertilizzante azotato di sintesi, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> dalla mineralizzazione del SOC e degli altri input come mostrati in figura 12. Valori espressi in kg CO<sub>2</sub> eq ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. Raggruppati nei vari scenari: a) baseline; b) RCP 2.6; c) RCP 6.0.

Complessivamente la componente alla formazione del GWP che ha mediamente avuto un peso preponderante è stata quella della CO<sub>2</sub> emessa dalla mineralizzazione del SOC, rappresentando ben il 76,2% del totale. La seconda voce è quella per gli input (13%), seguita dalle emissioni di N<sub>2</sub>O da mineralizzazione del SOC (7%) e dall'input di fertilizzante azotato (3,6%), che assieme fanno un decimo delle emissioni. Se è vero che per alcuni studi di LCA la frazione di GWP causata dalle emissioni di N<sub>2</sub>O è più importante che quanto trovato nel nostro lavoro (Wang et al., 2015) è importante ricordare che nel nostro manca la frazione di emissioni indirette e, come nell'ultimo studio citato non sempre le emissioni di CO<sub>2</sub> da mineralizzazione della SOC possono essere ben stimate nel medio periodo data la necessità di molte analisi ripetute per più anni, qualora non si sia fatto ricorso alla modellistica.

Con questi dati è infine stato possibile calcolare il rapporto: GWP/resa, che è un indicatore di efficienza. Il dato di resa utilizzato è quello medio sulla simulazione di 16 anni per ogni trattamento ed è riportato nel grafico 3 assieme al rapporto GWP/resa.

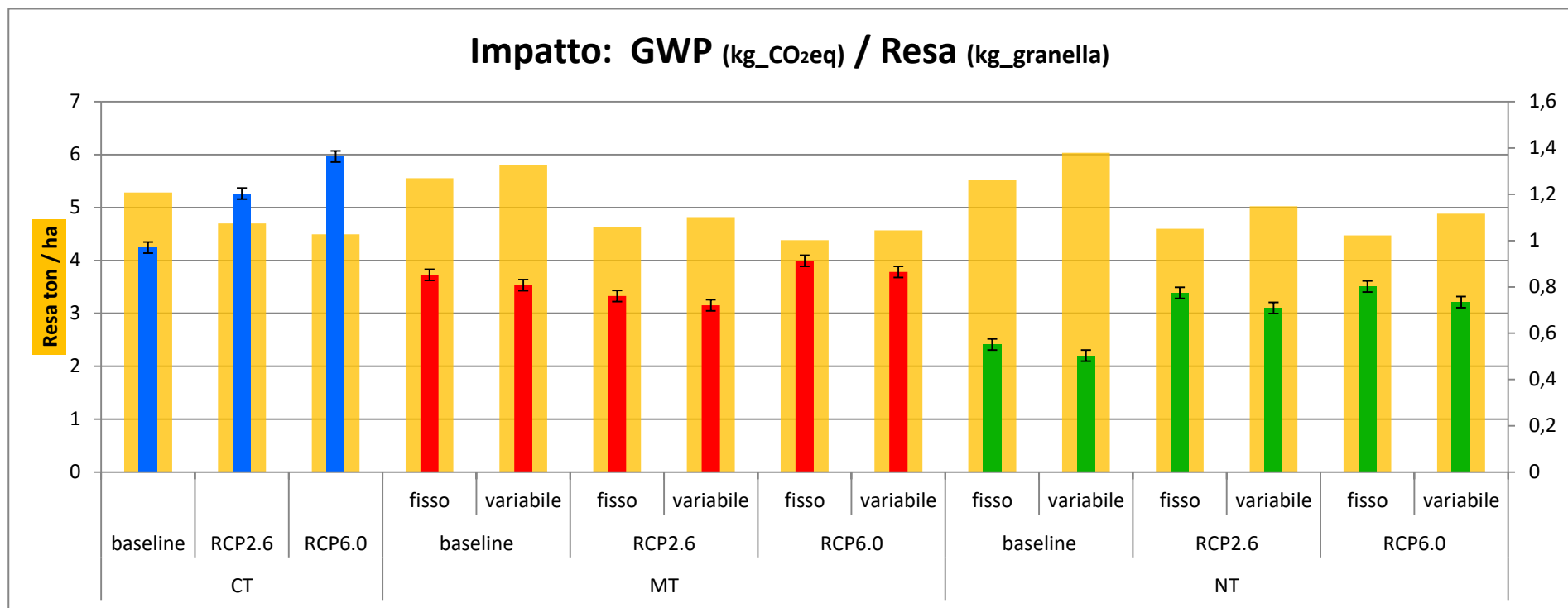


Grafico 3: Le colonne gialle in indicano il dato medio annuo di resa rispetto all'intera simulazione (16 anni) per ciascun trattamento. Le colonne con le barre d'errore indicano l'impatto in kg CO<sub>2</sub> / kg granella per ogni trattamento.

Volendo ad un primo esame prendere in considerazione le rese dei vari management senza implementazione della PA, come si può notare dal grafico 3, per ogni tipologia di *management* colturale testata, passando dallo scenario baseline ai successivi scenari a maggior impatto antropico sulla forzatura radiativa, le rese calano sempre anche se con delle differenze di trend. Infatti se per CT la differenza di resa è quanto più che dimezzata passando da uno scenario all'altro (baseline – RCP 2.6: 11% di diminuzione di resa; RCP 2.6 – RCP 6.0: 4,4%), MT ed NT sono invece caratterizzati da più ingenti e pressoché identiche perdite di resa nel passaggio da uno scenario baseline al RCP 2.6 (16,7%), mentre da questo a quello più estremo (RCP 6.0), le rese scendono di un altro 5.3% per MT e solamente di 2,7% in NT. È interessante notare come le rese medie simulate sotto lo scenario baseline siano maggiori per MT ed NT che per il convenzionale. Mentre secondo lo scenario medio RCP 2.6 le rese medie non sono differenti tra i vari *management*. Infine nell'ultimo scenario MT è la pratica con peggiori performance. L'implementazione della PA ha condotto a rese sempre maggiori, anche se non sempre significative, nei vari trattamenti rispetto ai trattamenti che hanno fatto uso delle dosi fisse, ciò è dovuto alla maggior efficienza d'uso degli input. Mediamente in MT attraverso i vari scenari la maggior produzione è pari al 4,1%, per NT è maggiore del 9,0%

Per quanto riguarda l'impatto serra delle pratiche colturali rapportate alla resa, questo segue generalmente un trend opposto a quello delle rese, infatti al diminuire delle rese tendenzialmente il rapporto GWP/resa aumenta. Solamente nel passaggio da MT baseline a RCP 2.6 l'impatto diminuisce in maniera significativa mentre diminuiscono anche le rese. Ciò è dovuto ad una contemporanea diminuzione consistente del GWP pari al 37% rispetto al CT. Rimanendo nello scenario baseline il *management* più efficiente risulta essere il NT, seguito dal MT, rispettivamente più efficienti di un 43,2% e di un 12,1% rispetto a CT. Diverso è per lo scenario RCP 2.6 nel quale non si riscontra differenza significativa tra MT e NT mentre mediamente questi sono il 36% più efficienti di CT. Nello scenario RCP 6.0 torna ad essere NT più efficiente con un impatto che rispetto a CT è diminuito del 41%, la stessa pratica permetterebbe di ridurre l'impatto rispetto a MT del 12%.

Per quanto riguarda l'implementazione dell'agricoltura di precisione questa permette delle diminuzioni dell'impatto costante per tutte le tesi, ma non sempre significative. In particolare entro la pratica colturale MT, attraverso i vari scenari, l'efficienza dei trattamenti con PA risulta migliore del 5,2% rispetto ai trattamenti senza PA. Entro i trattamenti NT l'influenza della PA è anche maggiore e pari ad un incremento medio di efficienza del 8,4%.

## CONCLUSIONI

Obbiettivo del nostro lavoro era calcolare il *global warming potential* in simulazioni di lungo periodo per valutare l'impatto dell'agricoltura conservativa secondo due livelli di intensità (*minimum tillage* e *no tillage*), rispetto al convenzionale, nel contesto pedoclimatico della laguna veneta sotto scenari di cambiamento climatico.

L'approccio scelto per calcolare le emissioni dirette del suolo di protossido di azoto (Tier 2), nonostante l'alta specificità del *pool* di dati che erano riconducibili ad un approccio di terzo livello, ha previsto l'uso di *emission factor* che solo in parte possono tener conto della diversità di *management*. In particolare con i dati ottenuti non è possibile apprezzare una differenza di emissioni rispetto al CT dovuta ad un aumento della densità del terreno e conseguente aumento della microporosità del terreno generalmente associata ad anossia e quindi incremento delle emissioni via denitrificazione parziale del nitrato del suolo. Tuttavia i dati mostrano comunque una differenza tra le pratiche conservative e il convenzionale dovuta a diverse evoluzioni del carbonio organico del suolo come influenzate dalle lavorazioni ridotte e dall'implementazione delle cover crops. Con delle emissioni medie inferiori per MT rispetto a CT pari al 35% e al 43% di NT. (Grafico 4)

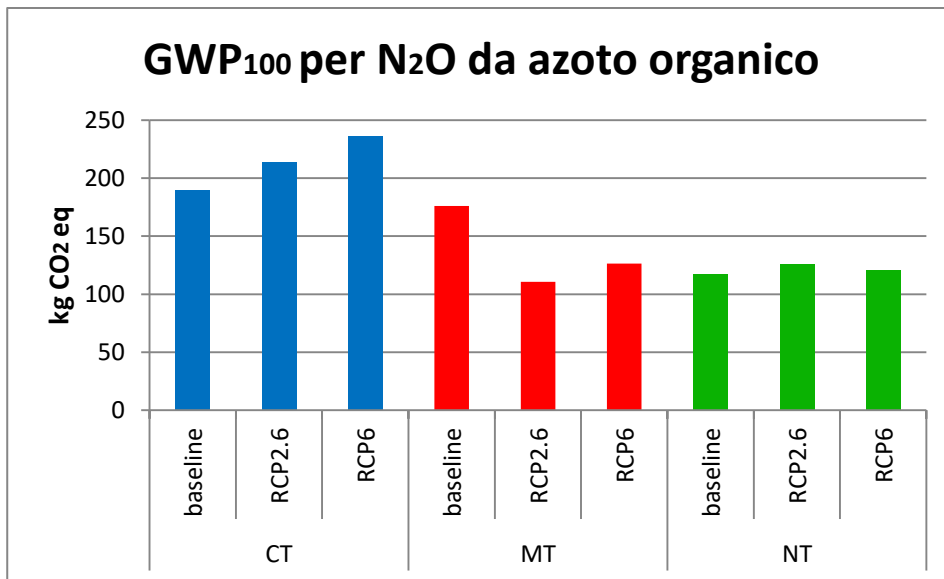


Grafico 4: Mostra il GWP<sub>100</sub> per le emissioni di N<sub>2</sub>O causate dai differenti percorsi di mineralizzazione del N organico secondo vari scenari e vari *management*.

Tuttavia per questo studio, per quanto riguarda le emissioni del suolo, la CO<sub>2</sub> emessa è risultata maggiore rispetto al N<sub>2</sub>O di un rapporto che variava da 9,4 per CT scenario RCP 6.0 a 5,2 nel caso di NT baseline variabile. Fatte queste considerazioni, dai dati analizzati, si può dedurre che nello scenario baseline le pratiche conservative permettono di ottenere rese maggiori assieme un impatto serra diminuito, soprattutto per NT (pari al 43,2%). In scenari di cambiamento climatico le rese sono calate in tutte le tesi, probabilmente a causa dello stress idrico, tuttavia le pratiche conservative permettono di abbassare ancora notevolmente rispetto a CT l'impatto delle produzioni sul cambiamento climatico. Infine il contributo delle tecnologie della PA è risultato talvolta significativo (significativo nel caso di NT negli scenari di cambiamento climatico) e mediamente responsabile di un 8,4% di diminuzione dell'impatto.

Sarebbe oltremodo interessante, per approfondire lo studio appena esposto, poter proseguire la rotazione colturale nell'azienda sperimentale di Vallevecchia e poter monitorare le varie prove CT, MT ed NT di camere stagne applicate al suolo per raccogliere periodicamente campioni di atmosfera come influenzata dalle emissioni del suolo al fine di validare uno dei modelli disponibili per le simulazioni delle emissioni dei gas tellurici (DNDC, DAYCENT...) per poter: 1) valutare con misurazioni in campo la differenza effettiva tra pratiche conservative e convenzionale per le emissioni del protossido di azoto; 2) poter nuovamente simulare le emissioni di protossido di azoto ed ottenere un GWP totalmente composto da componenti di alto livello di precisione ossia di tipo Tier 3.



## BIBLIOGRAFIA

Abdalla, M., B. Osborne, G. Lanigan, D. Forristal, M. Williams, P. Smith and M. B. Jones. 2013. Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use and Management* 29(2): 199-209.

Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Sanz-Cobena, J. Garnier and A. Vallejo. 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164:32-52.

Akiyama, H., Yagi, K., Yan, X., 2005. Direct N<sub>2</sub>O emissions from rice paddy fields: summary of available data. *Global Biogeochem. Cycles* (19): 1–10.

Alluvione, F., N. Fiorentino, C. Bertora, L. Zavattaro, M. Fagnano, F. Q. Chiarandà and C. Grignani. 2013. Short-term crop and soil response to C-friendly strategies in two contrasting environments. *European Journal of Agronomy* (45):114-123.

Archambault, D.J., 2007. Efficacy of herbicides under elevated temperature and CO<sub>2</sub>. In: *Agroecosystems in a Changing Climate* [Newton, P.C.D., A. Carran, G.R. Edwards, and P.A. Niklaus (eds.)]. CRC Press, Boston, MA, USA, pp. 262-279.

Avnery, S., D.L. Mauzerall, J. Liu, and L.W. Horowitz, 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmospheric Environment*, 45(13): 2284-2296.

Azur, M. J., E. A. Stuart, C. Frangakis and P. J. Leaf. 2011. Multiple imputation by chained equations: what is it and how does it work? *International Journal of Methods in Psychiatric Research* 20(1): 40-49.

Baggs, E.M., Smales, C.L., Bateman, E.J., 2010. Changing pH shifts the microbial source as well as the magnitude of N<sub>2</sub>O emission from soil. *Biol. Fert. Soils* (46): 793–805.

- Barton, L., Kiese, D., Gatter, K., Butterbach-bahl, R., Buck, C., Hinz and D. V. Murphy. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Global Change Biology* 14(1): 177-192.
- Barton, L., Murphy, D., Kiese, R., and Butterbach-bahl, K., 2010. Soil nitrous oxide and methane fluxes are low from a bioenergy crop (canola) grown in a semi-arid climate. *GCB Bioenergy* (2) 1-15.
- Barton, L., Murphy, D., Kiese, R., and Butterbach-bahl, K., 2011. Nitrous oxide fluxes from a grain-legume crop (narrow-leaved lupin) grown in a semiarid climate. *GCB Bioenergy* (17) 1153-1166.
- Basso, B., Ritchie, J.T., 2015. Simulating crop growth and biogeochemical fluxes in response to land management using the SALUS model. S.K. Hamilton, J.E. Doll, G.P. Robertson (Eds.), *The Ecology of Agricultural Landscapes: Long-term Research on the Path to Sustainability*, Oxford University Press, New York, NY USA.
- Basso, B., Sartori, L., Cammarano, D., Grace, P., Sorensen, C., Fountas, S., 2012. Environmental and economic evaluation of N fertilizer rates in a maize crop in Italy: a spatial and temporal analysis using crop models. *Biosyst. Eng.* (113): 103-111.
- Booker, F., R. Muntifering, M. McGrath, K. Burkey, D. Decoteau, E. Fiscus, W. Manning, S. Krupa, A. Chappelka, and D. Grantz, 2009. The ozone component of global change: potential effects on agricultural and horticultural plant yield, product quality and interactions with invasive species. *Journal of Integrative Plant Biology*, (51): 337-351.
- Bowman, R.A., Reeder, J.D., Lober, R.W., 1990. Changes in soil properties in a Central Plains Rangeland soil after 3, 20, and 60 years of cultivation. *Soil Sci.* (150): 851-857.
- Bufogle, A., P. K. Bollich, J. L. Kovar, C. W. Lindau and R. E. Macchiavellid. 1998. Comparison of ammonium sulfate and urea as nitrogen sources in rice production. *Journal of Plant Nutrition* 21(8): 1601-1614.
- Busari, M. A., S. S. Kukal, A. Kaur, R. Bhatt and A. A. Dulazi. 2015. Conservation tillage impacts on soil, crop and the environment. *International Soil and Water Conservation Research* 3(2): 119-129.
- Cayuela, M. L., E. Aguilera, A. Sanz-Cobena, D. C. Adams, D. Abalos, L. Barton, R. Ryals, W. L. Silver, M. A. Alfaro, V. A. Pappa, P. Smith, J. Garnier, G. Billen, L. Bouwman, A. Bondeau and L. Lassalle. 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (238): 25-35.
- Cannon, R.J.C., 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, (4): 785-796.

- Christensen, S. and Christensen, B.T. 1991. Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. *J Soil Sci* (42): 637–647
- Cillis, D., Pezzuolo, A., Marinello, F., Sartori, L. 2017a. Field-scale electrical resistivity profiling mapping for delineating soil condition in a nitrate vulnerable zone. *Appl. soil ecol.* June 2017, in press.
- Cillis, D., Pezzuolo, A., Marinello, F., Basso, B., Colonna, N., Furlan, L., and Sartori, L., 2017b. Conservative Precision Agriculture: an assessment of technical feasibility and energy efficiency within the LIFE+ AGRICARE project. *Advances in Animal Biosciences: Precision Agriculture (ECPA)* 8(2): 439–443
- Conant, R. T., M. Easter, K. Paustian, A. Swan and S. Williams. 2007. Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil & Tillage Research* 95(1): 1-10.
- De Franco, R., Biella, G., Tosi, L., Teatini, P., Lozej, A., Chiozzotto, B., Giada, M., Rizzetto, F., Claude, C., Mayer, A., 2009. Monitoring the saltwater intrusion by time lapse electrical resistivity tomography: the Chioggia test site (Venice Lagoon, Italy). *J. Appl. Geophys.* (69): 117-130.
- Derpsch, R., Friedrich, T., Kassam, A., and Hongwen, L., 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *Int J Agric & Biol Eng* (3): 1
- Dick, J., B. Kaya, M. Soutoura, U. Skiba, R. Smith, A. Niang and R. Tabo. 2008. The contribution of agricultural practices to nitrous oxide emissions in semi-arid Mali. *Soil Use and Management* 24(3): 292-301.
- Eugster, W., A. M. Moffat, E. Ceschia, M. Aubinet, C. Ammann, B. Osborne, P. A. Davis, P. Smith, C. Jacobs, E. Moors, V. Le Dantec, P. Béziat, M. Saunders, W. Jans, T. Grünwald, C. Rebmann, W. L. Kutsch, R. Czerný, D. Janouš, C. Moureaux, D. Dufranne, A. Carrara, V. Magliulo, P. Di Tommasi, J. E. Olesen, K. Schelde, A. Olioso, C. Bernhofer, P. Cellier, E. Larmanou, B. Loubet, M. Wattenbach, O. Marloie, M. Sanz, H. Sjøgaard and N. Buchmann. 2010. Management effects on European cropland respiration. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(3): 346-362.
- FAOSTAT emission database, 2013; <http://www.fao.org/faostat/>
- FAO-UNESCO, 2001. Soil Map of the World, Revised Legend.
- Ferrero Aldo. 2007. Rice scenario in the European Union. *Cahiers Agricultures* 16(4): 272-277.
- Forte, A., N. Fiorentino, M. Fagnano and A. Fierro. 2017a. Mitigation impact of minimum tillage on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from a Mediterranean maize cropped soil under low-water input management. *Soil and Tillage Research* (166): 167-178.
- García-Ruiz, R., Baggs, E.M., 2007. N<sub>2</sub>O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. *Plant Soil* (299): 263–274.

Garland, G. M., E. Suddick, M. Burger, W. R. Horwath and J. Six. 2011. Direct N<sub>2</sub>O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141(1-2): 234-239.

Gelfand, I., Sahajpal, R., Zhang, X., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature* (493): 514-517.

Gillespie, K.M., F. Xu, K.T. Richter, J.M. McGrath, R.J.C. Markelz, D.R. Ort, and A.D.B.

Leakey, 2012. Greater anti-oxidant and respiratory metabolism in field grown soybean exposed to elevated O<sub>3</sub> under both ambient and elevated CO<sub>2</sub>. *Plant, Cell & Environment*, (35): 169-184.

Gottschalk P., J. U. Smith, M. Wattenbach, J. Bellarby, E. Stehfest, N. Arnell, T. J. Osborn, and P. Smith 2012. How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. *Biogeosciences Discussions* (9): 411 – 451

Hellmann, J.J., J.E. Byers, B.G. Bierwagen, and J.S. Dukes, 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* (22): 534-543.

Hou, A. X., G. X. Chen, Z. P. Wang, O. Van Cleemput and W. H. Patrick. 2000. Methane and Nitrous Oxide Emissions from a Rice Field in Relation to Soil Redox and Microbiological Processes. *Soil Science Society of America Journal* 64(6): 2180.

IPCC, 2006: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

IPCC, 2013. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 84

IPCC, 2014a; Porter, J.R., L. Xie, A.J. Challinor, K. Cochrane, S.M. Howden, M.M. Iqbal, D.B. Lobell, and M.I. Travasso, 2014: Food security and food production systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 485-533

IPCC 2014b. Smith P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsidig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello, 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2014c: *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

Jugsujinda, A., R. D. DeLaune and C. W. Lindau. 1995. Influence of nitrate on methane production and oxidation in flooded soil<sup>1</sup>. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26(15-16): 2449-2459.

Kallenbach, C. M., D. E. Rolston and W. R. Horwath. 2010. Cover cropping affects soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions differently depending on type of irrigation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137(3-4): 251-260.

Küstermann, B., Munch, J.C. and Hülsbergen, K.L., 2013. Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *Europ. J. Agronomy* (49): 61– 73

Laini, A., M. Bartoli, S. Castaldi, P. Viaroli, E. Capri and M. Trevisan. 2011. Greenhouse gases (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O) in lowland springs within an agricultural impacted watershed (Po River Plain, northern Italy). *Chemistry and Ecology* 27(2): 177-187.

La Scala, N., D. Bolonhezi and G. T. Pereira. 2006. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* 91(1-2): 244-248.

Leakey, D.B.A., 2009. Rising atmospheric carbon dioxide concentration and the future of C<sub>4</sub> crops for food and fuel. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* (276): 2333-2343.

Lee, J., J. Six, A. P. King, C. van Kessel and D. E. Rolston. 2006. Tillage and Field Scale Controls on Greenhouse Gas Emissions. *Journal of Environmental Quality* 35(3): 714.

Lee, J., J. W. Hopmans, C. van Kessel, A. P. King, K. J. Evatt, D. Louie, D. E. Rolston and J. Six. 2009. Tillage and seasonal emissions of CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and NO across a seed bed and at the field scale in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(4): 378-390.

Lugato, E., M. Zuliani, G. Alberti, G. D. Vedove, B. Gioli, F. Miglietta and A. Peressotti. 2010. Application of DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(4): 546-556.

Manea, A., M.R. Leishman, and P.O. Downey, 2011. Exotic C<sub>4</sub> grasses have increased tolerance to glyphosate under elevated carbon dioxide. *Weed Science*, (59): 28-36.

- Mangalassery, S., Sjögersten, S., L. Sparkes, D., Sturrock, C.J., Craigon, J., Mooney, S.J., 2014. To what extent can zero tillage lead to a reduction in greenhouse gas emissions from temperate soils? *Scientific reports* (4): 4586
- Maraseni, T. N. and G. Cockfield. 2011. Does the adoption of zero tillage reduce greenhouse gas emissions? An assessment for the grains industry in Australia. *Agricultural Systems* 104(6): 451-458.
- McSwiney, C.P., Robertson, G.P., 2005. Nonlinear response of N<sub>2</sub>O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology* (11): 1712–1719.
- Meijide, A., J. A. Díez, L. Sánchez-Martín, S. López-Fernández and A. Vallejo. 2007. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121(4): 383-394.
- Meijide, A., L. García-Torres, A. Arce and A. Vallejo. 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132(1): 106-115.
- Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G., and Cescatti, A., 2017. Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (238): 168-178.
- Melero, S., A. Pérez-de-Mora, J. M. Murillo, F. Buegger, K. Kleinedam, S. Kublik, K. Vanderlinden, F. Moreno and M. Schloter. 2011. Denitrification in a vertisol under long-term tillage and no-tillage management in dryland agricultural systems: Key genes and potential rates. *Applied Soil Ecology* 47(3): 221-225.
- Menéndez, S., R. J. López-Bellido, J. Benítez-Vega, C. González-Murua, L. López-Bellido and J. M. Estavillo. 2008. Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 28(4): 559-569.
- Mills, G., F. Hayes, S. Wilkinson, and W.J. Davies, 2009. Chronic exposure to increasing background ozone impairs stomatal functioning in grassland species. *Global Change Biology*, (15): 1522-1533.
- Minasny, B., Sulaeman, Y., McBratney, A.B., 2011. Is soil carbon disappearing? The dynamics of soil organic carbon in Java. *Global Change Biol.* (17): 1917–1924.
- Mosier, A. R., A. D. Halvorson, C. A. Reule and X. J. Liu. 2006. Net Global Warming Potential and Greenhouse Gas Intensity in Irrigated Cropping Systems in Northeastern Colorado. *Journal of Environmental Quality* 35(4): 1584-1598.
- Oenema, O., H. P. Witzke, Z. Klimont, J. P. Lesschen and G. L. Velthof. 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133(3): 280-288.

Palm, C., H. Blanco-Canqui, F. DeClerck, L. Gatere and P. Grace. 2016. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (18): 76-87.

Paustian, K., Six, J., Elliott, E.T., Hunt, H.W., 2000. Management options for reducing CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* (48): 147–163.

Phillips and Young, 1973. No-tillage farming. Milwaukee, Wisconsin, USA: Reiman Associates. pp.224pp.

Plaza-Bonilla, D., J. Alvaro-Fuentes, J. L. Arrue and C. Cantero-Martinez. 2014. Tillage and nitrogen fertilization effects on nitrous oxide yield-scaled emissions in a rainfed Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (189): 43-52.

Ramírez, C. A. and E. Worrell. 2006. Feeding fossil fuels to the soil. *Resources, Conservation & Recycling* 46(1): 75-93.

Robertson, G.P., 2014. Soil Greenhouse Gas Emissions and Their Mitigation. Michigan State University, Hickory Corners, MI, USA: Elsevier Inc.

Rosenzweig C., and F. N. Tubiello (2007). Adaptation and mitigation strategies in agriculture: an analysis of potential synergies. *Mitigation, Adaptation Strategies to Global Change* (12): 855 – 873.

Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F., Munch, J.C., 2001. Effect of crop-specific field management and N fertilization on N<sub>2</sub>O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (59): 177–191.

Sánchez-Martín, L., A. Vallejo, J. Dick and U. M Skiba. 2008. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 40(1): 142-151.

Sánchez-Martín, L., Meijide, A., García-Torres, L., Vallejo, A., 2010a. Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agric. Ecosyst. Environ.* (137): 99–107.

Sánchez-Martín, L., Sanz-Cobena, A., Meijide, A., Quemada, M., Vallejo, A., 2010b. The importance of the fallow period for N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. *Eur. J. Soil Sci.* (61): 710–720.

Sanz-Cobena, A., T. H. Misselbrook, A. Arce, J. I. Mingot, J. A. Diez and A. Vallejo. 2008. An inhibitor of urease activity effectively reduces ammonia emissions from soil treated with urea under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126(3): 243-249.

Schaufler, G., B. Kitzler, A. Schindlbacher, U. Skiba, M. A. Sutton and S. Zechmeister-Boltenstern. 2010. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. *European Journal of Soil Science* 61(5): 683-696.

Schlesinger, W.H., 1999. Carbon sequestration in soils. *Science* (284): 2095–2097.

Senthilkumar, S., Basso, B., Kravchenko, A.N., Robertson, G. P., 2009. Contemporary evidence for soil carbon loss in the U.S. corn belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (73): 2078-2086.

Smith, C.J., Brandon, M., Patrick, W.H., 1982. Nitrous oxide emission following Urea- N fertilization of Wetland rice. *Soil Sci. Plant Nutr.* (28): 161–171.

Snyder, C.S., Bruulsema, T.W., Jensen, T.L., Fixen, P.E., 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agric. Ecosyst. Environ.* (133): 247–266.

Stockmann, U., M. A. Adams, J. W. Crawford, D. J. Field, N. Henakaarchchi, M. Jenkins, B. Minasny, A. B. McBratney, de Remy de Courcelles, V, K. Singh, I. Wheeler, L. Abbott, D. A. Angers and J. Baldock. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* (164): 80-99.

Teixeira, C., C. Magalhães, R. A. R. Boaventura and A. A. Bordalo. 2010. Potential rates and environmental controls of denitrification and nitrous oxide production in a temperate urbanized estuary. *Marine Environmental Research* 70(5): 336-342.

Tirado, R., S. R. Gopikrishna, R. Krishnan and P. Smith. 2010. Greenhouse gas emissions and mitigation potential from fertilizer manufacture and application in India. *International Journal of Agricultural Sustainability* 8(3): 176-185.

Tubiello, F. N., M. Salvatore, S. Rossi, A. Ferrara, N. Fitton and P. Smith. 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters* 8(1): 1-10.

Ulrich E. Prechsla, Raphael Wittwera,<sup>b</sup> Marcel G.A. van der Heijden<sup>a,b,c</sup>, Gisela Lüscher, Philippe Jeanneret, Thomas Nemeceka. 2017. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems.* (157): 39-50

U. S. EPA (2011). Draft: Global Anthropogenic Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gas Emissions: 1990 — 2030. Washington, DC, Available at: [internal-pdf://US-EPA\\_NonCO2\\_Projections\\_2011\\_draft-2650857473/US-EPA\\_NonCO2\\_Projections\\_2011\\_draft.pdf](#).

Vilain, G., Garniera, J., Tallec, G., and Cellier, P., 2010. Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions (Seine Basin, France). *Agricultural and Forest Meteorology* (150): 1192–1202

Valentini, R. Miglietta, F. 2015. The Greenhouse Gas Balance of Italy. An Insight on Managed and Natural Terrestrial Ecosystems. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Vallejo, A., Skiba, U.M., García-Torres, L., Arce, A., López-Fernández, S., Sánchez- Martín, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* (38): 2782–2793

Wang, W. and R. C. Dalal. 2015. Nitrogen management is the key for low-emission wheat production in Australia: A life cycle perspective. *European Journal of Agronomy* (66): 74-82.



Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L., Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1723–1732.

Wrage, N., D. M. Kool, J. W. V. Groenigen and J. Dolfing. 2011. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. 43(1): 174-178.

Ziska, L.H., J.A. Bunce, H. Shimono, D.R. Gealy, J.T. Baker, P.C.D. Newton, M.P. Reynolds, K.S.V. Jagadish, C. Zhu, M. Howden, and L.T. Wilson, 2012. Food security and climate change: on the potential to adapt global crop production by active selection to rising atmospheric carbon dioxide. *Proceedings of the Royal Society B*, (279): 4097-4105.

Ziska, L.H., 2010. Global climate change and carbon dioxide: assessing weed biology and management. In: *Handbook of Climate Change and Agro-Ecosystems: Impacts, Adaptation and Mitigation* [Rosenzweig, C. and D. Hillel (eds.)].