



*UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TORINO*

*DIPARTIMENTO DI SCIENZE AGRARIE, FORESTALI E ALIMENTARI*

*CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN SCIENZE AGRARIE*

*TESI DI LAUREA*

# **Bilancio dei nutrienti e calcolo di indicatori agroambientali: sviluppo e testing di un applicativo ad uso aziendale**

Relatore: Prof. Carlo Grignani

Correlatore: Dott.ssa Laura Zavattaro

Candidato: Alessandro Cargino

Anno Accademico 2018-2019

*A te, mamma*

## Abstract

L'agricoltura moderna necessita di tecnologie informatiche a supporto delle molteplici e complesse decisioni che l'agricoltore deve prendere quotidianamente. In questo filone si inseriscono gli applicativi che attraverso algoritmi calcolano il fabbisogno di concimazione delle colture, quale quello sviluppato entro il progetto Monitro finanziato dalla Regione Piemonte. Nel presente lavoro questo modello è stato applicato a 64 aziende agricole a diverso indirizzo produttivo - cerealicolo, frutticolo, orticolo, risicolo e viticolo – con gli obiettivi di i) affinare il modello informatico per la redazione del bilancio dei nutrienti e del piano di concimazione aziendale ii) calcolare diversi indicatori di performance ambientale delle pratiche colturali adottate in azienda, e iii) raccogliere dati relativi alla gestione attuale della concimazione nelle aziende piemontesi nei diversi indirizzi produttivi. Le aziende sono state intervistate riguardo alle colture, i suoli e l'agrotecnica adottata; il modello informatico ha permesso di calcolare alcuni indicatori agroambientali in ambito agronomico (Bilancio efficiente e Surplus (+) o deficit (-) medio a livello colturale e aziendale di N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O), e ambientale (perdite di azoto per lisciviazione, volatilizzazione di ammoniaca da campo, produzione di polveri sottili PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub>, emissioni da campo dei gas serra metano e protossido di azoto). Le aziende analizzate presentavano un surplus medio di azoto maggiore nelle aziende cerealicole (73 kg N ha<sup>-1</sup>), seguite da quelle frutticole (63 kg N ha<sup>-1</sup>), mentre le aziende viticole (12kg ha<sup>-1</sup>), risicole (-5 kg ha<sup>-1</sup>) ed orticole (-21 kg ha<sup>-1</sup>) hanno evidenziato valori compresi nel range ± 30 kg ha<sup>-1</sup>, considerato come riferimento per l'equilibrio di bilancio. La variabilità maggiore è stata registrata per le aziende cerealicole. I surplus medi aziendali di P e K sono stati più contenuti per tutte le tipologie aziendali, addirittura negativi nel caso delle aziende risicole (-35 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>). La volatilizzazione di ammoniaca da campo è risultata importante solo per le aziende cerealicole (32 kg ha<sup>-1</sup>), e inferiore a 10 kg ha<sup>-1</sup> per le altre tipologie aziendali, a motivo dei bassi quantitativi di fertilizzante utilizzati. Le emissioni di metano, limitate alla risaia, sono risultate pari a 2,9 t ha<sup>-1</sup>, inferiori rispetto a dati analoghi precedenti (Gaudino et al., 2014), mentre l'emissione media di gas serra per tutte le aziende analizzate, data dalla somma dei contributi di CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O è risultata di 3,0 t ha<sup>-1</sup> di CO<sub>2</sub>-eq, superiore alla media europea di 2,3 t ha<sup>-1</sup>, forse per l'elevato peso delle aziende risicole (più impattanti da questo punto di vista) nella media considerata. Il modello di Monitro ha dimostrato una buona efficacia nel descrivere e nell'analizzare i dati relativi alle aziende cerealicole e risicole sia per gli indicatori agronomici sia per quelli ambientali, nonostante siano emerse problematiche di vario tipo, relative al livello di incertezza e nella stima di alcune voci del bilancio. Nel complesso, il modello informatico sviluppato è stato bene accolto dalle aziende e dai tecnici che lo hanno utilizzato. In futuro si auspica che possa evolvere in un applicativo integrato con le banche dati regionali, ad uso pubblico, gratuito, e facilmente utilizzabile quale strumento di gestione aziendale.

## Sommario

1	Introduzione .....	1
2	Obiettivi e struttura del lavoro .....	4
3	Il progetto Monitro .....	6
4	Criteri per la gestione della fertilizzazione .....	8
4.1	Le curve di risposta .....	9
4.2	Bilancio degli elementi nutritivi.....	10
4.2.1	Farm gate balance (Bilancio a scala aziendale o bilancio aziendale) .....	11
4.2.2	Soil surface balance (Bilancio a scala colturale o bilancio colturale) .....	12
4.2.3	Dal bilancio al piano di concimazione.....	22
5	Inquinanti in agricoltura connessi alla fertilizzazione.....	23
5.1	Lisciviazione dei nitrati.....	23
	Volatilizzazione dell'ammoniaca e formazione di particolato .....	24
5.2	Emissioni di gas serra .....	25
5.2.1	Metano.....	27
5.2.2	Protossido di azoto .....	28
6	Normativa di riferimento .....	30
6.1	Normativa per l'azoto: la Direttiva Nitrati e la Direttiva Quadro Acque .....	30
6.1.1	Livello nazionale .....	31
6.1.2	Livello regionale .....	31
6.2	Normativa per l'inquinamento atmosferico .....	32
6.3	Normativa per il fosforo .....	34
7	Impatto ambientale e gestione della fertilizzazione: gli indicatori ambientali .....	34
7.1	Gli indicatori ambientali per il bilancio dei nutrienti proposti dalla Commissione Europea: GNB e GPB .....	38
7.1.1	Il Gross Nitrogen Balance (GNB) .....	39
7.1.2	Il Gross Phosphorous Balance (GPB) .....	40
7.2	Altri indicatori agro-ambientali connessi alla gestione della fertilizzazione proposti dalla Commissione Europea .....	41
8	Materiali e metodi .....	43
8.1	Raccolta dati.....	43
8.1.1	Aziende coinvolte ed indirizzi produttivi .....	43
8.1.2	Origine dei dati e redazione dell'intervista .....	43
8.2	Sviluppo di un sistema di calcolo innovativo per il piano di concimazione.....	45
	Fabbisogni (Fb) della coltura .....	54
8.3	Indicatori agronomici .....	55

8.3.1	Bilancio dei nutrienti per singola coltura (Bc).....	55
8.3.2	Bilancio dei nutrienti aziendale (Bt) .....	56
8.3.3	Surplus (+) deficit (-) medio aziendale.....	56
8.3.4	Perdite di azoto per lisciviazione .....	57
8.4	Proposta automatica del piano di concimazione .....	59
8.5	Indicatore economico .....	60
8.6	Indicatori di emissioni di gas serra e volatilizzazione dell'ammoniaca.....	61
8.6.1	Indicatori per l'emissione di ammoniaca da campo .....	63
8.6.2	Indicatore per l'emissione di metano da campo .....	65
8.6.3	Indicatore per l'emissione di protossido di azoto da campo.....	67
8.6.4	Indicatori per l'emissione di particolato atmosferico (PM <sub>2,5</sub> e PM <sub>10</sub> ) da campo	69
9	Risultati e discussioni .....	71
9.1	Caratteristiche aziendali .....	72
9.1.1	Superficie agricola utilizzabile (SAU).....	72
9.1.2	Analisi del suolo .....	73
9.1.3	Ripartizione colturale.....	75
9.2	Il bilancio dei nutrienti secondo l'attuale strategia di concimazione.....	77
9.2.1	Bilancio dell'azoto .....	77
9.2.2	Il bilancio del fosforo .....	86
9.2.3	Il bilancio del potassio .....	91
9.3	Gli indicatori sulla qualità dell'aria .....	96
9.3.1	Indicatore sulle emissioni di ammoniaca da campo.....	96
9.3.2	Emissioni di gas serra: metano e protossido di azoto da campo .....	98
9.3.3	Formazione di particolato atmosferico PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub> da campo.....	102
9.4	Indicatore per le perdite di azoto da lisciviazione .....	104
9.5	Indicatore economico .....	106
10	Conclusioni .....	108
10.1	Bilancio dei nutrienti e indicatori agroambientali .....	108
10.2	Problematiche e criticità riscontrate nell'utilizzo di Monitro .....	110
10.2.1	Eterogeneità delle aziende .....	110
10.2.2	Carenza di valori specifici per cultivar, vitigno o destinazione d'uso.....	111
10.2.3	Problematiche relative alle colture orticole .....	112
10.2.4	Efficienza della concimazione minerale .....	112
10.2.5	Mineralizzazione della sostanza organica .....	112
10.3	Accoglienza del software da parte degli agricoltori e prospettive future .....	113

11	Bibliografia.....	115
12	Sitografia .....	124

## 1 Introduzione

Negli ultimi decenni è cambiata notevolmente la percezione del rapporto tra l'agricoltura e l'ambiente e spesso sono state sollevate preoccupazioni in merito alla sostenibilità degli odierni sistemi di produzione. Si è assistito ad un progressivo processo di intensificazione che ha ampiamente aumentato la produttività di colture e animali sia per unità di prodotto che per unità di superficie (Gaudino et al., 2014a), derivato dall'introduzione di nuove tecnologie, dalla specializzazione dei processi produttivi, dalla meccanizzazione su larga scala e dal maggiore uso di input esterni come mangimi, fertilizzanti, prodotti fitosanitari e sementi selezionate (Thomassen e de Boer, 2005). L'esigenza di produzioni agricole di quantità e qualità superiore è costantemente aumentata in questi ultimi anni: è sempre più richiesto infatti agli agricoltori di ottenere ingenti raccolti con standard qualitativi ben precisi, e allo stesso tempo di salvaguardare l'ambiente circostante (Pacini et al., 2002, 2004). L'eccessiva intensificazione dell'agricoltura infatti ha portato spesso ad effetti negativi sull'ambiente e sulla biodiversità degli ecosistemi (Królczyk e Latawiec, 2015), ed è responsabile di numerose problematiche ambientali che riguardano il suolo, l'acqua e l'aria. In particolare, i sistemi agricoli intensivi zootecnici e non solo, hanno condotto ad un grave squilibrio ambientale dei principali nutrienti, soprattutto azoto (N), ma anche fosforo (P) (Oenema et al., 1998; Aarts et al., 2000;): l'agricoltura è oggi considerata la principale fonte di inquinamento da azoto (N) dei corpi idrici e dell'aria (ad es. Carpenter et al., 1998), ed in Europa contribuisce per il 30–80% alle perdite di azoto e per il 20–70% a quelle di fosforo nei corpi idrici (Bassanino et al., 2007). Inoltre l'agricoltura è anche responsabile della produzione del 30% di gas serra a livello mondiale (Królczyk e Latawiec, 2015).

In questo contesto, la cattiva gestione della fertilizzazione in azienda contribuisce a provocare eccessive perdite di nutrienti nel suolo, nell'acqua e nell'aria, oltre che a causare perdite economiche in azienda (Singh, 2006). L'uso improprio dei fertilizzanti sia minerali che organici (di varia natura) con elevate dosi di applicazione, metodi di distribuzione poco efficienti ed errate tempistiche di somministrazione può accentuare le problematiche agronomiche, economiche ed ambientali. Per quanto riguarda le perdite ambientali, l'N può contaminare le acque sotterranee e le falde acquifere attraverso il fenomeno della lisciviazione dei nitrati ( $\text{NO}_3^-$ ), può inoltre provocare l'eutrofizzazione delle acque superficiali per ruscellamento o deposizione atmosferica, favorire il fenomeno delle piogge acide e la formazione di particolato atmosferico in seguito alla volatilizzazione dell'ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ),

e ancora contribuire al riscaldamento globale con l'emissione di gas serra come protossido di azoto ( $N_2O$ ) e ossidi di azoto ( $NO_x$ ) (Grignani et al., 2013). Il fosforo allo stesso tempo, pur essendo un elemento meno mobile dell'N nel suolo (Celi e Bonifacio, 2016), può spostarsi nelle acque superficiali e se utilizzato in modo poco sostenibile tramite concimi, effluenti zootecnici o fertilizzanti di altra natura, può causare perdite nei corpi idrici e causare inquinamento per eutrofizzazione (Eurostat, 2018). Questo fenomeno, che può realizzarsi in combinazione con l'N, consiste nella proliferazione in ambiente acquatico di alghe e piante acquatiche, di cui questi due elementi sono limitatori di crescita (Bomans et al., 2005), e che provoca un conseguente degrado dell'ambiente acquatico, che diviene asfittico (ARPA Piemonte, 2019).

La sostenibilità del sistema agricolo si confronta quindi oggi con la necessità di mediare tra gli interessi aziendali degli agricoltori e il mantenimento di un ambiente ecologicamente equilibrato, tramite l'adozione di un'agrotecnica a ridotto impatto ambientale, che sia in grado di garantire un utilizzo oculato dei fattori di produzione (Grignani et al, 2003). Le varie esigenze (agronomiche, tecnologiche, economiche ed ambientali) che concorrono alla realizzazione di una fertilizzazione sostenibile sono strettamente connesse ed interdipendenti tra loro. Ad esempio, le numerose politiche di salvaguardia ambientale connesse all'agricoltura hanno avuto il merito di migliorare di molto le condizioni del suolo, dell'acqua e dell'aria in Europa, suggerendo l'adozione di alcune "buone pratiche" e fissando limiti più o meno restrittivi a seconda dei casi sull'utilizzo dei fertilizzanti, soprattutto degli effluenti zootecnici, che sono tra i maggiori responsabili nel settore agricolo della cattiva qualità delle acque per l'inquinamento da nitrati (Oenema et al., 1998). Tuttavia, pur avendo giovato sicuramente da un punto di vista ambientale, queste politiche allo stesso tempo hanno contribuito alla riduzione dell'impiego di fertilizzanti in Italia (-23,4% dal 2002 al 2013) (ISTAT, 2019; Pisante, 2016) insieme ad altri fattori, ben più incidenti, come l'instabilità del reddito dall'agricoltura e lo squilibrio tra la volatilità dei prezzi e i crescenti costi di produzione (Pisante, 2016). Questi fattori hanno determinato apporti di fertilizzanti spesso ben al di sotto di quanto calcolato con il bilancio degli elementi nutritivi (Reyneri, 2015), minori rese produttive unitarie e l'abbassamento della qualità richiesta da processi tecnologici di trasformazione alimentare nei quali il nostro Paese è leader mondiale (Pisante, 2016).

Oggi più che mai, per i motivi sopracitati, si rende necessario ottimizzare i risultati dalle pratiche di fertilizzazione: ciò significa affrancarsi in parte dai consigli di concimazione

classici, adottando pratiche maggiormente sostenibili e dinamiche e soddisfacendo la progressiva necessità di ridurre i costi aziendali, pur mantenendo elevati standard produttivi e qualitativi (Grignani et al., 2013). Realizzare tutto ciò non è semplice. Tuttavia si dispone oggi di approcci moderni ed innovativi che permettono di poter affrontare le sfide del futuro nel campo della fertilizzazione sostenibile con ottimi risultati. Ciò avviene grazie all'impiego di nuove soluzioni e a numerosi strumenti ed innovazioni tecnologiche sia nel campo dell'agricoltura di precisione che in quello dell'applicazione delle politiche di salvaguardia ambientale. Alla base della concezione di fertilizzazione sostenibile vi è oggi la formulazione di bilanci dei nutrienti e dei piani di concimazione *ad hoc* per le esigenze aziendali, senza i quali la fertilizzazione rimane ancorata a concetti empirici e tradizionali derivati dall'esperienza, che pur efficaci in specifici contesti aziendali, non sono sufficienti per stare al passo con i tempi e per coniugare con successo tutti gli obiettivi sopracitati. Inoltre è possibile migliorare la gestione aziendale della fertilizzazione anche grazie l'utilizzo di appositi indicatori agro-ambientali (per la valutazione dell'impatto ambientale e non solo) e all'utilizzo di nuove tecnologie diagnostiche che aiutano a migliorare l'efficienza d'uso dei nutrienti limitandone le perdite nell'ambiente e riducendo i costi. Tenendo ben presente tutti questi elementi, è possibile adottare un approccio più attento alla fertilizzazione, in grado di soddisfare le diverse e spesso contrastanti esigenze che la caratterizzano.

## 2 Obiettivi e struttura del lavoro

Lo scopo di questa tesi di laurea è quello di sviluppare e valutare l'applicazione di un modello informatico di concimazione efficiente, basato su algoritmi automatizzati. Il modello è sviluppato nell'ambito del progetto regionale Monitro nel quale sono state coinvolte numerose aziende agricole a diverso indirizzo produttivo. Questo progetto ha permesso sia di validare un modello informatico che potrà essere utile allo sviluppo di un'applicazione ad uso pubblico per la redazione del bilancio dei nutrienti e del piano di concimazione aziendale, sia di fornire alcuni significativi esempi della gestione della concimazione delle aziende piemontesi nelle aree analizzate, e in particolare di conoscerne i quantitativi di concime minerale apportati. Il presente lavoro si focalizza sulle aziende non zootecniche coinvolte, in particolare sugli indirizzi produttivi cerealicolo, frutticolo, orticolo e viti-vinicolo.

Una parte importante del lavoro è relativa al calcolo e alla realizzazione di indicatori agro-ambientali finalizzati a rappresentare l'efficienza aziendale sotto diversi aspetti. Gli indicatori più specificatamente relativi alla gestione agronomica della fertilizzazione riguardano il Surplus (+) o deficit (-) medio a livello colturale e aziendale dei tre principali elementi della fertilità (azoto, fosforo e potassio), mentre gli indicatori ambientali sviluppati riguardano le perdite di azoto per lisciviazione, la volatilizzazione da campo di ammoniaca, la produzione di polveri sottili PM 2,5 e PM 10, e le emissioni da campo dei principali gas serra emessi in agricoltura (emissioni di metano e protossido di azoto).

La tesi è articolata in cinque capitoli introduttivi:

- il capitolo 3 descrive il progetto "Monitro" a cui fa riferimento il presente lavoro;
- il capitolo 4 riassume i criteri per la gestione di una corretta fertilizzazione, con un excursus sui principali approcci utilizzati e un approfondimento sul bilancio degli elementi nutritivi, su cui si basa il modello informatizzato di Monitro;
- il capitolo 5 si focalizza sui principali inquinanti agricoli derivanti dalle pratiche da fertilizzazione
- il capitolo 6 si riferisce alle fonti normative utilizzate come riferimento per la costruzione del modello informatico impiegato nel progetto e per la descrizione del contesto legislativo europeo e nazionale nell'ambito della gestione e del monitoraggio degli effetti ambientali delle pratiche agricole;

- il capitolo 7 riguarda gli aspetti legati alla valutazione dell'impatto ambientale dei sistemi agricoli, con particolare riferimento agli indicatori ambientali utili a descrivere gli effetti della fertilizzazione;

Nella parte di "Materiali e metodi", nel capitolo 8, viene descritto il criterio con cui è stato sviluppato il piano di concimazione, analizzando nel dettaglio le voci del bilancio degli elementi nutritivi utilizzato, e le metodologie di calcolo degli indicatori ambientali. Successivamente nella parte dedicata ai risultati e discussioni (capitolo 9) vengono presentati i dati ottenuti in seguito ad interviste aziendali e all'applicazione del modello, mostrando le differenze e le principali tendenze nella gestione emerse, sia nella concimazione, sia nei risultati degli indicatori ambientali. Infine nelle conclusioni (capitolo 10) vengono proposte delle considerazioni sulla funzionalità del modello, analizzando i benefici e i punti critici della sua applicazione e i potenziali sviluppi di questo lavoro.

### 3 Il progetto Monitro

Il progetto Monitro (Monitoraggio e Gestione dell'azoto), oggetto del presente lavoro, nasce dalla collaborazione tra la Direzione Ambiente della Regione Piemonte e il Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari (DISAFA) dell'Università degli Studi di Torino, in attuazione delle direttive 91/676/CEE e 260/CE. Il progetto, iniziato a dicembre 2016, si è concluso il 30/09/2019. Questo progetto si poneva gli obiettivi di:

- definire strategie per il monitoraggio dei quantitativi di concime minerale impiegati all'interno delle aziende, volte a stabilire le dosi impiegate su scala regionale;
- migliorare e incentivare le buone pratiche agricole relative alla gestione dei fertilizzanti, soprattutto nelle aree del territorio regionale ad intensa attività zootecnica dove l'impiego di effluenti di allevamento è considerevole;
- prevenire la contaminazione da nutrienti, come l'azoto ed il fosforo, in ambienti idrici particolarmente sensibili, quali corsi d'acqua superficiali e sotterranei e gli ambienti idrici della Rete Natura 2000, considerando la suddivisione del territorio in ZVN e non.

Monitro è un progetto nel quale sono coinvolte diverse tematiche e obiettivi: si cerca di incentivare l'adozione di pratiche agronomiche più rispettose dell'ambiente, in grado di ridurre la lisciviazione da nitrati e le emissioni di ammoniaca e di gas a effetto serra, e nel contempo di promuovere una più razionale gestione della fertilizzazione, che porterebbe effetti positivi per una migliore sostenibilità economica ed ecologica. Ciò è realizzabile anche attraverso il corretto bilanciamento tra l'impiego di concimi minerali ed organici, e una migliore allocazione delle risorse disponibili, come gli effluenti zootecnici, talvolta ancora considerati un rifiuto da smaltire e non una risorsa per l'azienda. Incentivare l'applicazione delle corrette modalità e tempistiche di distribuzione degli effluenti zootecnici e la loro dislocazione anche presso aziende non-zootecniche potrebbe favorire la riduzione dell'utilizzo del concime minerale (anche nell'ottica di abbassamento dei costi di produzione) e limitare, oltre alle perdite di N per lisciviazione, le emissioni di gas inquinanti.

È quindi stato sviluppato un sistema di calcolo su foglio Excel, 'Monitro.xlsx', per raggiungere gli obiettivi sopra elencati, basato su nuovi algoritmi per il calcolo degli elementi del bilancio e dei flussi degli elementi nutritivi, messi in evidenza da alcuni indicatori agro-

ambientali. Il sistema di calcolo permette l'inserimento nel sistema di alcuni dati di input, forniti dall'agricoltore o da dati tabellari o bibliografici (ottenuti da normativa o dalle più recenti pubblicazioni scientifiche), e offre come risultato una serie di output, sottoforma di indicatori agro-ambientali:

- surplus/deficit aziendale e colturale degli elementi nutritivi azoto, fosforo e potassio, mettendo in relazione gli asporti, le concimazioni e gli apporti naturali;
- pressione ambientale esercitata dalle pratiche utilizzate, fornendo indicazioni circa i quantitativi di ammoniaca volatilizzata e di gas serra (protossido di azoto e metano) emessi in atmosfera sia da stalla che da campo, di particolato atmosferico (PM 2,5 e PM 10) prodotto e di azoto perso per lisciviazione;
- sostenibilità economica, traducendo il surplus di azoto, fosforo e potassio in urea, perfosfato triplo e cloruro di potassio potenzialmente risparmiabili.

Sono state intervistate molte aziende a diverso indirizzo produttivo, in particolare zootecniche e cerealicole, ma anche frutticole, orticole e viti-vinicole, con l'obiettivo di offrire un quadro rappresentativo a livello regionale della gestione della fertilizzazione e dei suoi effetti sull'ambiente nei vari settori produttivi agricoli.

## 4 Criteri per la gestione della fertilizzazione

L'obiettivo primario della concimazione è la corretta alimentazione delle piante coltivate, che si realizza fornendo alle colture gli elementi nutritivi necessari per accrescersi e realizzare una produzione quanti-qualitativa ed economica sufficiente, mantenendo e ove possibile migliorando la fertilità dei terreni (Masoni et al., 2017; Grignani et al., 2003). Fondamentale è la differenza tra fertilizzazione e concimazione, dove la prima si riferisce ad un concetto più ampio, che include anche la seconda: la fertilizzazione non solo prevede di apportare materiali capaci di aumentare il contenuto di elementi nutritivi per l'accrescimento della coltura (concimi), ma anche di migliorare le caratteristiche fisiche e biologiche del terreno (ammendanti), o di modificare, innalzandola o riducendola, la reazione del terreno (pH) o di ridurre la salinità. In particolare, ottimizzare la concimazione significa fare in modo che la maggior quantità possibile di elemento nutritivo apportato alla coltura sia da essa assorbito. Per poter fare ciò è necessario predisporre un piano di concimazione, il cui obiettivo è quello di fornire al sistema suolo-pianta un apporto di elementi nutritivi adeguato al raggiungimento di realistici obiettivi di rese colturali e di caratteristiche qualitative (Masoni et al., 2017). L'applicazione di un piano di concimazione ben bilanciato permette da un lato di evitare di incorrere in carenze di macro e micro elementi, che porterebbero a produzioni ridotte o di scarsa qualità e alla diminuzione della fertilità sul lungo periodo, dall'altro eviterebbe il verificarsi di sovra-dosaggi, che oltre a costituire un costo inutile per l'azienda, potrebbero causare problemi di varia natura, sia prettamente agronomici (fisiopatie), sia tecnologici, che di inquinamento ambientale (Masoni et al., 2017; Giardini, 2012). Il piano di concimazione può essere considerato un documento tecnico riferito ad una specifica coltura presente su un determinato appezzamento, che imposta:

- dose degli elementi nutritivi necessari da apportare;
- timing e frazionamento della dose da distribuire (a seconda della fase fenologica della coltura);
- tipo di concime da impiegare (organico e/o minerale)
- modalità di distribuzione e applicazione.

Per la redazione di questo documento sono necessarie numerose informazioni, relative alle quantità e qualità delle produzioni che si prevede di ottenere (spesso stimate sulla base dei dati relativi ad annate precedenti), alle caratteristiche pedoclimatiche, all'avvicendamento delle specie e varietà coltivate sull'appezzamento da concimare

(Masoni et al., 2017). Ottenere queste informazioni è spesso complesso, non solo per la difficoltà nello stimare o sintetizzare dati precisi sui quali basare i propri calcoli e considerazioni, ma anche per la mancanza di informazioni (come ad esempio l'assenza di analisi dei suoli aziendali), che può pregiudicare in modo più o meno incisivo la redazione e il risultato del piano di concimazione. Per ovviare a questi problemi sono stati proposti diversi approcci alla concimazione, ognuno con caratteristiche proprie e basato su dati talvolta diversi, talvolta simili, ma legati da relazioni di calcolo o sperimentali ben precise. Tutti gli approcci alla concimazione succedutesi nel corso della storia hanno avuto origine dalla semplice constatazione della risposta della coltura alla dose di fertilizzante apportata (Reyneri, 2015). Risposta che, come per un qualsiasi altro fattore di produzione, è sempre necessariamente di ordine sia quantitativo che qualitativo, in quanto la risposta quantitativa della pianta al variare della dose di fertilizzante è spesso differente dalla risposta qualitativa (Giardini, 2012).

#### 4.1 Le curve di risposta

Uno degli approcci di maggior successo utilizzati, di tipo sperimentale, è stato quello delle curve di risposta della coltura a differenti livelli di concimazione, di cui si hanno moltissimi esempi in letteratura (Boschi et al., 1982; Spallacci, 1983; Briffaux, 1999; Zavattaro et al., 2012). L'uso delle curve di risposta svolge ancora oggi un ruolo di rilievo per la caratterizzazione della fertilità naturale di diversi suoli, per il confronto dell'applicazione di diversi fertilizzanti, e per stimarne l'efficienza all'apporto di dosi crescenti (Grignani, 2016). Tuttavia esso presenta forti limiti applicativi: oltre a derivare da sperimentazioni molto costose, evidenzia una reattività delle colture alla concimazione che è strettamente legata alle specifiche condizioni sperimentali (Grignani et al. 2003). Tra queste vi sono caratteristiche pedoclimatiche, cultivar, tecnica colturale adottata, interazione tra la disponibilità dei diversi elementi nutritivi e dell'acqua nel suolo e insorgenza di fisiopatie. Tutti questi elementi rendono difficile ottenere indicazioni di carattere previsionale su ambienti con caratteristiche differenti, in quanto sarebbe necessario disporre ovunque di aggiornate e precise curve di risposta per i diversi fertilizzanti sulle diverse colture. Ciò rende questo approccio inapplicabile su vasta scala, ed estensibile nel tempo e nello spazio solo ai limitati casi in cui le condizioni della curva di risposta sono e restano rappresentative dell'ambiente (Grignani, 1995; Giardini, 2012b). Per la redazione di un piano di concimazione completo è quindi necessario considerare metodi di orientamento della fertilizzazione più facilmente e diffusamente impiegabili, che superino i limiti oggettivi

delle curve di risposta. Tra questi vi è il bilancio degli elementi nutritivi, oramai imprescindibile per qualunque approccio moderno alla fertilizzazione.

#### 4.2 Bilancio degli elementi nutritivi

Il bilancio dei nutrienti è utilizzato da più di cento anni (Lawes et al., 1882), e costituisce la base ormai di ogni approccio alla fertilizzazione, dalle versioni più semplici a quelle più avanzate, come nel caso della fertilizzazione di precisione. Il bilancio degli elementi nutritivi ha un significato più ampio rispetto alle curve di risposta e si basa sul concetto di conservazione della massa, prevedendo che in un particolare agro-ecosistema la differenza tra entrate (input) ed uscite (output) debba essere equivalente alla variazione contenuta nel sistema (Grignani et al. 2003). Le analisi sul bilancio degli elementi nutritivi si sono spesso concentrate sull'azoto e in minor misura sul fosforo, anche se l'agricoltura contribuisce ad apportarne elevati input che portano allo squilibrio di questo elemento nell'ambiente e in particolare all'eutrofizzazione degli ecosistemi acquatici (Chardon and Withers, 2003). I bilanci sul potassio invece sono spesso del tutto ignorati, visto che generalmente il K non è un elemento limitante la qualità delle acque (Bassanino et al, 2011). Tuttavia Öborn et al. (2005) hanno sottolineato il valore agronomico del suo inserimento nel bilancio dei nutrienti per la sostenibilità a lungo termine del suolo, per il raggiungimento degli obiettivi di resa e soprattutto di qualità delle colture. Inoltre, un interesse generale per l'ottimizzazione di P e K è importante non solo per migliorare la gestione delle risorse e ridurre i costi colturali, ma per il fatto che questi fertilizzanti provengono da risorse limitate e non rinnovabili (Bassanino et al., 2011).

Oltre alla scelta degli elementi della fertilità da prendere in considerazione, determinanti nella scelta del tipo di bilancio che si decide di adottare sono gli obiettivi e i limiti spazio-temporali (Meisinger e Randall, 1991). Gli obiettivi e i limiti-spazio temporali sono gli uni in funzione degli altri: la scelta delle entità spaziali da considerare e del periodo di tempo in cui vengono calcolati i flussi di elementi nutritivi al loro interno e/o tra queste e l'esterno, variano in funzione delle informazioni che si vogliono ottenere dal bilancio.

L'applicazione dei bilanci nutrizionali in Europa può avvenire a vari livelli: a scala di campo (ad es. Bengtsson et al., 2003; Holmqvist et al., 2003; Sieling and Kage, 2006), a scala aziendale (ad es. Beegle et al., 2002; Grignani et al., 2005), e a scala territoriale (Keller e Schulin, 2003; Sacco et al., 2003). Tra questi diversi tipi di bilancio solo raramente viene utilizzato quello a livello territoriale, mentre il bilancio dei nutrienti a scala aziendale (farm-

gate balance) e quello a scala di campo (soil surface balance) sono quelli più usati (Oenema et al., 2003).

#### 4.2.1 Farm gate balance (Bilancio a scala aziendale o bilancio aziendale)

Il farm-gate balance (Schröder et al., 1996), è stato utilizzato anche in Italia (Grignani e Acutis, 1994; Bassanino et al., 2007; Fumagalli et al., 2011) e compara input ed output degli elementi nutritivi a livello aziendale, considerando non solo la superficie agraria utilizzata, ma anche l'allevamento e il magazzino (Grignani et al., 2013). I dati di input sono rappresentati da tutti i flussi di elemento nutritivo che entrano nell'azienda, come quelli che derivano dall'esterno sotto forma di fattori di produzione (come concimi minerali, mangimi, animali di allevamento, ecc.), mentre i dati di output sono costituiti da tutti i flussi di elementi nutritivi che lasciano l'azienda, come quelli contenuti nei prodotti ceduti (vegetali, latte, carne, uova, ecc) (Grignani et al., 2003; Bassanino et al., 2007). Il periodo di tempo considerato per il calcolo del Farm Gate Balance è solitamente l'anno solare. Per la redazione del farm-gate balance si utilizzano tutte le informazioni aziendali disponibili, e nel caso in cui alcune di queste manchino, ci si può riferire a fonti bibliografiche (Bassanino et al., 2007). Più voci di bilancio sono incluse, più accurata è la prestazione di questo indicatore, anche se talvolta la complessità e l'incertezza possono aumentare con un numero crescente di inserimenti nel bilancio (van Beek et al., 2003). A titolo di esempio si cita qui l'equazione del farm-gate balance di Simon e Le Corre (1992), impiegata come riferimento per il calcolo del farm-gate balance dell'N in molte delle pubblicazioni scientifiche che considerano questo tipo di bilancio (ad es., Bassanino et al., 2007; Fumagalli et al., 2011).

$$\mathbf{FGBS = (Fe + Ma_{in} + Li + AF + LA_{in} + Bfx + Ad) - (AP + CP + LA_{out} + Ma_{out})}$$

FGBS è il surplus del farm-gate balance, Fe rappresenta i fertilizzanti minerali acquistati, Ma gli effluenti zootecnici provenienti dall'esterno dell'azienda, Li gli ammendanti acquistati, AF i mangimi e i foraggi acquistati, LA gli animali vivi, Bfx l'azotofissazione, Ad le deposizioni atmosferiche, Ap i prodotti animali e Cp i prodotti vegetali venduti. I pedici "in" e "out" si riferiscono alla medesime voci dell'equazione a seconda che il flusso che esse rappresentano sia in entrata o in uscita.

Il computo derivante da questo tipo di bilancio permette di confrontare differenti strategie di gestione dei nutrienti a livello aziendale (anche tra diversi indirizzi produttivi), di verificare la corretta applicazione di politiche ambientali e di effettuare altre considerazioni relative all'efficienza d'uso degli elementi nutritivi considerati, come ad esempio l'efficienza di conversione degli input aziendali nei prodotti venduti (carne, latte o prodotti vegetali) (Grignani et al., 2013; Bassanino et al., 2007). Tuttavia, pur essendo semplice da calcolare, non dà indicazioni sull'intensità e sull'ampiezza dei flussi nutritivi interni all'azienda (Bassanino et al., 2007), per i quali è utilizzato invece il bilancio a scala colturale.

#### 4.2.2 Soil surface balance (Bilancio a scala colturale o bilancio colturale)

Il Soil Surface Balance (o Bilancio a scala colturale) permette di quantificare tutti i termini rilevanti per l'orientamento della fertilizzazione delle colture. Esso fa riferimento ad obiettivi diversi rispetto al Farm Gate Balance, e conseguentemente considera anche voci differenti: in comune ci sono soltanto quelle che si riferiscono ai fertilizzanti organici ed inorganici e quelle dell'azotofissazione e della deposizione atmosferica. Determinante anche in questo caso è la scelta dei limiti spazio-temporali della sua applicazione.

##### 4.2.2.1 Limiti spaziali

Il bilancio colturale è a scala di campo: l'entità spaziale di base da considerare non è più l'azienda nel suo complesso (come nel farm-gate balance) ma il singolo appezzamento coltivato, discriminato dal resto della superficie aziendale secondo criteri ben precisi. È necessario considerare tutte le varie UPA (Unità di Paesaggio Agrario) presenti in azienda, per ciascuna delle quali viene applicata l'equazione del bilancio colturale. Le UPA sono raggruppamenti di appezzamenti aziendali che presentano caratteristiche omogenee dal punto di vista pedoclimatico, del livello di fertilità e dell'agrotecnica (lavorazioni, gestione della concimazione, avvicendamenti e/o rotazioni colturali, ecc) (Grignani e Mantovi, 2016). Solo nei casi di elevata uniformità tra le caratteristiche sopra elencate, il soil surface balance è quindi applicabile ad un'unica UPA.

##### 4.2.2.2 Limiti temporali

Per quanto riguarda invece i limiti temporali del bilancio, essi cambiano a seconda degli obiettivi prefissati. È possibile adottare un *bilancio colturale medio*, calcolato utilizzando dati che derivano dalla media di più annate agrarie (ad esempio impiegando come riferimento per la produzione di una coltura la media produttiva degli ultimi cinque anni) e senza entrare nel dettaglio della variabilità inter-annuale (Grignani et al., 2013), in modo avere all'inizio di

ogni stagione agraria un punto di riferimento per l'impostazione del piano di concimazione. È possibile invece utilizzare un *bilancio colturale stagionale* quando si intende fare riferimento ad uno specifico anno ed appezzamento, in modo da adottare eventuali strategie volte a modificare nel corso dell'anno gli apporti in funzione delle esigenze della coltura (a fronte di carenze evidenziate in seguito ad analisi specifiche, come l'analisi del colore fogliare, l'analisi NDVI dell'azoto fogliare o del contenuto di nitrati nel suolo) (Grignani et al., 2003; Grignani e Mantovi, 2016). In funzione del momento in cui viene redatto, un bilancio può essere preventivo, se viene effettuato per prevedere ad inizio stagione i successivi fabbisogni necessari alla coltura, o consuntivo, per verificare l'eventuale soddisfacimento delle esigenze nutritive della stessa nel corso del suo sviluppo o a fine raccolto. Il primo è generalmente più semplice, in quanto vengono considerati soltanto i parametri calcolati all'inizio delle prime fasi colturali, il secondo è più complesso, in quanto considera la variazione di alcuni indicatori in funzione degli effettivi fabbisogni della coltura, e quindi la possibilità di apportare modifiche al piano di concimazione in corso d'opera (Grignani et al., 2013). Generalmente comunque si preferisce calcolare il bilancio colturale per l'azoto annualmente, vista la mobilità dell'elemento nel suolo; per il fosforo ed il potassio il bilancio può essere effettuato anche ogni 3-5 anni o considerando la durata media della rotazione colturale o del ciclo di avvicendamento (Grignani e Mantovi, 2016).

#### 4.2.2.3 *Equazione e voci del bilancio colturale*

Per il bilancio colturale sono state messe a punto numerose equazioni da diversi Autori, e qui si è scelto di presentare l'equazione proposta da Grignani et al. (2003), che riassume le principali voci che vengono considerate nell'equazione di bilancio:

$$Y * b + R_f + Z = B_{fx} + (D_a + M_f \pm M_c \pm S) + F_c + F_o + R_i$$

In questa equazione le voci a sinistra rappresentano gli output dal sistema suolo-pianta: gli asporti colturali ( $Y*b$ ), la quota residua degli elementi nutritivi che permane nel terreno alla fine del ciclo colturale ( $R_f$ ), e le perdite di nutrienti dal sistema ( $Z$ ). Le voci a destra invece indicano gli input, cioè gli apporti di elementi nutritivi al sistema: sono distinti in disponibilità naturali (da azotofissazione  $B_{fx}$ , da deposizioni atmosferiche  $D_a$ , da residui colturali  $M_c$ ) dal suolo (da mineralizzazione  $S$  o da quota di elementi nutritivi presenti nel suolo all'inizio del ciclo colturale  $R_i$ ) e da fertilizzazione organica ( $F_o$ ,  $M_f$ ) e minerale ( $F_c$ ).

Le voci di destra precedute da  $\pm$ , quando sono negative si riferiscono a flussi di immobilizzazione reversibile, e quindi ad una temporanea indisponibilità della voce considerata nel fornire un apporto. Potrebbero inoltre essere aggiunte alcune altre voci, quali l'apporto di elementi nutritivi derivante dalle sementi impiegate, dall'acqua di irrigazione e dalla fissazione non simbiotica ma generalmente vengono considerate trascurabili (Grignani et al, 2003; Grignani e Mantovi, 2016).

L'equazione di bilancio può venire semplificata. Le perdite dal sistema, rappresentate dalla voce Z, sono numerose e difficili da quantificare direttamente: esse sono costituite da perdite per lisciviazione, per ruscellamento superficiale e sotto-superficiale, per retrogradazione dei nutrienti in composti stabili e non disponibili, per volatilizzazione di ammoniaca, per emissioni di gas serra e denitrificazione (Grignani et al, 2013; Grignani e Mantovi, 2016). Per questo motivo vengono utilizzati degli opportuni coefficienti di efficienza, che evidenziano la frazione effettivamente disponibile per la pianta del totale dei nutrienti, di cui le perdite rappresentano la parte inefficiente (Grignani, 2013). In un bilancio colturale medio inoltre, le voci  $R_i$  ed  $R_f$ , che definiscono la quantità disponibile di elementi nutritivi nel suolo all'inizio e alla fine del periodo considerato nel bilancio, devono essere trascurate: esse sono quantità riferibili al preciso momento in cui vengono misurate, e per questo motivo, per il periodo temporale considerato in un bilancio colturale medio vengono omesse. L'equazione di un bilancio colturale medio, con le sopracitate semplificazioni risulterebbe la seguente (Grignani e Mantovi, 2016):

$$Y * b = Bfx + (Da + Mf \pm Mc \pm S) * Kt + (Fc * Kc + Fo * Ko)$$

Dove  $K_t$ ,  $K_c$  e  $K_o$  sono rispettivamente il coefficiente tempo, il coefficiente di efficienza per gli apporti di fertilizzanti minerali ( $K_c$ ) e organici ( $K_o$ ), descritti nei prossimi paragrafi.

#### *4.2.2.4 Produzione della coltura (Y) e contenuto dello specifico elemento nutritivo (b)*

La voce Y rappresenta la produzione della coltura considerata, espressa in  $t\ ha^{-1}$ . In questo valore sono inclusi la produzione primaria della coltura (ad esempio la granella di un cereale) e, se presente, l'eventuale produzione secondaria (come la paglia di cereale), talvolta coincidente con i residui colturali (Grignani et al., 2013). Nel valore di Y non è invece di solito inclusa la produzione di radici, considerata trascurabile ai fini del bilancio dei nutrienti. Comunque sia, che si tratti di un bilancio medio o di un bilancio stagionale, Y è stimata come

produzione media delle tre annate migliori negli ultimi cinque anni, oppure costituisce la produzione effettiva ottenuta nel caso di un bilancio consuntivo (Grignani e Mantovi, 2016).

La voce b invece rappresenta il contenuto dello specifico elemento considerato ai fini del bilancio nutritivo ( $\text{kg t}^{-1}$ ), e può essere riferito alla produzione primaria, secondaria o ai residui colturali (Grignani et al., 2003). Il dato, specifico per ogni coltura, può essere tratto da pubblicazioni scientifiche, dai regolamenti nazionali e regionali, o ancora da analisi e misurazioni effettuate direttamente o commissionate dall'agricoltore sui prodotti delle colture aziendali. Con l'eccezione dell'ultimo caso, che rappresenta sicuramente la migliore soluzione nonché spesso la più difficile da reperire, la voce b è sempre rappresentata da valori medi, che non entrano nel dettaglio di alcune specifiche produzioni, tranne nei casi ove queste informazioni siano disponibili (ad es. distinzione tra contenuto di N in frumenti a diversa destinazione d'uso o a differenti cultivar della stessa specie). Il prodotto tra Y e b indica gli asporti colturali.

#### 4.2.2.5 *L'azotofissazione da leguminose (Bfx)*

Questa voce riguarda l'azotofissazione delle leguminose ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) e dipende dai molti fattori, quali:

- condizioni pedologiche;
- tipo di leguminosa;
- durata del ciclo di crescita;
- quantità di azoto disponibile nel suolo (Grignani et al., 2013).

Nonostante sia spesso difficile stimare gli apporti di azoto da leguminose per la difficoltà nel distinguere gli effetti del miglioramento delle caratteristiche del suolo (dovuto ad esempio all'apporto di ammendanti) dall'apporto di N fissato della leguminosa (Grignani et al., 2003), vi sono numerosi dati da pubblicazioni scientifiche (vedi sintesi proposta da Grignani et al., 2003) che possono fornire un'indicazione di massima dell'apporto di N fissato da leguminose in purezza. Nel caso di una leguminosa consociata invece, come nel caso di una coltura foraggera mista (ad esempio un prato polifita), è possibile quantificare gli input di N di questa voce sulla base della % di presenza della leguminosa in coltura mista (Grignani e Mantovi, 2016) (vedi Figura 1).

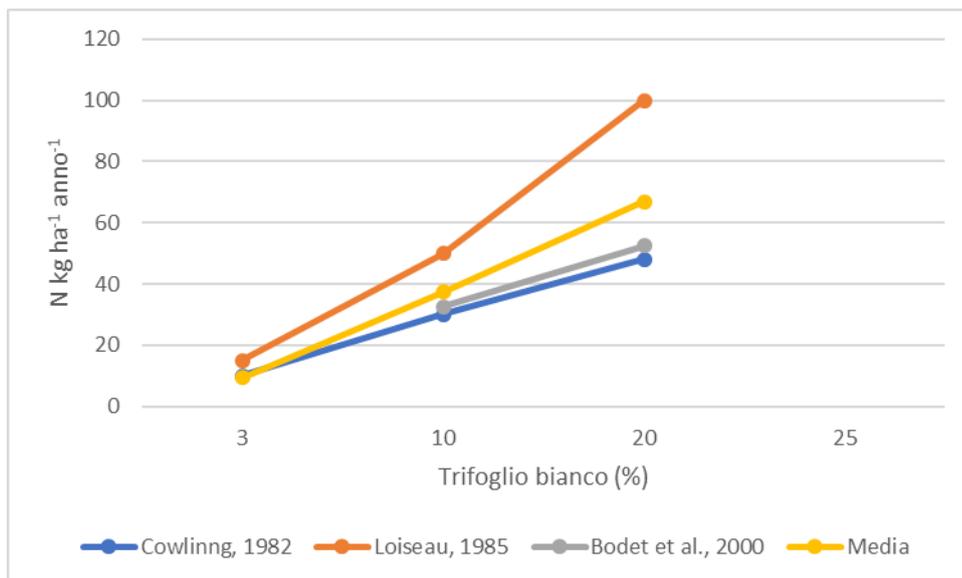


Figura 1: Azotofissazione di un prato polifita ( $\text{Kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ ) in funzione della diversa percentuale di Trifoglio bianco (modificato da Grignani et al., 2003; Grignani e Mantovi, 2016)

Generalmente ai fini del bilancio dell'azoto le leguminose nel nostro Paese possono essere considerate autosufficienti, considerando gli asporti colturali coperti dalla quota fornita dal processo di azoto-fissazione ( $B_{fx} = Y \cdot b$ ) (Grignani et al, 2013). Il valore di  $B_{fx}$  è sempre da ricondurre all'anno di riferimento nel bilancio, mentre l'eventuale quota di N residuo eccedente i fabbisogni della pianta viene a sua volta inserita nella voce di bilancio  $M_c$  (residui colturali), che entra nel conteggio degli apporti utili alla coltura successiva (Grignani e Mantovi, 2016; Grignani et al, 2013).

#### 4.2.2.6 Deposizione atmosferica ( $A_n$ )

La voce  $A_n$  è rappresentata dalle deposizioni atmosferiche secche e umide. Le deposizioni di N sono piuttosto variabili in funzione delle condizioni ambientali, dell'andamento meteorologico o della vicinanza ad aree ad elevata intensità zootecnica o ad impianti industriali emissivi (Webb et al., 2000; Tabaglio e Spallacci, 2001). I dati rilevati da Grignani et al., (2003) sono variabili tra 16 e 53  $\text{kg ha}^{-1}$  di N e 0,9-1,6  $\text{kg ha}^{-1}$  P.

#### 4.2.2.7 Effetto residuo delle precedenti concimazioni organiche ( $M_f$ )

La voce  $M_f$  indica l'effetto residuo che deriva dagli apporti di effluenti zootecnici, ammendanti o compost, nei casi in cui la loro efficacia fertilizzante si esplica oltre l'anno in cui vengono apportati in campo (Grignani et al., 2013). La durata della mineralizzazione dipende oltre che dal contenuto in N e dalla disponibilità di eventuali fonti azotate, anche dalla resistenza del substrato di degradazione all'attacco dei microrganismi (Grignani et

al., 2003): fino al terzo anno successivo a quello della distribuzione è ancora possibile riscontrare un effetto residuo degli apporti di N (Grignani e Mantovi, 2016). Questo effetto è variabile in funzione della natura dell'effluente: l'N residuo è maggiore nel caso del letame bovino e si abbassa gradualmente per il liquame bovino e suino, e poi ancora per la pollina (Grignani et al., 2013) (Figura 2). Le stime della quota di azoto residuo mineralizzato negli anni successivi al quello della distribuzione differiscono tra loro anche sui medesimi effluenti, a seconda della pubblicazione scientifica considerata: a scopo applicativo, i Decreti e i Regolamenti relativi all'attuazione Direttiva Nitrati (come il Decreto Effluenti e il regolamento regionale 10 R/2007) suggeriscono di considerare la quota residua di azoto mineralizzato pari al 30% del totale dell'azoto contenuto nel letame al momento della distribuzione. Le aziende che effettuano annualmente concimazioni organiche sul medesimo appezzamento possono anche non considerare questa voce, in quanto l'intero processo di mineralizzazione del fertilizzante è cumulato al primo anno di distribuzione (Grignani et al., 2013).

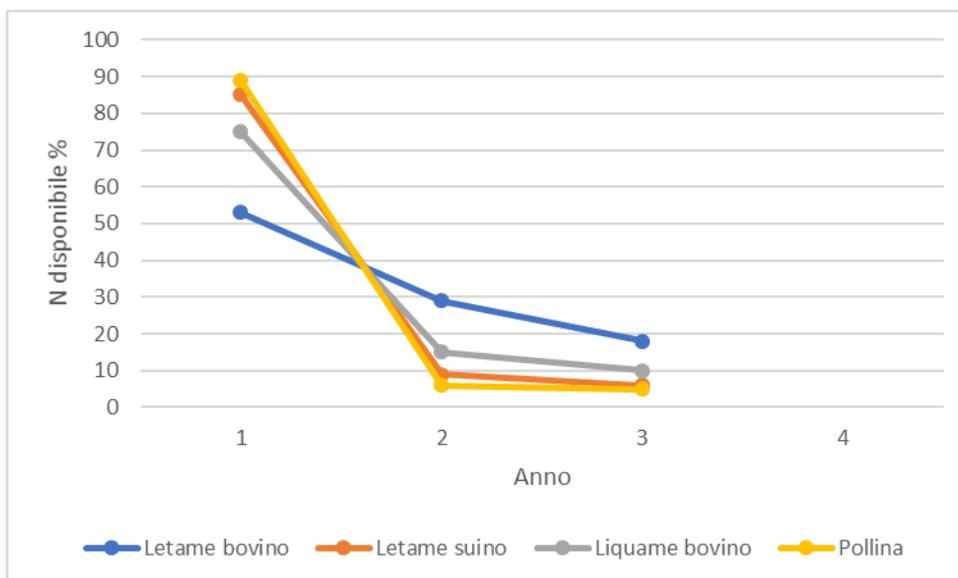


Figura 2: Disponibilità residua dell'azoto apportato con diversi effluenti zootecnici (% dell'azoto totale disponibile per la coltura nel triennio) nei primi tre anni (modificato da Grignani et al., 2003; Grignani e Mantovi, 2016).

#### 4.2.2.8 Disponibilità dalle riserve organiche dovute ai residui colturali (Mc)

La disponibilità di elementi nutritivi legati alla voce Mc dipende dai processi di degradazione microbiologica dei residui colturali lasciati in campo ed interrati. Questa voce può assumere un valore positivo o negativo, a seconda del rapporto C/N del residuo colturale (Grignani et al., 2003). Nel primo caso la voce Mc apporta elementi nutritivi al sistema, in quanto si riferisce alla mineralizzazione di un pool stabile di N, rappresentato

dalla massa di tessuti vegetali (da residui colturali o da sovescio) con basso rapporto C/N interrati, che si rende disponibile successivamente grazie alla degradazione da parte dei microrganismi. La formazione di questo stock di elementi nutritivi nei residui colturali può essere legato in parte all'azotofissazione (nelle leguminose) in parte ad elevate concimazioni che stimolano nella pianta sia la formazione di ingenti quantità di radici e di organi che non vengono raccolti, sia l'accumulo in essi di elementi nutritivi, poi resi disponibili in seguito tramite mineralizzazione (Grignani et al., 2013). Ne sono un esempio colture come le leguminose (sia da foraggio che da granella) che lasciano in campo residui ricchi di azoto fissato biologicamente, oppure i prati permanenti (Grignani e Mantovi, 2016).

Mc assume invece un valore negativo quando si ha la formazione di un pool temporaneo o stabile che fissa l'azoto, legato ad esempio a residui colturali con elevato rapporto C/N, come nel caso di residui pagliosi ricchi in lignina e cellulosa (ad esempio gli stocchi del mais da granella, qualora i residui colturali vengano interrati). Tuttavia immobilizzazioni temporanee e successive di N e C organico contribuiscono ad aumentare il contenuto di sostanza organica del suolo, e quindi a rendere nuovamente disponibili tramite mineralizzazione gli elementi nutritivi precedentemente immobilizzati. Per questo motivo, visto che nel medio periodo anche questi residui vengono degradati, nei casi in cui siano interrati elevati quantitativi di residui pagliosi è preferibile anticipare gli apporti azotati, onde favorirne una più rapida degradazione (Grignani e Mantovi, 2016). Si tratta quindi soltanto di anticipare parte della distribuzione di azoto che viene distribuita corso dell'anno, senza incrementare la dose di fertilizzante necessarie a coprire la stima dei fabbisogni colturali.

#### *4.2.2.9 Disponibilità dal suolo e/o dalla sostanza organica (S)*

La voce S del bilancio si riferisce a tutti quei processi di liberazione o immobilizzazione degli elementi nutritivi nel suolo non inclusi nelle voci Mc ed Mf. Tra questi è possibile individuare altri processi di mineralizzazione e di organizzazione della sostanza organica stabile presente nel terreno e opposti fenomeni di rilascio e immobilizzazione reversibile di elementi meno mobili come fosforo e potassio (Grignani et al, 2013; Grignani e Mantovi, 2016). Questa voce può essere stimata a partire da dati tabellari o da specifiche valutazioni derivanti da sperimentazioni in campo. Esempi del primo caso sono la consultazione dei regolamenti applicativi della Direttiva Nitrati (vedi Allegato V, parte A del Decreto Effluenti, che fa riferimento al Codice di Buona Pratica Agricola), dove si stima ad

esempio che la mineralizzazione possa rendere disponibile  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$  all'anno per unità percentuale di sostanza organica presente nel suolo, o del metodo proposto da Masoni et al. (2017) che considera un coefficiente di mineralizzazione da applicare alla sostanza organica secondo la tessitura del terreno preso in considerazione. Il metodo delle sperimentazioni è più complesso, in quanto occorre effettuare accurate valutazioni dei flussi che concorrono a determinare il bilancio della sostanza organica (come fatto da Bertora et al., 2009) al fine di ottenere valori più precisi per le specifiche condizioni pedoclimatiche considerate. Fondamentale in ogni caso è la disponibilità di analisi del suolo aziendali, senza le quali non è possibile stimare la voce S del bilancio.

#### 4.2.2.10 *Coefficiente di tempo colturale (Kt)*

La somma complessiva degli apporti naturali dal suolo e dalla deposizione atmosferica ( $Da + Mf \pm Mc \pm S$ ) non sempre è completamente disponibile per la pianta, sia perché la capacità della stessa di assorbire gli elementi nutritivi varia con il suo sviluppo fenologico e con la stagione, sia perché i valori delle voci sopracitate sono riferiti ad un periodo della durata di un anno, spesso superiore al ciclo biologico delle colture aziendali (Grignani e Mantovi, 2016). La voce Kt rappresenta il coefficiente di tempo colturale, che moltiplicato per gli apporti naturali dal suolo e dalla deposizione atmosferica, permette di ottenere la quota di azoto disponibile da queste fonti che la pianta può effettivamente utilizzare nel periodo della sua permanenza in campo. Kt classifica le colture come più o meno efficienti nell'utilizzo di questi apporti naturali in funzione della durata del loro ciclo di sviluppo e del regime termico e pluviometrico del periodo in cui sono presenti in campo (Grignani et al., 2013). Per le colture pluriennali, come prati o colture arboree che coprono il campo tutto l'anno, si considera un coefficiente tempo pari a 1 (massima efficienza); mentre per altre colture con ciclo inferiore all'anno solare, vengono utilizzati dei coefficienti inferiori all'unità: ad esempio 0,67 per seminativi che crescono nei periodi con temperature più elevate e favorevoli alla mineralizzazione (media efficienza), 0,60 per seminativi autunno-vernini (bassa efficienza) (Grignani e Mantovi, 2016).

#### 4.2.2.11 *Apporti da fertilizzazione organica (Fo) e minerale (Fc)*

Gli apporti da fertilizzazione si dividono in apporti organici (Fo) e apporti minerali (Fc). I primi riguardano gli apporti da effluenti zootecnici, compost o altri ammendanti, i secondi gli apporti da concimi minerali o organo-minerali.

La quantificazione degli input di elementi nutritivi da apporti organici (come gli effluenti zootecnici) non è sempre di facile determinazione, come evidenziato da Meisinger e

Randall (1991), per la variabilità che incide sulla composizione degli stessi (Farruggia e Simon, 1994), per l'incertezza legata alla distribuzione spaziale in campo (Zavattaro e Grignani, 1999) e alla quantificazione delle perdite di N tra la fase di escrezione e di distribuzione in campo (Grignani et al., 2003). Si suppone però che le dosi di distribuzione degli effluenti zootecnici (talvolta con ampi margini d'errore) siano conosciute da chi effettua la fertilizzazione in campo, mentre per quanto riguarda invece la stima del contenuto in elementi nutritivi si possono adottare più soluzioni. La migliore rimane riferirsi a stime pubblicate sulla base di studi di bilancio tra gli alimenti ingeriti e le quote ritenute nelle diverse categorie di animali da allevamento (Grignani et al., 2013). Un'alternativa è invece stabilire il contenuto in elementi nutritivi per mezzo di analisi degli effluenti zootecnici, ma è spesso sconsigliata, perché queste analisi sono costose e di risultato spesso incerto a causa delle difficoltà di campionamento (Grignani et al., 2003).

Gli apporti minerali sono invece più semplici da stimare perché derivano da acquisto extra-aziendale e quindi si suppone che l'agricoltore conosca sia la loro composizione in elementi nutritivi (titolo commerciale), sia la quantità effettivamente distribuita in campo.

#### *4.2.2.12 Coefficienti di efficienza Kc e Ko*

I coefficienti di efficienza, come accennato a proposito della semplificazione dell'equazione di bilancio, sono necessari per stimare la frazione di elementi nutritivi effettivamente assorbita dalle colture a partire dalla quantità di fertilizzanti apportati, e stimano quindi (indirettamente) l'insieme delle varie perdite dal sistema spaziale di riferimento. Si ricorda tuttavia che parte dell'azoto considerato inefficiente per l'anno di riferimento non viene necessariamente allontanato dal sistema suolo-pianta come perdita, ma può entrare a far parte del pool di sostanze nutritive che diventano poi disponibili gli anni successivi come Mf ed S (Grignani et al., 2013).

I valori che questi coefficienti assumono sono definiti in modo diverso a seconda del tipo di fertilizzante: per i concimi minerali od organo-minerali prendono il nome di Kc, per gli effluenti zootecnici e gli ammendanti vengono indicati con Ko. Per la fertilizzazione minerale azotata i coefficienti utilizzati (espressi come % di N disponibile sulla quantità di N totale apportato) sono generalmente elevati ed è consigliabile considerare valori superiori almeno all'80-90% (Grignani et al., 2013). Ciò è suggerito dalla normativa europea (Direttiva Nitrati) e dai regolamenti applicativi nazionali (Decreto Effluenti) e regionali (10R/2007), che fissano l'efficienza applicativa dei concimi minerali al 100%. La scelta di impiegare coefficienti di efficienza così elevati è quindi in accordo con le politiche

di riduzione dei quantitativi di concime minerale distribuiti, in quanto ad una maggiore efficienza dovrebbero corrispondere necessariamente dosi più basse. Per quanto riguarda invece i fertilizzanti organici, il discorso è più complesso. Oltre alla stima dei quantitativi di elementi nutritivi distribuiti, è importante stabilire quali sono gli elementi che influenzano il  $K_o$ . Tra questi troviamo il tipo di coltura, l'effluente considerato, modalità ed epoca di distribuzione (Grignani e Mantovi, 2016). Le varie combinazioni di questi 4 fattori identificano diverse classi di efficienza, a ciascuna delle quali vengono attribuiti coefficienti appropriati. Il riferimento di base per stabilire il valore dei coefficienti rimane la Direttiva Nitrati, dove i  $K_o$  variano dal 26% al 75% a seconda della classe di appartenenza. A titolo di esempio, in relazione al tipo di effluente, il liquame suino e la pollina presentano casi di efficienza maggiori, seguiti da liquame bovino e letame (Grignani et al., 2003). La distribuzione è suddivisa nelle classi di pre-aratura e copertura: la prima può essere effettuata nell'anno precedente la semina o nel medesimo anno (a sua volta distinta tra distribuzione su paglia, stocchi o cover crop), la seconda è intesa con o senza interrimento (Decreto effluenti, 2016; D.P.G.R. 29/10/2007 n. 10/R e successive integrazioni; Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019). Altre valutazioni concernono il periodo di distribuzione (legato al tipo di coltura): ad esempio la distribuzione primaverile è più efficiente di quella autunnale, e viceversa. In ogni caso tutti i coefficienti proposti nelle fonti normative sono suffragati da abbondanti riferimenti alla letteratura scientifica da cui sono tratti (vedi fonti normative sopracitate).

Questi coefficienti di efficienza riguardano l'efficienza media, e non tengono in considerazione le dosi apportate e quindi la riduzione dell'efficienza azotata all'aumentare dei quantitativi distribuiti. Tuttavia si suppone che l'adozione dell'equazione del bilancio come presupposto per la redazione di un piano di concimazione aiuti a valorizzare le potenzialità della concimazione organica, e quindi a limitare eccessi o carenze macroscopiche che incidono sull'effettiva validità dei coefficienti (Grignani e Mantovi, 2016).

Per il fosforo ed il potassio invece si possono adottare diverse soluzioni. Come suggerito da Grignani et al. (2003), alcuni Autori modulano la concimazione fosfo-potassica in base alla risposta della coltura alla concimazione, altri invece propongono di regolarla in funzione delle caratteristiche del suolo. Perelli (2000) ad esempio, ha proposto di adottare dei coefficienti moltiplicativi degli asporti delle colture in funzione della dotazione degli elementi nutritivi nel suolo, Canali et al. (2002) invece hanno proposto coefficienti di

insolubilizzazione annua di P e di lisciviazione del K, sempre in funzione di alcune caratteristiche del suolo.

#### 4.2.3 Dal bilancio al piano di concimazione

Una volta stabiliti i termini del bilancio, è necessario passare alla redazione del piano di concimazione: il bilancio serve semplicemente per stimare la quantità di fertilizzanti minerali ed organici ( $F_c+F_o$ ) da apportare alla coltura, al netto degli apporti da suolo e deposizione atmosferica, necessari a soddisfare le esigenze di assorbimento della pianta e in considerazione delle inevitabili perdite (Grignani e Mantovi, 2016; Masoni et al., 2017). Le esigenze di assorbimento sono determinate dalla quantità di elementi nutritivi necessari a raggiungere le caratteristiche produttive ( $Y$ ) e qualitative ( $b$ ) inserite nel bilancio: al crescere di queste variabili le esigenze di assorbimento saranno maggiori. Chiaramente questo non vale per i bilanci consuntivi, che hanno l'obiettivo di verificare eventuali eccessi o difetti di concimazione a posteriori, ma vale per i bilanci colturali preventivi, siano essi stagionali o medi. Occorre quindi programmare i tempi, le dosi e le modalità di somministrazione dei fertilizzanti secondo le specifiche esigenze della coltura, adattandole poi all'andamento climatico e alle condizioni fito-sanitarie della stessa nel corso del suo sviluppo.

## 5 Inquinanti in agricoltura connessi alla fertilizzazione

### 5.1 Lisciviazione dei nitrati

Lo ione nitrico ( $\text{NO}_3$ ), come la maggior parte dei suoli delle zone temperate, è carico negativamente, e non viene perciò trattenuto dal suolo. Vista la sua elevata solubilità, esso tende a lisciviare nel suolo e può causare contaminazione sia delle falde e delle acque sotterranee in generale (Di e Cameron, 2002), sia anche delle acque superficiali, nel caso in cui è invece soggetto a ruscellamento (Grignani et al., 2013). Elevate concentrazioni di nitrati nelle acque possono causare eutrofizzazione e fenomeni di tossicità nell'uomo e negli animali allevati, se queste acque sono utilizzate ad uso potabile: l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) ha stabilito una soglia limite per la concentrazione nelle acque potabili pari a  $50 \text{ mg l}^{-1}$ . In Europa le concentrazioni medie nazionali di nitrati nelle acque sotterranee sono tutte al di sotto del limite delle direttive sui nitrati e sull'acqua potabile di  $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  (EUROSTAT, 2018). L'aggregazione nazionale, tuttavia, maschera notevoli variazioni su scala delle singole stazioni di monitoraggio delle acque sotterranee, delle quali circa il 13% nel 2009, hanno superato il limite di  $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ . Tra il 1992 e il 2009 questa cifra è rimasta relativamente stabile, compresa tra il 5% e il 10%. In Italia nel quadriennio 2012-2015 l'inquinamento da nitrati ha superato la soglia dei  $50 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  nell'11% delle stazioni di monitoraggio nazionali e nel 6,4 % di quelle Piemontesi (ISPRA, 2016). La lisciviazione da nitrati dipende principalmente dalla quantità di nitrati presenti nel suolo che superano le richieste di assorbimento delle colture e della flora infestante, e dal volume di drenaggio (Grignani et al., 2013). In questo senso la fertilizzazione, sia con l'apporto di fertilizzanti minerali che organici (come gli effluenti zootecnici), sia con la successiva mineralizzazione degli stessi e della sostanza organica accumulata nel suolo, contribuiscono ad aumentare l'incidenza di questo tipo di inquinamento (Grignani et al., 2013).

## Volatilizzazione dell'ammoniaca e formazione di particolato

2016

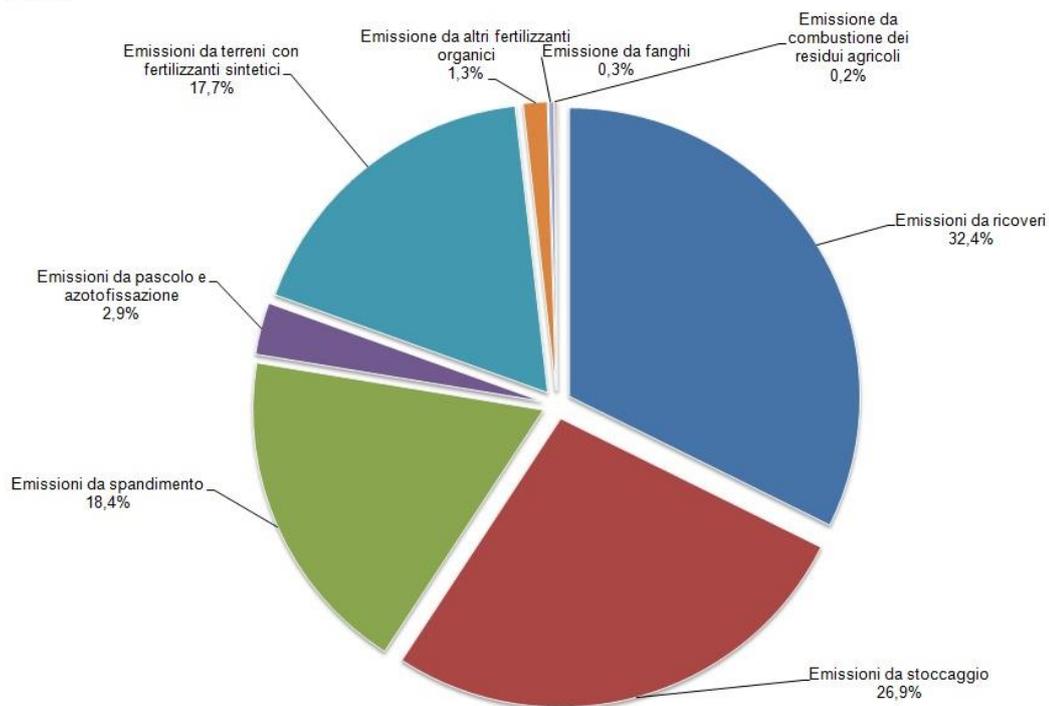


Figura 3: Emissioni nazionali di ammoniaca per fonte nel settore agricolo (ISPRA, 2016).

Nell'UE le emissioni di NH<sub>3</sub> dall'agricoltura sono diminuite del 24% tra il 1990 e il 2015, ma il settore agricolo rimane responsabile della stragrande maggioranza delle emissioni di ammoniaca: nel 2015 ha contribuito per il 94% (3751 kt) delle emissioni totali di ammoniaca nell'UE, mentre in Italia nel 2016 è stato responsabile dell'emissione in atmosfera di 358,47 kt, pari al 93,8% del totale nazionale (Emissioni dell'ammoniaca dall'agricoltura, ISPRA, 2018; EUROSTAT, 2019). Come si può vedere in Figura 3, le fonti emissive principali sono rappresentate dalla gestione degli allevamenti (volatilizzazione da ricoveri negli allevamenti e da stoccaggi di effluenti zootecnici) e dall'utilizzo esteso dei fertilizzanti sintetici e organici (volatilizzazioni da spandimento degli effluenti e volatilizzazione da terreni dove sono stati impiegati fertilizzanti sintetici) (ISPRA, 2018). Le restanti voci sono rappresentate dalle emissioni da pascolo e azotofissazione, da altri fertilizzanti organici, da fanghi e dalla combustione dei residui agricoli, e costituiscono meno del 5% del totale.

L'NH<sub>3</sub> dai suoli coltivati viene rilasciata nell'atmosfera per la degradazione della sostanza organica e per l'apporto di fertilizzanti organici e minerali che aumentano la disponibilità di ioni ammonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), il cui equilibrio dinamico con la forma gassosa è funzione di numerosi fattori, fisici (come temperatura dell'ambiente e umidità del suolo) e chimici (capacità di

scambio cationico, pH) (Bertora et al., 2010). Per l' $\text{NH}_3$  volatilizzata dalla gestione degli effluenti zootecnici (dai ricoveri allo stoccaggio, fino allo spandimento in campo) risultano fondamentali non soltanto temperatura e condizioni di ventosità, ma anche composizione degli effluenti e loro gestione (Bertora et al., 2010). L' $\text{NH}_3$  emessa nell'atmosfera inoltre reagisce prontamente con nitrato e solfato (a loro volta formati mediante ossidazione di  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$ ) per formare particolato (Particulate Matter, PM) di cui l' $\text{NH}_3$  è riconosciuto come uno dei principali precursori (Bertora et al., 2010; ISPRA, 2019). La formazione di polveri sottili prolunga la sua permanenza in atmosfera e ne agevola il trasporto altrove. La successiva deposizione di  $\text{NH}_3$ , sottoforma di deposizione secca di  $\text{NH}_3$  o secca ed umida di  $\text{NH}_4^+$  (Asman and Vanjaarsveld, 1992), può causare diversi problemi ambientali (Bertora et al., 2010), quali l'acidificazione dei suoli, l'alterazione della biodiversità (come cambiamenti nella composizione delle comunità vegetali), l'eutrofizzazione delle acque, interruzioni del ciclo dei nutrienti e aumento delle emissioni dal suolo di gas serra azotati (Fenn et al., 2003).

## 5.2 Emissioni di gas serra

Secondo il rapporto dell'ISPRA Greenhouse Gas Inventory 1990-2017 (ISPRA, 2019), che si occupa di fornire annualmente un rapporto aggiornato sulle emissioni dei gas ad effetto serra sul territorio nazionale, il 7,2% di GHG in Italia proviene dal settore agricolo, che è la terza fonte di emissioni dopo i settori energetico ("Energy") ed industriale ("IPPU", industrial processes and product use), che a loro volta rappresentano rispettivamente l'80,9% e il 7,7% del totale delle emissioni. Per il settore agricolo la tendenza dei gas a effetto serra dal 1990 al 2017 è diminuita dell'11,4%, grazie alla riduzione di alcuni importanti fattori influenti sulla loro produzione, come il numero di animali, la superficie coltivata/produzione vegetale, la quantità di fertilizzanti sintetici azotati applicati e il cambiamento nei sistemi di gestione degli effluenti zootecnici (vedi Figura 4).  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$  hanno rappresentato rispettivamente il 64,0%, 34,6% e 1,4% delle emissioni agricole nel periodo 1990-2017, con una diminuzione del 7,6% ( $\text{CH}_4$ ), del 17,8% ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e del 6,5% ( $\text{CO}_2$ ) dal 1990 (ISPRA, 2019). Tuttavia nel 2017, il settore agricolo costituiva ancora la prima fonte emissiva di  $\text{CH}_4$  a livello nazionale (44,9% delle emissioni totali di metano) e l' $\text{N}_2\text{O}$  agricolo ha rappresentato il 59,9% delle emissioni nazionali di  $\text{N}_2\text{O}$  (ISPRA, 2019). Per quanto riguarda la  $\text{CO}_2$  invece, il contributo del settore agricolo è modesto, e rappresenta soltanto lo 0,1% delle emissioni nazionali (ISPRA, 2019).

Ciascuno di questi gas serra ha un'incidenza sull'inquinamento atmosferico diversa a seconda delle sue caratteristiche fisico-chimiche, espressa dal Global-Warming Potential

(GWP), che descrive la potenza relativa di ciascuna molecola di gas a effetto serra, considerando il tempo in cui essa permane attiva in atmosfera (EUROSTAT, 2019). Solitamente i GWP utilizzati sono calcolati su 100 anni, e l'anidride carbonica rappresenta il gas di riferimento a cui è stato assegnato un valore GWP di 1 per 100 anni. Per poter confrontare le emissioni di diversi gas serra sulla base del loro GWP è possibile ricondurre, grazie ad un apposito fattore di conversione, tutti i tipi di gas serra ad anidride carbonica equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) (Vernì e Ciavatta, 2016; EUROSTAT, 2019), con lo stesso GWP. I fattori di conversione sono stati forniti dall'IPCC (International Panel on Climate Change) e permettono quindi di valutare il contributo potenziale al riscaldamento globale di ciascun GHG: ad esempio, il GWP per il metano è di 25 molecole di CO<sub>2</sub>-eq, mentre per il protossido di azoto è ben più alto, pari a 298 molecole di CO<sub>2</sub>-eq (Vernì e Ciavatta, 2016).

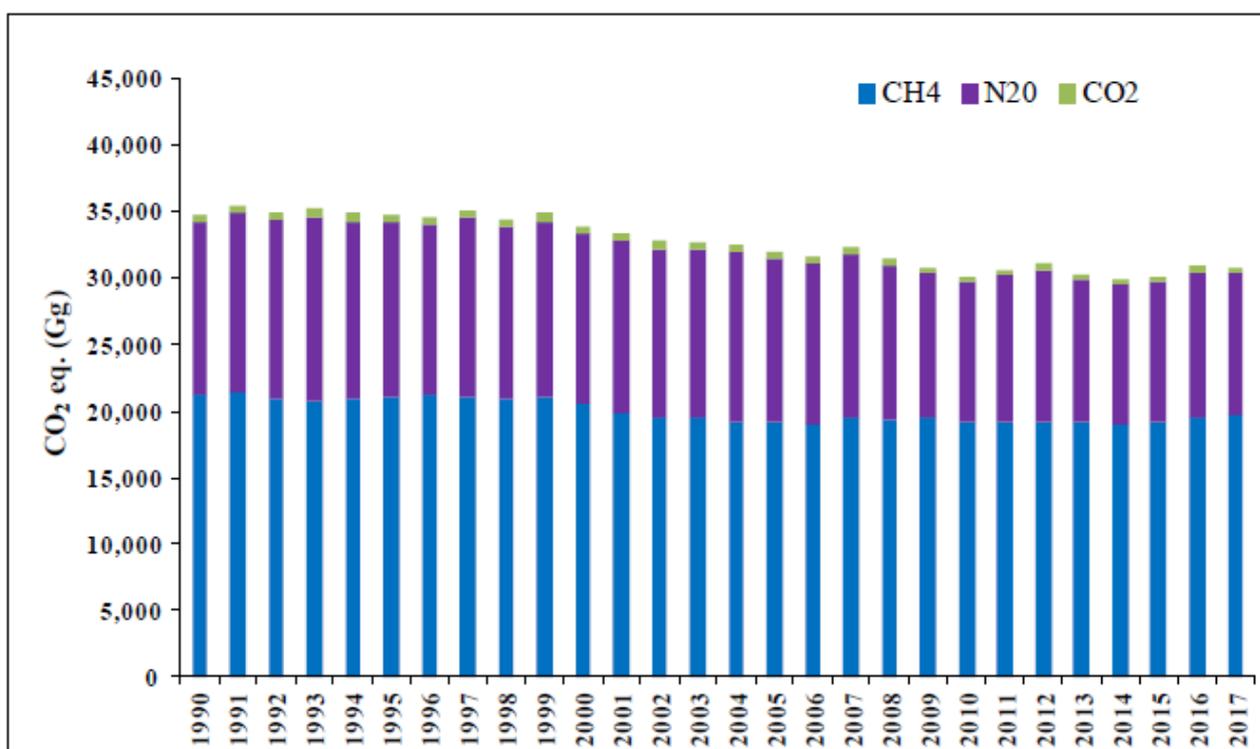


Figura 4: Andamento delle emissioni di gas serra dal settore agricolo dal 1990 al 2017 (Gg CO<sub>2</sub> eq.) (Greenhouse Gas Inventory 1990-2017, National Inventory Report 2019).

Questi gas serra hanno origini diverse e possono essere prodotti nello stesso ambiente e/o contesto: per comprendere il peso di ciascuna delle categorie considerate nell'ambito delle emissioni del settore agricolo si può osservare la Figura 5.

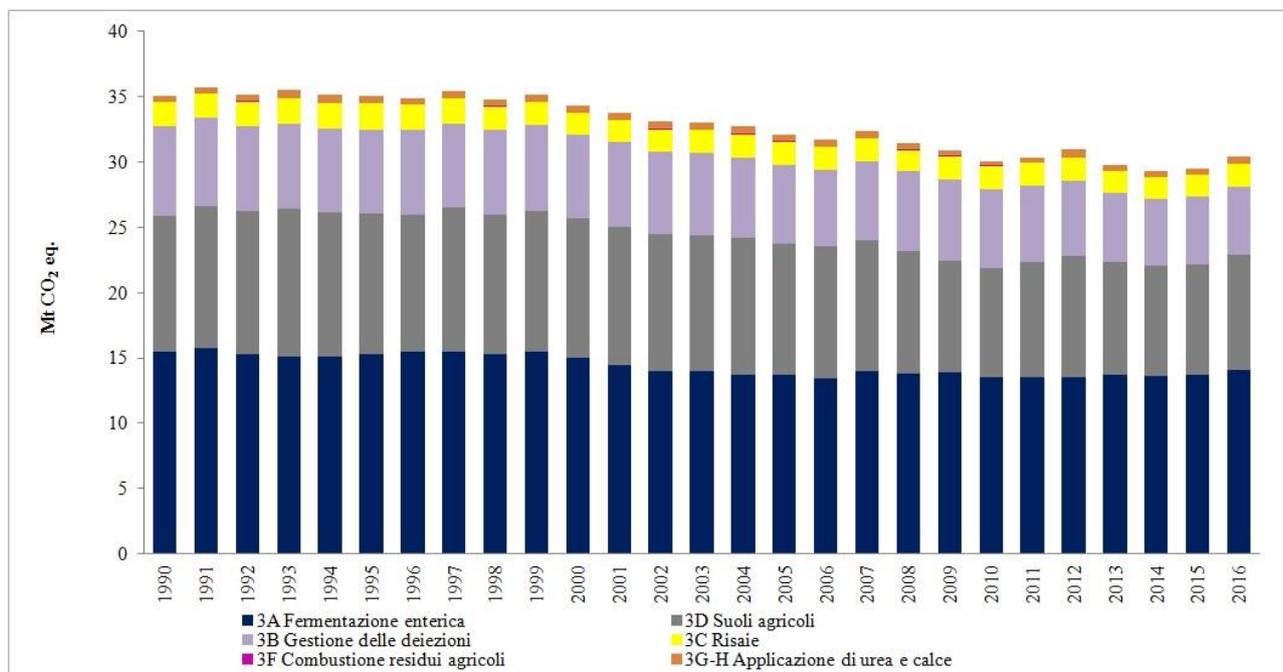


Figura 5: Emissioni di gas serra dovute all'agricoltura per fonte (ISPRA, 2018)

Sul totale delle emissioni nazionali di GHG dall'agricoltura nel 2016 la categoria fermentazione enterica ha rappresentato il 46,2%, le emissioni dai suoli agricoli il 29,1%, la gestione delle deiezioni il 17,2%. In misura minore hanno contribuito la coltivazione del riso (5,6%), l'applicazione al suolo di urea e calce (1,8%) e la combustione dei residui agricoli (0,1%) (ISPRA, 2018).

### 5.2.1 Metano

Le emissioni di CH<sub>4</sub> in agricoltura hanno origine dall'allevamento e dalla risicoltura. Gli allevamenti contribuiscono alle emissioni di CH<sub>4</sub> attraverso la fermentazione enterica, che è il processo di digestione eseguito dai microrganismi presenti nell'apparato digerente degli erbivori, di cui il CH<sub>4</sub> è un sottoprodotto di questo processo (Bertora et al., 2010); nelle risaie invece il metano è prodotto a seguito dell'azione di batteri metanogeni in ambiente anossico, capaci di sfruttare un numero limitato di substrati (H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e acetato, ad esempio) per la crescita, e di produrre metano tra i prodotti finali della loro attività (Shutz et al., 1989). Le emissioni da fermentazione enterica sono preponderanti: ad esempio, nel 2017 esse sono state 569,26 Gg, pari al 72,3% delle emissioni di CH<sub>4</sub> del settore agricolo e il 32,5% di quelle nazionali; da riso sono state 65,7 Gg, cioè solo l'8,3 delle emissioni di CH<sub>4</sub> agricolo e il 3,7% delle emissioni nazionali (ISPRA, 2019).

In particolare, le emissioni di metano da risaia sono il risultato del bilancio tra i fenomeni di metanogenesi (responsabili della produzione di metano), di metanotrofia (responsabili del

consumo di questo gas serra) e dell'emissione dal suolo all'atmosfera (Wassmann e Aulakh, 2000). Durante la sommersione in risaia il potenziale redox del suolo diminuisce drasticamente e la sostanza organica funge da substrato per l'attività di questi organismi: il carbonio non utilizzato dalle piante e rilasciato nel suolo può essere convertito in metano dai batteri metanogeni (Hussain et al., 2014). Il trasporto verticale verso l'atmosfera del CH<sub>4</sub> prodotto da processi metanogenici avviene attraverso tre percorsi principali (Le Mer e Roger, 2001). Questi sono: la diffusione del gas CH<sub>4</sub> disciolto (attraverso le interfacce acqua-aria e suolo-acqua), le perdite per ebollizione (rilascio di bolle di gas, regolato dalle pratiche di gestione della coltura o dalla fauna del suolo) e, infine, il trasporto nelle radici delle piante (per diffusione e conversione in CH<sub>4</sub> gassoso nell'aerenchima e nella corteccia) e il successivo rilascio del gas nell'atmosfera attraverso i micropori della pianta (Husseini et al., 2014). Nel corso dello sviluppo delle piante, la diffusione attraverso l'aerenchima diventa il processo dominante (Peyron et al., 2016), responsabile per oltre il 90% emesso, mentre l'ebollizione e la diffusione del gas disciolto in acqua forniscono contributi minori (Le Mer e Roger, 2001). La quantità annuale di CH<sub>4</sub> emesso da una risaia è funzione di numerosi fattori, come l'area coltivata, la permanenza della coltura in campo, il regime idrico prima e durante il periodo di coltivazione e le quantità di ammendanti organici ed inorganici apportati (Neue and Sass, 1994; Minami, 1995) (IPCC, 2006). Inoltre, anche il tipo di terreno, temperatura e cultivar di riso possono influire sulle emissioni di CH<sub>4</sub> (IPCC, 2006). In questo senso le scelte effettuate nella gestione della fertilizzazione, e in un contesto più ampio, nella stessa agrotecnica adottata, hanno un'importante influenza sulle emissioni di metano in campo.

### 5.2.2 Protossido di azoto

L'N<sub>2</sub>O prodotto nel suolo deriva dai processi microbiologici di nitrificazione e di denitrificazione (Bateman e Baggs, 2005; Bertora et al, 2010). Il primo è un processo aerobico eseguito da microrganismi autotrofi ed eterotrofi. La nitrificazione avviene in due passaggi e viene in parte eseguita da microrganismi autotrofi ossidanti l'ammonio (responsabili della trasformazione da NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a nitriti e identificati dal prefisso "nitroso") e in parte dai microrganismi autotrofi ossidanti i nitriti (responsabili dell'ossidazione da nitrito a nitrato e designato dal prefisso "nitro"). L'N<sub>2</sub>O rappresenta un sottoprodotto della nitrificazione ma anche se non è ancora del tutto chiaro il meccanismo con cui viene prodotto (Khalil et al., 2004). I batteri denitrificanti invece seguono diversi percorsi di riduzione, portando alla produzione di solo N<sub>2</sub>O, di solo azoto molecolare o ad una loro miscela, a seconda della specie ma anche delle condizioni ambientali (Hofstra e

Bouwman, 2005) (Bertora et al., 2010). I principali regolatori di questi processi sono: struttura del suolo, pH, temperatura, aerazione del suolo, contenuto d'acqua, quantità e qualità della disponibilità di C organico e azoto (Bertora et al, 2010). Attraverso l'attività agricola è quindi possibile influenzare la produzione di questo gas serra, per mezzo dell'irrigazione, delle lavorazioni, della fertilizzazione e in generale l'apporto di materiale organico, che può avvenire sottoforma di residui, cover crop, fertilizzanti organici (Grignani et al., 2013).

## 6 Normativa di riferimento

Nell'UE la Commissione europea sta attuando numerose politiche per indurre gli stati membri a diminuire l'impatto ambientale delle aziende agricole comunitarie. L'introduzione della "cross compliance" e del "greening" nella Politica agricola comune (PAC), attraverso la riforma della PAC 2014-2020 (IEEP, 2011) e la diffusione delle *Community Strategic Guidelines* (Consiglio europeo, 2009, 61/2009/CE), applicate attraverso le strategie nazionali relative al Programma di Sviluppo Rurale (PSR), costituiscono alcune delle misure più importanti messe in atto, e che riguardano i cambiamenti climatici, il consumo di energia, la gestione delle risorse idriche, la biodiversità e la ristrutturazione lattiero-casearia (CE, n. 74/2009) (Gaudino et al., 2014b).

### 6.1 Normativa per l'azoto: la Direttiva Nitrati e la Direttiva Quadro Acque

Negli ultimi anni, le misure di politica ambientale europee (Direttiva Nitrati 91/676/CEE, Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE) e nazionali (DLgs 152/2006, DM 25 febbraio 2016) sono state indirizzate verso il tentativo di proteggere la qualità dell'acqua e finalizzate a prevenire l'uso eccessivo di sostanze nutritive, N in particolare. La Direttiva Nitrati rappresenta uno dei primi strumenti legislativi con cui l'Unione Europea si è posta l'obiettivo di controllare l'inquinamento e migliorare la qualità dell'acqua (Grignani e Mantovi, 2016), e da essa deriva l'impianto normativo che a partire dagli anni '90 è stato realizzato per governare l'utilizzo degli effluenti zootecnici e dei concimi azotati. I suoi obiettivi riguardano la riduzione dell'inquinamento delle acque superficiali e sotterranee causata o indotta dai nitrati di origine agricola e la prevenzione da ulteriori contaminazioni, attraverso l'applicazione di apposite misure (Velthof et al., 2014). Già dal 2000 essa è stata inclusa tra le "misure di base" della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) che persegue gli obiettivi di migliorare lo stato delle acque e di assicurarne uno sviluppo sostenibile attraverso un'adeguata protezione a lungo termine, usando un approccio combinato di limiti emissivi e standard qualitativi (Oenema et al., 2011). La Direttiva Nitrati richiede agli Stati Membri di designare Zone Vulnerabili all'inquinamento da nitrati (ZVN), individuate sulla base dei dati di monitoraggio periodico, che permettono di identificare le zone con acque contaminate (con un contenuto superiore a 50 mg l<sup>-1</sup>) o a rischio. Su tutto il territorio agricolo (ZVN e non) sono stati stabiliti un codice di adesione volontaria di buone pratiche agricole e una serie di misure obbligatorie. I programmi d'Azione includono limiti massimi annui nella distribuzione degli effluenti di allevamento, richiedono sia impostato un bilancio aziendale dell'azoto per razionalizzare anche la concimazione

minerale e impongono divieti sulle epoche e sulle zone di spandimento, come su terreni in pendenza, in condizioni umide, e vicino ai corsi d'acqua e altro ancora (Grignani e Mantovi, 2016; Velthof et al., 2014). Mentre il limite nell'apporto annuo di effluenti zootecnici in ZVN è di 170 kg ha<sup>-1</sup>, nelle zone ordinarie le regole sono meno severe e per l'Italia salgono a 340 kg ha<sup>-1</sup>. Inoltre dal 2011 è in vigore la deroga ai nitrati (2011/721/UE) per alcune regioni italiane, in conformità all'allegato III della Direttiva Nitrati, per la quale è ammissibile un incremento dell'azoto organico nelle ZVN da 170 kg N ha<sup>-1</sup> a 250 kg N ha<sup>-1</sup> all'anno per gli agricoltori che rispettano alcuni requisiti relativi alla gestione degli effluenti e del terreno (Acutis *et al.*, 2014). Le regioni che hanno beneficiato di questa agevolazione sono state Piemonte, Lombardia, Veneto ed Emilia Romagna dal 2011 al 2015 e solo più Piemonte e Lombardia per il periodo 2016-2019.

### 6.1.1 Livello nazionale

In Italia la Direttiva Nitrati è stata recepita con Decreto Ministeriale del 19 aprile 1999, approvante il Codice di Buone Pratiche Agricole, nonostante già a partire dalla metà degli anni '90 le regioni caratterizzate da zootecnia intensiva avevano introdotto normative atte a soddisfare molte richieste dalla legislazione europea (Grignani e Mantovi, 2016). Dopo alcune evoluzioni, attualmente il vigente riferimento normativo della Direttiva Nitrati è incluso nelle disposizioni della Parte Terza del Decreto legislativo 11 aprile 2006, n. 152 (Testo unico sull'Ambiente), che insieme al Decreto Ministeriale 25 febbraio 2016 (Criteri e norme generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue, nonché per la produzione e l'utilizzazione agronomica del digestato, detto anche "Decreto Effluenti") costituisce il riferimento nazionale che le Regioni devono seguire per emanare i Programmi d'Azione regionali ai sensi della Direttiva Nitrati. Riguardo al DM 25 febbraio 2016, è importante sottolineare come esso evidenzi la necessità della redazione di un Piano di Utilizzazione Agronomica (PUA) e del corretto bilanciamento degli elementi nutritivi, riferendosi alle caratteristiche del suolo, alle asportazioni prevedibili e al costante aggiornamento dei dati necessari a questo scopo.

### 6.1.2 Livello regionale

Alle Regioni competono gli aspetti legati all'attuazione della Direttiva nel contesto della normativa nazionale, come il monitoraggio delle acque, le definizioni e i cambiamenti riguardanti le ZVN e ai Programmi d'Azione. La regione Piemonte fa riferimento a due fonti

normative: il 10/R/2007 (con successivi aggiornamenti) e le Norme Tecniche di Produzione Integrata della Regione Piemonte.

#### *6.1.2.1 D.P.G.R. 29/10/2007 n. 10/R*

Il Regolamento regionale 29 ottobre 2007, n. 10/R “Disciplina generale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e delle acque reflue e programma di azione per le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola” è l’attuazione regionale del “Decreto effluenti” ed è stato emanato in attuazione della legge regionale 29 dicembre 2000, n. 61 (Disposizioni per la prima attuazione del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque) e del Piano di tutela delle acque. Esso disciplina sia le attività di utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e delle acque reflue provenienti dalle aziende agricole e da piccole aziende agroalimentari nelle zone non ZVN sia il programma d'azione per le ZVN.

#### *6.1.2.2 Norme tecniche di produzione integrata Regione Piemonte 2019*

Le norme tecniche per la produzione agricola integrata della Regione Piemonte invece sono redatte in conformità alle Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2018 e approvate con Determinazione Dirigenziale del Settore Fitosanitario e dei Servizi tecnico-scientifici n°230 del 14 febbraio 2018. Le Linee Guida Nazionali definiscono i criteri generali in materia di tecniche agronomiche per una produzione integrata, con l’obiettivo di razionalizzare la fertilizzazione e ridurre al minimo le sostanze chimiche di sintesi, nell’ottica di un minor impatto verso l’uomo e l’ambiente e nel rispetto di principi ecologici, economici e tossicologici. Sono redatte dal Gruppo Tecnico Agronomico (GTA) e successivamente approvate dall’Organismo Tecnico Scientifico (OTS) della Direzione Generale dello Sviluppo Rurale. Ad esse possono aderire tutti gli operatori, in forma singola o associata, appartenenti alle categorie di agricoltori, condizionatori, trasformatori o distributori.

## **6.2 Normativa per l’inquinamento atmosferico**

Per quanto riguarda invece il quadro legislativo sull’inquinamento atmosferico, esso è ampio e complesso, e qui viene soltanto accennato: si rimanda la sua trattazione nel dettaglio a testi più specifici, esulando dagli obiettivi di questo lavoro. Il quadro normativo in Figura 6 riassume le principali fonti legislative riguardanti metano (CH<sub>4</sub>), ammoniaca (NH<sub>3</sub>), protossido di azoto (N<sub>2</sub>O), ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), particolato atmosferico (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>) e nitrati (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) che sono i principali inquinanti prodotti in agricoltura.

La legislazione internazionale sull'inquinamento atmosferico comprende diverse convenzioni (o trattati), come la Convenzione della Commissione Economica delle Nazioni Unite sull'Inquinamento Atmosferico Transfrontaliero (UNECE-CLRTAP), e la Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC), ratificati allo scopo di definire degli obiettivi comuni. Queste convenzioni sono articolate in protocolli che stabiliscono i limiti emissivi vincolanti per gli stati aderenti ai trattati.

#### QUADRO NORMATIVO

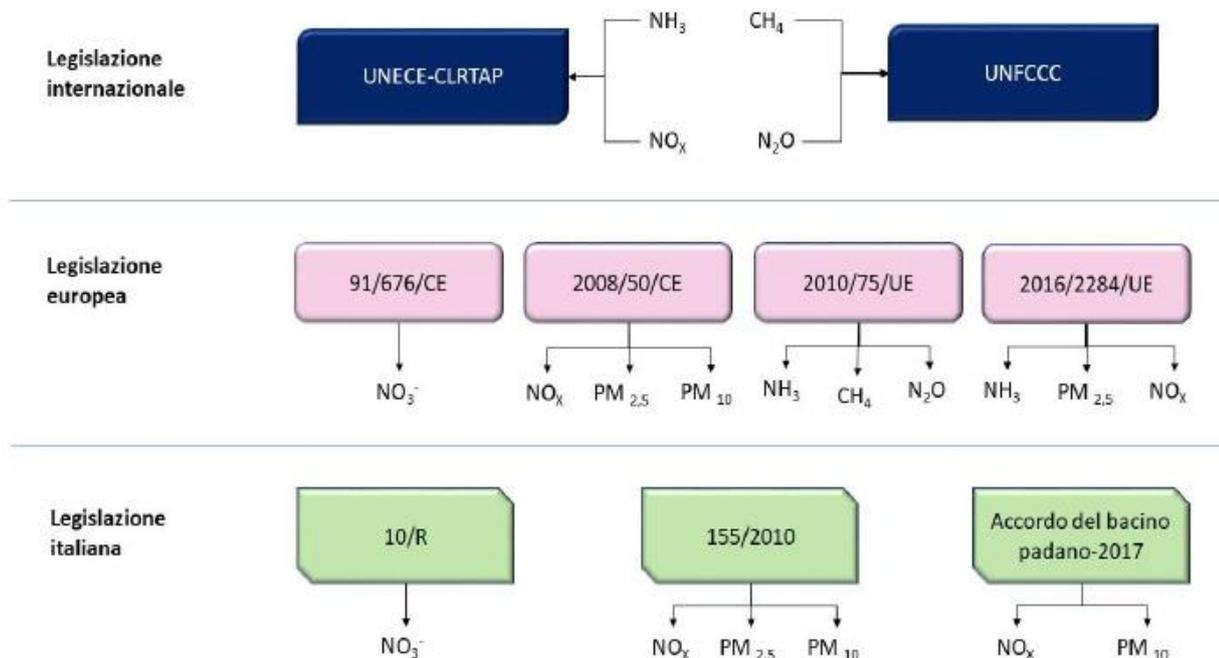


Figura 6: Quadro normativo relativo all'inquinamento atmosferico (Marcellino, 2017).

Nell'ambito dell'UNECE-CLRTAP sono stati definiti i piani per il finanziamento del programma cooperativo EMEP per il monitoraggio e la valutazione del trasferimento a lunga distanza degli inquinanti in Europa. EMEP ha fornito un documento chiamato Air pollutant emission inventory Guidebook 2016 disponibile sul sito dell'EEA (European Environment Agency), su cui è stata basata la metodologia usata nell'applicazione per il calcolo delle perdite di ammoniaca e di gas serra in atmosfera.

L'UNFCCC ha approvato le metodologie e le tecniche di calcolo delle emissioni redatte dall'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). L'IPCC è il principale organismo internazionale per la valutazione dei cambiamenti climatici, istituito nel 1988 dalla World Meteorological Organization (WMO) e dall'United Nations Environment Program (UNEP) in seno alle Nazioni Unite. Esso ha l'obiettivo di fornire un'aggiornata visione scientifica sul cambiamento climatico e sui potenziali impatti, non solo ambientali ma anche socio-

economici, per i Paesi di tutto il mondo (ISPRA, 2019). L'IPCC ha pubblicato nel 2006 le Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, che contengono le metodologie e i da utilizzare nella compilazione degli Inventari nazionali per gli inquinanti.

### 6.3 Normativa per il fosforo

Come abbiamo visto, mentre la legislazione europea relativa alle perdite di azoto e dei gas serra in agricoltura è piuttosto articolata, non vi è attualmente una regolamentazione comunitaria che disciplini direttamente la gestione del fosforo nei terreni agricoli. La perdita di P è affrontata presso alcuni stati membri dell'UE nel quadro della Direttiva Nitrati, della Direttiva Quadro sulle Acque o della Direttiva sulle Emissioni Industriali (2010/75/UE), attraverso l'introduzione di regimi agroambientali volontari o per mezzo della legislazione nazionale o regionale. Non esistono quindi restrizioni o limitazioni dirette nell'utilizzo di questo elemento ad eccezione dei controlli indiretti effettuati in applicazione della Direttiva Nitrati: in questo modo, spesso soltanto le misure restrittive applicate per l'azoto possono ridurre anche gli apporti di fosforo, vista la gestione spesso congiunta dei due elementi, come nel caso dei fertilizzanti organici (Jordan et al., 2012; Buckley et al., 2015).

## 7 Impatto ambientale e gestione della fertilizzazione: gli indicatori ambientali

Per poter supportare e migliorare le politiche di sostenibilità ambientale si rendono necessari strumenti capaci non solo di determinare l'impatto dei sistemi agricoli, ma anche di effettuare valutazioni olistiche ex-ante, in itinere, ed ex-post delle politiche attuate (Gaudino et al., 2014). Per valutare l'impatto ambientale dei sistemi agricoli si possono applicare diversi metodi, tra cui misure dirette, modelli di simulazione ed indicatori semplici o compositi, ciascuno con livelli diversi di applicabilità e diverse potenziali spiegazioni del funzionamento dei sistemi agricoli (Bockstaller e Girardin, 2003; Castoldi e Bechini, 2006). Siccome misure dirette e modelli di simulazione sono troppo costosi e richiedono molto tempo, gli indicatori ambientali possono essere utilizzati per una valutazione preliminare della sostenibilità, basandosi su dati già disponibili o più facili da raccogliere (Bechini e Castoldi, 2009). Essi hanno lo scopo di quantificare, sintetizzare e esprimere nel modo più semplice possibile la complessità delle dinamiche ambientali, permettendo di produrre una quantità gestibile di informazioni significative (Gaudino et al., 2014b); inoltre non soltanto permettono di analizzare sistemi, ma anche confrontano tra loro situazioni diverse (Gaudino et al. 2014b).

Possono essere semplici (quando riguardano un solo aspetto di un sistema) o complessi (Gaudino et al. 2014a).

Gli indicatori agro-ambientali sono stati ampiamente usati sia in Europa che nel resto del mondo per valutare la sostenibilità ambientale (Bockstaller et al., 1997; Pacini et al., 2003; Bechini and Castoldi, 2009; Pacini et al., 2009; Gaudino et al., 2014a; Gaudino et al., 2014b). Sono stati sviluppati da varie organizzazioni internazionali come Nazioni Unite (UN), Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo economico (OCSE), Unione Europea (UE), Food and Agriculture Organization (FAO) (Królczyk e Latawiec, 2015). L'OCSE in particolare ha sviluppato un quadro generale di riferimento per stabilire una serie di indicatori agroambientali, conducendo un'indagine pilota nel 1995 su alcuni indicatori (FAOSTAT, 2011), poi successivamente aggiornati ed ancora oggi usati come quadro di riferimento per gli indicatori agro-ambientali (Królczyk e Latawiec, 2015). Nell'EU già i Consigli europei di Cardiff e poi di Vienna avevano sottolineato l'importanza di sviluppare indicatori ambientali per valutare l'impatto di diversi settori economici, inclusa l'agricoltura, e per stimolare una maggiore inclusione delle tematiche ambientali nelle politiche comunitarie (Gaudino et al., 2014b). Il Consiglio europeo di Helsinki inoltre, nelle conclusioni della presidenza (1999), ha preso provvedimenti creando una strategia per integrare le tematiche ambientali con la politica agricola comune. Analogamente all'OCSE, organismi istituzionali europei come l'Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA), la Direzione Generale (DG) Ambiente, nonché la DG Agricoltura e Sviluppo Rurale, il Centro Comune di Ricerca (CCR) ed EUROSTAT hanno tutti sviluppato indicatori agroambientali (AEI) nell'ambito della riforma della politica agricola (Gaudino et al., 2014b). Pertanto, è stata avviata l'operazione IRENA (Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy), al fine di monitorare la PAC (SEE, 2005) e non solo. All'interno dell'UE, l'IRENA è stato un esercizio congiunto tra diverse DG della Commissione (Agricoltura e Sviluppo Rurale, Ambiente, Eurostat e Centro comune di ricerca) e l'Agenzia Europea dell'Ambiente, che ha portato ad importanti progressi nello sviluppo di 35 indicatori agro-ambientali. A seguito dell'operazione IRENA, nel documento programmatico Communication COM (2006) 508 definitivo, la Commissione Europea ha adottato 28 indicatori agroambientali (AEI) per valutare l'interazione tra la PAC e l'ambiente (Królczyk e Latawiec, 2015), descritti nella Tabella 1a e nella Tabella 1b. Questi indicatori sono identificati dall'analisi quadro DPSIR (Driving forces - Pressures and benefits - State/Impact - Responses) dell'AEA, che insieme al quadro normativo DSR (Driving force-State-Response) dell'OCSE costituiscono la base del quadro degli indicatori agro-ambientali.

Generalmente gli aspetti ambientali analizzati tramite gli indicatori agroambientali si riferiscono all'inquinamento da nutrienti, all'inquinamento da prodotti fitosanitari, all'efficienza energetica, alle emissioni gassose (gas serra ed emissioni di ammoniaca) e a diversi ambiti relativi a biodiversità e produttività. Alcuni sono specifici per un'area geografica e/o indirizzo produttivo e richiedono analisi dettagliate, altri sono più generali e permettono di confrontare situazioni differenti (Gaudino et al., 2014a).

Oggi non solo istituzioni europee e ricercatori, ma anche stakeholders e agronomi sono sempre più interessati alle prestazioni ambientali dei diversi sistemi agricoli (Bassanino et al., 2007): necessitano di indicatori affidabili e di facile applicazione, che siano utili a produrre miglioramenti nelle competenze tecniche degli agricoltori, a rappresentare i flussi di nutrienti come indicatori di sostenibilità e a valutare e possibilmente migliorare l'applicazione locale della legislazione ambientale (van der Molen et al., 1998; Halberg et al., 2005). L'individuazione e la descrizione di un insieme comune di indicatori agroambientali standardizzati, che descrivano le parti di un sistema con la stessa metodologia e con tecniche di raccolta dati armonizzate tra loro (Gaudino et al., 2014) è utile per confrontare l'utilizzo di questi strumenti in Europa (Oenema et al., 2011) e per il raggiungimento degli obiettivi sopracitati.

Oltre agli indicatori ambientali nel tempo sono stati anche sviluppati numerosi modelli complessi, tra cui Integrated Assessment (IA) (Bezlepkina et al., 2011), Life cycle Assessment (LCA) (ISO 14040, 2006), Ecological Footprint (EF) (Rees, 2000), che vengono utilizzati da ricercatori e istituzioni (Gaudino et al., 2014b) al fine di integrare le conoscenze attuali in questo campo e offrire nuove prospettive di miglioramento.

Tabella 1a: i 14 indicatori agro-ambientali proposti dalla Commissione Europea nel progetto IRENA riferiti ai domini "Risposte" e "Forze motrici" (Królczyk e Latawiec, 2015, adattato da EUROSTAT, 2010; COM, 2006; UNECE, 2012).

Dominio	Sotto-dominio	Spiegazione	Nr	Titolo
<b>Risposte</b>	<b>Politiche pubbliche</b>	L'agricoltura è fortemente influenzata dalle politiche agricole e ambientali ed è sensibile ai cambiamenti dei prezzi dei prodotti. Inoltre, i cambiamenti nelle competenze, nella tecnologia e negli atteggiamenti dei consumatori e dei produttori incidono sulle pratiche agricole	1	Impegni agro-ambientali
			2	Zone agricole Natura 2000
	<b>Tecnologia e competenze</b>		3	Livello di formazione degli agricoltori e utilizzo dei servizi di consulenza agricola ambientale
	<b>Andamento dei mercati</b>		4	Superficie coltivata con agricoltura biologica
<b>Forze motrici</b>	<b>Utilizzo di input</b>	Cruciale nel descrivere diversi sistemi colturali e il livello di intensità delle aziende agricole è l'uso di input (pesticidi, fertilizzanti, energia e acqua)	5	Consumo di fertilizzanti minerali
			6	Consumo di prodotti fitosanitari
			7	Irrigazione
			8	Utilizzo di energia
	<b>Uso del suolo</b>	I cambiamenti nell'uso del suolo, i modelli di coltivazione e di allevamento influenzano l'intensità e le tendenze dell'uso del suolo nel settore agricolo	9	Cambiamento dell'uso del suolo
			10.1	Modelli di coltivazione
			10.2	Modelli di allevamento
	<b>Gestione dell'azienda agricola</b>	La gestione dell'azienda agricola comprende schemi di rotazione colturale, copertura del suolo, diversi metodi di lavorazione del terreno e gestione degli effluenti zootecnici	11.1	Copertura del suolo
			11.2	Pratiche di lavorazione del terreno
			11.3	Stoccaggio effluenti zootecnici
	<b>Tendenze</b>	Le principali tendenze delle attività agricole a livello aggregato, ad esempio regionale o nazionale, possono essere espresse in termini di intensificazione o estensificazione, specializzazione, rischio di abbandono delle terre coltivate	12	Intensificazione/estensificazione
			13	Specializzazione
			14	Rischio di abbandono delle terre coltivate

Tabella 1b: i 14 indicatori agro-ambientali proposti dalla Commissione Europea nel progetto IRENA, riferiti ai domini “Pressioni e benefici” e “Stato/Impatto” (Królczyk e Latawiec, 2015, adattato da EUROSTAT, 2010; COM, 2006; UNECE, 2012).

Dominio	Sotto-dominio	Spiegazione	Nr	Titolo
Pressioni e benefici	Inquinamento	L'agricoltura può portare a residui eccessivi di nutrienti e prodotti fitosanitari nel suolo e al loro passaggio in acqua. Può inoltre causare emissioni di ammoniaca e metano	15	Bilancio lordo dell'azoto
			16	Rischio di inquinamento da fosforo
			17	Rischi da prodotti fitosanitari
			18	Emissioni di ammoniaca
			19	Emissioni di gas serra
	Sprego di risorse	L'uso inappropriato di acqua e suolo nel settore agricolo nonché i cambiamenti nella diversità genetica possono portare a problemi ambientali	20	Estrazione di acqua
			21	Erosione del suolo
			22	Diversità genetica
	Benefici	L'agricoltura può portare benefici ambientali attraverso la gestione di terreni agricoli di elevato valore naturale e attraverso la produzione di fonti di energia rinnovabili	23	Terreni agricoli ad alto valore naturale
			24	Produzione di energie rinnovabili
Stato/Impatto	Biodiversità e habitat	La diversità delle specie nelle aree coltivate può essere misurata attraverso la condizione degli uccelli in ambiente agricolo	25	Andamento delle popolazioni di uccelli in ambiente agricolo
			26	Qualità del suolo
	Risorse naturali	La qualità delle risorse naturali chiave deve essere monitorata	27.1	Qualità dell'acqua - Inquinamento da nitrati
			27.2	Qualità dell'acqua - Inquinamento da prodotti fitosanitari
	Paesaggio	L'agricoltura influenza fortemente lo stato dei paesaggi europei attraverso elementi del paesaggio, come ad esempio siepi, diversi sistemi colturali, pascolo nelle aree montane	28	Paesaggio - stato e diversità

## 7.1 Gli indicatori ambientali per il bilancio dei nutrienti proposti dalla Commissione Europea: GNB e GPB

Tra gli indicatori agro-ambientali utilizzati per la gestione della fertilizzazione, il bilancio dei nutrienti è il più comune (Langeveld et al., 2007). Come descritto nel paragrafo dedicato al bilancio degli elementi nutritivi, a cui si rimanda per una trattazione più approfondita, può essere adottato a diversi livelli spazio-temporali, e la sua versatilità è ben documentata; può servire come strumento analitico (Isermann e Isermann, 1998), come indicatore di prestazioni (Bassanino et al., 2007), o per il controllo di soglie legislative (Oenema et al., 2003). Di solito sono adottati come strumenti di politica ambientale per ridurre i rischi di

lisciviazione e monitorare l'efficacia di misure ambientali (ad es. Koelsch, 2005), anche a lungo termine (Smaling and Oenema, 1997), e sono stati riconosciuti utili anche dagli agricoltori stessi (Beegle et al., 2000) in particolare se non obbligatori (Halberg et al., 2005). Tuttavia, a differenza delle emissioni di gas serra e ammoniaca, i paesi europei non sono tenuti ad effettuare bilanci di N e P per l'agricoltura come parte di eventuali convenzioni internazionali (Oenema et al., 2011). Di conseguenza, non c'è nessuna organizzazione equivalente all'IPCC o all'UNECE che abbia la responsabilità di standardizzare e migliorare le metodologie per calcolare tali equilibri. Tuttavia, Eurostat e OCSE hanno stabilito congiuntamente uno standard di fatto per il calcolo dei bilanci lordi di N (GNB, Gross Nitrogen Balance) e P (PB, Phosphorous Balance) per applicare ed indirizzare le politiche in questo ambito (Oenema et al., 2011).

#### 7.1.1 Il Gross Nitrogen Balance (GNB)

Il "Gross Nitrogen Balance" (bilancio lordo dell'azoto) o GNB serve per indicare il potenziale surplus di azoto GNS (Gross Nitrogen Surplus) per unità di superficie agricola ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ), e quindi il rischio potenziale di inquinamento globale dell'ambiente (suolo, acqua, aria) (Eurostat, 2018). Questo bilancio si distingue dagli altri che riguardano lo stesso elemento per una serie di caratteristiche peculiari. Il GNB prende come riferimento spaziale quello del Soil Surface Balance "esteso", anche chiamato "Land Budget", che include non soltanto il suolo ma anche l'atmosfera e l'idrosfera ad esso connesse (Kremer, 2013). Tra le perdite di azoto non vengono considerate solo quelle di campo, ma anche quelle da stalla e stoccaggio, per ottenere un quadro generale della pressione ambientale dell'azienda che comprenda l'inquinamento del suolo, dell'acqua e dell'aria (Leib et al., 2011). Il termine "Gross" (lordo) si riferisce al fatto che esso include anche la volatilizzazione di N in atmosfera a monte della distribuzione degli effluenti e dei fertilizzanti al suolo (volatilizzazione da stalla e da gestione degli effluenti) (Kremer, 2013). Infatti per il calcolo del bilancio lordo dell'azoto vengono inclusi i valori di escrezione di N relativi alle specifiche categorie di animali di allevamento da cui provengono gli effluenti zootecnici. Altri bilanci dell'azoto come il Soil Surface Balance escludono tali emissioni, e considerano il bilancio al netto di queste stesse: in questo modo permettono una stima più accurata delle perdite per lisciviazione e ruscellamento, ma offrono un quadro parziale del potenziale inquinamento ambientale (Eurostat, 2018).

Il GNS calcolato comprende le emissioni in atmosfera aGNS (atmospheric GNS) e le perdite per lisciviazione e ruscellamento hGNS (hydrospheric GNS), legate dalla seguente relazione (Kremer, 2013):

$$\mathbf{GNS = aGNS + hGNS}$$

aGNS rappresenta la quota del GNS che include tutte le potenziali perdite di N in atmosfera per volatilizzazione ed emissione che possono causare inquinamento ambientale (Kremer, 2013). Questa voce può essere stimata direttamente sulla base di dati disponibili in letteratura o in seguito ad apposite misurazioni ed include le emissioni dirette ed immediate di NH<sub>3</sub>, NO, N<sub>2</sub>O da:

- Stalla;
- Gestione, stoccaggio e distribuzione di effluenti zootecnici;
- Distribuzione di altri fertilizzanti organici o concimi minerali;
- Effluenti da pascolo;
- Residui colturali;
- Bruciatura delle stoppie o dei residui colturali.

hGNS invece include la quota del GNS che rappresenta un potenziale rischio di inquinamento per l'acqua tramite lisciviazione e ruscellamento; comprende anche i cambiamenti nello stock di N del suolo e le emissioni indirette in atmosfera conseguenti ad entrambi i fenomeni, oltre che alle emissioni dirette di N<sub>2</sub> in seguito a denitrificazione (Kremer, 2013).

I surplus indicano un potenziale rischio ambientale, mentre i deficit possono indicare una progressiva riduzione della fertilità del suolo che può portare ad altri problemi come un conseguente aumento del rischio di erosione (Eurostat, 2018; Kremer, 2013).

### 7.1.2 Il Gross Phosphorous Balance (GPB)

Il bilancio lordo del fosforo (GPB) viene utilizzato per stimare il surplus di fosforo (PS) per unità di superficie agricola (kg N ha<sup>-1</sup>), e quindi rappresenta un'indicazione in agricoltura del rischio potenziale di dispersione di questo elemento nell'ambiente (lisciviazione, ruscellamento ed esaurimento/accumulo nel suolo) (Eurostat, 2018). Gli input del bilancio considerano tutti gli apporti di fosforo al suolo (Eurostat, 2018):

- Input da fertilizzanti, che comprendono fertilizzanti minerali ed organici, compost, fanghi di depurazione e altri prodotti;
- Input lordi da effluenti zootecnici, calcolati sulla base dei quantitativi prodotti in allevamento (escrezione di fosforo), delle variazioni dei quantitativi stoccati, delle eventuali uscite/entrate extra-aziendali.
- Input da altre fonti di fosforo, come la semente e/o materiale di propagazione.

Gli output del GPB comprendono:

- Tutte gli asporti colturali di fosforo da seminativi, da foraggi e da pascolo;
- I residui colturali allontanati dal campo.

Il surplus di P può indicare potenziali rischi di lisciviazione e ruscellamento e l'accumulo nel suolo, che possono portare le acque sotterranee e superficiali all'inquinamento da fosfati (Kremer, 2013). L'accumulo di P nel suolo inoltre, a differenza dell'N, per il quale il surplus cumulativo degli anni passati è molto meno rilevante, se persiste negli anni rappresenta un rischio per l'ambiente maggiore rispetto al singolo surplus annuale. Un deficit di P invece indica il potenziale rischio di declino della fertilità del suolo, con annesse conseguenze negative sull'attività agricola (Kremer, 2013).

## 7.2 Altri indicatori agro-ambientali connessi alla gestione della fertilizzazione proposti dalla Commissione Europea

Vi sono numerosi altri indicatori ambientali tra i 28 proposti dalla Commissione Europea che possono considerarsi connessi alla gestione della fertilizzazione, per gli elementi che entrano in gioco nella loro stima. Tra questi possono annoverarsi:

- “Consumo dei fertilizzanti minerali”: esprime l'evoluzione del consumo di azoto (N) e fosforo (P) apportato con fertilizzanti minerali da parte dell'agricoltura nell'UE (dosi in  $\text{kg ha}^{-1}$ ). I dati con cui viene calcolato questo indicatore provengono da due banche dati fornite dal EUROSTAT: (aei\_fm\_usefert) e (aei\_fm\_manfert), che raccolgono rispettivamente i dati sulle stime degli Stati Membri del consumo in agricoltura di azoto e fosforo, e le stime del consumo basato sulle vendite di fertilizzanti minerali nell'UE da parte di Fertilizers Europe (EUROSTAT, 2019).
- “Emissioni di ammoniaca”: ha permesso di stimare le emissioni atmosferiche annuali di ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) nell'UE per il periodo 1990-2015 e calcola il contributo dell'agricoltura apportato alle emissioni totali di  $\text{NH}_3$  annualmente, espresse in  $10^3 \text{ t a}^{-1}$ . I dati sulle emissioni di ammoniaca per questo indicatore si basano sui dati

ufficiali degli Stati membri inclusi nella presentazione dei dati nazionali ufficiali del 2017 segnalati dall'UE alla Convenzione UNECE sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a grande distanza (Convenzione LRTAP) (EUROSTAT, 2019).

- “Emissioni di gas serra”: stima le emissioni annue aggregate di metano e anidride carbonica da agricoltura, mostrate in relazione ai dati relativi all'anno 1990 ed espresse come equivalenti di CO<sub>2</sub> (10<sup>3</sup> t a<sup>-1</sup>). I dati sulle emissioni utilizzati in questo indicatore provengono dai dati nazionali ufficiali sulle emissioni di gas a effetto serra (totali e per settore) comunicati annualmente dagli Stati membri alla Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (UNFCCC), dal Meccanismo di Monitoraggio dei Gas a Effetto Serra dell'UE e dalla Rete Europea di Informazione e Osservazione dell'Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA). Attualmente per l'UE, i dati sono compilati dall'AEA nella relazione (e relativa banca dati) "Inventario dell'Unione europea per i gas a effetto serra 1990-2015 e relazione sull'inventario 2017 " (EUROSTAT, 2019).
- “Qualità dell'acqua – Inquinamento da nitrati”: questo indicatore stima i valori attuali e le tendenze nelle concentrazioni di nitrati nelle acque sotterranee e nei fiumi (espressi in mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> per le acque sotterranee e mg N l<sup>-1</sup> per i fiumi). Esso mette in evidenza i fiumi e le acque sotterranee con concentrazione di nitrati superiore a 50 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> (equivalente a 11,3 mg N l<sup>-1</sup>) e i fiumi e le acque sotterranee con concentrazione di nitrati superiore a 25 mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>, indicati come zone vulnerabili. Tutte le analisi si basano sui dati di concentrazione media annua delle singole stazioni di monitoraggio delle acque e dei corpi idrici sotterranei o delle stazioni di monitoraggio dei fiumi segnalate a Eionet e tratte dalla versione 11 della Waterbase dell'AEA (WISE-SoE).

## 8 Materiali e metodi

### 8.1 Raccolta dati

#### 8.1.1 Aziende coinvolte ed indirizzi produttivi

Il progetto Monitro, come abbiamo visto, prevede di coinvolgere un numero sufficiente di aziende per poter offrire un quadro rappresentativo della gestione della fertilizzazione nei principali indirizzi produttivi delle aziende agricole sul territorio piemontese. In questo lavoro ci si è concentrati sulle aziende non zootecniche, includendo tuttavia quelle caratterizzate da altri indirizzi produttivi ma con presenza di un allevamento che costituiva una fonte di reddito marginale nella PLV aziendale. È questo l'esempio di alcune aziende cerealicole, ancora parzialmente legate ad un'attività zootecnica di tipo tradizionale a prevalente conduzione familiare e ad altre aziende in conversione da indirizzo cerealicolo-zootecnico ad esclusivamente cerealicolo. Le aziende considerate in questo lavoro sono quindi state quelle ad indirizzo cerealicolo, frutticolo, orticolo, e viti-vinicolo. Le aziende ad indirizzo misto, come ad esempio orto-frutticole o cerealicole-orticole, sono state gestite con criteri diversi. Talvolta sono state considerate appartenenti ad un unico indirizzo produttivo (quello prevalente sia da un punto di vista economico, sia tecnico-gestionale), talvolta suddivise in due o più parti (cioè considerate come aziende diverse), qualora gli indirizzi produttivi co-presenti fossero equivalenti secondo i medesimi criteri sopracitati (economico, tecnico, ecc.).

Le aziende coinvolte nel progetto sono state contattate in occasione di giornate di formazione, o grazie all'ausilio di alcune associazioni di categoria, conoscenze personali o legate al mondo universitario da precedenti collaborazioni didattiche o di lavoro. La presa di contatto è avvenuta direttamente con i titolari delle aziende agricole o con i loro coadiuvanti e/o conoscenti, sia di persona che telefonicamente. I dati sono poi stati raccolti durante una visita aziendale, e in alcuni casi è stata necessaria un'integrazione di dati tramite invio telematico.

#### 8.1.2 Origine dei dati e redazione dell'intervista

I dati inseriti nel modello di calcolo derivano da:

- l'agricoltore, tramite intervista diretta, per quanto riguarda la ripartizione colturale, le pratiche agronomiche, le lavorazioni e le tecniche di fertilizzazione adottate, nonché l'analisi chimico-fisica dei suoli aziendali e degli ammendanti impiegati, ove queste erano disponibili;

- il decreto regionale 10/R/2007, per la stima delle concentrazioni di elementi nutritivi degli effluenti zootecnici acquistati all'esterno dalle aziende non zootecniche (le concentrazioni di elementi nutritivi derivano dalla media dei dati forniti dal decreto sopracitato) e per la determinazione (qui non trattata) della quantità di effluenti prodotti e dell'azoto escreto dagli animali allevati, utilizzati nel caso di aziende miste con allevamento;
- numerose fonti bibliografiche da articoli scientifici e normativa (Grignani *et al.*, 2016; Ceccon *et al.*, 2017; Norme Tecniche di Produzione Integrata della Regione Piemonte 2019, Linee Guida nazionali di Produzione integrata 2019) per quanto riguarda la composizione chimica delle colture e i loro asporti in elementi nutritivi;
- il volume 4 "Agriculture, Forestry and Other Land Use" del "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouses Gas Inventories" e i capitoli 3B (Manure Management) e 3D (Crop production and agricultural soils) dell' "Air pollutant emission inventory Guidebook 2016" dell'EMEP/EEA;
- la Banca Dati dei Suoli della Regione Piemonte, in assenza di analisi aziendali;
- il sito web [Climatedata.org](http://Climatedata.org), per le caratteristiche climatiche medie della zona.

L'intervista è articolata in due parti, una più generale di descrizione generale dell'azienda, e una più specifica sulla gestione colturale.

La descrizione generale dell'azienda ha permesso di ricavare dati su:

- Indirizzo produttivo
- Superficie aziendale
- Caratteristiche pedo-climatiche
- Ripartizione della superficie aziendale in aree omogenee per caratteristiche dei suoli, agrotecnica e fertilizzazione (UPA)

Per ogni coltura sono stati raccolti i dati relativi alla gestione, e in particolare:

- Superficie destinata ad ogni coltura
- Produzione media/attesa per coltura
- Lavorazioni del terreno
- Pratiche agronomiche (come avvicendamento/rotazione colturale, interrimento/asporto dei residui colturali, presenza o meno della pratica del sovescio)

➤ Gestione della fertilizzazione

## 8.2 Sviluppo di un sistema di calcolo innovativo per il piano di concimazione

Il piano di concimazione è stato sviluppato sul principio del bilancio, a partire dai diversi approcci esistenti e descritti in alcune fonti normative (vedi capitolo 6 “Normativa di riferimento”) e ispirati dalle numerose fonti bibliografiche sull’argomento (vedi capitolo 4 “Criteri per la fertilizzazione”). Il sistema di calcolo Monitro pur partendo da queste premesse, e ad esse attenendosi per quanto riguarda il rispetto dei vincoli e le generali linee di tendenza, presenta diversi approcci innovativi. Questi derivano da una visione più completa e approfondita delle voci che concorrono a determinare il bilancio degli elementi nutritivi: alcune voci del bilancio sono state suddivise in più parti per meglio descrivere l’effetto di ciascuna componente nell’equazione utilizzata, altre sono state aggregate o ridefinite in funzione di un approccio più moderno e pratico. La ridefinizione delle voci del bilancio è stata effettuata secondo i criteri proposti dalle più recenti pubblicazioni scientifiche sull’argomento, e ha permesso di rendere il sistema di calcolo più flessibile ed adattabile a diversi indirizzi produttivi aziendali. In particolare, la base di partenza è rappresentata dall’equazione del bilancio degli elementi nutritivi proposta da Grignani et al. (2003) e dalle sue successive evoluzioni e varianti (Grignani et al, 2013; Grignani e Mantovi, 2016).

Di seguito è citata l’equazione impiegata per il modello di Monitro (Grignani e Mantovi, 2016) e vengono descritti i metodi di calcolo e i dati necessari ad ottenere le voci che concorrono a formare l’equazione del bilancio:

$$Y = Bfx + (Da + Mf \pm Mc \pm S) Kt * + (Fc* Kc + Fo * Ko)$$

### 8.2.1.1 Assorbimento della coltura (Y)

Nel calcolo del bilancio secondo le normative agroambientali la voce dell’assorbimento di nutritivi della coltura è stata spesso identificata con gli asporti colturali, ottenuti tramite il prodotto tra le voci Y e b, cioè tra produzione della coltura (distinguibile in prodotto principale ed eventualmente in uno o più prodotti secondari, qualora questi vengano allontanati dal campo) e contenuto in elementi nutritivi del prodotto principale e dei secondari. Tuttavia, l’assorbimento di elementi nutritivi non è legato esclusivamente all’ottenimento del prodotto utile ai fini commerciali o aziendali, ma anche allo sviluppo

fisiologico e al mantenimento delle funzioni metaboliche della pianta in tutte le fasi del suo ciclo vitale. Pertanto, sono stati accorpati a questa voce anche gli elementi assorbiti per queste necessità, come ad esempio quelli utilizzati per la costituzione della struttura della pianta, come paglie nel frumento e stocchi nel mais. L'assorbimento colturale ( $\text{kg ha}^{-1}$  di N, P e K) è stato calcolato:

$$Y = P_p * E_p + P_s * E_s$$

Dove  $P_p$  rappresenta la produzione primaria e  $P_s$  la produzione secondaria della coltura considerata ( $\text{t ss ha}^{-1}$ ): sono valori dichiarati dall'agricoltore sulla base della media delle produzioni degli ultimi 3-5 anni, escludendo le annate caratterizzate da scostamenti particolarmente significativi, sia in positivo che in negativo. Nei casi in cui non è stato possibile determinare  $P_s$  tramite l'intervista, esso è stato ricavato utilizzando la formula dell'Harvest Index (HI) della coltura, che rappresenta il rapporto fra la quantità di biomassa raccolta con la produzione primaria e la quantità di biomassa totale prodotta dalla coltura sulla medesima superficie.  $E_p$  ed  $E_s$  rappresentano la concentrazione dell'elemento nutritivo (‰) rispettivamente in  $P_p$  e  $P_s$ : i valori derivano da studi recenti (Ceccon *et al.*, 2017; Grignani *et al.*, 2016) e da documenti ufficiali quali le Norme Tecniche della Regione Piemonte 2019 e le Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019.

### 8.2.1.2 Azotofissazione (Bfx)

La voce Bfx indica la quota di N apportato per azotofissazione dalle leguminose. La stime di azotofissazione impiegate nel modello Monitro derivano da Grignani e Mantovi (2016), e sono riportate in Figura 7.

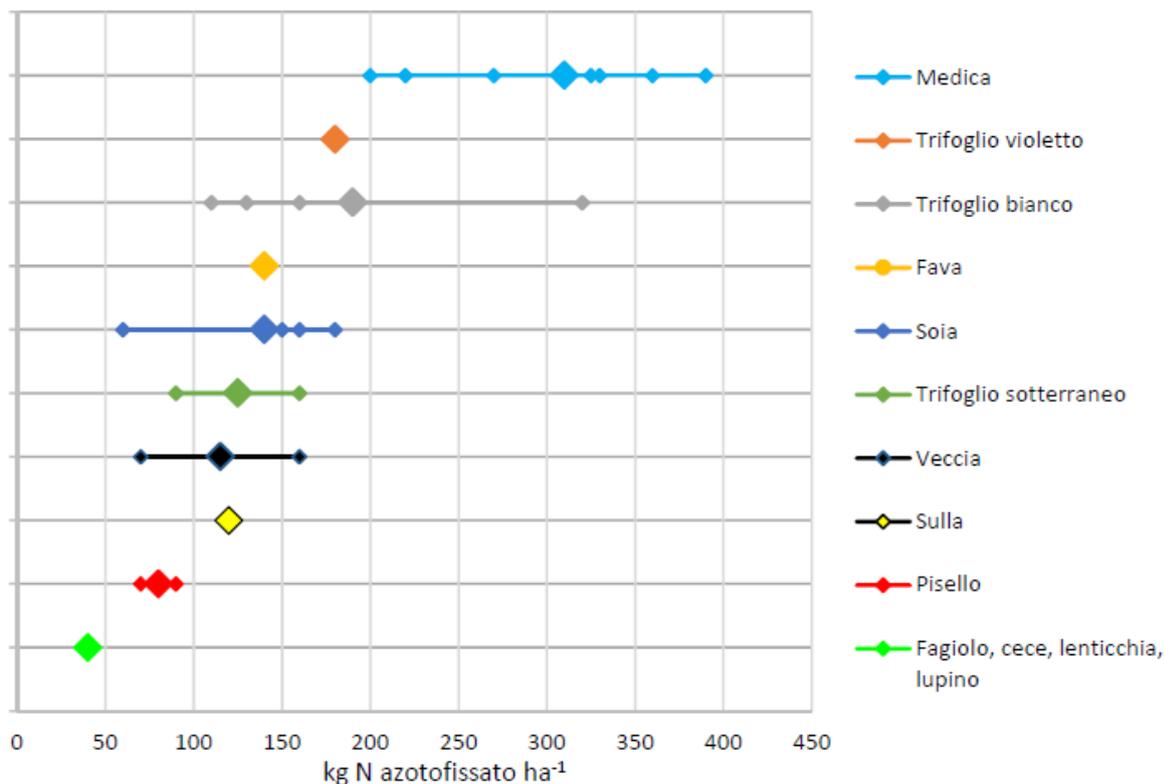


Figura 7: Azotofissazione annuale (kg N azotofissato ha<sup>-1</sup>) delle principali leguminose coltivate (Grignani e Mantovi, 2016)

Per le leguminose in purezza vengono utilizzati differenti valori di Bfx a seconda della specie e del tipo di coltivazione, e a differenza di quanto citato nel paragrafo 4.2.2.5 “L’azotofissazione da leguminose (Bfx)” nel modello di Monitro le leguminose non vengono sempre considerate autosufficienti in termini di azoto, come invece avviene ad esempio nei modelli di calcolo proposti dal Regolamento Regionale del 29 ottobre 2007, n. 10/R. Infatti agli input naturali di N contribuiscono diverse voci del bilancio, e la sola voce Bfx, per i valori che si è deciso di considerare nel modello di Monitro (vedi Figura 7), da sola non è di per sé sufficiente a soddisfare le esigenze della pianta. Nel caso delle leguminose consociate invece, come ad esempio nel caso di colture foraggere polifite che comprendono anche leguminose, il contributo di queste ultime viene trascurato, essendo estremamente variabile e spesso di difficile quantificazione.

### 8.2.1.3 Deposizioni atmosferiche (Da)

Le deposizioni atmosferiche (D<sub>A</sub>) riguardano sia N che P, ma il modello di Monitro considera solamente quelle di azoto, essendo quelle maggiormente rilevanti. Sono stati

stimati (Grignani et al., 2003) valori annui compresi tra 16 e 53 kg N ha<sup>-1</sup>; ai fini del modello di calcolo viene utilizzato un valore medio di 20 kg N ha<sup>-1</sup> per gli ambienti italiani, come indicato nel DM del 25 febbraio 2016.

#### *8.2.1.4 Apporti elementi nutritivi dalle concimazioni organiche dell'anno precedente (Mf)*

La voce Mf rappresenta l'effetto residuo derivante dalle concimazioni organiche effettuate l'anno precedente. Sono inclusi nel calcolo di Mf gli ammendanti, quali il letame, il compost e la frazione solida del digestato, ma non il liquame e la pollina, il cui effetto residuo è pressoché nullo (vedi paragrafo 4.2.2.7 "Effetto residuo delle precedenti concimazioni organiche (Mf)").

L'effetto residuo dell'ammendante si calcola come riportato nell'equazione:

$$M_F = A_A * [N] * k$$

dove  $A_A$  rappresenta l'apporto di ammendante distribuito l'anno precedente (t t.q. ha<sup>-1</sup>),  $[N]$  la concentrazione di azoto dell'ammendante (‰) e  $k$  è il coefficiente di recupero pari a 0,3. Viene valutato l'effetto residuo solamente se l'apporto di ammendante o compost è occasionale ed effettuato l'anno precedente, poiché se la distribuzione è annuale, il coefficiente  $k$  viene integrato all'efficienza della concimazione organica di ciascun anno. Il P e il K presenti nell'ammendante sono invece considerati come resi disponibili alla coltura interamente nel primo anno dalla somministrazione, quindi non si calcolano effetti residui.

#### *8.2.1.5 Residui colturali della coltura precedente (Mc)*

Gli apporti di elementi nutritivi (kg elemento nutritivo ha<sup>-1</sup>) provenienti dai residui interrati della precessione colturali si calcolano come riportato nell'equazione:

$$M_C = P_{CP} * [E_{CP}]$$

dove  $P_{CP}$  rappresenta la produzione dei residui colturali della coltura precedente interrati,  $[E_{CP}]$  è la concentrazione dell'elemento nutritivo nei residui (‰), sia esso N, P o K.

Si assume che la matrice colturale interrata, di qualunque tipo sia e indipendentemente dal rapporto C/N, possa rendere disponibili tutti i propri elementi nutritivi entro l'anno. Non

viene pertanto presa in considerazione l'immobilizzazione di elementi nutritivi, a differenza di quanto suggerito ad esempio nel DPGR n. 10/R del 29/10/2007, dove in seguito all'interramento di residui con rapporto C/N superiore a 30, si considera una riduzione dell'azoto assimilabile per la coltura successiva di 30 kg ha<sup>-1</sup> e di 40 kg ha<sup>-1</sup>, in caso di interrimento rispettivamente di paglie di cereali o stocchi di mais.

#### 8.2.1.6 Mineralizzazione della sostanza organica (S)

Per la stima delle quantità di azoto derivanti dalla mineralizzazione della sostanza organica del suolo è stato adottato l'approccio proposto dalle Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019. La mineralizzazione della sostanza organica (S) si calcola sulla base della tessitura, del contenuto di sostanza organica del suolo nei primi 20 cm di suolo e del rapporto C/N, vedi Tabella 2.

Tabella 2: Azoto mineralizzato (kg ha<sup>-1</sup>) che si rende disponibile in un anno

Tessitura	C/N		
	<9	9-12	>12
tendenzialmente sabbioso	42 X S.O. (%)	36 X S.O. (%)	24 X S.O. (%)
franco	26 X S.O. (%)	24 X S.O. (%)	20 X S.O. (%)
tendenzialmente argilloso	18 X S.O. (%)	12 X S.O. (%)	6 X S.O. (%)

Gli apporti di azoto derivanti dalla mineralizzazione della sostanza organica sono disponibili alla coltura per un periodo di tempo variabile, legato alla durata del suo sviluppo e della sua permanenza in campo. Non si considerano eventuali apporti di P o K derivanti dalla mineralizzazione della sostanza organica del suolo.

#### 8.2.1.7 Coefficiente di tempo colturale (Kt)

Kt rappresenta il coefficiente tempo colturale. Esso (vedi Tabella 3) classifica le colture in funzione della durata del loro ciclo di sviluppo e del regime termico e pluviometrico del periodo della loro permanenza in campo.

Tabella 3: Indicazione dei coefficienti di tempo  $K_t$  impiegati in Monitro relativi alle principali colture, da applicare per stimare l'influenza effettiva sulle colture degli apporti da deposizione atmosferica e dal suolo (Grignani e Mantovi, 2016; Linee guida nazionali di produzione integrata 2019)

Coltura	$K_t$ (%)
Orticole a ciclo breve (< 3 mesi)	0,3
Erbaio di loiessa, con ciclo invernale di crescita	0,33
Orticole	0,5
Cereali autunno-vernini, con lungo periodo colturale, ma prevalentemente in stagione fredda	0,6
Bietola, girasole e mais di secondo raccolto, con breve periodo di crescita, ma in stagione calda	0,67
Sorgo, ciclo analogo al mais, ma stagione di crescita più breve	0,75
Riso	0,75
Canapa	0,75
Mais di primo raccolto, per capacità di sfruttare quasi per intero tutta la stagione in cui il suolo è più attivo e molto efficiente nell'esplorare il suolo	0,85
Prati, semre capaci di assorbire i flussi di nutrienti dal suolo	1
Arboree in produzione	1
Orticole con ciclo > di 1 anno	1

Questo coefficiente viene moltiplicato per la somma complessiva degli apporti da deposizione atmosferica ( $D_a$ ) e dal suolo ( $M_f \pm M_c \pm S$ ) e permette di ottenere la quota di azoto disponibile dall'insieme di queste voci che la pianta può effettivamente utilizzare nel periodo della sua permanenza in campo.

#### 8.2.1.8 Apporti ( $F_o$ , $F_c$ )

Gli apporti da fertilizzazione rappresentano gli input di natura artificiale e possono essere di natura organica ( $F_o$ ), minerale ( $F_c$ ). Parlando degli apporti di fertilizzanti entra in gioco il concetto di efficienza: essi, essendo effettuati in un sistema suolo-pianta aperto, sono in parte destinati a perdersi in vari modi; pertanto l'obiettivo di una corretta fertilizzazione comprende anche la stima di queste perdite, qui determinata attraverso l'utilizzo di opportuni coefficienti di efficienza variabili in funzione del tipo di concimazione (organica o minerale) e del contesto specifico in cui viene effettuata. La stima della quota efficiente di un fertilizzante (organico o minerale)  $A_{eff}$  ( $kg\ ha^{-1}$  per l'organico e  $t\ ha^{-1}$  per il minerale) viene effettuata moltiplicando la dose di fertilizzante apportata  $F$  ( $kg\ ha^{-1}$  per l'organico e  $t\ ha^{-1}$  per il minerale) per un opportuno coefficiente di efficienza ( $K$ ):

$$A_{eff} = F * K$$

La stima dei coefficienti di efficienza dei fertilizzanti azotati e la descrizione dei fattori implicati nella loro determinazione viene approfondita nei prossimi paragrafi “*Efficienza della concimazione organica (K<sub>o</sub>)*” e “*Efficienza della concimazione minerale (K<sub>c</sub>)*”. Fosforo e potassio invece sono considerati completamente efficienti. Questi, come descritto nel successivo § “*Fabbisogni colturali*”, non corrispondono meramente all’assorbimento colturale, ma sono influenzati dalle condizioni pedologiche.

#### *8.2.1.9 Efficienza della concimazione organica (K<sub>o</sub>)*

Per determinare la quantità di azoto efficiente apportata attraverso la concimazione organica, sono stati presi in considerazione dei coefficienti di efficienza che tengono conto della coltura concimata, dell’epoca e delle modalità di distribuzione, e del tipo di effluente. Sono poi state definite tre classi di efficienza, alta, media e bassa, a seconda della combinazione tra le variabili sopracitate. Per il fosforo ed il potassio, l’efficienza è sempre considerata pari ad 1. Osservando la Tabella 4, si può notare come alla matrice palabile è stato assegnato un coefficiente di efficienza dell’azoto pari a:

- 0,35 per un’efficienza bassa;
- 0,40 per un’efficienza media;
- 0,45 per un’efficienza alta.

Tuttavia, come è stato spiegato nel paragrafo “Apporti elementi nutritivi dalle concimazioni organiche dell’anno precedente”, se la distribuzione è effettuata annualmente, l’efficienza della frazione di nutrienti resa disponibile dalla concimazione dell’anno è integrata da quella residua dell’anno precedente (+0,30), e diventa:

- 0,65 per un’efficienza bassa;
- 0,70 per un’efficienza media;
- 0,75 per un’efficienza alta.

Tabella 4: Coefficiente di efficienza dell'azoto in base all'epoca e modalità di distribuzione per pollina, letame, liquame, digestato e compost (Grignani e Mantovi, 2016).

Tipologia colturale	Epoca di distribuzione	Modalità di distribuzione	Pollina	Liquame		Letame		Digestato	Compost	
				suino	bovino	suino	bovino			
mais, sorgo, erbai primaverili – estivi	Pre-aratura primaverile	Su terreno nudo o stoppie	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
		Su paglie o stocchi	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
	Pre-aratura estiva o autunnale	Su paglie o stocchi	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
		Su terreno nudo o stoppie	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
Copertura	Con interrimento	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45		
	Senza interrimento	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35		
cereali, colture ed erbai autunno - vernini	Pre-aratura estiva	Su paglie o stocchi	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
		Su terreno nudo o stoppie	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
colture secondo raccolto	Fine inverno - primavera	Copertura	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
	Estiva	Preparazione del terreno	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
		Con interrimento	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
	Copertura	Senza interrimento	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
		Su paglie o stocchi	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
	Su terreno nudo o stoppie	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40		
prati di graminacee, misti o medicei	Pre-aratura primaverile	Su paglie o stocchi	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
		Su terreno nudo o stoppie	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
	Pre-aratura estiva o autunnale	Su paglie o stocchi	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
		Con interrimento	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
	Dopo i tagli primaverili - con interrimento	Senza interrimento	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
		Con interrimento	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
	Dopo i tagli estivi - con interrimento	Senza interrimento	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
		Con interrimento	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	
	pioppeti ed arboree	Reimpianto	-	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35
			Con terreno inerbito	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40
Febbraio-aprile		Con terreno lavorato	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
		Con terreno inerbito	0,75	0,65	0,55	0,45	0,45	0,55	0,45	
Maggio-settembre	Con terreno lavorato	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40		
	Con terreno inerbito	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40		
Ottobre-gennaio	-	Con terreno lavorato	0,36	0,31	0,26	0,35	0,35	0,26	0,35	
		Con terreno inerbito	0,55	0,48	0,41	0,40	0,40	0,41	0,40	

Riguardo alla matrice non palabile invece, il coefficiente di efficienza è stato modulato su:

- epoca di distribuzione;
- presenza o meno delle stoppie o stocchi;
- ricorso o meno dell'interramento;
- terreno inerbito o lavorato in frutteto o vigneto.

Il coefficiente può quindi variare da 0,65, ad esempio per il liquame suino interrato in presenza di colture sarchiate, a 0,26, come nel caso del liquame bovino applicato su terreno nudo e senza il ricorso all'interramento.

#### *8.2.1.10 Efficienza della concimazione minerale (Kc)*

Il coefficiente di efficienza attribuito agli apporti da concimi minerali nel metodo di calcolo proposto da Monitro è diverso da quello di fatto utilizzato nei bilanci delle normative (Norme Tecniche di Produzione Integrata della Regione Piemonte 2019, Linee Guida nazionali di Produzione integrata 2019) per quanto riguarda l'azoto, identico invece per quanto riguarda fosforo e potassio, e cioè:

- 0,9 per l'azoto, a causa delle perdite per lisciviazione e volatilizzazione, che si verificano sempre a seguito di una distribuzione (da Grignani e al., 2016).
- 1 per il fosforo ed il potassio.

In Monitro è stata articolato maggiormente questo concetto, inserendo tre classi di efficienza (bassa, media e alta) legate all'epoca e alla modalità di distribuzione (Tabella 5 *Tabella*). Confrontando le pratiche attuate con altre alternative è possibile osservare come cambi la classe di efficienza, ed eventualmente migliorare le tecniche di distribuzione, le dosi o il timing di concimazione.

Tabella 5: Classe di efficienza in funzione all'epoca e modalità di distribuzione dei concimi minerali

Epoca e modalità di distribuzione dei concimi minerali	Coefficiente di efficienza
anno precedente alla semina a spaglio	bassa
pre-semina a spaglio	media
localizzato alla semina	alta
accestimento a spaglio	alta
levata a spaglio	media
spigatura a spaglio	alta
copertura	alta
levata a spaglio e successiva rincalzatura	media
levata localizzato abbinato a rincalzatura	alta
fogliare	alta
fertirrigazione	alta
concimazione autunnale	media
concimazione primaverile	alta

### Fabbisogni (Fb) della coltura

I fabbisogni (Fb) della coltura non rappresentano una singola voce all'interno dell'equazione ma derivano da un calcolo che coinvolge le voci precedentemente citate e serve per esplicitare le necessità complessive in elementi nutritivi di ciascuna coltura aziendale per UPA. I fabbisogni della pianta, onde evitare il verificarsi di eccessi o carenze di elementi nutritivi, devono essere eguagliati dagli apporti efficienti di fertilizzante, siano essi minerali od organici, come evidenziato dalla seguente equazione:

$$A_{Meff} + A_{Oeff} = Fb$$

dove  $A_{Meff}$  sono gli apporti minerali efficienti,  $A_{Oeff}$  quelli organici efficienti.

Il fabbisogno di azoto, fosforo (espresso in  $P_2O_5$ ) e potassio (espresso in  $K_2O$ ) di ogni coltura è calcolato in modo diverso a seconda dell'elemento considerato. Per l'N si ottiene sottraendo all'assorbimento colturale Y l'insieme degli apporti naturali (S, Da, Bfx), degli apporti da residui di concimazioni organiche dell'anno precedente (Mf) e da residui colturali (Mc), come indicato dall'equazione:

$$Fb = Y - (Bfx + Da + Mf \pm Mc \pm S)$$

I fabbisogni di fosforo e potassio invece sono modulati in funzione della tessitura del suolo e della dotazione presente nei terreni considerati: sono stati introdotti degli opportuni coefficienti di riduzione che, moltiplicati per l'assorbimento della pianta (Y), hanno l'obiettivo di ridefinire il fabbisogno della stessa sulla base dell'effettiva disponibilità di questi due elementi nel suolo (vedi Tabella 6 e Tabella 7).

*Tabella 6: Coefficiente di riduzione di apporto di P in relazione alla tessitura e dotazione del terreno*

Dotazione di P scambiabile (ppm) nei terreni			Giudizio	Coefficiente
Tendenzialmente sabbiosi (S-SF-FS)	Franchi (L-F-FL-FSA-FA)	Tendenzialmente argillosi (FLA-AS-AL-A)		
<5	<8	<5	Scarsa	1
5-10	8-11	5-9	Bassa	1
10-15	11-15	9-11	Media	0,75
15-30	15-25	11-20	Elevata	0,50
>30	>25	>20	Molto elevata	0

*\*Le suddivisioni fanno riferimento alle categorie individuate dalle Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019*

*Tabella 7: Coefficiente di riduzione di apporto di P in relazione alla tessitura e dotazione del terreno*

Dotazione di K scambiabile (ppm) nei terreni			Giudizio	Coefficiente
Tendenzialmente sabbiosi (S-SF-FS)	Franchi (L-F-FL-FSA-FA)	Tendenzialmente argillosi (FLA-AS-AL-A)		
<40	<60	<80	Scarsa	1
40-80	60-100	80-120	Bassa	0,75
80-120	100-150	120-180	Media	0,50
>120	>150	>180	Elevata	0

*\* Le suddivisioni fanno riferimento alle categorie individuate dalle Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019*

Questo significa che i fabbisogni di una stessa coltura, pur con simile livello di produttività, cambiano in condizioni pedologiche diverse e con l'utilizzo di un'agrotecnica e di pratiche di fertilizzazione differenti tra loro.

## 8.3 Indicatori agronomici

### 8.3.1 Bilancio dei nutrienti per singola coltura (Bc)

Il primo degli indicatori aziendali descritti è di natura prettamente agronomica ed è il bilancio dei nutrienti per singola coltura (Bc). Per ottenere questo indicatore del bilancio

viene fatta la differenza tra la somma degli apporti efficienti (sia organici che minerali) e i fabbisogni colturali, secondo l'equazione:

$$Bc = A_M \text{ eff} + A_O \text{ eff} - Fb$$

Con Bc bilancio efficiente per coltura (kg elemento nutritivo ha<sup>-1</sup>), che può avere segno positivo in caso di surplus o negativo in caso di deficit.

Questo indicatore è utile per correggere la strategia di concimazione inizialmente adottata dall'azienda, qualora il risultato di Bc si discosti dall'equilibrio di concimazione, cioè dal pareggio tra fabbisogni e apporti efficienti per ciascuna coltura. Si considera equilibrata la gestione di un elemento nutritivo nel momento in cui lo scostamento rientra tra ±30 kg ha<sup>-1</sup>, come indicato nel regolamento 10R/2007.

È importante sottolineare come per il fosforo ed il potassio, qualora il coefficiente di riduzione adottato sia pari a 0 (nei terreni con dotazione disponibile molto elevata) qualunque apporto tramite concimazione verrà conteggiato come surplus.

### 8.3.2 Bilancio dei nutrienti aziendale (Bt)

È anche calcolato l'indicatore Bt di bilancio efficiente a livello aziendale, nel quale viene calcolata la media dei Bc di ciascuna coltura, ponderata sulla superficie interessata. Questo permette di valutare la gestione della fertilizzazione aziendale in funzione degli effettivi fabbisogni colturali e del contesto pedoclimatico. Il sistema evidenzia il risultato per ogni elemento con colori diversi, in base allo scostamento del valore calcolato dall'equilibrio di concimazione considerato (±30 kg ha<sup>-1</sup>): verde per un corretto bilanciamento, rosso in caso di carenze (dato -) o eccessi (dato +).

### 8.3.3 Surplus (+) deficit (-) medio aziendale

L'indicatore surplus (+) deficit (-) medio aziendale appare molto simile all'indicatore Bt, nel senso che dà un giudizio sulla fertilizzazione aziendale considerando la gestione degli elementi nutritivi a livello globale. Tuttavia, differisce dal precedente indicatore per gli elementi considerati:

- si tiene conto dell'assorbimento colturale totale di azoto, fosforo e potassio, invece che del fabbisogno della pianta che dipende dalla dotazione dell'elemento nutritivo del terreno;
- si utilizzano i quantitativi totali di concime organico e minerale utilizzati, e non si tiene conto del timing e delle modalità di distribuzione (si considerano gli apporti come completamente efficienti);
- vengono inclusi la deposizione atmosferica e l'azotofissazione, che aggiungono al suolo un apporto di elemento nutritivo dall'esterno del sistema suolo-pianta, ma non la mineralizzazione (in quanto l'azoto mineralizzato è già presente nel terreno sotto forma organica e la mineralizzazione si limita a renderlo disponibile).

In pratica questo indicatore permette di capire se le pratiche di fertilizzazione attuate stanno impoverendo o arricchendo il terreno, descrivendo la gestione della concimazione aziendale in modo svincolato dalle caratteristiche del suolo e dalle variabili che influiscono sull'efficienza degli apporti. Nel caso di surplus degli elementi meno mobili come fosforo e potassio si può parlare più propriamente di arricchimento, mentre per l'N i surplus più marcati possono più facilmente tradursi in un aumento delle perdite.

Essendo un indicatore su scala aziendale, anche qui viene operata una media ponderata dei valori delle singole colture.

#### 8.3.4 Perdite di azoto per lisciviazione

L'indicatore fornisce una stima della lisciviazione dell'azoto, ed è direttamente collegato al surplus (+) deficit (-) medio aziendale, alla tessitura dei terreni considerati, alla piovosità media dei mesi invernali (ottobre-febbraio) e alla coltura in atto. Nel solo caso di presenza di surplus viene applicata la seguente equazione (Linee guida nazionali di produzione integrata 2019, modificato):

$$L = Kt * Kd * S_{leach}$$

in cui:

- L è la lisciviazione (kg N ha<sup>-1</sup>);

- $K_T$  è un coefficiente legato alla tessitura, e conforme ai criteri di classificazione dei suoli che fanno riferimento alle Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019. Essi sono pari a:
  - 0,2 per i terreni tendenzialmente argillosi (FLA-AS-AL-A);
  - 0,3 per i terreni franchi (L-F-FL-FSA-FA);
  - 0,4 per i terreni tendenzialmente sabbiosi (S-SF-FS).
  
- $K_d$  è un coefficiente di drenaggio che tiene conto sia della piovosità sia della coltura in atto: l'entità delle piogge viene considerata nel periodo compreso tra ottobre e febbraio, per la coltura si tiene presente se sul terreno ci sono colture primaverili-estive, autunno-vernine o permanenti nel medesimo periodo. La presenza o meno di copertura vegetale sul suolo è determinante: per quanto riguarda le colture autunno-vernine e quelle permanenti i valori sono identici, vista la presenza di piante in campo durante i mesi considerati. Per le colture primaverili-estive invece i valori sono più elevati, visto che il suolo è nudo nello stesso periodo. Per quest'ultima categoria fino a 150 mm di pioggia non si osservano fenomeni di lisciviazione vista la minore ritenzione idrica, mentre per le autunno-vernine e le permanenti le perdite si verificano a partire da 180 mm. Oltre 250 mm di pioggia, il coefficiente di drenaggio raggiunge i valori massimi, pari ad 1 per le colture primaverili-estive e 0,8 negli altri casi. I valori intermedi che  $K_d$  può assumere tra il minimo (0) ed il massimo (1 o 0,8) crescono linearmente all'aumentare della piovosità, secondo una proporzionalità diretta.

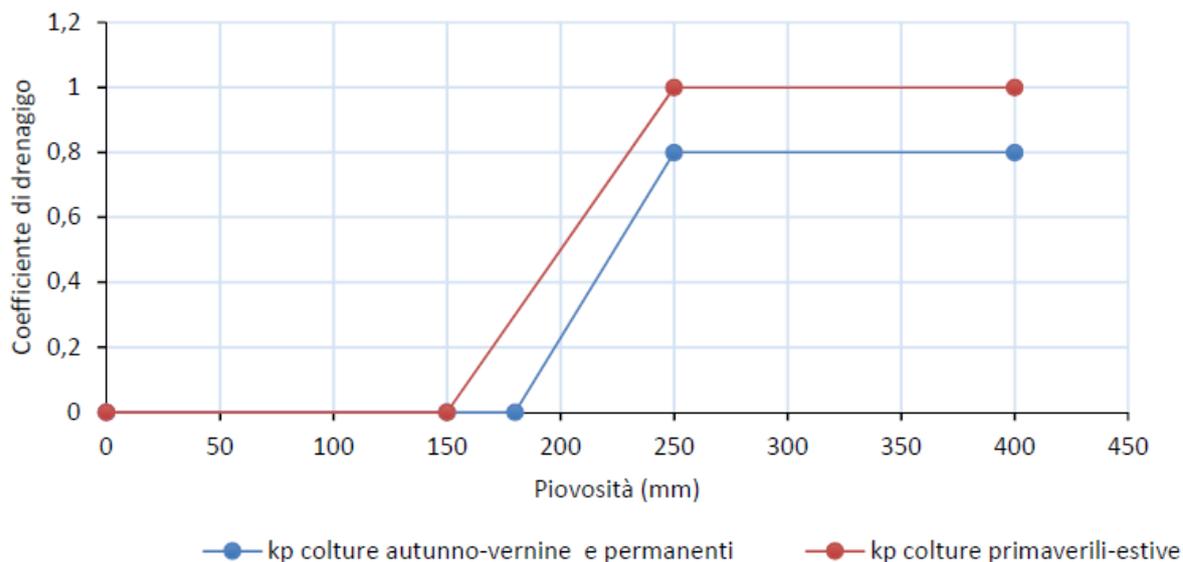


Figura 8: Coefficiente di drenaggio in funzione della piovosità tra ottobre-febbraio e della coltura (Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019)

- $S_{leach}$  è il surplus ( $kg\ N\ ha^{-1}$ ) considerato per la lisciviazione. Esso viene calcolato considerando tutti gli apporti del bilancio al netto delle perdite di N per la volatilizzazione di  $NH_3$  e per le emissioni di  $NO_x$ . Per quanto riguarda gli apporti considerati nel calcolo di  $S_{leach}$  è importante sottolineare come quelli da fertilizzazione ( $F_c$  e  $F_o$ ) siano apporti totali (non moltiplicati per  $K_c$  e  $K_o$ ), mentre quelli da deposizione atmosferica e dal suolo siano modulati per il  $kt$  considerato. Gli apporti da deposizione atmosferica e dal suolo sono quindi considerati pari agli apporti di un anno nel caso della presenza di colture di secondo o terzo raccolto ( $kt=1$ ), oppure ridotti dal medesimo coefficiente nel caso di una sola coltura all'anno, essendo esso inferiore all'unità per la persistenza della coltura per un tempo inferiore ad un anno.

#### 8.4 Proposta automatica del piano di concimazione

Il modello Monitro.xlsx fornisce anche una proposta automatica del piano di concimazione, costituita dal calcolo del fabbisogno in elementi nutritivi delle colture aziendali da soddisfare tramite concimazione minerale, e dall'elenco delle indicazioni necessarie per la somministrazione di questo quantitativo alla coltura nei tempi e nelle modalità più adatte. Il fabbisogno in elementi minerali necessari alla coltura viene calcolato a partire dai fabbisogni colturali ( $F_b$ ) a cui vengono sottratti gli eventuali apporti organici efficienti distribuiti. Questo presupposto è stato introdotto per soddisfare le esigenze delle aziende

zootecniche (non considerate nel presente lavoro ma coinvolte nel progetto Monitro): per queste ultime infatti gli apporti di fertilizzanti organici vengono considerati già ottimizzati e non modificabili dal modello, per le difficoltà di trasposizione informatica delle modalità gestionali e dei vincoli logistici legati agli effluenti d'allevamento, che non consentono ad un semplice algoritmo di migliorare l'efficienza degli apporti organici. Per questo motivo si è preferito concentrare l'attenzione sui potenziali sprechi derivanti da un eccessivo impiego di concimi minerali, in attesa di modifiche che possano migliorare le potenzialità del sistema anche dal punto di vista della fertilizzazione organica.

Questa proposta è rimasta tale ed è stata utilizzata anche per gli altri indirizzi produttivi aziendali, costituendo la base di riferimento per il calcolo dell'indicatore economico, come spiegato nel paragrafo 8.5 ad esso dedicato. Per quanto riguarda invece i consigli e le indicazioni per la migliore gestione della concimazione minerale necessaria a coprire i fabbisogni colturali, essi sono al momento disponibili nel modello solamente per le colture tipiche di una azienda cerealicolo-zootecnica e saranno integrati nelle successive evoluzioni del modello anche per le colture tipiche di altri indirizzi produttivi.

### 8.5 Indicatore economico

Un apposito indicatore economico evidenzia il potenziale risparmio nell'acquisto di concimi minerali da parte dell'agricoltore. Per il calcolo dell'indicatore economico viene utilizzato il fabbisogno in elementi nutritivi delle colture aziendali da soddisfare tramite concimazione minerale, ottenuto dalla proposta automatica del piano di concimazione: vengono detratti ai fabbisogni della coltura gli apporti organici distribuiti e si ottiene la quota di fabbisogni da soddisfare con apporti minerali. A questo punto si determina un eccesso o un deficit: nel caso di un apporto superiore ai reali fabbisogni, l'indicatore calcola il potenziale risparmio economico di cui l'agricoltore potrebbe giovare, in caso contrario viene calcolato il potenziale esborso di denaro necessario all'acquisto della quantità di concime utile a coprire i mancati fabbisogni. L'indicatore viene calcolato per singolo valore nutritivo, restituendo un valore economico, totale e per ettaro di fertilizzante risparmiabile, nonché la quantità totale in eccesso (o in difetto) dello stesso fertilizzante. Vista l'estrema variabilità di concimi utilizzati dalle aziende, sia di prezzo (mutevole e non sempre facilmente reperibile) che di titoli di elementi nutritivi, sono stati scelti tre concimi semplici di ampio utilizzo da impiegare come riferimento nel calcolo dell'indicatore: rispettivamente urea per l'N, perfosfato triplo per il P, cloruro di potassio per il K. I risultati ottenuti dipendono dal titolo di elemento nutritivo di ciascuno di essi e dal loro prezzo medio annuale.

Chiaramente l'indicatore non indica l'effettivo risparmio (legato ai concimi effettivamente

utilizzati) che potrebbe derivare da una più oculata gestione della concimazione, ma serve più che altro da sprone all'agricoltore a ridurre gli sprechi, e di conseguenza, l'impatto ambientale dell'azienda.

## 8.6 Indicatori di emissioni di gas serra e volatilizzazione dell'ammoniaca

Gli indicatori sviluppati riguardano metano (CH<sub>4</sub>), ammoniaca (NH<sub>3</sub>), protossido di azoto (N<sub>2</sub>O) e particolato atmosferico (PM), di cui vengono analizzate soltanto le emissioni da campo e non quelle relative alla gestione zootecnica per la tipologia di aziende qui analizzata. Il calcolo degli indicatori si basa su documenti prodotti in ambito internazionale e su documenti europei successivamente recepiti a livello nazionale e regionale. In particolare seguono le metodologie di calcolo delle emissioni proposte da IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) ed EMEP (The European Monitoring and Evaluation Programme). Il primo documento è costituito dal volume 4 "Agriculture, Forestry and Other Land Use" del "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouses Gas Inventories", dove sono contenute le metodologie di calcolo per le emissioni del settore agricolo. Il secondo è dell'EMEP/EEA "Air pollutant emission inventory Guidebook 2016" di cui sono stati consultati i capitoli 3B (Manure Management) e 3D (Crop production and agricultural soils). Le linee guida internazionali proposte da EMEP/EEA e da IPCC si basano su metodi di calcolo definiti "Tiers", caratterizzati da livelli di complessità crescente:

- Tier1 (T1): è il livello di calcolo utilizzato attualmente dalla Regione Piemonte per l'Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera (IREA), e rappresenta il livello più semplice da applicare. Il T1 richiede una minor quantità di dati rispetto ai livelli T1 e T2, una parte dei quali sono valori tabellari spesso forniti dalle stesse organizzazioni che definiscono le linee guida.
- Tier2 (T2): è più complesso e permette di stimare valori più precisi rispetto al Tier1; i fattori di emissione sono più specifici per la realtà considerata e permettono calcoli con fattori di emissione calcolabili su scala locale o rappresentativi di una determinata regione;
- Tier3 (T3): consente di ottenere i valori emissivi più precisi ma richiede un grande numero di dati di input, trattandosi di un livello modellistico molto complesso.

Nel lavoro di Marcellino (2017), focalizzato proprio sugli aspetti delle emissioni gassose nel progetto Monitro, è stata fatta un'analisi dettagliata e un confronto tra questi

documenti, con particolare attenzione verso i criteri di calcolo degli indicatori analizzati, per scegliere le metodologie di calcolo più adatte. È stata quindi valutata l'applicazione di un T1 o T2 per ogni formula, sia in base alla disponibilità dei dati, sia tenendo in considerazione la possibilità di modificarla per adattarla alla realtà regionale. In Tabella 8 sono indicate le fonti emissive ed i documenti di riferimento per il calcolo degli indicatori relativi ai quattro inquinanti oggetto di analisi.

Le fonti emissive fanno riferimento ad un luogo o ad un processo che può dare origine a delle emissioni atmosferiche. In questo caso, le fonti prese in considerazione sono state esclusivamente quelle da distribuzione reflui e di campo, poiché le altre fonti come “fermentazione enterica”, “stalla”, “stoccaggio reflui” e “pascolo” sono più specificatamente relative alle aziende zootecniche, che non sono state incluse nel presente lavoro. La fonte emissiva “distribuzione reflui” include le emissioni di ammoniaca al momento della distribuzione e nelle ore immediatamente successive sia per il letame che per il liquame. Come è indicato nei documento di riferimento (EMEP 3B), è possibile effettuare il calcolo per la disponibilità di un EF su diverse categorie animali. La fonte emissiva “campo” invece riguarda la SAU (superficie agricola utilizzabile) destinata alla coltivazione o le aree destinate al pascolo da cui si originano emissioni (queste ultime però per i motivi sopracitati non sono qui considerate). In questo caso la volatilizzazione dell'ammoniaca comprende sia i fertilizzanti minerali che organici. Per quanto riguarda il particolato atmosferico invece le emissioni sono determinate dalle operazioni colturali: grazie agli EF a disposizione è possibile stimare le emissioni di PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub> in base alle operazioni colturali svolte. Per ciascun indicatore di seguito elencato il risultato di volatilizzazione o di emissione globale dell'azienda viene diviso per la sua SAU, ottenendo un risultato espresso in kg ha<sup>-1</sup> di ammoniaca o gas serra, a seconda dell'indicatore utilizzato.

*Tabella 8: Fonti emissive (EF) considerate e i riferimenti ai documenti da cui sono state ricavate le formule di calcolo degli indicatori.*

Fonte	Indicatori	Tier	Riferimenti
Distribuzione reflui	Ammoniaca	T2	EMEP 3B
Campo	Ammoniaca	T2	EMEP 3B
	PM	T2	EMEP 3D
	Protossido di azoto	T1	IPCC cap. 11
	Metano	T1	IPCC cap. 5

### 8.6.1 Indicatori per l'emissione di ammoniaca da campo

L'indicatore stima l'emissione di ammoniaca da campo che deriva dalla gestione della concimazione organica e minerale. L'emissione viene calcolata secondo le regole proposte dai protocolli EMEP 3.B *manure management* per la concimazione organica e 3.D *Crop Production* per la concimazione minerale, poi sommate per ottenere l'emissione di ammoniaca da campo aziendale. Entrambi sono stati calcolati utilizzando un T2. L'emissione totale di ammoniaca da campo dovuta all'utilizzo concimi minerali ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) si calcola sommando l'emissione di ammoniaca da concime minerale su ogni appezzamento ( $E_M$ ). Questa è calcolata come quantità apportata di azoto minerale ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) per ogni singolo concime (*mfert*) moltiplicato per il relativo EF:

$$E_M = (mfert * EF)$$

EF è un *emission factor* influenzato da molte variabili, e considera la temperatura media, il pH del suolo nell'appezzamento e la tipologia di concime impiegato, come indicato in Figura 9. La fonte da cui sono stati presi i valori degli EF dei concimi minerali deriva anch'essa dal protocollo 3.D *Crop Production* sopra citato. I tipi di concime minerale non inclusi nel protocollo sono comunque stati ricondotti alle categorie EMEP, considerando la natura chimica e/o costituiva dello specifico prodotto, al fine di ottenere valori emissivi il più verosimili possibile. Il metodo attualmente proposto da EMEP tuttavia non tiene conto delle differenze nelle emissioni date dalle differenti modalità e epoche di distribuzione, e ciò al momento impedisce di ricavare con maggior precisione l'effettiva emissione che risulta da differenti pratiche di gestione dei fertilizzanti.

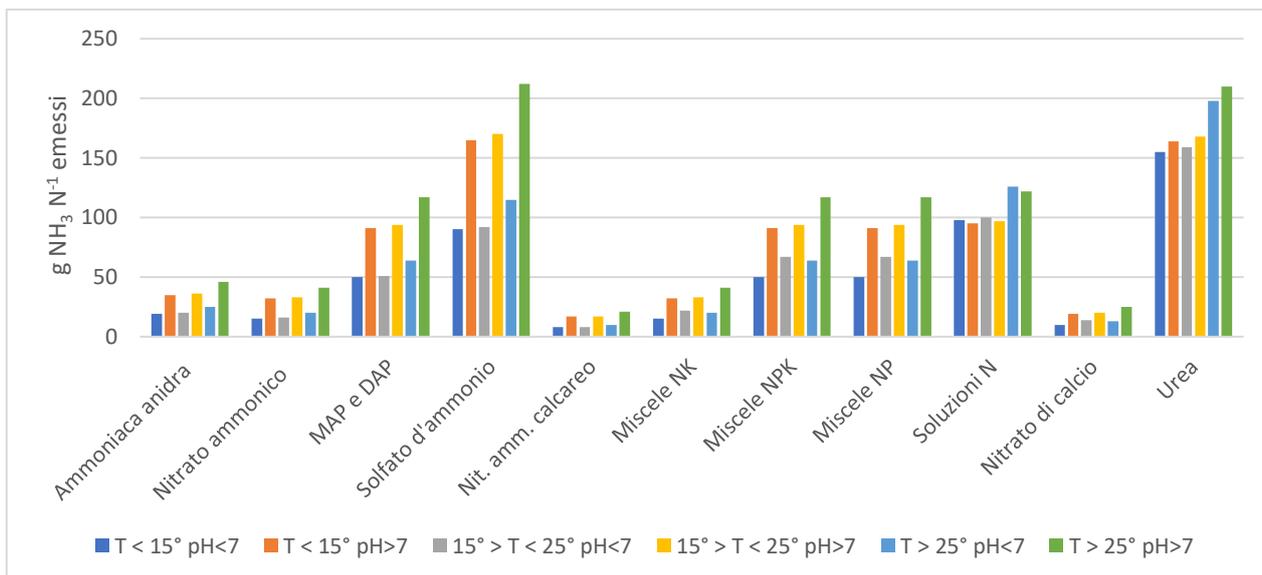


Figura 9: EF di concimi minerali a diverse combinazioni di temperatura e pH del suolo (EMEP, 2016; IPCC, 2006).

L'emissione di ammoniaca da campo che deriva dalla distribuzione di fertilizzanti organici ( $E_o$ ) include le perdite per volatilizzazione che avvengono durante e subito dopo lo spargimento in campo delle deiezioni, mentre sono escluse le emissioni da stalla, da stoccaggio e da pascolo, calcolate a monte per le aziende ad indirizzo zootecnico. Il calcolo viene effettuato considerando il TAN (total ammonium nitrogen), cioè la frazione di azoto in forma ammoniacale presente nelle deiezioni animali, essendo questa la forma di azoto da cui si originano le perdite per volatilizzazione. Esse sono espresse come frazione dell'azoto totale (kg  $NH_3-N$ ) nello sviluppo dei calcoli e i risultati sono infine convertiti in  $NH_3$ .  $E_o$  si calcola moltiplicando il totale di azoto di origine zootecnica escreto al netto delle perdite di stalla e stoccaggio ( $N_{ZOOT}$ ), per un emission factor  $EF_{spreading}$  (specifico per il tipo di fertilizzante organico) e per  $X_{TAN}$  che è la frazione di azoto ammoniacale dell'effluente impiegato:

$$E_o = N_{ZOOT} * X_{TAN} * EF_{spreading}$$

$N_{ZOOT}$  deriva da valori specifici forniti dal 10/R/2007, mentre i valori di  $EF_{spreading}$  e di  $X_{TAN}$ , diversi in base al tipo di effluente, sono stati entrambi ricavati da valori tabellari forniti da EMEP. Si può osservare come nella figura la pollina ed il letame suino e bovino, a parità di azoto nel refluo zootecnico, subiscono maggiori perdite per volatilizzazione rispetto al liquame ed al digestato.

### 8.6.2 Indicatore per l'emissione di metano da campo

Le emissioni di metano derivano in agricoltura dall'attività di allevamento o dalle risaie: il sistema di calcolo di Monitro considera entrambe, qui viene considerata soltanto la seconda. La metodologia utilizzata deriva da quelle proposte da "2006 IPCC Guidelines for National Greenhouses Gas Inventories" cap. 5 "Cropland", e si tratta di un T1, poiché non si dispone attualmente di un EF locale specifico del territorio piemontese necessario per applicare un T2. L'indicatore esprime come risultato i kg di CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> emessi nel corso di un anno in azienda, ottenuti dividendo le emissioni totali dell'azienda in kg di metano annuali (CH<sub>4\_</sub>rice) per la SAU aziendale. Le emissioni totali dell'azienda in kg di metano annuali (CH<sub>4\_</sub>rice) si calcolano con la seguente formula:

$$\text{CH}_{4\_rice} = t * A * \text{EF}_i$$

Dove t rappresenta il periodo di sommersione del riso (giorni), A è l'area coltivata a riso in un anno (ha a<sup>-1</sup>) ed EF<sub>i</sub> costituisce un emission factor corretto per una determinata area. Il protocollo IPCC propone la seguente formula per il calcolo dell'EF<sub>i</sub>:

$$\text{EF}_i = \text{EF}_c \cdot \text{SF}_w \cdot \text{SF}_p \cdot \text{SF}_o$$

Il calcolo dell'emission factor corretto si ottiene si ottiene con:

- EF<sub>c</sub>: è un fattore di emissione di base riferito a risaie in sommersione continua nelle quali cui non sono stati apportati ammendanti organici. Come punto di partenza IPCC fornisce per questo dato un valore tabellare di default, pari a 1.30 kg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> giorno<sup>-1</sup>, stimato da da Yan *et al.* (2005) in seguito ad analisi statistica di dati ottenuti con misurazioni in campo (IPCC).
- SF<sub>w</sub>: è un fattore di scala che considera le modifiche nel livello dell'acqua durante il periodo di coltivazione. L'IPCC distingue la gestione dell'acqua secondo diverse categorie e sottocategorie, a ciascuna delle quali corrisponde un fattore di scala specifico. Per il sistema Monitro si usa un fattore di scala pari a 0,52, riferito alla

categoria “Irrigated” e alla sottocategoria “Intermittently flooded – multiple aeration”, che ben si adatta alla comune gestione dell’acqua nelle risaie piemontesi.

“Irrigated” si riferisce ad un contesto in cui la risaia è sommersa per un periodo significativo di tempo e il regime idrico è completamente controllato; “Intermittently flooded – multiple aeration”, si riferisce alle risaie in cui vengono effettuati più periodi di asciutta durante il ciclo della coltura (con l’eccezione dell’asciutta di fine stagione).

- SF<sub>p</sub>: è un fattore di scala che considera i cambiamenti nel regime idrico prima della coltivazione. Esso distingue i seguenti possibili casi:
  - assenza di sommersione per un periodo inferiore a 180 giorni;
  - assenza di sommersione per un periodo superiore a 180 giorni;
  - sommersione per intervalli di almeno 30 giorni.

Per il Piemonte viene applicato il secondo caso: fattore di scala in assenza di sommersione nel periodo precedente alla coltivazione superiore a 180 giorni (0,68), per il periodo di tempo che normalmente intercorre tra l’asciutta di fine stagione e la prima sommersione della stagione successiva. Tale parametro potrà essere successivamente modificato, impiegando anche diversi valori di questo coefficiente di scala, per comprendere nella casistica considerata anche quelle aziende che potrebbero mettere in atto la pratica della sommersione invernale, già incentivata dal PSR della Regione Piemonte (op. 10.1.01 “Produzione integrata” e op. 10.1.02 “Interventi a favore della biodiversità nelle risaie”).

- Sf<sub>o</sub>: è un fattore di scala che varia per tipo e quantità di ammendante organico apportato. Esso si calcola come:

$$Sf_o = (1+ROAi * CFOAi)^{0,59}$$

ROAi è il quantitativo di ammendante organico “i” apportato (dato fornito dall’agricoltore) espresso in t/ha<sup>-1</sup>, utilizzando il peso secco per le paglie e il tal quale per gli altri ammendanti. CFOAi è il fattore di conversione per il tipo di ammendante “i” il cui valore di riferimento è fornito da valore tabellare dell’IPCC (vedi Tabella 9).

Tabella 9: Fattore di conversione FCOA per tipo di ammendante organico (IPCC, 2006)

Ammendante organico	Fattore di conversione (FCOA)
Interramento residui <30d da semina	1
Interramento residui >30d da semina	0,29
Compost	0,05
Effluenti zootecnici	0,14
Sovescio	0,50

Nella formula originale dell'IPCC è incluso anche il fattore di scala SFs,r, che considera altre caratteristiche come la tessitura del suolo e la cultivar; tuttavia, poiché per questi fattori IPCC non è in grado di fornire valori di riferimento, questo fattore non è stato incluso nel calcolo delle emissioni.

### 8.6.3 Indicatore per l'emissione di protossido di azoto da campo

Le emissioni di protossido di azoto sono dirette e indirette, e possono avvenire sia in allevamento per la presenza di deiezioni animali, sia in campo con le concimazioni; nel presente caso verranno analizzate soltanto quelle da campo. La determinazione delle emissioni aziendali di N<sub>2</sub>O richiede la stima delle emissioni dirette ed indirette, calcolate separatamente e sommate successivamente. Il calcolo delle emissioni avviene secondo la metodologia di calcolo T1 prevista dal capitolo 11 "N<sub>2</sub>O Emissions from Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application" del protocollo IPCC (2006).

Le emissioni dirette di N<sub>2</sub>O (N<sub>2</sub>O<sub>Direct</sub>, espresse come kg N<sub>2</sub>O a<sup>-1</sup>) sono ottenute con apposita conversione a partire dal valore di N<sub>2</sub>O<sub>Direct-N</sub>, preventivamente calcolato, che rappresenta le emissioni annuali di N<sub>2</sub>O<sub>Direct-N</sub>, espresse in kg N<sub>2</sub>O<sub>Direct-N</sub> a<sup>-1</sup>. La conversione delle emissioni di N<sub>2</sub>O<sub>Direct-N</sub> in emissioni di N<sub>2</sub>O<sub>Direct</sub> viene eseguita utilizzando la seguente equazione:

$$\mathbf{N_2O_{Direct} = N_2O_{Direct-N} * 44/28}$$

Le emissioni di N<sub>2</sub>O<sub>Direct-N</sub> a loro volta sono calcolate:

$$\mathbf{N_2O_{Direct} - N = N_2O - N_{N\ inputs} + N_2O - N_{OS} + N_2O - N_{PRP}}$$

In questa formula  $N_2O - N_{N\ inputs}$  è la somma degli inputs organici e inorganici che giungono al suolo ( $\text{kg } N_2O_{Direct} - N \text{ a}^{-1}$ ),  $N_2O - N_{PRP}$  rappresenta gli input che derivano dalle deiezioni di animali al pascolo,  $N_2O - N_{OS}$  è un fattore che tiene conto dei suoli organici. Gli ultimi due elementi non sono stati considerati nel presente lavoro: gli input da deiezioni da animali al pascolo riguardano aziende di tipo zootecnico, mentre le emissioni da suoli organici in Italia costituiscono un caso limitato. Il calcolo di  $N_2O - N_{N\ inputs}$  richiede numerosi dati, e si ricava dalla seguente relazione:

$$\mathbf{N_2O - N_{N\ inputs} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM}) * EF_1 +} \\ \mathbf{+ (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM})_{FR} * EF_{1FR}}$$

Dove:

- $F_{SN}$  è la quantità di fertilizzante sintetico apportato annualmente, espressa in  $\text{kg } N \text{ a}^{-1}$  (valore calcolato a partire dai dati ottenuti da intervista);
- $F_{ON}$  è dato dalla quantità complessiva di effluenti, compost, digestato, fanghi di depurazione o qualunque altro composto organico apportato al suolo annualmente espresso come  $\text{kg } N \text{ a}^{-1}$  (valore calcolato a partire dai dati ottenuti con l'intervista);
- $F_{CR}$  costituisce l'apporto annuale di N da residui colturali (valore calcolato secondo le modalità descritte nel paragrafo "Residui colturali della coltura precedente") e non comprende la pratica di bruciatura dei residui colturali, in quanto si ritiene che il ricorso a questa operazione sia diminuita nel tempo;
- $F_{SOM}$  si riferisce alla quantità annuale di N mineralizzato nei suoli associato alla perdita di C dalla sostanza organica a seguito del cambiamento d'uso, che attualmente non è ancora stato sviluppato in quanto si stanno cercando metodi di calcolo alternativi a quelli proposti da IPCC;
- $EF_1$  è l'emission factor del protossido di azoto emesso dagli apporti di N;
- $EF_{1FR}$  è l'emission factor del protossido di azoto emesso dagli apporti di N in risaia.

I primi tre valori  $F_{SN}$ ,  $F_{ON}$  e  $F_{CR}$  sono ottenuti tramite intervista all'agricoltore, mentre  $EF_1$  e  $EF_{1FR}$  sono ricavati da valori tabellari IPCC, e corrispondono rispettivamente a 0.01 e a 0.03.

Anche le emissioni indirette da campo di protossido di azoto avvengono secondo più percorsi. Il primo è rappresentato dalla volatilizzazione dell'azoto in forma ammoniacale e dalle emissioni di ossidi di N ( $\text{NO}_x$ ), più le deposizioni al suolo di questi stessi e dei loro prodotti  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ . Una seconda via è invece rappresentata da fenomeni di lisciviazione e ruscellamento. Le frazioni di fertilizzante minerale e di azoto organico applicati al suolo che volatilizzano come  $\text{NH}_3$  sono ottenute con i criteri descritti nel paragrafo "Indicatori per l'emissione di ammoniaca da campo" basati sulle metodologie EMEP, mentre gli apporti di  $\text{NO}_x$  si ottengono con apposite formule descritte nei protocolli IPCC, che qui si è scelto di non riportare perché già incluse nelle formule implicate nel calcolo di indicatori relativi ad aziende zootecniche. Le emissioni determinate dalla lisciviazione e dal ruscellamento ( $\text{N}_2\text{O}_{(L)}$ , espresse in  $\text{kg N}_2\text{O a}^{-1}$ ) sono calcolate tramite la formula:

$$\text{N}_2\text{O}_{(L)} = [(\text{F}_{\text{SN}} + \text{F}_{\text{ON}} + \text{F}_{\text{CR}} + \text{F}_{\text{SOM}}) * \text{FRAC}_{\text{LEACH-(H)}} * \text{EF}_5] * 44/28$$

Dove:

- $\text{FRAC}_{\text{LEACH-(H)}}$  rappresenta la frazione di tutto l'N (espressa in kg) apportato e mineralizzato nei terreni dove si verifica lisciviazione/ruscellamento (dato da valore tabellare IPCC, pari a 0,3);
- $\text{EF}_5$  è l'emission factor per emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  da lisciviazione e ruscellamento (kg di  $\text{N}_2\text{O-N}$ , da valore tabellare anch'esso, pari a 0,0075).

#### 8.6.4 Indicatori per l'emissione di particolato atmosferico ( $\text{PM}_{2,5}$ e $\text{PM}_{10}$ ) da campo

Le emissioni di particolato atmosferico ( $E_{\text{PM}}$ ) considerate sono  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_{10}$ , e sono entrambe calcolate moltiplicando l'area coltivata destinata a ciascuna coltura (A) in un anno (espressa in ha), per un emission factor ( $\text{EF}_{\text{PM}}$ , specifico per il tipo di operazione colturale svolta e per il tipo di PM considerato) e per il numero di passaggi effettuati (n). Queste tre variabili sono legate dalla seguente relazione, secondo i criteri EMEP per il calcolo delle emissioni di particolato con metodo T2:

$$E_{\text{PM}} = \text{EF}_{\text{PM}} * A * n$$

Le superfici aziendali coinvolte dalle operazioni colturali e il numero di passaggi sono ottenuti tramite intervista. Per quanto riguarda invece l'emission factor  $\text{EF}_{\text{PM}}$ , esso si

differenza sulla base del tipo di PM che si vuole calcolare, e si hanno valori differenti per PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub>, oltre che per tipo di operazioni colturali effettuate. L'allegato 4 del documento EMEP 3.D *Crop Production* propone diversi EF<sub>PM</sub> per le lavorazioni del suolo, per le operazioni di raccolta, pulizia ed essiccazione con un focus particolare sulle lavorazioni del suolo. Gli EF<sub>PM</sub> per le operazioni colturali che si è deciso di utilizzare nel modello di Monitro sono relative solo alle lavorazioni del suolo: aratura, discatura, erpicatura e sarchia-rincazzatura, essendo le operazioni colturali che competono al tipo di aziende analizzate (vedi Tabella 10).

*Tabella 10: EF<sub>PM</sub> per le operazioni colturali relative alle lavorazioni del suolo: aratura, discatura, erpicatura e sarchia-rincazzatura.*

<b>Operazione colturale</b>	<b>PM10 (kg ha<sup>-1</sup>)</b>	<b>PM2,5 (kg ha<sup>-1</sup>)</b>
Aratura	1,2	0,05
Discatura	1,37	0,12
Erpicatura	0,82	0,29
Sarchiatura+Rincazzatura	1,86	0,06

## 9 Risultati e discussioni

In totale sono state analizzate 64 aziende a diverso indirizzo produttivo, localizzate nelle province di Torino (21), Vercelli (15), Cuneo (10), Asti (3) e Novara (3). Come precedentemente affermato, si tratta di aziende ad indirizzo produttivo non zootecnico, in cui l'allevamento è assente o al massimo in alcuni casi limitato a pochi capi, che costituiscono una fonte di reddito marginale nella PLV aziendale. In particolare si tratta di:

- 34 aziende cerealicole;
- 13 aziende risicole;
- 8 aziende frutticole;
- 4 orticole;
- 5 viti-vinicole.

A questo proposito la Figura 10 riporta la dislocazione delle aziende analizzate sul territorio piemontese.

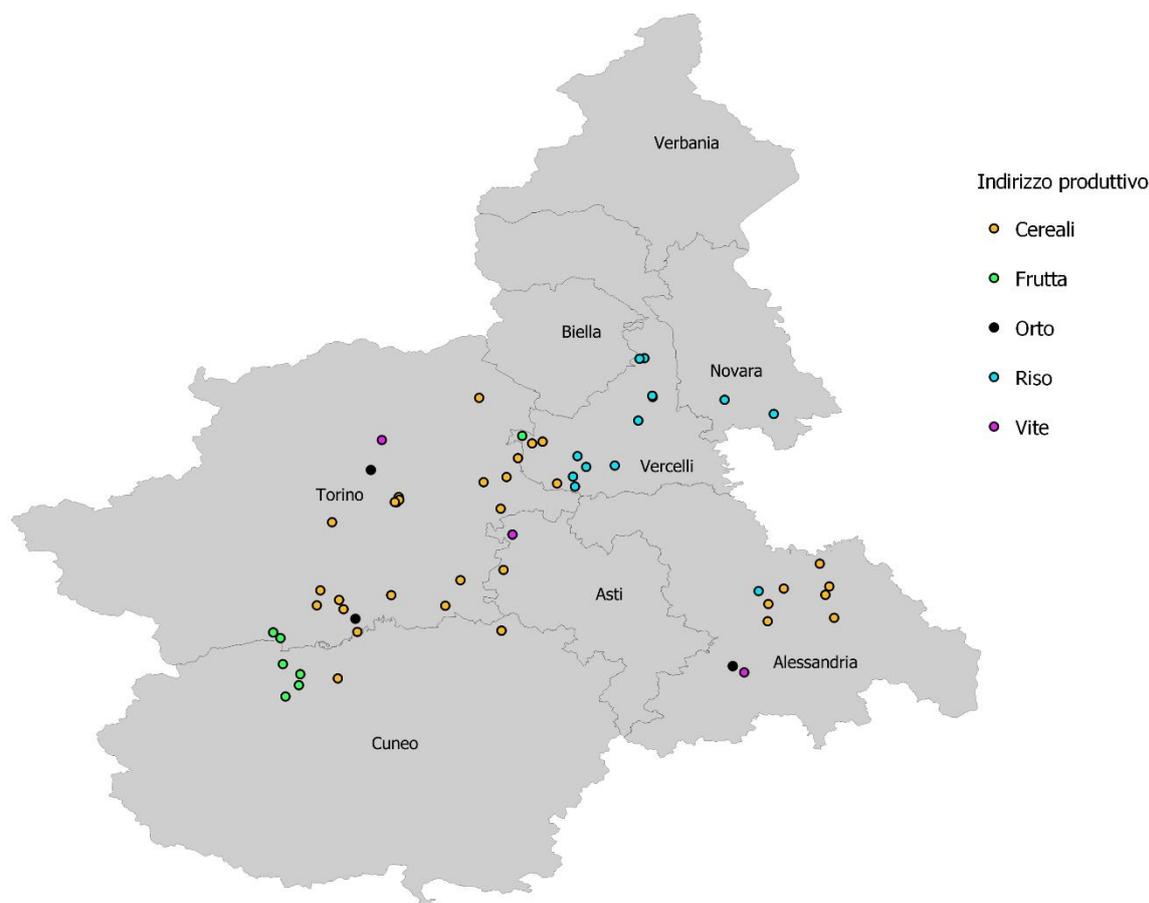


Figura 10: Dislocazione delle aziende analizzate sul territorio piemontese (scala 1:1000000).

È importante ricordare come il numero complessivo di casi aziendali analizzati, e in particolare di alcuni indirizzi produttivi (orticolo, viticolo, frutticolo), sia piuttosto limitato, nonostante la consistente mole di dati relativa a ciascuna azienda. Ciò non ha sempre permesso di ottenere dati statistici di particolare rilevanza rappresentativa per ogni specifico indirizzo produttivo, essendo i valori descrittivi ottenuti profondamente influenzati dalle singole particolarità aziendali.

## 9.1 Caratteristiche aziendali

### 9.1.1 Superficie agricola utilizzabile (SAU)

Nel presente lavoro sono stati analizzati 4885 ha di superficie agricola utilizzabile (SAU), ripartiti secondo quanto descritto in Tabella 11.

*Tabella 11: analisi della SAU per indirizzo produttivo e totale delle aziende analizzate*

Analisi SAU totale (ha)		
Indirizzo produttivo	SAU totale	% sul totale
Cereali	2147,7	44,0%
Frutta	46,2	0,9%
Orto	21,2	0,4%
Riso	2622,3	53,7%
Vite	48,0	1,0%
<b>Tutte le aziende</b>	<b>4885,4</b>	

Come si può osservare nella Tabella 12, la SAU media che comprende tutte le aziende a diverso indirizzo produttivo risulta essere di 76,3 ha, con una variabilità molto ampia (deviazione standard di 131,5 ha): la superficie aziendale varia tra 0,1 ha (Ort\_4, AL) e 954,2 ha (Ris\_4, VC). Le SAU medie per indirizzo produttivo più elevate sono state riscontrate presso le aziende risicole, seguite dalle aziende cerealicole. Per gli altri indirizzi produttivi le SAU medie si abbassano notevolmente per le aziende viticole, frutticole e orticole.

*Tabella 12: analisi della SAU media, con deviazione standard e valori minimi e massimi delle aziende analizzate per indirizzo produttivo*

Analisi SAU media (ha)				
Indirizzo produttivo	Media	Dev. Standard	Val. MIN	Val. MAX
Cereali	63,2	43,4	14,6	202,0
Frutta	5,8	4,1	1,9	14,5
Orto	5,3	7,8	0,1	18,8
Riso	201,7	240,2	16,0	954,2
Vite	9,6	5,3	1,5	16,0
<b>Tutte le aziende</b>	<b>76,3</b>	<b>131,5</b>	<b>0,1</b>	<b>954,2</b>

### 9.1.2 Analisi del suolo

Le aziende provviste di analisi del suolo, che hanno permesso quindi di calcolare con maggior precisione gli indicatori del modello, sono state il 38% del totale. In particolare in Figura 11 è possibile osservare la quota di aziende provviste di analisi rispetto al numero totale per indirizzo produttivo: in prima posizione si situano le aziende orticole, con il 75% delle aziende caratterizzate dalla presenza delle analisi del suolo, mentre in ultima posizione ci sono le aziende cerealicole (solo 26% di aziende con analisi).

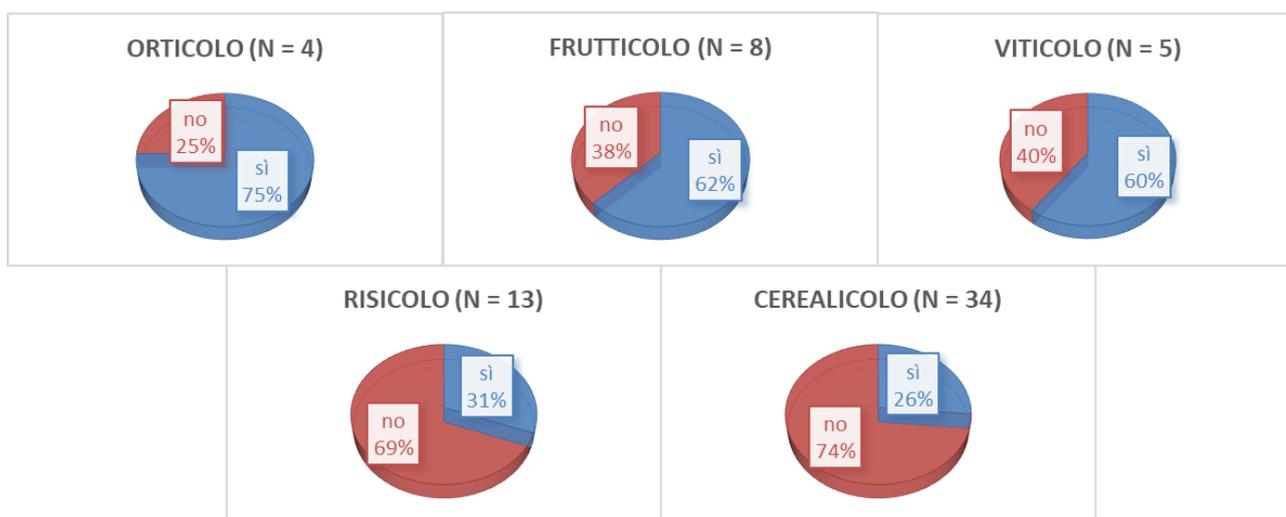


Figura 11: Percentuale di aziende provviste di analisi del suolo sul totale di aziende analizzate, suddivise per indirizzo produttivo.

Ciò può essere determinato dal fatto che le aziende orticole, frutticole e viticole siano aziende dotate spesso di maggior competenza tecnica, e quindi di una maggiore attenzione nei confronti di una corretta modulazione della concimazione rispetto ad aziende produttrici di *commodities* come le aziende cerealicole e risicole. Infatti l'attenzione rivolta verso gli aspetti qualitativi del prodotto, legata alla corretta gestione non solo dei macro-nutrienti, ma anche dei meso e micro-elementi, è particolarmente alta in questi indirizzi produttivi (Porro e Failla, 2001; Sambo, 2019; Bavaresco et al., 2016). Inoltre nei sistemi colturali frutticoli e viticoli le analisi del suolo risultano di fondamentale importanza per le scelte che vengono effettuate nella fase di pre-impianto per la scelta della specie (o più spesso cultivar) che possa adattarsi meglio alle condizioni pedologiche contingenti, e per la gestione della fertilizzazione sia nella fase di pre-impianto, sia nelle successive di allevamento e produzione (Fabrizi et al., 1998; Tagliavini et al., 2016). Le aziende orticole invece, viste la dinamicità delle produzioni e la numerosità dei cicli

colturali che le caratterizzano (Sambo et al., 2016), ricorrono spesso a modelli gestionali della fertilizzazione e a tecnologie che bilanciano le dosi di fertilizzante a seconda dello stato fenologico o fisiologico delle piante coltivate, che necessitano tuttavia della conoscenza approfondita delle caratteristiche del suolo (Sambo, 2019). Le aziende cerealicole invece, pur di recente indirizzate verso nuove prospettive di modernizzazione (come le nuove tecniche di agricoltura di precisione per la valutazione della variabilità spaziale del sistema suolo-pianta o per la mappatura delle produzioni e il campionamento del suolo, vedasi Barbanti et al., 2016), sono talvolta ancora legate a modelli di gestione della fertilizzazione di tipo tradizionale, nelle quali le scelte legate alla concimazione non sempre sono dipendenti da analisi del suolo effettuate in azienda, o dipendono da analisi poco recenti e quindi poco rappresentative. Le aziende risicole, pur simili alle cerealicole per agrotecnica utilizzata, sono più sensibili ad una gestione della fertilizzazione orientata verso l'agricoltura di precisione (Cordero et al., 2017), e quindi alla scelta di affidarsi anche ad analisi del suolo dei terreni aziendali, ma la maggioranza della casistica analizzata non ha permesso di confermare questa tendenza.

### 9.1.3 Ripartizione colturale

La ripartizione colturale per indirizzo produttivo (IP) della superficie analizzata (espressa in % di ha destinati ad ogni coltura sul totale della superficie per IP) è rappresentata nella Figura 12.

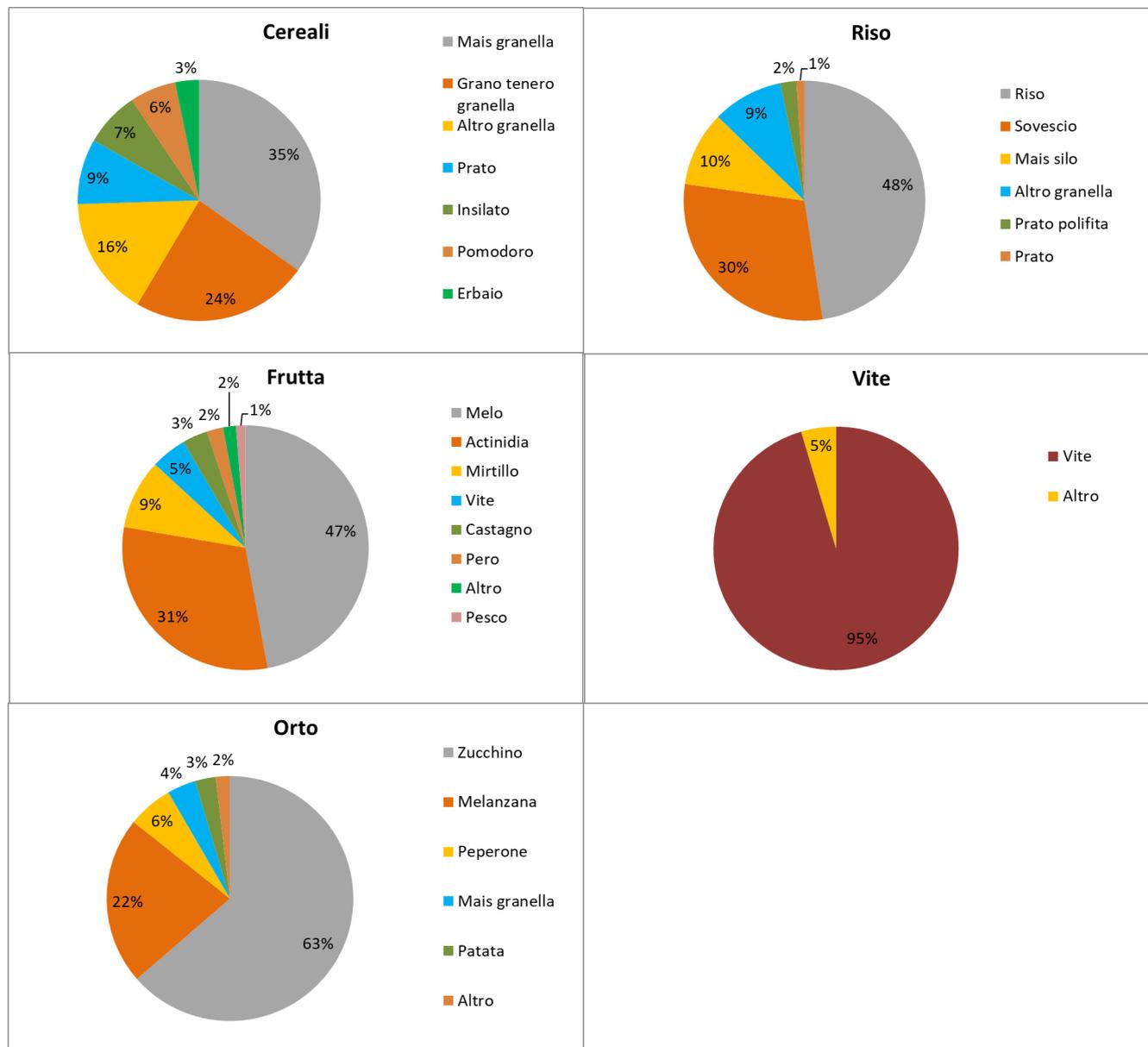


Figura 12: Ripartizione colturale della superficie complessiva analizzata per ogni indirizzo produttivo

Si ricorda che la ripartizione delle aziende miste tra i vari indirizzi produttivi considerati è determinata dal criterio della prevalenza del comparto aziendale principale sulla PLV complessiva: ad esempio un'azienda come Vit\_2, che destina parte della SAU alla coltivazione di cereali e leguminose, è stata fatta rientrare tra le aziende viticole perché la maggior parte della PLV aziendale deriva proprio da questo comparto.

Nelle aziende cerealicole le colture preponderanti sono rappresentate dal mais granella (35%) e dal grano tenero granella (24%), che insieme occupano poco meno del 60% della superficie; seguono altre colture da granella (16%), prato (9%), colture insilate (7%) costituite prevalentemente da mais silo, pomodoro da industria (9%) ed erbai (3%). L'elevata superficie destinata alla coltivazione di pomodoro è determinata dalla presenza di aziende situate nella provincia di Alessandria (Cer\_1, Cer\_3, Cer\_21, Cer\_24), dove il pomodoro da industria è frequentemente inserito in rotazione con i cereali autunno-vernini. La superficie a prato è invece legata ad aziende che presentano un piccolo allevamento (che poco incide sulla PLV aziendale) o da aziende che un tempo erano ad indirizzo cerealicolo-zootecnico ed ora sono esclusivamente cerealicole, e che hanno mantenuto in parte o per intero la superficie a prato. Le colture da insilato, quali il mais, sono anch'esse legate in parte a situazioni di piccolo allevamento (come per gli erbai), in parte ad aziende che conferiscono la materia prima ad un biodigestore (ad esempio Cer\_15).

Per quanto riguarda le aziende frutticole le colture che occupano la maggior parte della superficie sono melo (47%) e actinidia (31%), mentre nessuna delle altre colture supera il 10%, partendo dal mirtillo (9%) fino ad arrivare al pesco (1%).

Nelle aziende più specializzate, come le risicole e le viticole, le colture più rappresentative sono ovviamente quelle che caratterizzano la definizione dell'indirizzo produttivo e cioè riso (48%) e vite (95%). Parte della superficie complessiva delle aziende risicole è occupata da colture da sovescio (30%) durante i mesi autunno-invernali, e parte da altre colture come mais da insilato (da conferire ad un biodigestore, come nel caso di Ris\_4) o ad altre colture da granella.

Le aziende orticole sono rappresentate da un numero molto ridotto di casi aziendali (soltanto 4) e sono molto eterogenee visto l'elevato numero di colture presenti in ciascuna azienda. Nonostante ciò sul totale della superficie analizzata prevale nettamente la coltura dello zucchini (63%), seguita dalla melanzana (22%) e dal peperone (6%). Il 4% di superficie è destinata a mais granella, poiché l'azienda Ort\_4 è un'azienda mista orticola-cerealicola e comprende anche un cereale nel riparto colturale, per diversificare la produzione. Il restante 5% è suddiviso tra patata (3%) e altre colture orticole (2%).

Nelle aziende viticole infine, la parte non coltivata a vite è minima (5%) ed include colture cerealicole quali grano tenero e cece, riconducibili all'azienda Vit\_2, che diversifica la produzione aziendale coltivando fino al 38% della SAU con colture diverse dalla vite.

## 9.2 Il bilancio dei nutrienti secondo l'attuale strategia di concimazione

Nel paragrafo seguente vengono descritte le voci del bilancio degli elementi nutritivi e gli indicatori agronomici per tipo di indirizzo produttivo e complessive di tutte le aziende analizzate. Le voci analizzate sono assorbimento (Y), residui colturali delle precessioni (Mc), apporti naturali dal suolo (S), azotofissazione (Bfx), fabbisogni colturali (Fb), apporti organici (Fo) e minerali (Fc) totali ed efficienti e la loro somma complessiva. Le voci del bilancio dell'azoto relative agli apporti da deposizione atmosferica (Da) e dalle concimazioni organiche dell'anno precedente (Mf) non sono qui riportate, anche se sono state conteggiate negli indicatori. I motivi sono che i) il valore di Da è identico in tutte le aziende; ii) Mf era voce presente in sole 4 aziende cerealicole e anche in questi casi il contributo al bilancio era trascurabile.

Gli indicatori agronomici presentati sono il bilancio efficiente (Bt) e il surplus (+) deficit (-) aziendale. Si è scelto di utilizzare quale range di riferimento per l'equilibrio di concimazione un valore di  $\pm 30 \text{ kg ha}^{-1}$  sia per l'N, che per il  $\text{P}_2\text{O}_5$  che per il  $\text{K}_2\text{O}$ , in accordo con quanto riportato nel Regolamento regionale 10/R/2007. I valori maggiori o minori del range stabilito sono stati considerati come eccessi o carenze. Oltre al valore medio è stato sempre riportata la deviazione standard quale indicatore di variabilità.

### 9.2.1 Bilancio dell'azoto

Il valori relativi al bilancio dell'azoto a scala aziendale sono riportati in Tabella 13. Il bilancio efficiente Bt ha evidenziato un eccesso medio di  $32 \pm 67 \text{ kg ha}^{-1}$  per il complesso di tutte le aziende analizzate. Il dato maggiore per questa serie di valori è stato rappresentato dalle aziende frutticole, con un eccesso medio di  $61 \pm 61 \text{ kg ha}^{-1}$ , mentre il dato minore è stato evidenziato per il settore orticolo con  $-32 \pm 72 \text{ kg ha}^{-1}$ . Per quanto riguarda il surplus/deficit il valore più elevato è stato registrato per le aziende cerealicole con  $73 \pm 87 \text{ kg ha}^{-1}$ , mentre il più basso sempre per le aziende orticole, con un deficit di  $21 \pm 67 \text{ kg ha}^{-1}$ . I valori dei due indicatori agronomici differiscono, in quanto sono calcolati con obiettivi e input in parte differenti: si ricorda che per il calcolo del primo viene fatta la media dei bilanci colturali Bc di ciascuna coltura, ponderata per gli ettari, valutando la gestione della fertilizzazione aziendale in funzione degli effettivi fabbisogni colturali e del contesto pedoclimatico; il secondo permette di capire se le pratiche di fertilizzazione attuate stanno impoverendo o arricchendo il terreno, descrivendo la gestione della concimazione aziendale in modo svincolato dalle caratteristiche del suolo e dalle variabili che influiscono sull'efficienza degli apporti. In tutti i casi la variabilità degli indicatori di bilancio è risultata

molto ampia, a causa delle notevoli differenze tra le aziende anche a parità di indirizzo produttivo.

Per quanto riguarda l'assorbimento colturale, le aziende più esigenti sono risultate essere quelle cerealicole, con un assorbimento colturale medio di  $226 \pm 60 \text{ kg N ha}^{-1}$ , seguite dalle orticole ( $142 \pm 49 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e dalle risicole, nelle quali l'assorbimento in media è stato di  $127 \pm 38 \text{ kg N ha}^{-1}$ . L'assorbimento è legato al tipo di coltura, e di conseguenza le colture come quelle cerealicole e risicole, che tendono a produrre maggiori quantità di prodotto hanno assorbimenti più elevati. Le aziende frutticole e viticole invece presentano valori molto più bassi, viste le minore esigenze in elementi nutritivi a parità di superficie coltivata, e non superano i  $50 \text{ kg ha}^{-1}$ . La variabilità all'interno di questa voce è legata anche alla diversa tipologia di colture per ciascuna classe di aziende ed è minore per quelle caratterizzate da un riparto colturale più omogeneo, come ad esempio quelle risicole.

Tabella 13: dati medi e rispettive deviazioni standard delle voci del bilancio dell'N e degli indicatori agronomici (Bt e surplus/deficit) per tipo di indirizzo produttivo e complessive di tutte le aziende analizzate

Indirizzo produttivo	Cerealicolo (n=34)		Risicolo (n=13)		Frutticolo (n=8)		Orticolo (n=4)		Viticolo (n=5)		Valore medio (n=34)	
	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard
Assorbimento (kg N ha <sup>-1</sup> )	226	60	127	38	46	27	142	49	36	13	169	89
Residui precessione (kg N ha <sup>-1</sup> )	24	17	31	11	0	0	13	17	1	2	27	18
Apporti da mineralizzazione (kg N ha <sup>-1</sup> )	40	13	50	15	86	29	31	20	50	22	45	23
Bfx (kg N ha <sup>-1</sup> )	9	10	8	12	0	0	0	0	1	1	8	10
Apporti organici (kg N ha <sup>-1</sup> )	60	70	11	28	67	77	22	37	7	15	33	63
Apporti minerali (kg N ha <sup>-1</sup> )	180	85	58	72	22	25	44	51	18	22	111	101
Apporti organici efficienti (kg N ha <sup>-1</sup> )	31	38	5	13	43	53	16	28	3	6	17	36
Apporti minerali efficienti (kg N ha <sup>-1</sup> )	162	77	53	65	20	22	40	46	17	20	100	91
Apporti tot N ha <sup>-1</sup>	240	110	69	82	89	84	66	41	25	20	144	128
Apporti tot efficienti (kg N ha <sup>-1</sup> )	193	89	58	69	63	60	56	37	19	18	117	103
Bilancio efficiente (Bt) (kg N ha <sup>-1</sup> )	55	70	13	52	61	61	-32	72	18	19	32	67
Surplus/deficit (kg N ha <sup>-1</sup> )	73	87	-5	59	63	81	-21	67	12	26	30	84

Le varie voci che concorrono a fornire gli elementi necessari a compensare l'assorbimento della pianta, siano essi apporti naturali o artificiali, hanno acquisito un peso diverso a seconda della tipologia aziendale considerata, come evidenziato nelle Figure 13a e 13b.

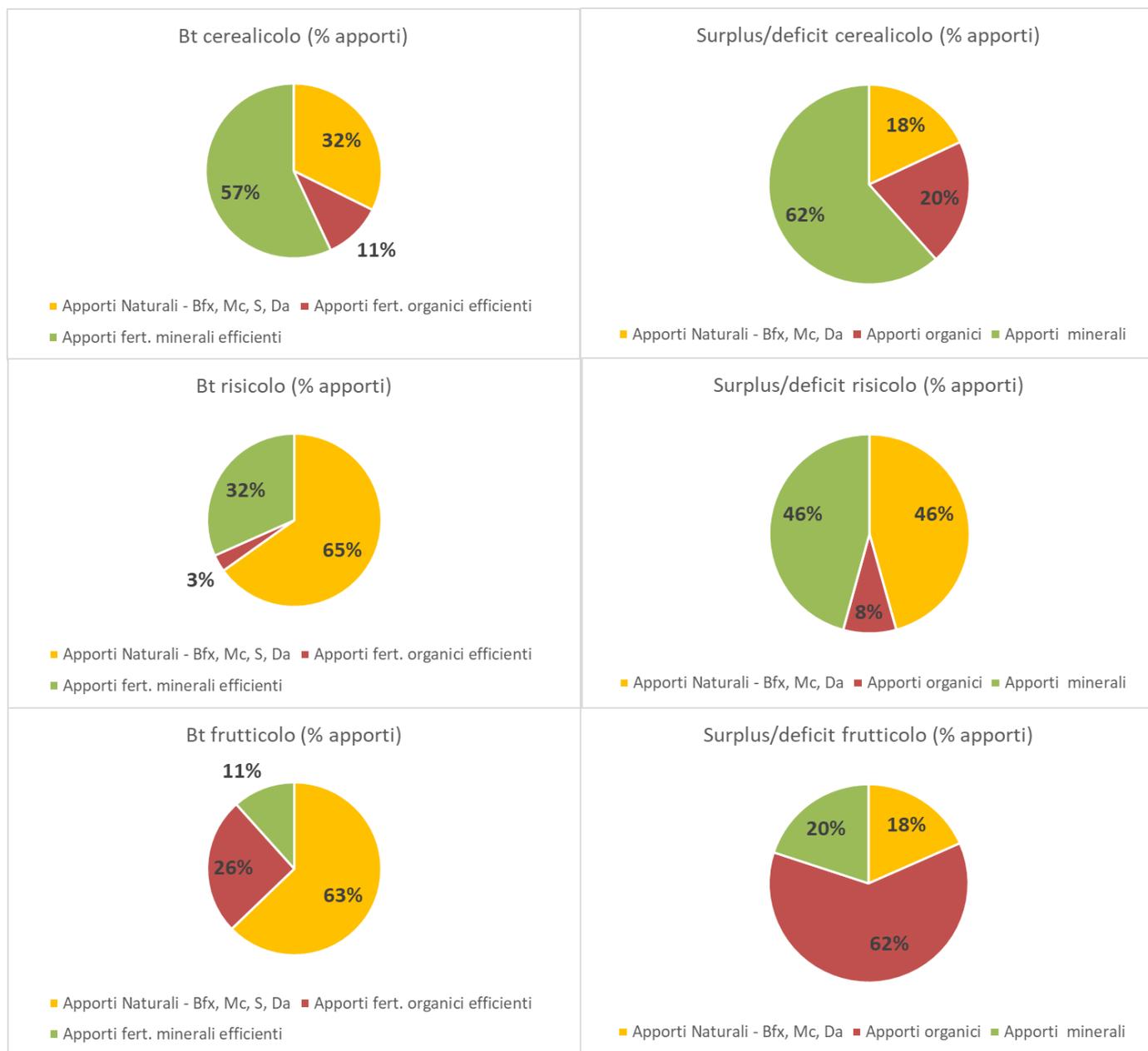


Figura 13a: Confronto tra i contributi percentuali delle diverse voci di apporto nella determinazione del bilancio efficiente Bt e del surplus/deficit per categoria aziendale (aziende cerealicole, risicole e frutticole)

Nell'indicatore Bt le componenti di maggior peso tra le varie voci di apporto nelle aziende cerealicole sono risultate quelle relative alla quota efficiente della fertilizzazione sia organica che minerale. Si può osservare come la quota di N efficiente da fertilizzanti

minerali sul totale degli apporti sia risultata maggiore (57%) rispetto a quella degli organici (11%).

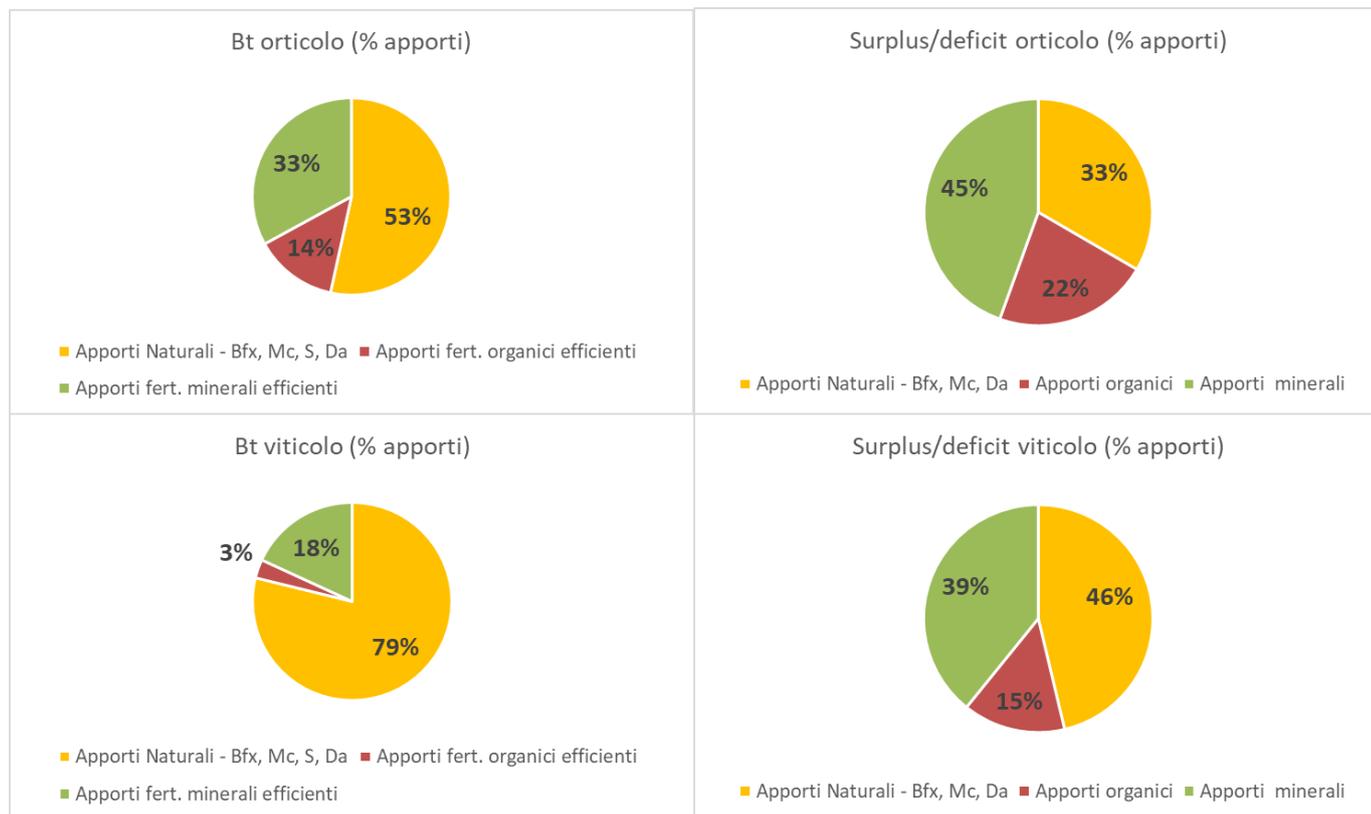


Figura 13b: Confronto tra i contributi percentuali delle diverse voci di apporto nella determinazione del bilancio efficiente Bt e del surplus/deficit per categoria aziendale (aziende orticole e viticole).

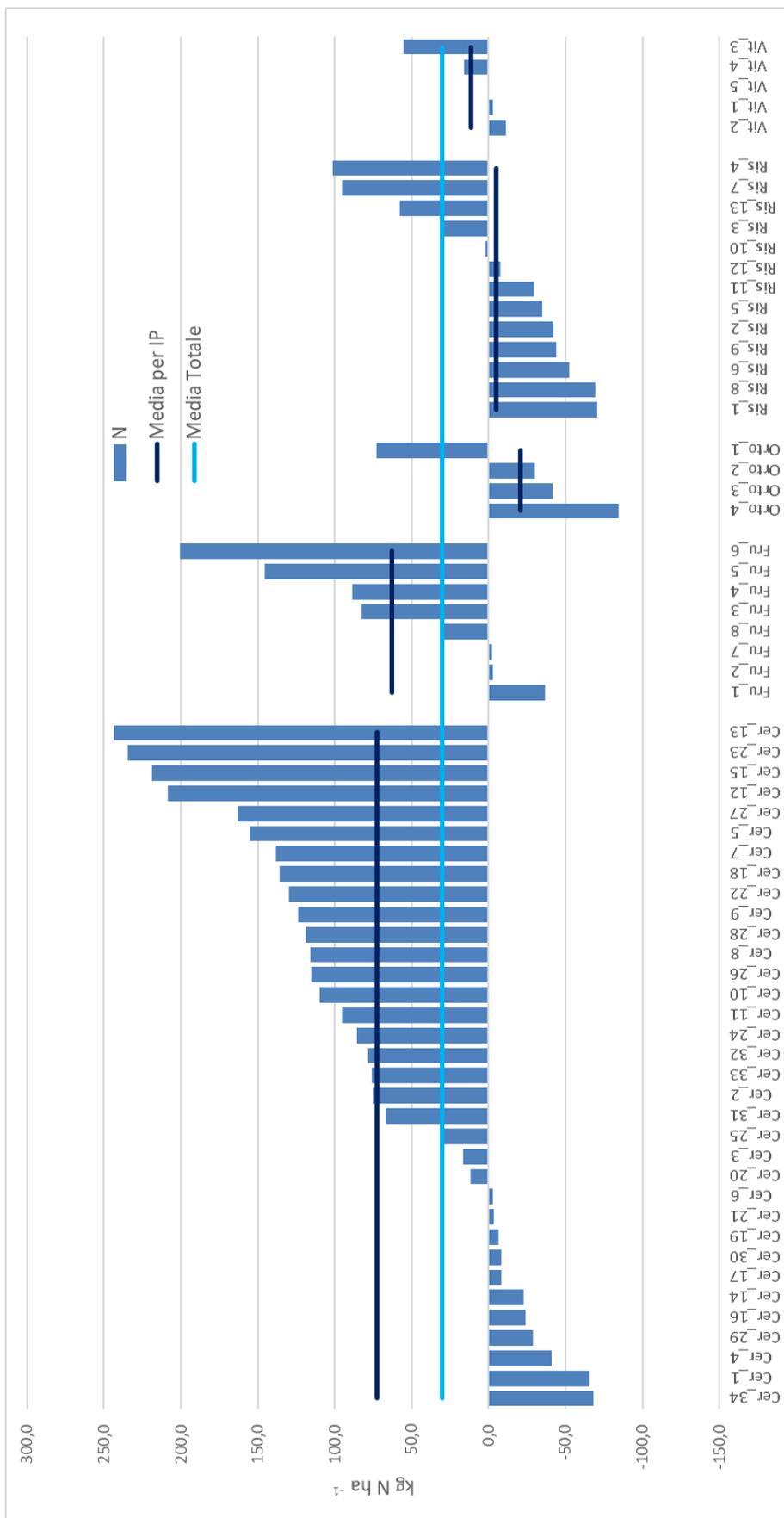
Nelle aziende orticole gli apporti dovuti alla fertilizzazione sono stati superati da quelli naturali (costituiti dall'insieme delle voci residui precessione Mc, apporti da mineralizzazione S, azotofissazione Bfx e deposizioni atmosferiche Da) da meno di 10 kg N ha<sup>-1</sup>. Anche in questo caso la fertilizzazione efficiente minerale è prevalsa su quella efficiente organica.

Gli apporti naturali sono risultati invece preponderanti nelle aziende viticole, risicole e frutticole, principalmente a motivo degli apporti da mineralizzazione della sostanza organica del suolo, la voce maggiore in tutte le tipologie di aziende. Le colture frutticole e viticole essendo colture poliennali non si avvantaggiano di residui da colture precedenti (se non all'impianto, ma qui si considera la fase ben più avanzata di piena produzione) e i residui della stessa coltura lasciati in campo, come quelli di potatura, non sono stati considerati nell'equazione del bilancio come voce a sé stante perché si rendono molto difficili da stimare e mai interrati.

L'azotofissazione è stata considerata nulla nei casi di frutteti o vigneti con interfila inerbito, a causa della scarsa presenza di leguminose nei casi esaminati. Nelle aziende risicole invece una quota importante di apporti naturali è dovuta ai residui della coltura precedente lasciati in campo e all'azotofissazione, nei casi di leguminose da sovescio invernali, o nel caso frequente di leguminose coltivate in azienda, anche non in avvicendamento con il riso. La fertilizzazione minerale è prevalsa quantitativamente su quella organica nelle aziende viticole e risicole, anche se con incidenze differenti, mentre nelle aziende frutticole è stata la fertilizzazione organica a prevalere su quella minerale.

L'indicatore surplus/deficit (Fig. 14) invece considera gli apporti totali dovuti alla fertilizzazione, considerati come completamente efficienti, ed esclude dagli apporti naturali quelli da mineralizzazione della sostanza organica del suolo (S). In questo caso gli apporti antropici sono risultati maggiori di quelli naturali in tutte le tipologie di aziende: questo perché gli apporti da mineralizzazione (preponderanti su tutti gli altri apporti naturali) non sono considerati in questo indicatore e rispetto all'indicatore Bt tutta la quota di nutrienti contenuti nei fertilizzanti organici e minerali viene conteggiata per intero, senza decurtazioni dovute a inefficienze. I quantitativi di fertilizzante totali più elevati sono stati apportati dalle aziende cerealicole-industriali ( $240 \pm 110 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Gli altri indirizzi produttivi hanno impiegato quantità minori del 40% dei quantitativi apportati nelle aziende cerealicole, e pari rispettivamente al 37% (nelle frutticole), al 29% (nelle risicole), al 28% (nelle orticole) e al 10% (nelle viticole) di quanto apportato nelle aziende cerealicole.

Figura 14: surplus/deficit di N (kg ha<sup>-1</sup>) delle singole aziende, con media per indirizzo produttivo e media totale complessiva per la superficie associata a ciascuna tipologia aziendale.



Per il confronto con le aziende cerealicole sono stati presi in considerazione gli studi effettuati da Bassanino et al. (2011) e Fumagalli et al., (2011). Bassanino et al. (2011) hanno effettuato uno studio riguardante l'utilizzo del bilancio dei nutrienti come indicatore di sostenibilità ambientale su un campione di aziende esteso su 593,000 ha in Piemonte e suddiviso dall'analisi cluster in 5 diverse Macro Land Units (MLU), cioè 5 macro-unità spaziali comprendenti 125 Agronomic Land Units, (ALU, simili alle UPA ma di maggiori dimensioni) omogenee per caratteristiche pedo-climatiche, tipo di coltivazioni e produttività. Tutte le MLU analizzate comprendono una % di aziende con allevamento, ma per alcune di esse risulta più basso, come nelle MLU1 (7,9%), MLU2 (7,8%) e MLU5 (7,5%). Le MLU in cui sono comprese le aziende con una maggiore percentuale relativa di colture cerealicolo-industriali (mais, frumento e altri cereali autunno-vernini, leguminose da granella, colza, girasole e barbabietola da zucchero), e che quindi risultano maggiormente confrontabili, sono le MLU1 (59,9%), la MLU2 (76,8%) e la MLU3 (61,4%). I dati di GNB ottenuti per queste sono:  $74 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1}$  per la MLU2 (che più si avvicina alla ripartizione della superficie colturale delle aziende analizzate),  $49 \pm 4 \text{ kg N ha}^{-1}$  per la MLU1 e  $103 \pm 37 \text{ kg N ha}^{-1}$  per la MLU3 (costituita per il 31,3 % da aziende con allevamento e con maggiori quantità di effluenti zootecnici distribuiti).

I valori individuati dal Bilancio efficiente Bt ( $55 \pm 70 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e dal surplus/deficit ( $73 \pm 87 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) per le aziende cerealicole rientrano tra i valori considerati dallo studio di Bassanino et al. (2011). Inoltre sono inclusi nel range di valori del Soil Surface Balance azotato ottenuto da Fumagalli et al. (2011) per tre tipologie di aziende cerealicole, in uno studio comprendente sette diversi tipi aziendali ad indirizzo cerealicolo e zootecnico in Nord Italia (Lombardia):  $27 \pm 8 \text{ kg N ha}^{-1}$  (az. cerealicole-industriali),  $110 \pm 27 \text{ kg N ha}^{-1}$  (az. cerealicole che impiegano fanghi di depurazione),  $339 \pm 124 \text{ kg N ha}^{-1}$  (az. cerealicole che impiegano digestato).

Per le aziende risicole sono stati riscontrati i valori più bassi tra tutti gli indirizzi produttivi analizzati per entrambi gli indicatori: per Bt  $13 \pm 52 \text{ kg N ha}^{-1}$  e per il surplus/deficit  $-5 \pm 59 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Questi dati sono in parte confermati dallo studio di Zavattaro et al., (2008) effettuato su 200,037 ha coltivati a riso in Piemonte, che ha dimostrato come il bilancio di N fosse compreso tra  $\pm 50 \text{ kg}$  su più del 77% della superficie analizzata, come il surplus superasse i 100 kg solo sul 4% della superficie, e come il deficit non fosse superiore ad 80  $\text{kg ha}^{-1}$ . Nello studio di Bassanino et al. (2011), più recente, nel calcolo del GNB per la

MLU5 (caratterizzata dal 69,2% della superficie coltivata a riso) un surplus di  $56 \pm 41 \text{ kg ha}^{-1}$ .

Le aziende frutticole invece hanno evidenziato il valore maggiore per Bt ( $61 \pm 61 \text{ kg ha}^{-1}$ ) e il secondo per surplus/deficit  $63 \pm 811 \text{ kg ha}^{-1}$ . Questi valori sono difficili da confrontare con altri dati da bibliografia scientifica, poiché accorpano un gran numero di colture frutticole differenti che hanno esigenze in elementi nutritivi molto diverse tra loro, anche dal punto di vista varietale, come nel caso del melo. Inoltre le esigenze variano anche in funzione dello sviluppo fenologico, che per le colture poliennali come le arboree si situa su un piano temporale più lungo e complesso rispetto alle colture erbacee (Tagliavini et al., 2016). In particolare i dati raccolti nel presente lavoro sono sempre riferiti a frutteti in fase di produzione e non di allevamento e/o di senescenza, poiché in letteratura scientifica non si sono riscontrati dati medi utili a descrivere queste fasi.

Si è comunque tentato un confronto con alcuni studi la cui impostazione del bilancio è stata simile a quella effettuata (Mishima et al., 2010; Atucha et al., 2011; Lu et al., 2012) e con uno studio relativo alla coltura che occupa un maggior numero di ha in questo settore tra le aziende analizzate, cioè il melo (Goh e Haynes, 1983). I dati di Mishima et al. (2010) riguardano uno studio di monitoraggio effettuato in Giappone a cadenza quinquennale su scala nazionale e regionale dal 1985 al 2005: i dati di surplus del bilancio colturale per i frutteti più recenti risalgono al 2005 e corrispondono a  $124 \text{ kg ha}^{-1}$ , quindi molto più elevati di quelli riscontrati. Gli studi di Atucha et al. (2011), effettuati nello stato di New York sulla dinamica dell'N e sui bilanci dei nutrienti in quattro diversi sistemi gestione del suolo nei frutteti, hanno evidenziato un range di valori molto ampio, compreso tra  $10 \text{ kg ha}^{-1}$  e  $187 \text{ kg ha}^{-1}$  (in quest'ultimo è stato considerato anche l'apporto dai residui di potatura, inclusi nei residui colturali). Lu et al. (2012), in uno studio sulla valutazione del rischio potenziale di inquinamento ambientale da azoto e fosforo relativo alla fertilizzazione in 916 frutteti intensivi nella Cina del Nord, hanno ottenuto valori di soil surface balance molto elevati rispetto ai precedenti casi descritti e pari a  $443 \text{ kg ha}^{-1}$ . Infine il dato relativo al surplus di bilancio colturale del melo (Goh e Haynes, 1983) si riferisce alla regione di Canterbury in Nuova Zelanda e risale al 1983, ma presenta un dato di surplus che si discosta meno dai precedenti rispetto ai valori riscontrati, e pari a  $23 \text{ kg ha}^{-1}$ . Sulla base della bibliografia riscontrata si può affermare come i dati di confronto siano estremamente variabili in funzione dell'area analizzata e dello specifico contesto agronomico, e come le aziende analizzate in Monitro presentino comunque eccessi contenuti rispetto ai dati sopra citati, in

particolare rispetto ai valori della ricerca cinese, decisamente maggiori di tutti gli altri. Il fatto che i dati di confronto provengano da studi extra-europei, con politiche agro-ambientali diverse da quelle qui applicate, dimostra per i valori ottenuti nel nostro Paese una maggiore attenzione alle necessità colturali e all'ambiente. Le aziende orticole hanno evidenziato i valori più bassi per entrambi gli indicatori ( $Bt = -32 \pm 72 \text{ kg ha}^{-1}$  e surplus/deficit  $-21 \pm 67 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Questi valori, come per quelli delle frutticole, sono difficili da confrontare con altri dati da bibliografia scientifica poiché accorpano un gran numero di colture con esigenze in elementi nutritivi diverse tra loro, e sono stati individuati solo alcuni studi che hanno adottato questo approccio nella bibliografia consultata (Neeteson et al., 1998; D'Haene et al., 2018), mentre di preferenza vengono effettuati studi più specifici per singola coltura. Gli studi di Neeteson et al. (1998) effettuati a Wageningen e di D'Haene et al. (2018) nella regione delle Fiandre hanno evidenziato dei surplus azotati da soil surface balance di  $20-75 \text{ kg ha}^{-1}$  e di  $13-48 \text{ kg ha}^{-1}$ , rispettivamente. Possiamo notare come i dati da bibliografia siano più elevati di quelli riscontrati; tuttavia questi valori sono riferiti a medie di surplus che comprendono anche colture diverse da quelle riscontrate nelle aziende analizzate e la casistica aziendale di cui si dispone in questo lavoro (4 aziende) è veramente molto limitata per permettere dei confronti veramente significativi. Per la vite non sono stati trovati in letteratura studi simili a quello effettuato, riguardanti il surplus non solo di N, ma anche di P e K, e l'approccio usato nel modello può considerarsi come una novità applicato al settore viticolo.

### 9.2.2 Il bilancio del fosforo

Nella Tabella 14 è possibile osservare i dati relativi al fosforo. Per il fosforo (espresso sempre in termini di  $P_2O_5$ ) il Bt ha evidenziato un eccesso medio di  $33 \pm 54 \text{ kg ha}^{-1}$  per il complesso di tutte le aziende analizzate: più nel dettaglio, le aziende cerealicole hanno evidenziato il valore più elevato, con un eccesso medio di  $72 \pm 57 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ , mentre il dato minore è stato evidenziato per le aziende risicole (sostanzialmente in pareggio di bilancio con un Bt di  $1 \pm 18 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ ). Mentre le aziende risicole e frutticole per questo indicatore rientrano a pieno titolo tra le aziende in equilibrio con la concimazione (entrambe entro il range di riferimento di  $\pm 30 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ ), le aziende cerealicole, orticole e frutticole sono in eccesso. L'indicatore surplus/deficit invece evidenzia che tutte le tipologie di aziende rientrano nel range di  $\pm 30 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ , e quindi vengono considerate dal modello di Monitro in pareggio di bilancio, con l'eccezione delle risicole che denotano una leggera carenza pari a  $-35 \pm 22 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$ .

Tabella 14: dati medi e rispettive deviazioni standard delle voci del bilancio dell' $P_2O_5$  e degli indicatori agronomici (Bt e surplus/deficit) per tipo di indirizzo produttivo e complessive di tutte le aziende analizzate.

Indirizzo produttivo	Cerealicolo (n=34)		Risicolo (n=13)		Frutticolo (n=8)		Orto (n=4)		Viticolo (n=5)		Valore medio (n=34)	
	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard
Assorbimento (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	95	27	64	20	26	15	54	19	13	4	77	37
Residui precessione (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	10	7	13	5	0	0	4	5	0,3	0,6	11	7
Apporti organici (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	30	35	3	10	39	39	12	19	4	8	15	32
Apporti minerali (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	59	38	11	24	12	11	47	79	19	19	32	41
Apporti tot (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	88	50	14	25	51	40	58	74	23	16	47	54
Bilancio efficiente (Bt) (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	72	57	1	18	44	36	53	65	19	17	33	54
Surplus/deficit (kg P2O5 ha <sup>-1</sup> )	7	44	-35	22	25	37	19	83	11	19	-15	45

Le aziende cerealicole presentano la variabilità più ampia, dovuta probabilmente alla diversa capacità degli agricoltori nello stimare i fabbisogni della pianta per questo elemento, anche sulla base delle analisi del suolo, ove disponibili. In Figura 14 è possibile osservare il grafico di distribuzione della serie di dati per il surplus/deficit del  $P_2O_5$  relativa a ciascuna tipologia aziendale, con la media per indirizzo produttivo e totale. I due indicatori differiscono tra loro esclusivamente per il diverso approccio con cui sono considerati gli asporti, poiché l'efficienza della fertilizzazione è sempre pari al 100% (sia nella fertilizzazione organica che in quella minerale, e nel calcolo di entrambi gli indicatori). Nel surplus/deficit gli asporti colturali sono considerati pari al fabbisogno di fosforo, a sua volta modulato in funzione della tessitura del suolo e della dotazione presente nei terreni, mentre nel bilancio efficiente Bt gli asporti sono considerati pari all'assorbimento. I valori del surplus/deficit sono quindi più bassi perché i valori di asporto sono più elevati, in quanto i valori di assorbimento non vengono moltiplicati per dei coefficienti di riduzione, (diversi a seconda delle caratteristiche del terreno) come accade per il surplus/deficit. Questo significa che nei terreni con una dotazione di fosforo da media a molto elevata (vedi Tabelle 6 e 7 per i valori corrispondenti) l'indicatore del surplus/deficit assume valori minori rispetto all'indicatore Bt per l'applicazione dei coefficienti di riduzione.

Per quanto riguarda gli apporti invece, in nessun caso gli apporti naturali di  $P_2O_5$  considerati (Mc, apporti da residui colturali della coltura precedente) superano gli apporti antropici da fertilizzazione, tranne nel caso del riso dove possono considerarsi di simile entità ( $13 \pm 5 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$  da precessioni colturali e  $14 \pm 25 \text{ kg } P_2O_5 \text{ ha}^{-1}$  di apporti totali da fertilizzazione). Le colture permanenti come vite e colture arboree in piena produzione non ricevono apporti da questa voce, mentre nelle aziende cerealicole ed orticole gli apporti di fosforo da fertilizzazione sono sempre superiori agli apporti da residui colturali e più che adeguati al raggiungimento delle necessità colturali, talvolta tendenti all'accumulo nel suolo, come evidenziato nei casi di eccesso sopracitati. A questo proposito, gli agricoltori hanno dichiarato di eccedere nella concimazione fosfatica per mantenere un sufficiente tenore produttivo e qualitativo. Gli apporti minerali sono risultati prevalenti su quelli organici nelle aziende cerealicole, risicole, orticole e viticole, mentre nelle frutticole la tendenza è risultata invertita, probabilmente a causa del fatto che tutte le aziende eccetto una (Fru\_2) apportano fertilizzanti organici e tre delle otto aziende intervistate (Fru\_6, Fru\_7 e Fru\_8) sono biologiche e quindi non apportano concimi minerali.

Per quanto concerne invece la bibliografia scientifica riscontrata sui bilanci sul fosforo, essa è quantitativamente minore rispetto a quella sull'azoto per lo stesso tipo di studi.

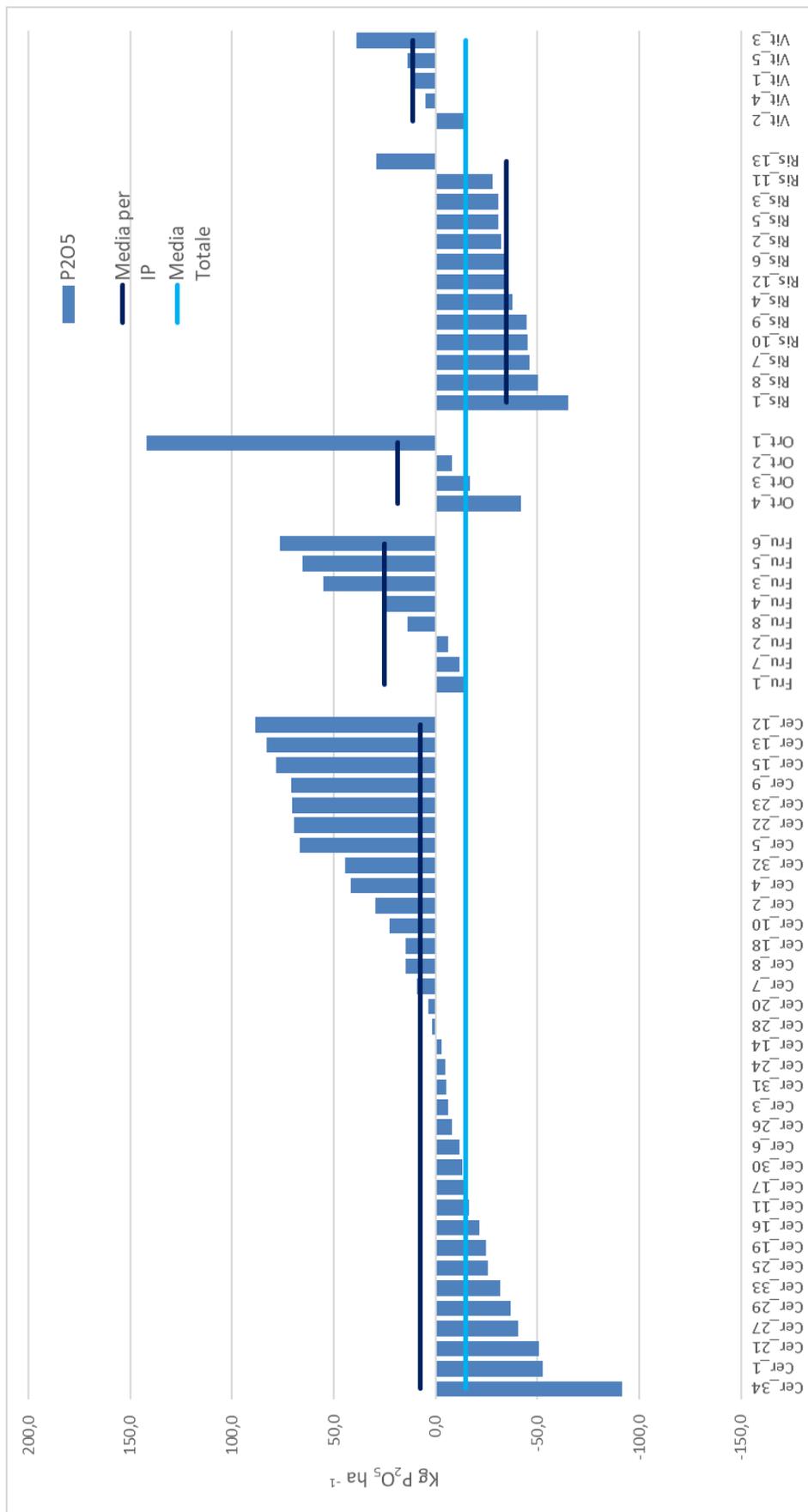
Dagli studi di Bassanino et al (2011) è emerso un GPB per le già citate MLU1, MLU2 e MLU3 (confrontabili per caratterizzazione colturale con le aziende cerealicole) un surplus di fosforo di  $12 \pm 5 \text{ kg ha}^{-1}$ ,  $18 \pm 7 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$  e  $39 \pm 17 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ , in ogni caso più bassi dei risultati per le cerealicole dell'indicatore Bt, che considera le caratteristiche del suolo, e più elevati dell'indicatore surplus/deficit, che invece non ne tiene conto.

Per le aziende risicole il dato di leggero deficit evidenziato dall'indicatore di surplus/deficit è confermato da Zavattaro et al. (2008) dove nel campione di aziende analizzate gli apporti di fosforo sono risultati inferiori agli asporti su più della metà (53%) della superficie considerata, mentre è stato riscontrato un eccesso di fosforo superiore ai  $50 \text{ kg ha}^{-1}$  soltanto sull'11% della superficie totale. Nello studio di Bassanino et al. (2011) il valore di GPB individuato per la MLU5 (quella a maggioranza di superficie risicola) è risultato di  $2 \pm 18 \text{ kg P ha}^{-1}$ , in linea con Zavattaro et al. (2008) e con i dati di Monitro, mentre Mishima et al. (2010) per le aziende risicole hanno individuato un surplus un po' più elevato, di  $57 \text{ kg P ha}^{-1}$ .

Per le aziende frutticole invece sono stati confrontati i dati ottenuti con gli studi di Mishima et al. (2010), Lu et al. (2012) e (Goh e Haynes, 1983). Sia Mishima et al. (2010) che Lu et al. (2012) hanno rilevato eccessi di fosforo decisamente superiori rispetto a quelli calcolati da Monitro (rispettivamente  $145 \text{ kg ha}^{-1}$  e  $122 \text{ kg ha}^{-1}$ ), mentre i dati dal soil surface balance di Goh e Haynes (1983) per il melo hanno stimato valori più bassi ( $+16 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

Nelle aziende orticole gli unici dati individuati per il fosforo per il confronto con questo lavoro sono quelli di Mishima et al. (2010), con un surplus da soil surface balance di ( $322 \text{ kg ha}^{-1}$ ) decisamente più elevato sia del Bt ( $53 \pm 65 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ) sia del surplus/deficit ( $19 \pm 83 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ). Si ipotizza che i valori più elevati riscontrati per le aziende frutticole e orticole negli studi considerati per il confronto, come per l'N, dipendano dalla minore attenzione alle necessità di assorbimento colturale e di salvaguardia ambientale rispetto alle aziende piemontesi.

Figura 14: surplus/deficit di  $P_2O_5$  ( $kg\ ha^{-1}$ ) delle singole aziende, con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.



### 9.2.3 Il bilancio del potassio

La Tabella 15 riassume le voci del bilancio analizzate e gli indicatori Bilancio efficiente Bt e surplus/deficit per il potassio. Questo elemento viene gestito dal modello di Monitro allo stesso modo del fosforo: ciò significa che le considerazioni effettuate nel paragrafo precedente sulle differenze tra gli indicatori Bt e surplus/deficit (e sugli elementi che concorrono alla loro determinazione) rimangono gli stessi anche per questo elemento.

Il Bt medio di potassio (espresso sempre come  $K_2O$ ) per il complesso delle aziende analizzate è pari a  $7 \pm 107 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$  quindi in equilibrio (tenendo in considerazione comunque l'ampia variabilità); le aziende orticole ( $79 \pm 139 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$ ) presentano il valore maggiore, seguite dalle frutticole ( $74 \pm 81 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$ ) con un valore poco più basso. Le cerealicole si situano in posizione intermedia, mentre viticole e risicole rientrano nel range di  $\pm 30 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$ , e quindi possono considerarsi in equilibrio.

Per quanto riguarda il surplus/deficit invece, non solo le aziende risicole e viticole, ma tutte le aziende sono rientrate nel range  $\pm 30 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$  e quindi sono in equilibrio nella gestione di questo elemento. Ciò indica come le aziende di tutti gli indirizzi produttivi analizzati siano in media attente alla concimazione potassica, apportando una quantità elemento adeguata a soddisfare gli asporti colturali, individuati dall'assorbimento Y.

Tuttavia la concimazione potassica non sempre viene modulata sugli effettivi fabbisogni della coltura, complice talvolta l'assenza di analisi del suolo, e ciò può tradursi in eccessi. Questo accade non solo per le aziende come quelle cerealicole, che tendono a privilegiare la concimazione azotata e fosforica (Blandino et al., 2019; Ruggeri e Meriggi, 2018), ma anche in aziende come quelle orticole e frutticole, che normalmente prestano più attenzione alla concimazione potassica per ragioni di standard qualitativi del prodotto (Sambo et al., 2016; Tagliavini et al., 2016). In Figura 15 è presentata la distribuzione della serie di dati per il surplus/deficit del K relativa a ciascuna tipologia aziendale, con la media per indirizzo produttivo e totale.

Anche per il potassio gli apporti da fertilizzazione sono prevalsi sugli apporti da residui colturali in tutte le aziende, con l'eccezione di quelle risicole, dove gli apporti totali di  $K_2O$  da fertilizzanti ( $53 \pm 74 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$ ) risultano di poco inferiori alla voce Mc ( $61 \pm 25 \text{ kg } K_2O \text{ ha}^{-1}$ ). Come accade per il fosforo, nella ripartizione della fertilizzazione tra apporti organici e minerali, la concimazione organica è prevalsa su quella minerale soltanto nelle aziende

frutticole, per la presenza di tre aziende biologiche sulle otto analizzate e per la diffusa pratica di apportare fertilizzanti organici sotto forma di effluenti zootecnici o compost.

Le aziende orticole hanno evidenziato un surplus di potassio molto elevato, come prevedibile sulla base dell'importanza del ruolo svolto da questo elemento nella qualità dei prodotti orticoli: gli agricoltori, onde assicurarsi di soddisfare i fabbisogni delle colture tendono ad eccedere nella concimazione.

Tabella 15: dati medi e rispettive deviazioni standard delle voci del bilancio del K<sub>2</sub>O e degli indicatori agronomici (Bt e surplus/deficit) per tipo di indirizzo produttivo e complessive di tutte le aziende analizzate.

Indirizzo produttivo	Cerealicolo (n=34)		Risicolo (n=13)		Frutticolo (n=8)		Orto (n=4)		Viticolo (n=5)		Valore medio (n=34)	
	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard	Bilancio	Dev. Standard
Assorbimento (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	221	61	149	44	80	50	186	69	42	12	179	82
Residui precessione (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	55	44	61	25	0	0	20	24	2	4	57	41
Apporti organici (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	69	87	10	26	74	91	25	42	8	17	37	77
Apporti minerali (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	90	73	43	65	35	40	113	210	36	48	64	82
Apporti tot (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	159	109	53	74	109	106	138	198	44	44	101	113
Bilancio efficiente (Bt) (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	39	120	-21	74	74	81	79	139	7	47	7	107
Surplus/deficit (kg K <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> )	17	105	-7	60	29	101	17	241	4	51	4	103

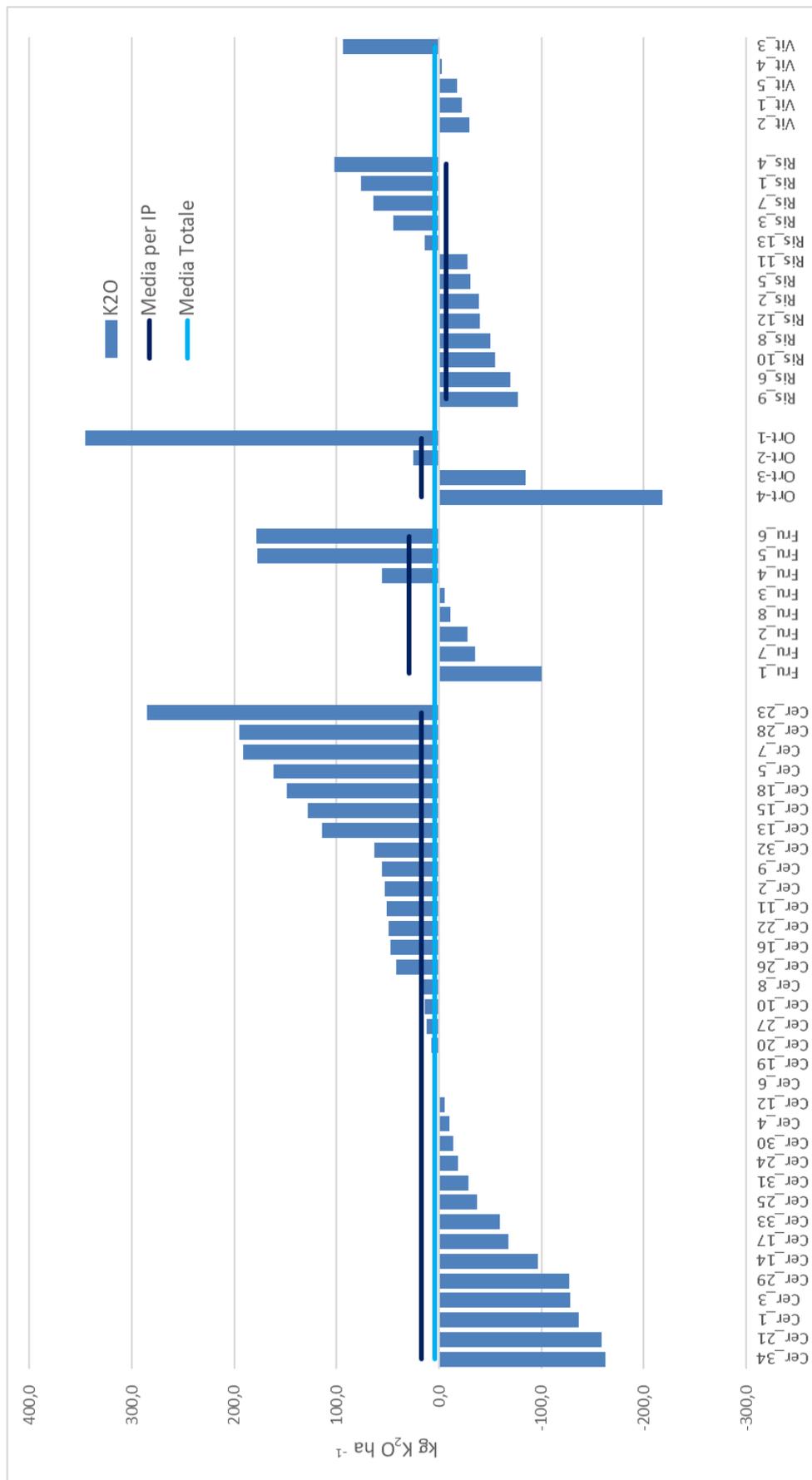
Per quanto riguarda infine il confronto con precedenti lavori di ricerca, in letteratura sono stati individuati pochissimi articoli concernenti il bilancio del potassio a livello di indirizzo produttivo per le aziende analizzate, come confermato anche da Bassanino et al. (2011).

Sono stati comunque confrontati i valori ottenuti per il potassio dagli indicatori agronomici delle aziende cerealicole analizzate in Monitro con le MLU1, MLU2, MLU3 dello studio di Bassanino et al. (2011), che hanno individuato dei surplus di  $K_2O$  pari a  $20 \pm 14 \text{ kg ha}^{-1}$  (MLU1),  $20 \pm 19 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$  (MLU2) e  $95 \pm 47 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$  (MLU3). I valori ottenuti per Bt ( $39 \pm 120 \text{ kg ha}^{-1}$ ) rientrano tra quelli presentati, mentre quelli da surplus/deficit sono più bassi ( $17 \pm 105 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ) perché non tengono in considerazione il contenuto di potassio presente nel suolo e pertanto i fabbisogni della pianta per questo elemento non sono ridotti dai coefficienti di modulazione del potassio qualora il contenuto nel suolo sia medio-elevato (vedi Tabelle 6 e 7 per i valori corrispondenti). Nelle aziende risicole i valori riscontrati (Bt =  $-21 \pm 74 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$  e surplus/deficit  $-7 \pm 60 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ) sono più bassi sia nei confronti del GKP calcolato da Bassanino et al. (2011) per la MLU5 relativa al riso ( $61 \pm 25 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ) sia di quelli ottenuti nello studio di Zavattaro et al. (2008), dove gli apporti di potassio da fertilizzazione non hanno superato il range di  $\pm 50 \text{ kg}$  soltanto sul 12% della superficie analizzata, e su più del 53% di questa stessa è stato evidenziato un surplus  $> 100 \text{ kg ha}^{-1}$ , probabilmente a causa del fatto che nel campione di aziende risicole considerato vi sono alcune aziende che praticano sovescio, che tendono a ridurre le dosi di fertilizzante acquistato e, con esso, gli eventuali surplus.

Per gli altri indirizzi produttivi sono stati riscontrati dei valori confrontabili solo per le aziende frutticole, in cui è stato considerato lo studio di Goh e Haynes (1983) sul melo, dove il valore riscontrato ( $-60 \pm \text{kg K ha}^{-1}$ ) è ben al di sotto dei valori evidenziati dai due indicatori in tabella (Bt =  $17 \pm 105 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$  e surplus/deficit =  $29 \pm 101 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ ).

Per le colture orticole non sono stati individuati in letteratura studi di bilancio del potassio che seguano un approccio simile a quello utilizzato.

Figura 15: surplus/deficit di K<sub>2</sub>O (kg ha<sup>-1</sup>) delle singole aziende, con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.



## 9.3 Gli indicatori sulla qualità dell'aria

### 9.3.1 Indicatore sulle emissioni di ammoniaca da campo

Questo indicatore, come descritto nel capitolo 8 “Materiali e Metodi”, fornisce una stima calcolata dell'emissione di ammoniaca da campo derivante dalla gestione della concimazione organica e minerale secondo i protocolli EMEP. I risultati sono riportati nella Figura 16.

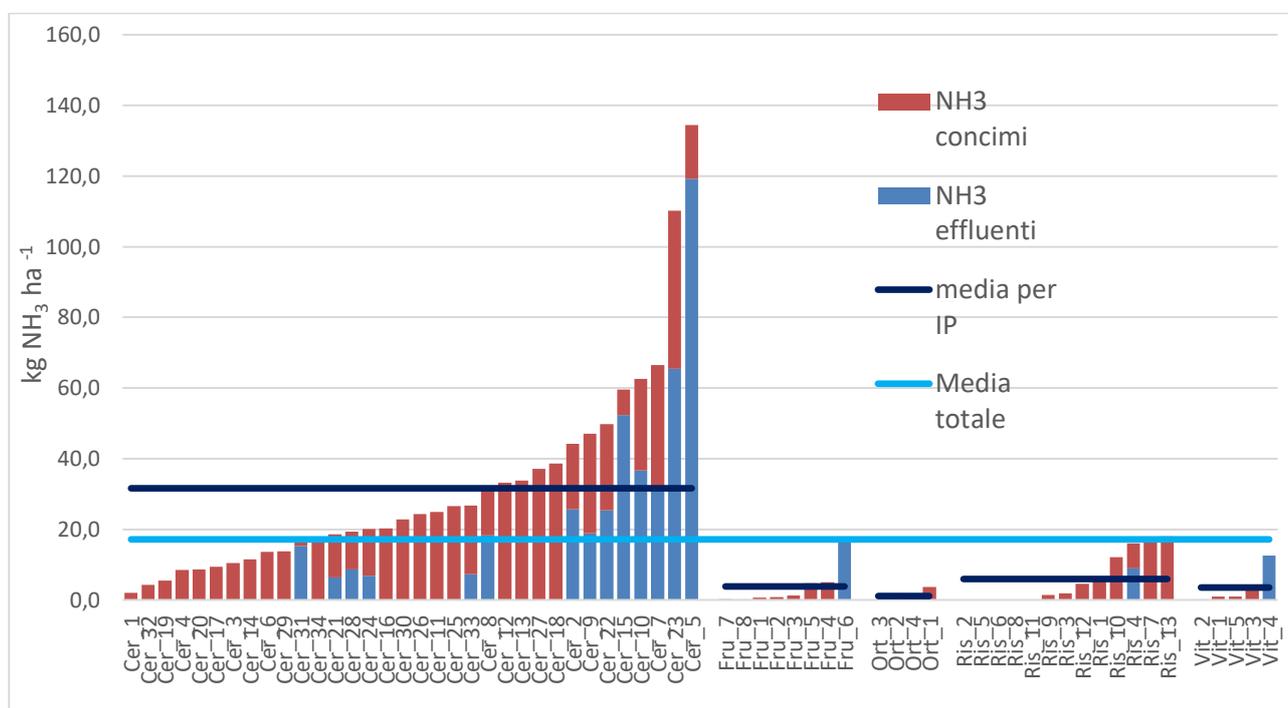


Figura 16: emissioni di ammoniaca da campo delle singole aziende ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

Le emissioni di ammoniaca da campo hanno registrato un valore medio per tutte le aziende qui esaminate di  $17 \pm 25 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ . È stata individuata una correlazione significativa ( $r = 0,96$ ) tra gli apporti di fertilizzante e le emissioni di ammoniaca in campo: i valori più elevati sono stati ottenuti dalle aziende cerealicole (con una media di  $32 \pm 29 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ), le quali hanno ricevuto i quantitativi più abbondanti di fertilizzanti azotati, pari in media a  $240 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Tutte le altre aziende emettono quantitativi più bassi, che non superano i  $10 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ : in sequenza troviamo le aziende risicole (con un valore di ammoniaca volatilizzata pari a  $6 \pm 7 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ), frutticole ( $4 \pm 6 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ), viticole ( $3 \pm 5 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ), e orticole ( $1 \pm 5 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ). Ciò dipende, oltre che dalle caratteristiche legate al tipo di fertilizzante impiegato e alle condizioni pedo-climatiche considerate, anche dai quantitativi di fertilizzante, decisamente più bassi, e pari rispettivamente al 37 % (nelle

frutticole), al 29% (nelle risicole), al 28% (nelle orticole) e al 10% (nelle viticole) dei quantitativi totali apportati nelle aziende cerealicole. Le emissioni maggiori derivano dalle aziende che applicano al suolo le maggiori quantità di effluenti zootecnici, cioè le aziende cerealicole, che sono tra gli indirizzi produttivi che eccedono maggiormente nella concimazione.

Questi dati sono stati confrontati con quelli ottenuti dagli studi effettuati da Gaudino et al. (2014, a), Gaudino et al. (2014, b) e con la media di emissioni di  $\text{kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  europea, calcolata dall'EUROSTAT (2016). Nello studio di Gaudino et al. (2014, a) effettuato in Piemonte sono stati confrontati quattro gruppi di due aziende ciascuno con diversa gestione dei sistemi colturali (aziende convenzionali CONV, integrate INT, biologiche ORG e biologiche con allevamento LIV), di cui sono stati calcolati alcuni indicatori agro-ambientali, tra i quali volatilizzazione di ammoniaca da campo ( $\text{kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ) ed emissioni di gas serra ( $\text{kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$ ). Per quanto riguarda la volatilizzazione di  $\text{NH}_3$ , che è stata calcolata con lo stesso metodo utilizzato in questo lavoro, sono stati ottenuti dati differenti a seconda del gruppo considerato. I dati più elevati sono stati ottenuti nei gruppi CONV ( $< 40 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , aziende caratterizzate da un utilizzo intensivo dei fertilizzanti minerali) e LIV ( $> 50 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , biologiche ma con ingenti quantità di effluenti zootecnici distribuite in campo), mentre nelle aziende INT ( $< 30 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , caratterizzate da minori quantità di concimi minerali distribuite rispetto a CONV) e ORG ( $< 10 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , caratterizzate solo distribuzione di fertilizzanti organici, ma senza allevamento) sono stati riscontrati dati più bassi e simili a quelli ottenuti in Monitro ( $17 \pm 25 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ). Nel lavoro di Gaudino et al. (2014), effettuato su un campione di 9 aziende da latte sul territorio piemontese, è stato individuato un valore medio più elevato ( $79 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ) come per le aziende LIV dello studio precedente, si ipotizza per le maggiori quantità di effluenti distribuite in campo, e quindi per i maggiori valori assunti dalla voce  $\text{N}_{\text{ZOOT}}$  (azoto di origine zootecnica escreto al netto delle perdite di stalla e stoccaggio) rispetto ad un'azienda non zootecnica, che apporta effluenti di origine esclusivamente extra-aziendale. Infine è stato considerato anche il valore medio complessivo delle emissioni di ammoniaca per ettaro del settore agricolo nell'UE, fornito dall'EUROSTAT (2016) e pari a  $30 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , che però è risultato più elevato perché include qualunque tipo di azienda agricola, comprese quelle zootecniche intensive che hanno un peso maggiore.

### 9.3.2 Emissioni di gas serra: metano e protossido di azoto da campo

Le emissioni di metano da campo sono calcolate secondo la metodologia T1 IPCC e riguardano esclusivamente le aziende risicole. L'indicatore esprime come risultato i kg di  $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1}$  emessi nel corso di un anno in azienda, e prende in considerazione il periodo di sommersione della coltura, la superficie aziendale coltivata a riso in un anno ed un EF influenzato sia dalle modifiche nel livello dell'acqua prima e durante il periodo di coltivazione sia dai tipi e dalle quantità di ammendanti organici apportati in campo. I dati ottenuti dal modello di calcolo si possono osservare nella Figura 17.

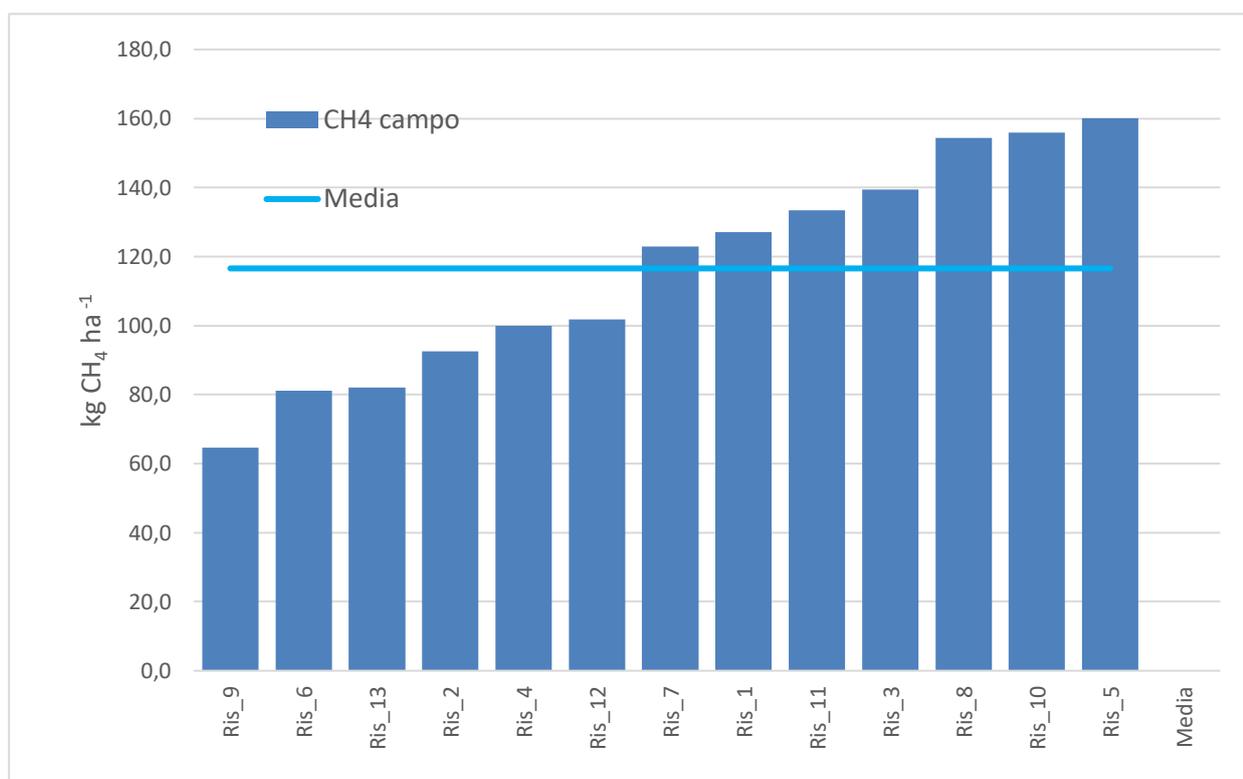


Figura 17: emissioni di metano da campo delle singole aziende ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

La media di emissione nelle tredici aziende analizzate è stata di  $117 \pm 28 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}$ , pari a  $2,93 \pm 0,69 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$ . Poiché i kg di  $\text{CH}_4$  emessi in risaia sono riferiti all'unità di superficie (ha), e la gestione dell'acqua prima e dopo la coltivazione è legata a coefficienti standard scelti per il modello ( $\text{EF}_c$ ,  $\text{SF}_w$ ,  $\text{SF}_p$ ), la variabilità delle emissioni tra un'azienda e l'altra dipende dalla lunghezza del ciclo colturale (da cui deriva la durata del periodo di sommersione) e dal tipo e dalla quantità di ammendante organico impiegate in azienda ( $\text{Sfo}$ ). Quest'ultimo è influenzato direttamente da:

- gestione dei residui (Interramento/non interrimento dei residui, e quando effettuato, se prima di 30 giorni dalla semina);
- tipo di colture utilizzate per il sovescio e stima delle quantità interrate;
- tipo e dose di ammendante apportato (compost, effluenti).

Come si può vedere nella Tabella 16, tutte le aziende analizzate interrano i residui colturali. L'interramento dei residui e di eventuali ammendanti (quali effluenti e/o compost) e la pratica del sovescio contribuiscono ad aumentare il contenuto di sostanza organica nel terreno, e di conseguenza ad aumentare le emissioni di CH<sub>4</sub> in atmosfera (Bertora et al., 2010). Le aziende con maggiori emissioni sono quelle che apportano maggiori quantità di ammendante o che interrano più residui, spesso in combinazione con la pratica del sovescio (ad es. Ris\_5, Ris\_3, Ris\_8, Ris\_10).

*Tabella 16: emissioni di CH<sub>4</sub> e fattori influenti sulle emissioni, dipendenti dall'agrotecnica e dalla gestione della fertilizzazione*

Azienda	CH <sub>4</sub> (kg ha <sup>-1</sup> )	Gestione dei residui	Dose sovescio (t ha <sup>-1</sup> ss)	Dose da residui (t ha <sup>-1</sup> ss) o da ammendanti (t ha <sup>-1</sup> tq)	Giorni di coltivazione
Ris_9	64,7	interramento residui >30d da semina	-	5,8	150
Ris_6	89,1	interramento residui >30d da semina	2,2	6,0	140
Ris_2	92,6	interramento residui <30d da semina	-	5,0	140
Ris_4	100,0	interramento residui >30d da semina	-	6,0	160
Ris_12	101,9	interramento residui >30d da semina	2,2	5,0	150
Ris_13	104,1	interramento residui >30d da semina	-	4,0	150
Ris_7	123,0	interramento residui >30d da semina	-	7,0	135
Ris_1	130,6	interramento residui <30d da semina	2,0	4,0	140
Ris_11	133,4	interramento residui >30d da semina	1,8	4,0	150
Ris_5	137,0	interramento residui >30d da semina	1,5	5,0	150
Ris_3	139,5	interramento residui >30d da semina	-	12,8	150
Ris_8	154,3	interramento residui >30d da semina	1,8	7,0	150
Ris_10	155,9	interramento residui >30d da semina	1,6	7,5	150

Per quanto riguarda il protossido di azoto invece, esso viene emesso in tutte le aziende considerate, sia in quelle risicole che negli altri indirizzi produttivi, anche se vengono utilizzati degli EF diversi per le emissioni da risaia. I dati ottenuti per le aziende analizzate sono riassunti nella Figura 18.

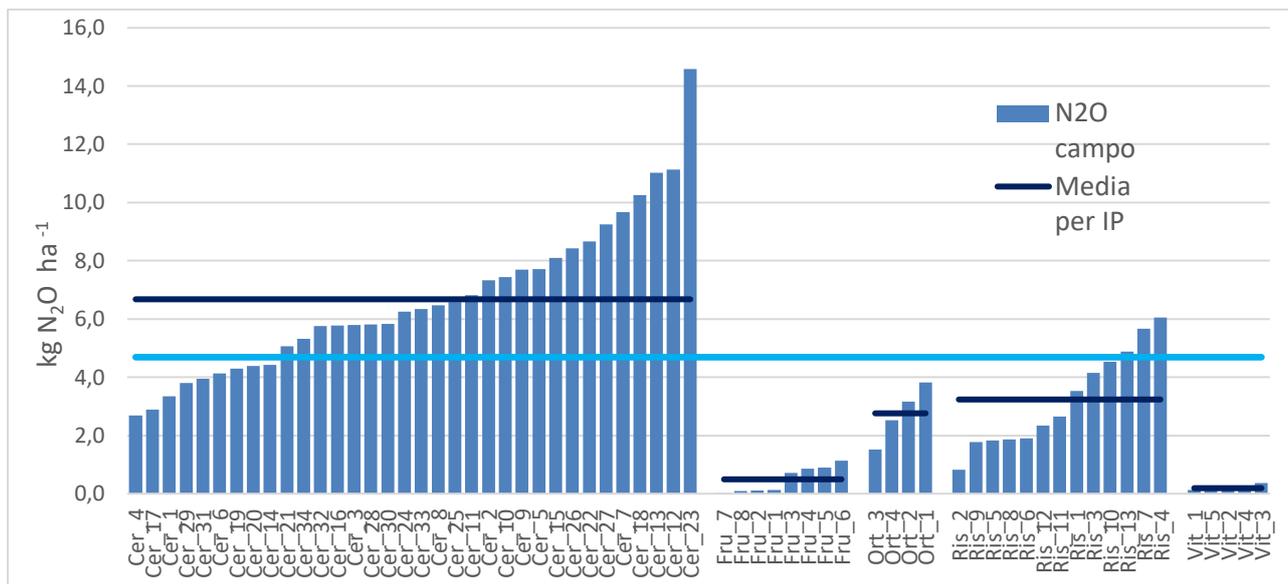


Figura 18: emissioni di protossido di azoto da campo delle singole aziende ( $\text{kg ha}^{-1}$ ), con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

La media complessiva delle emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  è pari a  $4,7 \pm 3,3 \text{ kg ha}^{-1}$ , che corrispondono a  $1,4 \pm 1,0 \text{ t CO-eq ha}^{-1}$ . Le aziende che hanno mostrato i valori più elevati di emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  appartengono all'indirizzo produttivo cerealicolo (con una media di  $6,7 \pm 2,6 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ ), seguite dalle risicole ( $3,2 \pm 1,7 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ ) e dalle orticole ( $2,8 \pm 1,0 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ ). Le aziende frutticole e viticole invece presentano emissioni molto più basse rispettivamente pari a  $0,5 \pm 0,4 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$  e a  $0,2 \pm 0,1 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ . Questo accade perché le emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  dipendono dagli apporti di fertilizzante minerale ed organico e dai residui colturali e quindi a maggiori apporti complessivi di queste tre voci si avranno valori emissivi più elevati. Ciò accade nelle aziende cerealicole e risicole, dove ad elevati apporti da fertilizzazione ( $240 \pm 110 \text{ kg N ha}^{-1}$  per le cerealicole e  $69 \pm 82 \text{ kg N ha}^{-1}$  per le risicole) si aggiungono gli apporti da residui colturali più elevati (rispettivamente  $24 \pm 17 \text{ kg N ha}^{-1}$  nelle prime e  $31 \pm 11 \text{ kg N ha}^{-1}$  nelle seconde) (vedi Tabella 11). Mentre le aziende orticole si situano in una posizione con caratteristiche di apporti da fertilizzazione e da residui colturali intermedia, nelle aziende frutticole e viticole i residui da coltura precedente sono considerati inesistenti e le emissioni rimangono al di sotto di  $0,5 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ , soprattutto nelle aziende viticole dove gli apporti da fertilizzazione sono i più bassi tra le 64 aziende ( $2,5 \pm 20 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

I risultati medi dell'insieme delle aziende analizzate relativi agli indicatori delle emissioni da campo di metano e di protossido di azoto, dopo esser stati opportunamente convertiti in kg

CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>, sono stati sommati in modo da ottenere un dato complessivo delle emissioni di questi due gas serra, confrontabile con altri risultati della letteratura scientifica. I risultati ottenuti sono riassunti in Tabella 17.

*Tabella 17: emissioni medie di gas serra (t ha<sup>-1</sup>) per indirizzo produttivo e complessive, con le rispettive deviazioni standard.*

Aziende	Emissione di gas serra (N <sub>2</sub> O+ CH <sub>4</sub> ) (t ha <sup>-1</sup> )	
	Media	Dev. standard
CEREALI	2,0	0,8
FRUTTA	0,1	0,1
ORTO	0,8	0,3
RISO	3,9	0,5
VITE	0,1	1,0
Tutte le aziende	3,0	1,5

Il dato medio italiano fornito da EUROSTAT (2016) per le emissioni di GHG per unità superficie dal settore agricolo viene calcolato sommando le emissioni complessive di metano e protossido (espresse in t CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>) dal settore agricolo sul territorio nazionale e dividendole per la SAU nazionale (ha). Questo dato è pari a 2,3 t CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>, ed è più basso del valore medio di tutte le aziende analizzate. Ciò deriva dal fatto che nella media totale, in cui il valore emissivo di ogni indirizzo produttivo viene ponderato per gli ettari complessivi della propria categoria, le aziende risicole (che presentano emissioni decisamente superiori a quelle delle altre aziende) hanno il peso maggiore. Le aziende risicole infatti hanno mostrato i dati di emissioni di gas serra più elevati, anche se più bassi rispetto ai valori individuati da Peyron et al. (2016) in uno studio effettuato presso i campi sperimentali dell'Ente Nazionale Risi a Castello d'Agogna (PV) sull'effetto di diverse tecniche di gestione dell'acqua sull'emissione di metano e protossido di azoto in risaia. Sono stati confrontati i dati ottenuti per lo stesso tipo di gestione dell'acqua considerato uguale per tutte le aziende in Monitro (WLF "water long flooding", sommersione continua con brevi asciutte puntuali) e sono compresi tra 7,6 ed 11,7 t CO<sub>2</sub>-eq ha<sup>-1</sup>. Le aziende analizzate in questo lavoro non hanno raggiunto questi valori probabilmente a causa del fatto che molte delle aziende analizzate non coltivano soltanto riso, ed alcune sono biologiche. In queste ultime il mancato utilizzo di concimi minerali ha ridotto di molto le emissioni in campo di protossido di azoto, che ha un GWP di quasi 12 volte superiore al metano in termini di CO<sub>2</sub>-eq.

### 9.3.3 Formazione di particolato atmosferico PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> da campo

I dati ottenuti sulla formazione di particolato atmosferico PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> nelle aziende analizzate si possono osservare nella Figura 19 e nella Figura 20.

Il calcolo delle emissioni segue la metodologia i criteri EMEP per il calcolo delle emissioni di particolato con metodo T2, considerando l'area coltivata destinata a ciascuna coltura (A) in un anno (espressa in ha), un EF specifico per il tipo di operazione colturale svolta e per il tipo di PM considerato (EF<sub>PM</sub>) e il numero di passaggi effettuati (n). Sono stati considerati gli EF<sub>PM</sub> per le lavorazioni del suolo: aratura, discatura, erpicatura e sarchia-rincazzatura, essendo le operazioni colturali che competono al tipo di aziende analizzate, mentre non sono state incluse le operazioni di raccolta, pulizia ed essiccazione.

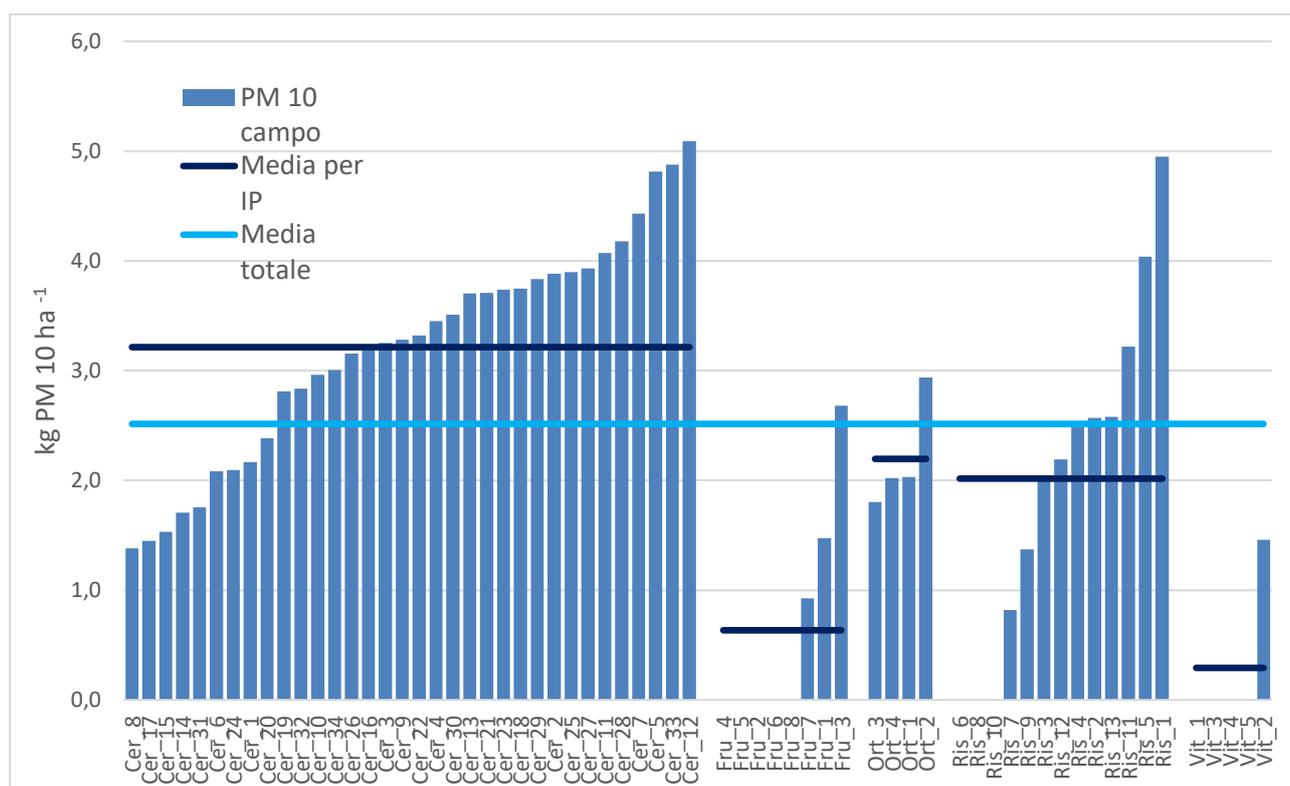


Figura 19: emissioni di particolato atmosferico PM<sub>10</sub> da campo delle singole aziende (kg ha<sup>-1</sup>), con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

Le emissioni di particolato atmosferico PM<sub>10</sub> sono state in media  $2,5 \pm 1,5$  kg ha<sup>-1</sup>. Le emissioni più elevate si sono osservate per le aziende cerealicole ( $2,4 \pm 1,1$  kg PM<sub>10</sub> ha<sup>-1</sup>), seguite dalle orticole ( $2,2 \pm 0,5$  kg PM<sub>10</sub> ha<sup>-1</sup>) e dalle risicole ( $2,0 \pm 1,6$  kg PM<sub>10</sub> ha<sup>-1</sup>). Queste aziende infatti, con l'eccezione di quelle che praticano la minima lavorazione, rappresentano gli indirizzi produttivi tradizionalmente caratterizzati sia dal maggior numero di lavorazioni del suolo (nelle aziende cerealicole e risicole: aratura, discatura, erpicatura,

sarchia-rincalzatura) sia dal maggior numero di passaggi effettuati (nelle aziende orticole, con molti cicli colturali che si susseguono nel corso dell'anno sullo stesso appezzamento). Le aziende frutticole ( $0,6 \pm 1,0 \text{ kg PM}_{10} \text{ ha}^{-1}$ ) e viticole ( $0,3 \pm 0,7 \text{ kg PM}_{10} \text{ ha}^{-1}$ ) invece hanno valori emissivi più bassi perché non sono normalmente interessate da questo tipo di lavorazioni. Per questi due indirizzi produttivi solo nei casi di aziende miste, in cui oltre alle colture arboree e alla vite sono presenti colture erbacee soggette a lavorazioni del suolo, o nei casi in cui l'interfila del vigneto o del frutteto non sono inerbiti, ma soggetti alle lavorazioni indicate nell'elenco dell'EMEP delle operazioni colturali che causano particolato atmosferico, si registrano valori emissivi di  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ . Ad esempio, l'azienda Fru\_7 esegue abitualmente 1 passaggio di erpicatura tra i filari, come la Fru\_3, che però oltre all'erpicatura applica la rincalzatura nell'interfila; o ancora la Fru\_1, che esegue rincalzatura solo tra filari del melo per evitare i danni da roditori. L'unica azienda viticola in cui vengono eseguite delle lavorazioni è la Vit\_2 che è un'azienda mista, con colture cerealicole su meno del 45% della SAU, su cui è effettuata minima lavorazione.

Per le emissioni di  $\text{PM}_{2,5}$  le considerazioni effettuate rimangono le stesse fatte per la produzione di  $\text{PM}_{10}$ , con l'unica differenza che le stesse lavorazioni assumono un peso diverso nella produzione di particolato atmosferico, perché gli  $\text{EF}_{\text{PM}}$  associati a ciascuna lavorazione sono differenti per  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ .

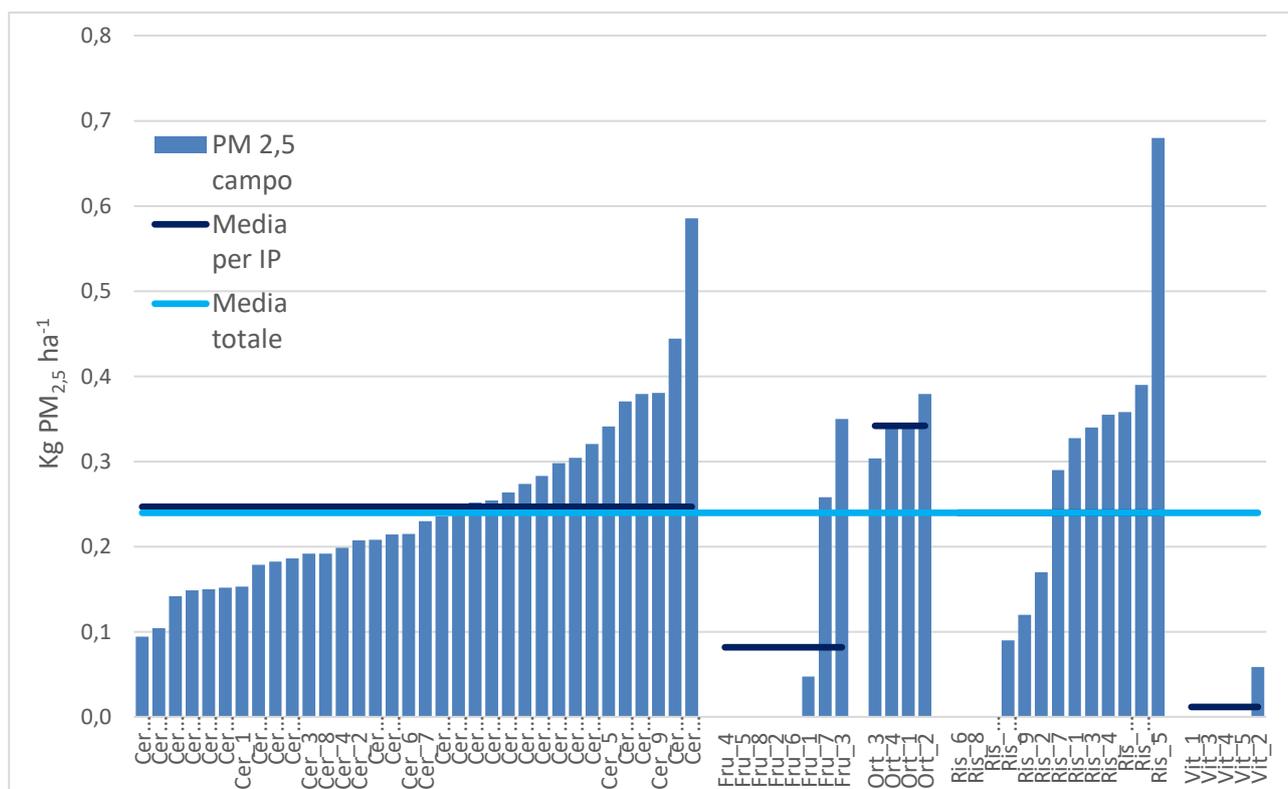


Figura 20: emissioni di particolato atmosferico PM<sub>2,5</sub> da campo delle singole aziende (kg ha<sup>-1</sup>), con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

#### 9.4 Indicatore per le perdite di azoto da lisciviazione

Questo indicatore fornisce una stima della lisciviazione dell'azoto (kg N ha<sup>-1</sup>), ed è legato alla tessitura dei terreni considerati, alla piovosità media dei mesi invernali (ottobre-febbraio) e alla coltura in atto. Nella Figura 21 sono riportati i valori di lisciviazione dell'N (kg N ha<sup>-1</sup>) delle singole aziende, con media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

Come possiamo osservare, gli indirizzi produttivi che evidenziano maggiori perdite sono il frutticolo (41 ± 28 kg N ha<sup>-1</sup>) ed il cerealicolo (41 ± 17 kg N ha<sup>-1</sup>) che rientrano tra le aziende con i surplus di azoto più elevati (73 ± 87 kg N ha<sup>-1</sup> per il cerealicolo e 63 ± 81 kg N ha<sup>-1</sup> per il frutticolo). Gli altri indirizzi produttivi presentano invece valori più bassi e pari a 35 ± 28 kg N ha<sup>-1</sup> per l'orticolo, a 23 ± 18 kg N ha<sup>-1</sup> per il risicolo ed a 14 ± 8 kg N ha<sup>-1</sup> per il viticolo. La lisciviazione dell'azoto non dipende però esclusivamente dal surplus azotato evidenziato ma anche dagli altri fattori quali il coefficiente legato alla tessitura (K<sub>T</sub>) (variabile secondo la natura delle analisi del suolo considerato) e il coefficiente di drenaggio (K<sub>d</sub>) che tiene conto sia della piovosità sia della coltura in atto. In particolare, minore è il K<sub>d</sub>, minore sarà la quantità di N lisciviato, per il valore assunto dal coefficiente

(compreso tra 0 ed 1). Negli indirizzi produttivi che presentano più frequentemente il suolo coltivato nel corso del periodo dell'anno considerato per il calcolo della lisciviazione (e quindi un coefficiente più basso), la lisciviazione è ridotta: questo è valido ad esempio per le colture permanenti come le arboree o la vite che occupano la superficie del suolo per tutto l'anno, o per le colture orticole che possono venir coltivate sotto serra nei mesi autunno-invernali, o ancora per i cereali autunno-vernini. Tuttavia se le aziende considerate coltivano maggiormente colture primaverili-estive, come il riso o il mais, il Kd influirà in senso positivo sull'aumento dei valori di lisciviazione. Questo motivo, ad esempio, può essere all'origine dell'elevato livello di lisciviazione riscontrato nelle colture orticole analizzate (caratterizzate per oltre il 90% dalla presenza di colture estive come lo zucchini, la melanzana o il peperone) a dispetto del valore medio evidenziato dall'indicatore deficit/surplus ( $-21 \pm 67 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), dal quale risultano in equilibrio (entro il range  $\pm 30 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

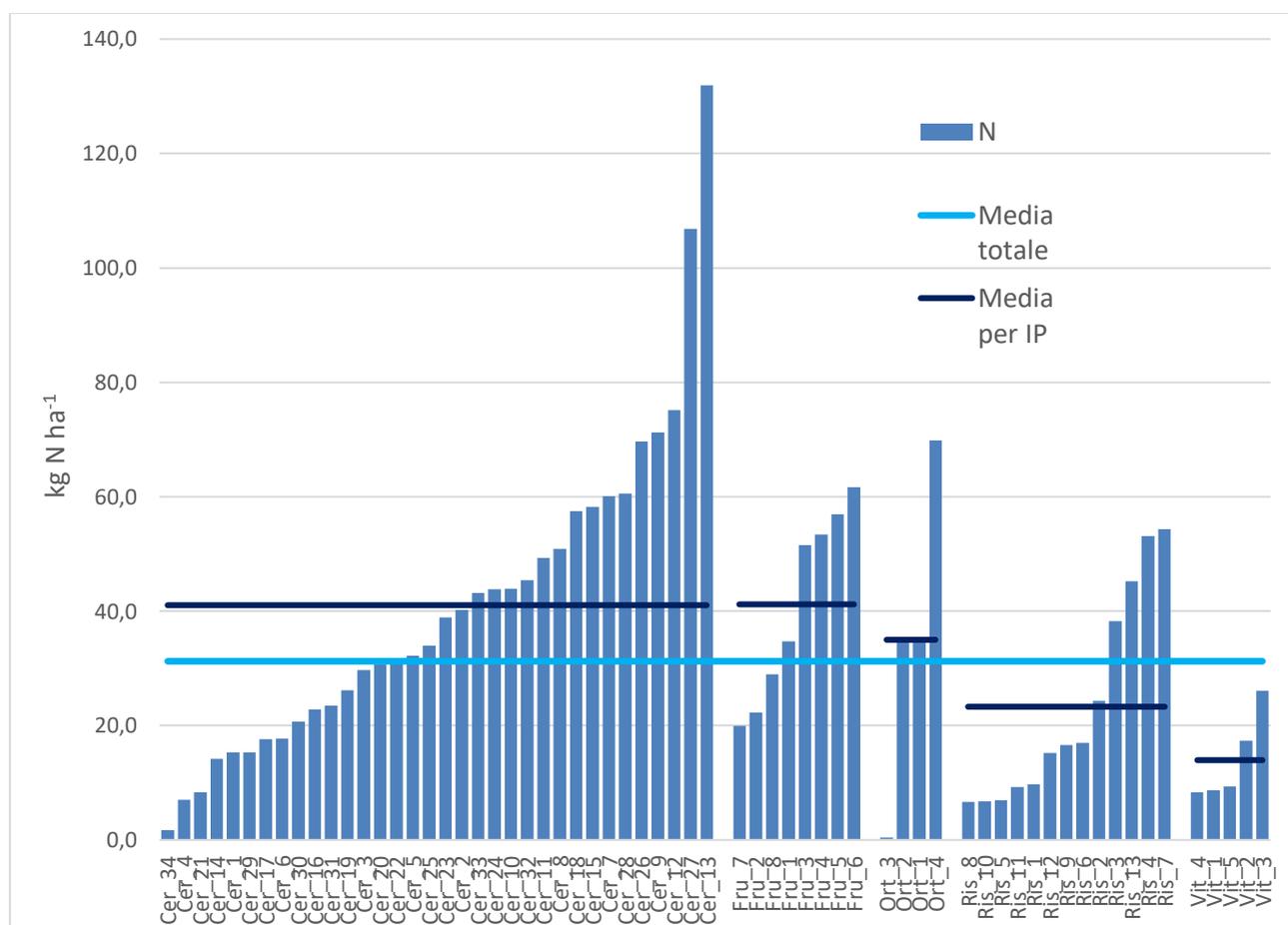


Figura 21: lisciviazione dell'azoto ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) delle singole aziende, media per indirizzo produttivo e media complessiva ponderata per la superficie totale associata a ciascuna tipologia aziendale.

## 9.5 Indicatore economico

L'indicatore economico evidenzia il potenziale risparmio nell'acquisto di concimi minerali da parte dell'agricoltore. Esso viene calcolato per singolo valore nutritivo, e restituisce un valore economico, totale e per ettaro di fertilizzante risparmiabile (espresso rispettivamente in urea per l'N, in perfosfato triplo per il P, in cloruro di potassio per il K) nonché la quantità totale in eccesso (o in difetto) dello stesso fertilizzante. Nella Tabella 18 è possibile osservare il potenziale risparmio medio per ciascun indirizzo produttivo, espresso da un valore economico associato al valore ottenuto dall'indicatore di bilancio efficiente Bt, ottenuto in funzione delle strategie adottate dall'agricoltore nella fertilizzazione. È importante sottolineare come per l'indicatore economico l'equilibrio sia fissato al pareggio tra apporti ed asporti e pertanto, l'eventuale risparmio o esborso di denaro conseguente al raggiungimento dell'equilibrio è determinato dallo scostamento rispetto al valore di 0 assunto dall'eccesso o dal deficit, a differenza di quanto accade per il bilancio degli elementi nutritivi dove il raggiungimento dell'equilibrio è associato ad uno scarto di  $\pm 30 \text{ kg ha}^{-1}$  di elemento nutritivo dal pareggio di bilancio.

Gli indirizzi produttivi che potrebbero giovare maggiormente di un potenziale risparmio sono rappresentati dalle aziende cerealicole ( $75 \text{ € risparmiabili ha}^{-1}$ ) soprattutto per quanto riguarda la concimazione azotata e fosfatica. Le aziende cerealicole infatti prestano particolare attenzione a questi due elementi della fertilità rispetto al potassio (Blandino et al., 2019; Ruggeri e Meriggi, 2018), e quindi tendono a sovrastimare i fabbisogni delle colture, e conseguentemente gli acquisti di concime minerale per questi due elementi. Seguono le aziende frutticole, con  $63 \text{ € risparmiabili ha}^{-1}$  in media, soprattutto legati agli acquisti di azoto e potassio. Nelle aziende frutticole analizzate l'N fornito dalla mineralizzazione della sostanza organica è mediamente alto ( $86 \pm 29 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e spesso gli apporti da fertilizzazione risultano eccessivi per i fabbisogni delle colture, mentre per il potassio l'eccesso è legato agli apporti da fertilizzazione talvolta troppo elevati. Nelle aziende orticole invece si registra la necessità di aumentare gli acquisti di concime azotato e di ridurre quelli di potassio, mentre per le aziende viticole il potenziale risparmio è piuttosto ridotto rispetto agli altri indirizzi produttivi ( $26 \text{ € risparmiabili ha}^{-1}$ ). Nelle aziende risicole il limitato risparmio economico ( $12 \text{ € risparmiabili ha}^{-1}$ ) è compatibile con il valore di Bt riscontrato ( $13 \pm 52 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

Tabella 18: potenziale risparmio medio per ciascun indirizzo produttivo, espresso da un valore economico associato al surplus o al deficit, ottenuto in funzione delle strategie adottate dall'agricoltore nella fertilizzazione

Indirizzo produttivo	Risparmio economico medio potenziale (€ ha <sup>-1</sup> )					Totale Risparmio (+) o esborso (-) medio (€ ha <sup>-1</sup> )
	N in urea Risparmio (+) o esborso (-) medio (€ ha <sup>-1</sup> )	P205 in perfosfato triplo Risparmio (+) o esborso (-) medio (€ ha <sup>-1</sup> )	K2O in cloruro di potassio Risparmio (+) o esborso (-) medio (€ ha <sup>-1</sup> )	Dev. Standard	Dev. Standard	
Cerealicolo (n = 34)	46	23	6	49	44	75
Frutticolo (n = 8)	39	9	15	41	23	63
Orticolo (n = 4)	-17	15	40	49	74	37
Risicolo (n = 13)	12	0	-12	37	38	0
Viticolo (n = 5)	13	9	4	13	24	26

## 10 Conclusioni

Il presente lavoro ha permesso effettuare diverse analisi sulla gestione della fertilizzazione nelle aziende intervistate, sia dal punto di vista del bilancio dei nutrienti sia dal punto di vista ambientale. Inoltre sono stati forniti alcuni significativi esempi della gestione della concimazione delle aziende piemontesi in diversi indirizzi produttivi non-zootecnici, pur senza ambire ad un quadro rappresentativo della gestione della fertilizzazione nei territori analizzati, per il ridotto numero di aziende analizzate.

### 10.1 Bilancio dei nutrienti e indicatori agroambientali

Alla luce dei dati ottenuti in seguito all'analisi delle aziende con il modello di Monitro si può affermare come la gestione della fertilizzazione sia risultata nel complesso abbastanza equilibrata, soprattutto per quanto riguarda fosforo e potassio: i valori medi dell'indicatore surplus/deficit per ciascun indirizzo produttivo sono compresi nel range  $\pm 30 \text{ kg ha}^{-1}$  per entrambi gli elementi, fatte salve le aziende risicole per quanto riguarda il fosforo ( $-35 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ ), che presentano un leggero deficit che può tuttavia considerarsi trascurabile. L'azoto rimane l'elemento più problematico nella gestione della fertilizzazione, soprattutto nelle aziende cerealicole dove si sono evidenziati gli eccessi maggiori, a causa degli elevati quantitativi apportati ( $240 \pm 110 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e nelle aziende frutticole, dove la fertilizzazione azotata è stata spesso eccessiva: l'elevato apporto da mineralizzazione della sostanza organica del suolo, così come stimata dal modello, è risultato in media sufficiente a soddisfare i fabbisogni della pianta e gli apporti derivanti dalla fertilizzazione hanno pertanto superato gli asporti. Molto equilibrate sono risultate le aziende viticole, che hanno basse esigenze di azoto e non sono risultate soggette ad eccessi azotati, e le aziende risicole, dove gli apporti di fertilizzanti non sono risultati particolarmente elevati nel campione di aziende intervistate, per la particolare attenzione dedicata in questo tipo di aziende al dosaggio degli apporti da fertilizzanti. Le aziende orticole invece si sono dimostrate abbastanza equilibrate per la concimazione azotata, pur con il deficit maggiore rispetto al range di  $\pm 30 \text{ kg N ha}^{-1}$  per l'indicatore Bt, che però è veramente minimo e quindi trascurabile ( $-32 \pm 72 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

I valori di bilancio non assumono valori molto diversi se si passa dall'indicatore di surplus/deficit a quello del bilancio efficiente, anche se in media i valori evidenziati da quest'ultimo tendono ad essere leggermente più alti. L'indicatore Bt calcola il bilancio degli elementi nutritivi tenendo in considerazione non solo l'efficienza del fertilizzante impiegato (sulla base della stagione, della coltura e del tipo di distribuzione), ma anche le condizioni pedoclimatiche in cui viene distribuito: dove la disponibilità di elementi nutritivi è elevata, il

fabbisogno della pianta, a parità di assorbimento e di apporti, è ridotto. Ciò evidenzia come la gestione della fertilizzazione non debba essere valutata esclusivamente in funzione della differenza tra apporti e asporti, ma anche in considerazione del contesto in cui viene effettuata, per essere più efficiente e conseguentemente meglio bilanciata.

Per quanto riguarda gli indicatori agroambientali invece, i livelli di perdite nell'ambiente di inquinanti relativi alla fertilizzazione sono risultate piuttosto variabili, ma contenute. Le perdite di N da lisciviazione sono risultate piuttosto contenute nei settori viticolo e risicolo, che hanno evidenziato gli eccessi minori di N nella fertilizzazione. Le aziende cerealicole e frutticole invece hanno fatto registrare le perdite maggiori: il primo per gli apporti totali da fertilizzazione, che sono i più alti tra tutte le categorie aziendali analizzate, il secondo per l'ingente contributo della mineralizzazione della sostanza organica nel suolo in frutteto. Le aziende orticole, pur essendo mediamente in equilibrio con la concimazione nel campione di aziende analizzate, hanno evidenziato delle perdite significative, dovute ad eccessi azotati relativi soltanto ad alcune colture fertirrigate.

I valori di volatilizzazione di ammoniaca medi di tutte le aziende censite sono risultati di  $17 \pm 25 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ , inferiori alla media italiana per il settore agricolo, pari a  $30 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$  (EUROSTAT, 2016). L'ampia variabilità del valore complessivo relativo a tutte le aziende è giustificata dal fatto che le aziende cerealicole sono le uniche che hanno evidenziato valori importanti ( $32 \pm 29 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ ), mentre tutti gli altri indirizzi produttivi non hanno superato i  $10 \text{ kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}$ . I valori per le aziende cerealicole si avvicinano a quelli delle aziende a gestione integrata e biologica (senza allevamento) riscontrati da Gaudino et al. (2014a) e sono comunque inferiori alle emissioni evidenziate per le aziende zootecniche, che rappresentano le fonti emissive maggiori di questo inquinante atmosferico (Gaudino et al., 2014b) tra i vari indirizzi produttivi, in quanto alle perdite di  $\text{NH}_3$  da distribuzione dei fertilizzanti ci sono anche quelle da stalla, stoccaggio e gestione degli effluenti aziendali.

Per quanto riguarda l'effetto combinato dell'emissione dei due gas serra prevalenti in agricoltura (metano e protossido di azoto), espresso dall'indicatore di emissione dei gas serra calcolato ( $3,0 \pm 1,5 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$ ), si sono riscontrati valori superiori alla media italiana ( $2,3 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$ ) calcolata da EUROSTAT (2016). Ciò può derivare dal fatto che le aziende risicole presentano un dato medio di emissioni decisamente superiori a quello delle altre aziende, e nella media totale, in cui il valore emissivo di ogni indirizzo produttivo viene ponderato per gli ettari complessivi della propria categoria, le aziende risicole hanno il peso maggiore. Inoltre il numero limitato di aziende analizzate non permette di ottenere

un dato di emissioni per settore veramente rappresentativo. Le aziende risicole comunque hanno mostrato i valori più elevati di emissioni di gas serra (pur inferiori a quelli riscontrati dallo studio di Peyron et al. (2016) in Piemonte), a causa delle importanti emissioni di metano, da sommare a quelle del protossido che accomunano invece tutte le altre aziende.

Il calcolo del particolato atmosferico prodotto ha evidenziato valori più elevati per gli indirizzi produttivi tradizionalmente caratterizzati sia dal maggior numero di lavorazioni del suolo (nelle aziende cerealicole e risicole: aratura, discatura, erpicatura, sarchia-rincalzatura) sia dal maggior numero di passaggi effettuati (nelle aziende orticole, con molti cicli colturali che si susseguono nel corso dell'anno sullo stesso appezzamento). I valori per le aziende frutticole e viticole erano diversi da zero solo nei casi di aziende miste, in cui oltre alle colture arboree e alla vite erano presenti colture erbacee soggette a lavorazioni del suolo, o nei casi in cui l'interfila del vigneto o del frutteto non erano inerbiti, ma soggetti alle lavorazioni indicate nell'elenco dell'EMEP delle operazioni colturali che causano particolato atmosferico.

## 10.2 Problematiche e criticità riscontrate nell'utilizzo di Monitro

Il modello di Monitro ha dimostrato una buona efficacia nel descrivere e nell'analizzare i dati relativi alle aziende analizzate per gli indicatori agronomici e per quelli ambientali. Tuttavia sono emerse diverse criticità nel suo utilizzo, soprattutto legate al livello di incertezza nel calcolo e nella stima di alcune voci del bilancio, sia per quanto riguarda la compilazione dei campi e delle voci di input richieste, sia la carenza di dati necessari per la restituzione dei dati di output.

### 10.2.1 Eterogeneità delle aziende

L'elevata mole di dati raccolta per le aziende analizzate ha permesso di evidenziare l'elevata eterogeneità presente sul territorio regionale. In conseguenza di questa eterogeneità riscontrata si sono spesso presentate delle difficoltà nel trasferire le specifiche caratteristiche di ogni azienda nel contesto del modello informatico. Ad esempio, alcune colture che inizialmente non erano incluse nel database sulle caratteristiche di contenuto di elementi nutritivi, sull'umidità del prodotto, sull'Harvest Index, ecc. sono state successivamente inserite per poter ampliare la gamma di colture analizzabili in Monitro. Lo stesso è avvenuto per le varie tipologie di concimi e fertilizzanti adottati nelle diverse aziende, inseribili in appositi records atti ad ampliare le informazioni

contenute nel modello, e quindi la sua capacità di calcolare il bilancio degli elementi nutritivi e gli indicatori agro-ambientali.

#### 10.2.2 Carenza di valori specifici per cultivar, vitigno o destinazione d'uso

Il modello di Monitro è stato inizialmente creato per calcolare il bilancio dei nutrienti e alcuni indicatori agro-ambientali per le aziende foraggero-zootecniche e cerealicole, e si è poi evoluto successivamente per adattarsi anche ad altri tipi di indirizzi produttivi. Una delle prime problematiche riscontrate è stata relativa alla carenza di valori utilizzati nel modello come riferimento per gli assorbimenti degli elementi nutritivi dei prodotti delle colture. La specificità di questi valori al momento è superiore al livello di specie della coltura soltanto per quanto riguarda le colture cerealicole-industriali: ad es. per i diversi tipi di frumento o mais a diversa destinazione d'uso, o nelle colture foraggero-zootecniche, per la caratterizzazione degli assorbimenti di prati o erbai a diversa composizione, o della stessa coltura foraggera in fasi fenologiche diverse (come trifoglio in fase vegetativa o in fioritura). Questo livello di specificità non è stato raggiunto per le colture frutticole e viticole, dove si è registrata una carenza di dati per quanto riguarda la variabilità di assorbimento associata a diverse cultivar della stessa specie o ai diversi vitigni, e nel riso, dove si è registrata carenza di dati relativa alle cultivar a diversa destinazione d'uso sul mercato alimentare. Per le frutticole si è tentato di suddividere le cultivar di ciascuna specie in tre classi, sulla base delle quali è stato modulato il valore di assorbimento: bassa (-10% dell'assorbimento tabellare), media (pari al valore tabellare o indicato da analisi del prodotto) ed elevata vigoria (+10% dell'assorbimento tabellare) ma ciò non si è dimostrato sufficientemente efficace nell'esprimere l'effettiva variabilità. Inoltre non è stato possibile individuare valori associabili al differente assorbimento registrato dalle colture frutticole in diverse fasi del loro sviluppo fenologico (ad esempio in fase di allevamento o senescenza), e ciò ha ridotto il campo di azione del modello alla semplice fase di allevamento per le colture frutticole. Nelle viticole si è tentata una differenziazione tra vitigno al primo, secondo, terzo anno di allevamento e piena produzione, ma vista la carenza di dati di riferimento degli asporti riscontrata in letteratura, non si è rivelata particolarmente efficace.

Per le colture orticole invece il problema della specificità dei dati di assorbimento non si è presentato, in quanto il limitato numero di aziende analizzate non ha permesso di evidenziare problematiche in questo senso.

### 10.2.3 Problematiche relative alle colture orticole

Le aziende orticole hanno presentato alcune complicazioni derivanti dall'impianto produttivo tipico per le colture presenti, caratterizzate da una dinamicità e da una successione dei cicli colturali sullo stesso appezzamento superiore agli altri indirizzi produttivi. Il modello infatti prevede che nel sistema possano essere inseriti i dati relativi ai tipi e alle dosi di fertilizzanti utilizzati per ogni coltura, ma l'inserimento dei dati per pratiche di fertilizzazione come la fertirrigazione o per più cicli consecutivi della stessa coltura (ad es. lattuga) che prevedono dosi variabili di più prodotti in un gran numero di somministrazioni, è risultata complicata e laboriosa. Inoltre gli appezzamenti sono spesso di ridotta dimensione (poche decine di metri quadri) e le dosi fornite molto basse e la conversione delle grandezze effettivamente utilizzate in quelle impiegate dal modello (t ed ha) è risultata una potenziale fonte di errori nella compilazione dei dati di input. Le aziende orticole infine sono state quelle in cui si sono registrate le maggiori difficoltà per gli agricoltori nel descrivere la gestione della concimazione, in quanto estremamente variabile in funzione di un gran numero di fattori, e poco costante.

### 10.2.4 Efficienza della concimazione minerale

Il Modello al momento non permette di calcolare l'effettiva efficienza dei coefficienti minerali, ma considera dei coefficienti di efficienza fissi per ciascun elemento come accade nelle Norme Tecniche di Produzione Integrata della Regione Piemonte. L'efficienza della concimazione minerale al momento è considerata pari al 90% per l'N (a differenza delle Norme Tecniche) e al 100% per il fosforo ed il potassio: ciò tuttavia non è sempre vero nella realtà, in quanto anche i concimi minerali sono soggetti a perdite variabili in funzione del contesto, come accade per i fertilizzanti organici.

### 10.2.5 Mineralizzazione della sostanza organica

La stima della mineralizzazione della sostanza organica impiegata nel modello corrisponde a quella utilizzata per le Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata 2019. Tuttavia si stima che i risultati raggiunti da questo calcolo siano spesso sovrastimati, poiché in un contesto di elevato contenuto di sostanza organica presente nei suoli non lavorati, quale può essere l'interfila inerbito di frutteti o vigneti, si verificano apporti da mineralizzazione anche superiori ai valori di assorbimento delle piante. Dai riscontri ottenuti durante le interviste con gli agricoltori, è però emerso che anche nelle condizioni pedo-climatiche più favorevoli queste colture hanno comunque necessità di seppur minimi apporti di concime per non incorrere in carenze. Si auspica quindi che possano venir

individuati dei metodi più efficaci per poter descrivere l'apporto di N da mineralizzazione della sostanza organica, al fine di ovviare a questo inconveniente.

### 10.3 Accoglienza del software da parte degli agricoltori e prospettive future

L'accoglienza del software è stata in generale abbastanza soddisfacente: gli agricoltori contattati e intervistati si sono mostrati disponibili a fornire le informazioni necessarie alla compilazione dei campi del modello necessari alla stima degli indicatori, e nella maggioranza dei casi si sono dimostrati piuttosto interessati nel voler comprendere oltre ai risultati degli indicatori, anche la logica generale dietro ai calcoli effettuati. Ha poi suscitato particolare interesse l'influenza dei fattori che regolano l'efficienza della concimazione, quali modalità di distribuzione, di frazionamento della dose e del tipo di concime.

L'interesse suscitato è stato maggiore nel caso degli agricoltori risicoli e frutticoli in quanto più propensi e ad un trasferimento tecnologico in agricoltura (i primi) o tendenzialmente più attenti ai fabbisogni delle piante e alle cure colturali già per motivazioni di natura fito-patologica (i secondi). Le aziende orticole si sono dimostrate abbastanza interessate, ma per il ridotto numero di aziende intervistate non si è potuto formare un giudizio significativo in proposito. Le aziende cerealicole hanno evidenziato una variabilità molto elevata anche in questo senso, in quanto l'interesse suscitato è stato in alcuni casi molto elevato, in altre situazioni piuttosto limitato. Nonostante una certa volontà nel migliorare la gestione degli elementi nutritivi, le aziende viticole infine non sono rimaste particolarmente interessate, vista l'importanza talvolta percepita come secondaria della fertilizzazione rispetto alle cure fito-patologiche.

Il modello Monitro.xlsx nonostante alcune problematiche di natura costitutiva, che si sono presentate durante la sua applicazione e taratura, rappresenta nel complesso un buon prototipo per la gestione del bilancio degli elementi nutritivi e del calcolo di indicatori agro-ambientali aziendali, soprattutto nelle aziende cerealicole-industriali e risicole. Per le aziende frutticole, orticole e viticole rimane comunque un buon prototipo, migliorabile per poter raggiungere performance migliori. È previsto che in futuro da questo prototipo possa svilupparsi un'applicazione integrata con le banche dati regionali, ad uso pubblico, gratuito, e facilmente utilizzabile quale strumento di gestione aziendale dagli agricoltori. Infine, nonostante il buon livello di automazione raggiunto dal modello nei calcoli, in seguito alla compilazione dei dati di input, rimane comunque di fondamentale importanza il ruolo della figura dell'agronomo per l'interpretazione e l'eventuale correzione dei dati ottenuti sulla base dei quali impostare il piano di concimazione effettivo.

L'uso di questo applicativo potrà quindi essere di supporto agli agricoltori e ai vari tecnici ed operatori che si occupano di fertilizzazione e qualità ambientale in campo agricolo, offrendo un eventuale spunto di miglioramento per limitare gli sprechi e le perdite aziendali (non solo ambientali, ma anche economiche) e un ausilio per affrontare le sfide che quotidianamente si trova ad affrontare chi lavora in questo settore.

## 11 Bibliografia

- Aarts, H.F.M., Habekotté, B., van Keulen, H., 2000. *Nitrogen management in the “De Marke” dairy farming system*. Nutr. Cycl. AgroEcosyst. 56, 231-240.
- Acutis, M., Alfieri, L., Giussani, A., Provolo, G., Di Guardo, A., Colombini, S., Bertoncini, G., Castelnuovo, M., Sali, G., Moschini, M., Sanna, M., Perego, A., Carozzi, M., Chiodini, M. E., Fumagalli, M., 2014. *ValorE: An integrated and GIS-based decision support system for livestock manure management in the Lombardy region (northern Italy)*. Land use policy, 41, 149-162.
- Asman W.A.H., Vanjaarsveld H.A. 1992. *A Variable-Resolution Transport Model Applied for NH<sub>x</sub> in Europe*. Atmos. Environ. Part A, 26, 445-464.
- Atucha, A., Merwin, I.A., Purohit, C.K., Brown, M.G. 2011. *Nitrogen dynamics and nutrient budgets in four orchard groundcover management systems*. HortScience 46-8, 1184–1193.
- Barbanti, L., Montemurro, F., Diacono, M., 2016. *Fertilizzazione dei sistemi cerealicolo-industriali*. In: Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi. A cura di Grignani, C. Edagricole., 261-309.
- Bassanino, M., Grignani, C., Sacco, D., Allisiardi, E., 2007. *Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy*. Agric. Ecosyst. Environ. 122, 282-294.
- Bassanino, M., Sacco, D., Zavattaro, L., Grignani, C., 2011. *Nutrient balance as a sustainability indicator of different agro-environments in Italy*. Ecol. Indic. 11, 715-723.
- Bateman, E.J., Baggs, E.M., 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. Biol. Fert. Soils, 41, 379-388.
- Bavaresco, L., Gatti, M., Vercesi, A., 2016. *Fertilizzazione dei sistemi viticoli*. In: Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi. A cura di Grignani, C. Edagricole., 345-365.
- Bechini, L., Castoldi, N., 2009. *On-farm monitoring of economic and environmental performances of cropping systems: results of a 2-year study at the field scale in northern Italy*. Ecol. Indic. 9, 1096-1113.

- Bechini, L., Castoldi, N., 2009. *On-farm monitoring of economic and environmental performances of cropping systems: results of a 2-year study at the field scale in northern Italy*. Ecol. Indic. 9, 1096–1113.
- Beegle, D.B., Carton, O.T., Baily, J.B., 2000. Nutrient management planning: justification, theory, practice. J. Environ. Qual. 29 (1), 72–79.
- Beegle, D.B., Lanyon, L.E., Sims, J.T., 2002. *Nutrient balances*. In: Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. (Eds.), Agriculture, Hydrology and Water Quality. CABI Publishing, Wallingford, UK, 171–192.
- Bengtsson, H., Öborn, I., Jonsson, S., Nilsson, S.I., Andersson, A., 2003. *Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming - a case study at Öjebyn, Sweden*. Eur. J. Agron. 20, 101–116.
- Bertora, C., Alluvione, F., Zavattaro, L., Grignani, C., 2010. *Regulations concerning agriculture and air pollution*. Ital. J. Agron. 5, 79-101.
- Bertora, C., Zavattaro, L., Sacco, D., Monaco, S., Grignani, C., 2009. *Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems*. Eur. J. Agron. 30,177–186.
- Bezlepkina, I., Reidsma, P., Sieber, S., Helming, K., 2011. *Integrated assessment of sustainability of agricultural systems and land use: methods, tools and applications*. Agric. Syst. 104 (2), 105-109.
- Blandino, M., Testa, G., 2019. Più mais con la concimazione fosfo-azotata localizzata. L'informatore Agrario, 19, 20-22.
- Bockstaller, C., Girardin, P., van der Werf, H.M.G., 1997. *Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems*. Eur. J. Agron. 7, 261-270.
- Bomans E., Fransen K., Gobin A., Mertens J., Michiels P., Vandendriessche H., Vogels N. 2005. *Addressing phosphorus related problems in farm practice*. Final report to the European Commission. Soil Service of Belgium.
- Boschi, V., Spallacci, P., Montorsi, M., 1982. Aspetti agronomici dell'utilizzazione dei liquami da allevamenti suini. CNR – Collana "Promozione della qualità dell'ambiente", 9-24.
- Briffaux, G., 1999. La réponse du blé a la fertilization azotée. Persp. Agricoles 243, 32-36.
- Buckley, C., Wall, D., Moran, B., Murphy, P., 2015. *Developing the EU Farm Accountancy Data Network to derive indicators around the sustainable use of*

*nitrogen and phosphorus at farm level. Nutrient Cycling in Agroecosystems* 102, 319–333.

- Canali, S., Mangione, D., Beni, C., Felici, B., Sangiorgi, R., Leonelli, A., 2002. *Guida alla corretta gestione della fertilità del suolo. Analisi del terreno e piano di fertilizzazione*. Bollettino Società Italiana Scienza Suolo, 51 (3), 773-831.
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. *Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. Ecol. Appl. 8 (3), 559–568.
- Castoldi, N., Bechini, L., 2006. *Agro-ecological indicators of field-farming systems sustainability*. I. Energy, landscape and soil management. Ital. J. Agrometeorol. 1, 19-31.
- Ceccon, P., Fagnano, M., Grignani, C., Monti, M., Orlandini, S., 2017. *Interventi sulle caratteristiche chimiche e biologiche del suolo: fertilizzazione*. In: *Agromonia*. EdiSES, 279-319.
- Celi, L., Bonifacio, E., 2016. *Fertilità del suolo e disponibilità dei nutrienti*. In: *Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi*. A cura di Grignani, C. Edagricole., 121-164.
- Chardon, W., Withers, P., 2003. *Introduction to papers from the EU-COST Action 832*.
- conservare il futuro. Patron Editore Bologna., 396-410.
- D'Haene, K., Salomez, J., Verhaeghe, M., Van de Sande, T., De Nies, J., De Neve, S., Hofman, G., 2018. *Can optimum yield and quality of vegetables be reconciled with low residual soil mineral nitrogen at harvest?* Sci. Hortic. (Amsterdam). 233, 78–89.
- Decreto Legislativo 29 aprile 2010, n. 75. “*Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell’articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88*”. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana.
- Decreto Ministeriale 25 febbraio 2016. Revisione del Decreto Ministeriale 7 aprile 2006.
- Decreto Ministeriale 7 aprile 2006. “*Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento, di cui all'articolo 38 del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152*”. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana.

- Di, H. J., and K. C. Cameron 2002. *Nitrate leaching and pasture production from different nitrogen sources on a shallow stony soil under flood-irrigated dairy pasture*. Aust. J. Soil Res. 41, 317–334.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta ufficiale delle Comunità europee 22.12.2000.
- Direttiva 91/676/CEE del Consiglio, del 12 dicembre 1991, relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. Gazzetta ufficiale n. L 375 del 31/12/1991.
- DPGR n. 10/R del 29/10/2007. Regolamento regionale recante: “*Disciplina generale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti zootecnici e delle acque reflue e programma di azione per le zone vulnerabili da nitrati di origine agricola*”. B.U. 31 ottobre 2007, n. 44.
- EMEP/EEA, 2016. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*. European Environment Agency.
- Farruggia, A., Simon, J.L., 1994. *Déjection et fertilization organique au pasturage*. Fourrages, 139, 231-259.
- Fenn, M.E., Baron, J.S., Allen, E.B., Rueth, H.M., Nydick, K.R., Geiser, L., Bowman, W.D., Sickman, J.O., Meixner, T., Johnson, D.W., Neitlich, P. 2003. *Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States*. Bioscience, 53, 404-420.
- Fumagalli, m., Acutis, M., Mazzetto F., Vidotto F., Sali, G., Bechini, L., 2011. *An analysis of agricultural sustainability of cropping systems in arable and dairy farms in an intensively cultivated plain*. European Journal of Agronomy, vol 34, 71-82.
- Gaudino, S., Goia, I., Borreani, G., Tabacco, E., Sacco, D., 2014a. *Cropping system intensification grading using an agro-environmental indicator set in northern Italy*. Ecological Indicators, 40, 76-89.
- Gaudino, S., Goia, I., Grignani, C., Monaco, S., Sacco, D., 2014b. *Assessing agro-environmental performance in dairy farms in northwest Italy based on aggregated results from indicators*. Journal of Environmental Management 140, 120-134.
- Giardini, L., 2012a. *Sostanza organica e fertilizzanti organici*. In: L'agronomia per
- Giardini, L., 2012b. *Concimi minerali e concimazione*. In: L'agronomia per conservare il futuro. Patron Editore Bologna., 431-496.

- Gignani, C., Acutis, M., 1994. *Assessment of mineral and organic nitrogen balance in NorthWestern Italy dairy and beef cattle farms*. In Proc. Int. Congr. ESA, Abano (PD), Italy, 700-701.
- Goh, K.M., Haynes, R.J., 1983. *Nutrient inputs and outputs in a commercial orchard and their practical implications*. New Zeal. J. Exp. Agr. 11, 59–62.
- Grignani, C., 1995. *Razionalizzazione della fertilizzazione azotata del frumento tenero attraverso il metodo del bilancio*. Riv. Agron. 30, 339-349.
- Grignani, C., 2016. *Introduzione e presentazione dell'opera*. In: Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi. A cura di Grignani, C. Edagricole., 1-7.
- Grignani, C., Bassanino, M., Allisiardi, E., Sacco, D., 2005. *Nitrogen balances at the crop and at the farm-gate scale in NW Italy stocking farms*. In: N Management in Agro-systems in Relation to the Water Framework Directive, Workshop Proceedings, Wageningen, NL, 38–40.
- Grignani, C., Bassanino, M., Sacco, D., Zavattaro, L., 2003. *Il bilancio degli elementi nutritivi per la redazione del piano di concimazione*. Riv. di Agron. 37, 155–172.
- Grignani, C., Bertora, C., Zavattaro, L., 2013. *Gestione della nutrizione vegetale*. In: Agricoltura sostenibile. Principi, sistemi e tecnologie per la salvaguardia dell'ambiente e la tutela climatica, a cura di Pisante, M. Edagricole., 153-179.
- Grignani, C., Mantovi, P., 2016. *Fertilizzazione dei sistemi colturali foraggero-zootecnici*. In: Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi. A cura di Grignani, C. Edagricole., 311-343.
- Grignani, C., Zavattaro, L., 1999. *Migliorare la gestione agronomica degli effluenti zootecnici*, L'informatore Agrario, 41, 28-32.
- Halberg, N., Verschuur, G., Goodlass, G., 2005. *Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms*. Agric. Ecosyst. Environ. 105, 195–212.
- Hofstra, N., Bouwman, A.F., 2005. *Denitrification in agricultural soils: Summarizing published data and estimating global annual rates*. Nutr. Cycling Agroecosyst., 72, 267-278.
- Holmqvist, J., Øgaard, A.F., Öborn, I., Edwards, A.C., Mattsson, L., Sverdrup, H., 2003. *Application of the profile model to estimate potassium release from mineral weathering in Northern European agricultural soils*. Eur. J. Agron. 20, 149–163.

- Hussain, S., Peng, S., Fahad, S., Khaliq, A., Huang, J., Cui, K., Nie, L., 2014. Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: a review. *Environ Sci Pollut Res*.
- IPCC, 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Isermann, K., Isermann, R., 1998. Food production and consumption in Germany: N flows and N emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 52, 289–301.
- ISO, 2006. Norma ISO 14040:2006. *Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and framework*.
- ISPRA, 2019. *Greenhouse Gas Inventory 1990-2017. National Inventory Report 2019*. Rapporto n.337/2019.
- Jordan, P., Melland, A.R., Mellander, P., Shortle, G., Wall, D. *The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for trophic impacts and policy evaluation*. *Sci. Tot. Environ.* 2012, 434, 101–109.
- Keller, A., Schulin, R., 2003. *Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms*. *Eur. J. Agron.* 20 (1–2), 181–198.
- Koelsch, R., 2005. Evaluating livestock system environmental performance with whole-farm nutrient balance. *J. Environ. Qual.* 34, 149–155.
- Kremer, A.M., 2013. *Methodology and Handbook Eurostat/OECD Nutrient Budgets EU-27, Norway, Switzerland*. EUROPEAN COMMISSION EUROSTAT Directorate E: Sectoral and regional statistics. Unit E-1: Agriculture and fisheries
- Królczyk, J. B., A. E. Latawiec., 2015. *Sustainability Indicators For Agriculture In The European Union*. In A. E. Latawiec, and D. Agol (Ed.) *Sustainability indicators in practice*, deGruyter Open, Berlin/Warsaw.
- Langeveld, J.W.A., Verhagen, A., Neeteson, J.J., van Keulen, H., Conijn, J.G., Schils, R.L.M., Oenema, J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: recent experiences for nitrogen management in The Netherlands. *J. Environ. Manag.* 82 (3), 363–376.
- Lawes, J.B., Gilbert, J.H., Warrington, R., 1882. *On the amount and composition of the rain and drainage water collected at Rothamsted*. *Journal of the Royal Agricultural Society*, 241-279.
- Le Mer J, Roger P (2001) *Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review*. *Eur. J. Soil Biol.* 37, 25–50.
- Linee guida nazionali di produzione integrata 2019. Rev. 8 del 29/10/2019.

- Lu, S.C., Yan, Z.J., Chen, Q., Zhang, F.S., 2012. *Evaluation of conventional nitrogen and phosphorus fertilization and potential environmental risk in intensive orchards of North China*. J. Plant Nutr. 35, 1509–1525.
- Marcellino, 2018. *Sviluppo di un'applicazione per la stima delle emissioni gassose di aziende agricole*. Tesi magistrale, Università degli Studi di Torino.
- Masoni, a., Bechini, L., Fagnano, M., Gallina, P.M., 2017. *Interventi sulle caratteristiche chimiche e biologiche del suolo: fertilizzazione*. In: Agronomia.. A cura di Ceccon, P. EdiSESgricole., 279-323.
- Meisinger, J.J., Randall, G.W., 1991. *Estimating nitrogen budgets for soilecrop systems*. In: Follett, R.F., Kenney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.), *Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Soil Science Society of America, Madison, WI, 85-124.
- Minami, K., 1995. *The effect of nitrogen fertilizer use and other practices on methane emission from flooded rice*. Fertilizer Research 40, 71-84.
- Mishima, S., Endo, A., Kohyama, K., 2010. *Nitrogen and phosphorus balance on crop production in Japan on national and prefectural scales*. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 87, 159–173.
- Neeteson J.J., Booij, R., Whitmore, A.P., 1999. *A review on sustainable nitrogen management in intensive vegetable production systems*. Acta Hort. 506: 17–26.
- Neue, H.U., Sass, R., 1994. *Trace gas emissions from rice fields*. In: Prinn R.G. (ed.) *Global Atmospheric Biospheric Chemistry*. Environmental Science Res. 48. Plenum Press, New York, 119-148.
- Norme Tecniche di Produzione Integrata della Regione Piemonte 2019. Determinazione dirigenziale n. 182 del 5 marzo 2019.
- Öborn, I., Andrist-Rangel, Y., Askegaard, M., Grant, C.A., Watson, C.A., Edwards, A.C. 2005. *Critical aspects of potassium management in agricultural systems*. Soil Use Manag 21,102–112.
- Oenema, O., Amon, B., van Beek, C., Hutchings, N., Perez-Soba, M., Procter, C., Piertrzak, S., Velthof, G.L., Vinther, F., Wilson, L., 2011. *Farm Data Needed for Agri-Environmental Reporting*. Eurostat.
- Oenema, O., Boers. P.C.M., van Eerd, M.M., Fraters, B., van der Meer, H.G., Roest, C.W.J., Schroder, J.J., Willems, W.J., 1998. *Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in The Netherlands*. Environ Pollut 102, 471–478.

- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16.
- Pacini, C., Lazzerini, G., Migliorini, P., Vazzana, C., 2009. *An indicator-based framework to evaluate sustainability of farming systems: review of applications in Tuscany.* *Ital. J. Agron.* 4 (1), 23-40.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003. *Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field scale analysis.* *Agric. Ecosyst. Environ.* 95, 273-288.
- Perelli, M., 2000. *Manuale di concimazione.* Arvan. Ediz., 322.
- Peyron, M., Bertora, C., Pelissetti, S., Said-Pullicino, D., Celi, L., Miniotti, E., Romani, M., Sacco, D., 2016. *Greenhouse gas emissions as affected by different water management practices in temperate rice paddies.* *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 17–28.
- Pisante, M., 2016. *Invito alla lettura.* In: *Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi.* A cura di Grignani, C. Edagricole., V.
- *Quantifying the agricultural contribution to eutrophication.* *J. Plant Nutr. Soil Sc.* 166, 401.
- Reyneri, A., 2015. *Nutrire il pianeta: il ruolo centrale della fertilizzazione.* *L'informatore Agrario*, 19, 8-10.
- Ricciardelli, 2018. *Sviluppo di un'applicazione per il calcolo di indicatori aziendali a sostegno del piano di concimazione.* Tesi magistrale, Università degli Studi di Torino.
- Ruggeri, M., Meriggi, P., 2018. *Come concimare per sfruttare il potenziale del frumento.* *L'informatore Agrario*, 45, 62-65.
- Sacco, D., Bassanino, M., Grignani, C., 2003. *Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale.* *Eur. J. Agron.* 20 (1–2), 199–210.
- Sambo, P., Zanin, G., Nicoletto, C., 2016. *Fertilizzazione dei sistemi colturali orticoli in pieno campo.* In: *Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi.* A cura di Grignani, C. Edagricole., 345-365.

- Schröder, J.J., van Asperen, P., van Dongen, G.J.M., Wijnands, F.G., 1996. *Nutrient surpluses on integrated arable farms*. Eur. J. Agron. 5, 181–191.
- Schutz H., Seiler W., Conrad R., 1989. *Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies*. Biogeochemistry 1989, volume 7, 33-53.
- Simon, J.C., Le Corre, L., 1992. *Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats*. Fourrages 129, 79–94.
- Singh, U., 2006. *Integrated Nitrogen Fertilization for Intensive and Sustainable Agriculture*. Journal of Crop Improvement, 15:2, 259-288.
- Smaling, E.M.A., Oenema, O., 1997. Estimating nutrient balances in agro-ecosystems at different spatial scales. In: Lal, R. (Ed.), *Methods for the Assessment of soil Degradation*. CRC Press, New York, pp. 229–252.
- Spallacci, P., 1983. A survey of the most recent research results in Italy on the fertilization of soil with liquid manure. Ann. Ist. Sper. Studio e Difesa Suolo, XIV, 237-250.
- Tabaglio, V., Spallacci, P., 2001. *I principi agronomici della concimazione con effluenti zootecnici*. In: *Liquami zootecnici. Manuale per l'utilizzazione agronomica*, Ed. L'Inf. Agrario, 233-282.
- Tagliavini, M., Scandellari, F., Toselli, M., 2016. *Fertilizzazione dei sistemi colturali frutticoli*. In: *Fertilizzazione sostenibile. Principi, tecnologie ed esempi operativi*. A cura di Grignani, C. Edagricole., 345-365.
- Thomassen, M.A., de Boer, I.J.M., 2005. *Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems*. Agr. Ecosyst. Environ. 111 (1-4), 185-199.
- van Beek, C.L., Brouwer, L., Oenema, O., 2003. *The use of farmgate balances as estimator for nitrogen leaching to surface waters*. Nutr. Cycl. AgroEcosyst. 67, 233–244.
- van der Molen, D.T., Breeuwsma, A., Boers, P.C.M., 1998. *Agricultural nutrient losses to surface waters in The Netherlands: impacts, strategies and perspectives*. J. Environ. Qual. 27, 4–11.
- Velthof, G.L., Lesschen, J.P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., Kros, J., Oenema, O., 2014. *The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000-2008*. Sci. Total Environ. 468e469, 1225-1233.

- Vernì, M.A., Ciavatta, C., 2016. Fertilizzanti: *commodities e nuove tipologie*. In: *Fertilizzazione sostenibile*. Principi, tecnologie ed esempi operativi. A cura di Grignani, C., Edagricole., 9-46.
- Wassmann, R., Aulakh MS., 2000. *The role of rice plants in regulating mechanisms of methane emissions*. Biol Fertil Soils 31: 20–29.
- Webb, J., Harrison, R., Ellis, S., 2000. *Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK*. *European Journal of Agronomy*,13, 207-223.
- Yan, X., Yagi, K., Akiyama, H., Akimoto, H., 2005. *Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields*. *Global Change Biology* 11, 1131-1141.
- Zavattaro, L., Monaco, S., Sacco, D., Grignani, C., 2012. *Options to reduce N loss from maize in intensive cropping systems in Northern Italy*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 147, 24– 35.
- Zavattaro, L., Romani, M., Sacco, D., Bassanino, M., Grignani, C., 2008. *Fertilization management of paddy fields in Piedmont (NW Italy)*. *Ital. J. Agron.* 3-3, 201–212.

## 12 Sitografia

<https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-environmental-indicators>

<http://www.arpa.piemonte.it/>

<http://www.isprambiente.gov.it/it>

<https://www.istat.it> › [archivio](#) › [fertilizzanti](#)