

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CATANIA

DIPARTIMENTO DI GESTIONE DEI SISTEMI
AGROALIMENTARI E AMBIENTALI

DOTTORATO DI RICERCA INTERNAZIONALE IN
INGEGNERIA AGRARIA
XXIV CICLO

Dott. Mirco Milani

**Produzione di biomasse energetiche irrigate con acque
reflue depurate tramite sistemi di fitodepurazione**

TESI DI DOTTORATO

Tutor

Chiar.mo Prof. Attilio Toscano

Coordinatore:

Chiar.ma Prof.ssa Claudia Arcidiacono

Anno Accademico 2010 – 2011

Dicembre 2011

INDICE

1. Introduzione	1
1.1 Premessa.....	1
1.2 Obiettivi	3
1.3 Articolazione dell'indagine.....	4
2. Biomasse vegetali ad uso energetico	6
2.1 Politica energetica e relativo quadro normativo	6
2.2 Produzione di biomassa a scopi energetici	18
2.3 Processi di conversione energetica della biomassa.....	26
2.3.1 Processo di combustione della biomassa	41
3. Riutilizzo agricolo delle acque reflue.....	47
3.1 Generalità e quadro normativo.....	47
3.2 Caratteristiche qualitative delle acque reflue	61
3.3 Effetti ambientali del riutilizzo irriguo delle acque reflue	65
3.4 Fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue.....	70
4. Impianto sperimentale e metodologia adottata	74
4.1 Inquadramento territoriale.....	74
4.2 Impianto di fitodepurazione	75
4.3 Impianto di produzione di biomasse erbacee	79
4.4 Metodologia adottata.....	82
4.4.1 Impianto di fitodepurazione	82
4.4.2 Impianto di produzione di biomasse erbacee	85
4.4.3 Caratterizzazione energetica delle biomasse.....	88
5. Analisi dei risultati sperimentali	89
5.1 Meteo	89
5.2 Impianto di fitodepurazione	90
5.2.1 Acque reflue trattate.....	90
5.2.2 Rilievi bioagronomici, produttività e caratterizzazione energetica (impianto a scala reale).....	92
5.2.3 Evapotraspirazione (impianto a scala pilota).....	97
5.3 Impianto di produzione di biomasse erbacee	108
5.3.1 Acque irrigue.....	108
5.3.2 Suolo	110

5.3.3 Rilievi bioagronomici, produttività e caratterizzazione energetica	111
5.3.3.1 <i>Sorghum bicolor</i>	111
5.3.3.2 <i>Vetiveria zizanioides</i>	117
5.3.3.3 <i>Arundo donax</i>	122
5.3.3.4 <i>Myscanthus x giganteus</i>	126
5.3.3.5 <i>Phragmites australis</i>	130
5.3.3.6 <i>Typha latifolia</i>	131
5.3.3.7 <i>Lythrum salicaria</i>	136
6. Discussione e conclusioni.....	141
Bibliografia	145

INDICE FIGURE

Figura 2-1 – Processi di conversione della biomassa e relativi prodotti.....	26
Figura 2-2– Schema di un impianto di pirolisi (Fonte: Basu, 2010)	29
Figura 2-3 – Schema di un gassificatore updraft (a) e downdraft (b) (Fonte: McKendry, 2002c).....	31
Figura 2-4 – Schematizzazione di gassificatori BFB (a) e CFB (b) (Fonte: Kavalov e Peteves, 2005)	34
Figura 2-5 – Caldaia a fiamma inversa per la combustione di legna in ciocchi (Fonte: http://www.froeling.com/it/)	41
Figura 2-6 – Caldaia a griglia fissa (Fonte: http://www.hargassner.at/).....	42
Figura 2-7 – Caldaia a griglia mobile (Fonte: http://www.uniconfort.com/).....	43
Figura 2-8 – Caldaia a letto fluido bollente (a) e a letto fluido ricircolante (b) (Fonte: http://www.akerkvaerner.com/)	45
Figura 4-1 - Ubicazione del Comune di San Michele di Ganzaria	74
Figura 4-2 – Ubicazione degli impianti sperimentali	75
Figura 4-3. Schema del sistema di affinamento delle acque reflue di San Michele di Ganzaria (Catania)	76
Figura 4-4 – Vista del letto H-SSF1 (a) e della sezione terminale del letto H-SSF2 (b) 77	
Figura 4-5 – Schema di una delle vasche di fitodepurazione a scala pilota (a) e vista di due dei quattro letti filtranti, vegetati con <i>Phragmites australis</i> e privi di vegetazione (b).....	78
Figura 4-6 – Vista panoramica del sito sperimentale di San Michele di Ganzaria	79
Figura 4-7 – Vista panoramica dell'impianto sperimentale di colture erbacee da biomassa di San Michele di Ganzaria	79
Figura 4-8 – Schema dell'impianto sperimentale di colture erbacee da biomassa di San Michele di Ganzaria	80
Figura 4-9 – Sistema di sollevamento (a) e di filtrazione (b) dell'impianto sperimentale di microirrigazione	81
Figura 4-10 - Schema dell'impianto irriguo del campo sperimentale di colture erbacee di San Michele di Ganzaria	82
Figura 5-1 – Precipitazioni e temperature giornaliere registrate dalla stazione meteorologica di San Michele di Ganzaria nel periodo giugno 2008 – marzo 2011	89

Figura 5-2 – Andamento temporale dei parametri statura e numero di foglie verdi nelle piante di <i>Phragmites australis</i> nei letti di fitodepurazione	93
Figura 5-3 – Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di <i>Phragmites australis</i> nei due letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	94
Figura 5-4 – Produzioni medie di biomassa secca di <i>Phragmites australis</i> rilevate nei due letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	95
Figura 5-5 – Valori medi dell'umidità rilevata nei campioni di <i>Phragmites australis</i> prelevati nei letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	96
Figura 5-6 – Output energetici rilevati nei letti di fitodepurazione nelle tre epoche di campionamento della <i>Phragmites australis</i> (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	96
Figura 5-7 – Andamento della temperatura minima, media e massima giornaliera e dell'umidità relativa media giornaliera durante il periodo d'indagine 2009 e 2010	98
Figura 5-8 – Andamento della velocità del vento media giornaliera (Vv), della radiazione solare media giornaliera (Rs) e delle precipitazioni giornaliere durante il periodo d'indagine 2009 e 2010.....	99
Figura 5-9 – Andamento di ET_0 medio giornaliero durante il periodo d'indagine 2009 e 2010.....	100
Figura 5-10 – Andamento dei valori medi decadali di ET_0 , ET_{con} e ET_{phr} durante il periodo d'indagine 2009 e 2010.....	101
Figura 5-11 – Cumulata di ET_0 , ET_{con} e ET_{phr} durante il periodo d'indagine 2009 e 2010	102
Figura 5-12 – Andamento di K_p decadale durante il periodo d'indagine 2009 e 2010	102
Figura 5-13 – Confronto tra i K_p decadali dei due anni di indagine	103
Figura 5-14 – Andamento della statura e della densità dei culmi di <i>Phragmites australis</i> durante la stagione di crescita 2010	105
Figura 5-15 – Andamento del numero di foglie (totali e secche) e della densità dei culmi di <i>Phragmites australis</i> durante la stagione di crescita 2010	106
Figura 5-16 – Confronto tra la densità dei culmi di <i>Phragmites australis</i> e tra i K_p decadali nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010	106

Figura 5-17 – Confronto tra la statura media delle piante di <i>Phragmites australis</i> e del Kp decadale nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010.....	107
Figura 5-18 – Confronto tra il numero di foglie per ciascuna pianta di <i>Phragmites australis</i> e del Kp decadale nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010 ..	107
Figura 5-19 – Triangolo tessiturale relativo ai campioni di suolo prelevati.....	110
Figura 5-20 – Valori medi dell'umidità rilevata nei campioni di sorgo prelevati all'inizio, la metà e la fine delle stagioni invernali 2008 e 2009 (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	112
Figura 5-21 – Sostanza secca prodotta da ciascuna pianta di sorgo in funzione del livello di restituzione dell'evapotraspirato (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	114
Figura 5-22 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di sorgo in funzione del livello di restituzione dell'evapotraspirato invernale (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	115
Figura 5-23 – Percentuali medie di fibra neutro detersa (NDF) ed acido detersa (ADF) nei culmi delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	116
Figura 5-24 – Percentuali medie di fibra neutro detersa (NDF) ed acido detersa (ADF) nelle foglie delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	116
Figura 5-25 – Percentuali medie di ceneri nei culmi e nelle foglie delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	117
Figura 5-26 – Andamento temporale del parametro statura nelle piante di <i>Vetiveria zizanoides</i> negli anni 2008, 2009 e 2010.....	118
Figura 5-27 – Sostanza secca prodotta da ciascuna pianta di <i>Vetiveria zizanoides</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	119
Figura 5-28 – Vista della parcella di <i>Vetiveria zizanoides</i> , con 100% di restituzione dell' ET_c , in settembre 2010.....	119
Figura 5-29 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di <i>Vetiveria zizanoides</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	120

Figura 5-30 - WUE rilevati nella <i>Vetiveria zizanoides</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	121
Figura 5-31 – Output energetici rilevati nelle parcelle di <i>Vetiveria zizanoides</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	122
Figura 5-32 - EWUE rilevati nella <i>Vetiveria zizanoides</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	122
Figura 5-33 - Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di <i>Arundo donax</i> nelle tre stagioni di crescita.....	123
Figura 5-34 - Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di <i>Arundo donax</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	124
Figura 5-35 - WUE rilevati nell' <i>Arundo donax</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	125
Figura 5-36 - Output energetici rilevati nelle parcelle di <i>Arundo donax</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	126
Figura 5-37 - EWUE rilevati nell' <i>Arundo donax</i> nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	126
Figura 5-38 - Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di <i>Myscanthus x giganteus</i> nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	128
Figura 5-39 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di <i>Myscanthus x giganteus</i> nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	128
Figura 5-40 – WUE rilevati nel <i>Myscanthus x giganteus</i> nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	129
Figura 5-41 - Output energetici rilevati nelle parcelle di <i>Myscanthus x giganteus</i> nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	130
Figura 5-42 – - EWUE rilevati nel <i>Myscanthus x giganteus</i> nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	130
Figura 5-43 – Vista delle parcelle di <i>Phragmites australis</i> in settembre 2008 (a) ed ottobre 2009 (b).....	131

Figura 5-44 – Andamento temporale dei parametri statura e numero di foglie verdi nelle piante di <i>Typha latifolia</i> negli anni 2008 e 2009	132
Figura 5-45 – Vista della parcella di <i>Typha latifolia</i> in ottobre 2009.....	133
Figura 5-46 – Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di <i>Typha latifolia</i> nei due cicli di campionamento (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	133
Figura 5-47 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di <i>Typha latifolia</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	134
Figura 5-48 – WUE rilevati nella <i>Typha latifolia</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)	134
Figura 5-49 – Output energetici rilevati nelle parcelle di <i>Typha latifolia</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	135
Figura 5-50 – EWUE rilevati nella <i>Typha latifolia</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	135
Figura 5-51 – Andamento temporale del parametro statura nelle piante di <i>Lythrum salicaria</i> negli anni 2008 e 2009	136
Figura 5-52 – Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di <i>Lythrum salicaria</i> nei due cicli di campionamento (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	137
Figura 5-53 - Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di <i>Typha latifolia</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	137
Figura 5-54 – Vista della parcella di <i>Lythrum salicaria</i> nel maggio 2009	138
Figura 5-55 – WUE rilevati nella <i>Lythrum salicaria</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	139
Figura 5-56 – Output energetici rilevati nelle parcelle di <i>Lythrum salicaria</i> nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	139
Figura 5-57 – EWUE rilevati nella <i>Lythrum salicaria</i> nei due anni d'indagine ((lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$).....	140

INDICE TABELLE

Tabella 2.1 – Coefficienti moltiplicativi dei certificate verdi (Legge n. 99 del 23/07/2009)	15
Tabella 2.2 – Tariffa onnicomprensiva per impianti di potenza elettrica inferiore ad 1 MW (Legge n. 99 del 23/07/2009)	16
Tabella 2.3 – Principali colture energetiche	21
Tabella 2.4 – Composizione chimica di alcune biomasse erbacee ed arboree (valori in % peso secco)	24
Tabella 2.5 – Produzioni medie, potere calorifico, output energetico ed energia netta delle principali colture lignocellulosiche (Fonte: Venturi e Venturi, 2003; Venturi e Monti, 2005).....	26
Tabella 3.1 – Principali direttive comunitarie in materia di acque reflue	47
Tabella 3.2 – Valori limite del D.M. n.185 del 12 giugno 2003	51
Tabella 4.1 - Valori medi delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici nelle acque reflue impiegate per il riempimento delle vasche di fitodepurazione	78
Tabella 4.2 – Periodo d’indagine e tesi irrigue di ciascuna specie indagata	81
Tabella 5.1 Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici e microbiologici nelle acque reflue in ingresso (In) ed in uscita (Out) dal letto H-SSF1.....	90
Tabella 5.2. Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici e microbiologici nelle acque reflue in ingresso (In) ed in uscita (Out) dal letto H-SSF2.....	91
Tabella 5.3. Percentuali di campioni, prelevati in ingresso (In) e in uscita (Out) da H-SSF1 e H-SSF2, che rispettano i limiti imposti dal D.Lgs. 152/2006 e dal D.M. 185/2003.....	92
Tabella 5.4 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di <i>Phragmites australis</i> nei letti di fitodepurazione	94
Tabella 5.5 – Flussi di evapotraspirazione della <i>Phragmites australis</i> in diverse località	104
Tabella 5.6 – Resa in biomassa secca e WUE della <i>Phragmites australis</i> nei periodi d’indagine 2009 e 2010	108
Tabella 5.7 – Volumi irrigui somministrati alle colture erbacee in pieno campo durante le stagioni 2008, 2009 e 2010	109

Tabella 5.8 - Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici nelle acque reflue impiegate per l'irrigazione delle colture erbacee indagate.....	109
Tabella 5.9 – Quantitativi di nutrienti distribuiti con le acque irrigue alle colture erbacee indagate.....	109
Tabella 5.10 – Concentrazioni medie dei parametri chimico-fisici nel suolo del campo sperimentale di San Michele Ganzaria.....	111
Tabella 5.11 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di sorgo.....	111
Tabella 5.12 – Valori medi dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di <i>Arundo donax</i>	123
Tabella 5.13 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di <i>Myscanthus x giganteus</i>	127
Tabella 5.14 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di <i>Typha latifolia</i>	132
Tabella 5.15 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di <i>Lythrum salicaria</i>	136

1. Introduzione

1.1 Premessa

La generazione di energia dalle biomasse ha un ruolo chiave nelle politiche dell'Unione Europea per mitigare il cambiamento climatico, aumentare la sicurezza degli approvvigionamenti energetici, favorire lo sviluppo tecnologico, incrementare le opportunità occupazionali e contribuire allo sviluppo locale (Comunità Europea, 2000; Heaton et al. 2003). In particolare, nel settore agricolo europeo, caratterizzato da un surplus alimentare, la diffusione delle colture “no food” a scopo energetico potrebbe rappresentare una buona opportunità di integrazione dei sempre più ridotti margini di reddito (Mc Kendry, 2002a). Ciò nonostante, nel nostro Paese, le coltivazioni a fini esclusivamente energetici sono ancora poco diffuse e, di conseguenza, il costo della relativa biomassa risulta ancora elevato, anche a causa della mancanza di un chiaro quadro normativo e programmatico.

Attualmente in Italia si contano circa 3 milioni di ettari di terreni marginali che, se coltivati per destinazioni energetiche, potrebbero contribuire per il 6-7% al fabbisogno energetico nazionale determinando, allo stesso tempo, una riduzione delle emissioni di gas serra, una migliore conservazione del suolo ed una limitazione dei processi di erosione dei terreni e di lisciviazione dei fitonutrienti (Tolbert and Schiller, 1995). Tuttavia, la diffusione di tali coltivazioni risulta strettamente dipendente dai costi di produzione e di conversione della biomassa in energia, oltre che dal prezzo dei combustibili concorrenti (Groscurth et al., 2000; Hallam et al., 2001). È necessario quindi, in fase produttiva, adottare sistemi di coltivazione estensiva, con piante vigorose, rustiche e ad alta produttività. Tra queste sono da preferire le piante perenni perché richiedono una limitata gestione, in quanto sia la semina che la lavorazione del suolo vengono effettuate solo nel primo anno di coltivazione (Angelini et al., 2005).

In Italia, esistono numerose specie erbacee perenni “no food” adatte a divenire colture energetiche, sia perché producono elevate quantità di biomassa lignocellulosica, ideale per i combustibili, sia perché ben si adattano alle condizioni climatiche tipiche nazionali. In particolare, tali colture sono in grado di raggiungere elevate rese in biomassa secca nelle condizioni di elevata temperatura ed insolazione, che si riscontrano nel clima Mediterraneo tipico delle regioni meridionali italiane. Tuttavia, soprattutto nell'area Mediterranea, caratterizzata da una cronica carenza di acqua, la

somministrazione di fertilizzanti e consistenti volumi irrigui risulta necessaria per raggiungere un'elevata produttività delle colture (Mantineo et al., 2009; Danalatos et al., 2007). In tale contesto è quindi auspicabile il ricorso a somministrazioni irrigue deficitarie rispetto al fabbisogno evapotraspirativo e/o l'impiego irriguo di acque reflue depurate al fine di incrementare la sostenibilità ambientale, energetica ed economica dell'intero processo produttivo (UNEP, 2011).

Infatti, il riutilizzo agronomico di acque non convenzionali presenta numerosi vantaggi, quali: la riduzione per la collettività delle notevoli difficoltà tecnico-economiche derivanti dalla necessità del loro smaltimento, la ricostituzione dei cicli naturali della sostanza organica e dei nutrienti nel suolo, il risparmio delle risorse idriche convenzionali, la riduzione dell'inquinamento dei corpi idrici superficiali e l'incremento dei benefici economici per i coltivatori determinati dalla riduzione degli interventi di fertilizzazione (Paranychianakis et al., 2006; Marrara et al., 2002). Le numerose ricerche, condotte negli ultimi trent'anni su diverse colture irrigate con volumi variabili di acque reflue, hanno evidenziato i benefici ed i limiti agronomici di tale modalità di riutilizzo. Nel complesso i risultati delle indagini hanno mostrato nel medio termine effetti positivi o assenza di danni a colture e terreno anche alle dosi più elevate tra quelle oggetto delle sperimentazioni (Aiello et al., 2007; Parameswaran, 1999; Pescod, 1992; Pereira et al., 2002).

In relazione a quanto sopra, lo sfruttamento a scopi energetici delle biomasse, coniugato alla valorizzazione delle proprietà fertilizzanti delle acque reflue impiegate per le colture energetiche, è in grado di produrre rilevanti benefici ambientali, sociali ed economici, purché le acque reflue irrigue vengano trattate con sistemi di trattamento efficienti ed allo stesso tempo economici.

Tra le molteplici tecniche depurative presenti nel panorama mondiale, gli impianti di trattamento di fitodepurazione possono in molti casi rappresentare, per i bassi costi e la semplicità in fase di esercizio e manutenzione, per l'efficienza dei processi depurativi e per l'affidabilità in diverse condizioni operative, un'efficace soluzione al problema della depurazione delle acque reflue. L'utilizzo della fitodepurazione è da considerarsi non solo un trattamento in grado di garantire il rispetto degli standard di qualità delle acque di scarico, ma anche un obiettivo per la salvaguardia e risanamento delle acque. Inoltre, negli impianti di fitodepurazione la vegetazione utilizzata (piante erbacee perenni) oltre a svolgere un ruolo attivo nei processi di depurazione potrebbe avere

anche un ruolo produttivo finalizzato alla produzione di biomassa. D'altronde in un impianto di fitodepurazione sussistono condizioni tali, come ad esempio la costante presenza di acque reflue contenenti elevate concentrazioni di elementi nutritivi, da determinare un'elevata resa in biomassa delle macrofite presenti nel sistema.

Tale elevata produttività risulta però generalmente associata ad elevate "perdite" di acqua per evapotraspirazione che si verificano, in maniera particolarmente accentuata, nel periodo primaverile-estivo. Il fenomeno risulta ancora scarsamente indagato ma è di rilevante importanza nel caso di un successivo riuso irriguo delle acque reflue trattate che si potrebbero ridurre considerevolmente, proprio nel periodo di maggiore richiesta irrigua. È quindi fondamentale conoscere la capacità evapotraspirativa delle diverse specie vegetali impiegate nei sistemi di fitodepurazione, al fine di effettuare un'opportuna selezione in funzione della destinazione degli effluenti dei sistemi stessi.

In tale contesto, la sezione Idraulica del Dipartimento di Gestione dei Sistemi Agroalimentari ed Ambientali dell'Università di Catania ha realizzato a San Michele di Ganzaria (Catania) i seguenti impianti sperimentali sui quali è stata basata la seguente tesi: 1) un impianto di fitodepurazione a scala reale, che effettua l'affinamento di parte delle acque reflue urbane del centro abitato; 2) un campo sperimentale di colture erbacee "no-food", ubicato in prossimità degli impianti di fitodepurazione, che viene irrigato con una parte dell'effluente dell'impianto di fitodepurazione a scala reale; 3) un impianto di fitodepurazione a scala pilota per la conduzione di attività di ricerca sulla domanda evapotraspirativa delle macrofite.

1.2 Obiettivi

Alla luce del contesto fin qui esposto, l'obiettivo generale della presente tesi di dottorato è quello di valutare la sostenibilità in ambiente mediterraneo della produzione di biomasse energetiche ottimizzando l'impiego di risorse idriche sia in termini quantitativi (irrigazione deficitaria) sia in termini qualitativi (utilizzo di acque reflue depurate mediante sistemi di trattamento ecosostenibili, quali la fitodepurazione).

In particolare, il presente lavoro è stato finalizzato al conseguimento dei seguenti obiettivi specifici:

- la valutazione delle rese in biomassa di diverse specie erbacee coltivate in pieno campo ed irrigate con acque reflue urbane depurate tramite sistemi di fitodepurazione;
- la valutazione della risposta bio-agronomica di colture “no food”, irrigate con acque reflue fitodepurate, in funzione di diversi livelli di restituzione dell’evapotraspirato (33% ET_c , 66% ET_c , 100% ET_c);
- la caratterizzazione energetica di diverse specie erbacee “no food” ai fini di una loro trasformazione energetica mediante processi di combustione;
- delle potenzialità di utilizzo dei sistemi di fitodepurazione anche ai fini della produzione di biomassa a scopo energetico;
- la valutazione di opportuni indicatori di efficienza idrica e potenzialità energetica al fine di individuare le specie vegetali più idonee per una produzione sostenibile di biomasse energetiche in ambiente mediterraneo.

1.3 Articolazione dell’indagine

L’indagine ha previsto, preliminarmente, una ricerca bibliografica sulle biomasse vegetali ad uso energetico ed i relativi processi di conversione energetica (capitolo 2) e sul riuso agricolo delle acque reflue e gli impianti di fitodepurazione (capitolo 3). A tale fase è seguita un’indagine sperimentale condotta presso il campo di colture da biomassa di San Michele di Ganzaria e presso gli impianti di fitodepurazione, a scala reale e a scala pilota, ubicati in prossimità dello stesso.

In particolare, la metodologia utilizzata per l’indagine sperimentale (capitolo 4) sulle colture erbacee da biomassa ha previsto: 1) una serie di campionamenti ed analisi chimico-fisiche delle acque reflue distribuite alle colture; 2) campionamenti ed analisi chimico-fisiche del suolo agrario all’inizio ed alla fine di ciascun anno di coltivazione delle piante erbacee; 3) rilievi agronomici lungo le singole stagioni di crescita delle specie vegetali per valutare i principali caratteri morfobiometrici (statura, diametro del fusto, numero di foglie); 4) una serie di campionamenti della vegetazione effettuati, in ciascuna stagione di crescita, in tre diversi periodi (inizio, metà e fine inverno) per la determinazione delle rese in biomassa secca ed energetiche delle specie vegetali allo studio; 5) la determinazione per ciascuna specie di indicatori di efficienza idrica e potenzialità energetica.

L'attività di ricerca ha previsto, inoltre, il rilievo della produttività e delle rese energetiche della *Phragmites australis* nel sistema di fitodepurazione a scala reale, con metodologia simile a quella adottata per le colture in pieno campo, e la valutazione della domanda evapotraspirativa della stessa specie nel sistema di fitodepurazione a scala pilota mediante misure dirette dell'evapotraspirazione della pianta.

I risultati dell'attività sperimentale condotta sulla *P.australis* vegetata negli impianti di fitodepurazione e quelli relativi al campo di colture erbacee da biomassa sono riportati nel capitolo 5, mentre le discussioni e le considerazioni conclusive sull'intera attività di ricerca sono espresse nel capitolo 6.

2. Biomasse vegetali ad uso energetico

2.1 Politica energetica e relativo quadro normativo

Politica energetica comunitaria

La questione energetica è stata da sempre al centro delle politiche della Comunità e successivamente dell'Unione Europea fin dalla stipula dei primi trattati che ne sancirono la nascita o che portarono ad essa. Il primo trattato europeo, infatti, è stato quello che, il 18 aprile 1951, ha istituito la Comunità Europea del Carbone e dell'Acciaio (CECA), con le finalità di controllo e regolamentazione, tra i Paesi contraenti, della produzione e della circolazione delle due risorse energetiche. A tale trattato è seguita l'istituzione, con i trattati di Roma del 25 marzo 1957, della Comunità Economica Europea (CEE) e della Comunità Europea dell'Energia Atomica (CEEA o EURATOM). Anche quest'ultima sorta per scopi energetici ovvero con l'obiettivo di promuovere lo sviluppo e la ricerca, tra gli Stati membri, nel settore dell'energia nucleare, percepita alla fine degli anni '50 come un solido strumento per contrastare la crescente dipendenza energetica europea da fonti esterne. Già dal 1957, quindi, gli Stati della Comunità comprendevano che la mancanza di risorse energetiche all'interno dei territori europei e la conseguente forte dipendenza dai Paesi detentori di materie prime rappresentava un possibile limite allo sviluppo industriale ed economico (Bastianelli, 2006). Tuttavia, anche se in seguito al trattato sull'integrazione di Bruxelles, dell'8 aprile 1965, la CECA e l'EURATOM furono integrate nella CEE, poi UE, a quest'ultima non furono mai trasferiti poteri sovrani per realizzare una politica energetica integrata che non è quindi prevista dal diritto comunitario. Per supplire a tale limitazione, la CEE ha quindi sviluppato azioni nel settore energetico utilizzando politiche dirette al mercato interno, all'ambiente, alla ricerca scientifica e tecnologica e alle relazioni esterne (Gaja, 2009).

La Risoluzione "una nuova strategia per la politica energetica della Comunità" adottata dal Consiglio Europeo, il 17 settembre 1974, rappresenta il primo esempio di politica energetica comunitaria con obiettivi decennali, finalizzati alla riduzione della dipendenza della Comunità dall'energia importata e a garantire un approvvigionamento sicuro e durevole, nel rispetto della protezione ambientale e a condizioni economiche favorevoli. Tutti gli obiettivi, nonostante non presentassero un carattere vincolante per gli Stati membri, furono raggiunti grazie alla realizzazione di centrali elettronucleari in

Francia e allo sviluppo dei giacimenti di idrocarburi in Olanda ed in Inghilterra (Pozzo, 2009).

Al contrario, il successivo piano energetico comunitario decennale 1986-1995 “Linee direttrici per le politiche energetiche degli Stati membri” (Risoluzione del 16 settembre 1985) fu un fallimento a causa del limitato grado di convergenza delle singole politiche energetiche nazionali verso gli obiettivi indicati dalla Risoluzione (Hassan e Duncan, 1994). In tale piano vennero inserite, per la prima volta nella politica energetica europea, le energie rinnovabili fissando tra gli obiettivi *“il mantenimento [...] dello sviluppo delle energie nuove e rinnovabili, compresa l'idroelettricità tradizionale; dovrebbe aumentare sostanzialmente il contributo delle energie nuove e rinnovabili alla sostituzione dei combustibili tradizionali, affinché possano svolgere un ruolo significativo nel bilancio energetico totale”* (Consiglio delle Comunità Europee, 1986). Tuttavia, l'apporto delle energie rinnovabili, ad eccezione del settore idroelettrico, fu decisamente basso con una quota di fonti energetiche rinnovabili, nel 1995, pari ad appena il 5,3% del consumo interno lordo di energia (COM 599, 1997).

Uno stimolo all'incremento delle fonti di energie rinnovabili a livello comunitario fu costituito dal programma ALTENER (Decisione del Consiglio n. 93/500/CEE, del 13 settembre 1993) che rappresenta il primo strumento finanziario adottato dalla UE per la promozione di tali fonti energetiche. Obiettivo del programma era la riduzione del biossido di carbonio mediante lo sviluppo delle energie rinnovabili incentivato attraverso il finanziamento di quattro categorie di azioni: 1) studi e analisi per la valutazione di norme e specifiche tecniche; 2) iniziative degli Stati membri dirette alla creazione di infrastrutture nel campo delle energie rinnovabili; 3) misure tese alla creazione di reti di informazione che favoriscano il coordinamento delle autorità nazionali e comunitarie in questo campo; 4) studi e le iniziative intraprese allo scopo di valutare la fattibilità tecnica e le conseguenze ambientali ed economiche dell'uso industriale della biomassa a fini energetici. ALTENER fu avviato nel 1993, per un periodo di cinque anni, e successivamente prorogato fino al 2002 con la denominazione ALTENER II (COM 87, 1997).

Nel 1996, con l'adozione del Libro Verde *“Energia per il futuro: le fonti energetiche rinnovabili”* (COM 576, 1996), prende l'avvio una nuova fase della politica energetica comunitaria che pone tra i suoi principali obiettivi lo sviluppo delle fonti energetiche rinnovabili. Tale comunicazione suscitò notevoli reazioni ed aprì un vasto

dibattito ed un processo di consultazione, tra i diversi Stati membri, incentrato sul tipo e la natura delle misure prioritarie da adottare nel settore energetico. Le proposte ufficiali di azione comunitaria per il sostegno degli obiettivi generali in materia di sostenibilità e per la massimizzazione del potenziale contributo delle rinnovabili all'approvvigionamento energetico, mediante una loro maggiore penetrazione nel mercato, contribuirono alla stesura della Comunicazione della Commissione, del 26 novembre 1997, *“Energia per il futuro: le fonti energetiche rinnovabili – Libro Bianco per una strategia ed un piano di azione della Comunità”* (COM 599, 1997). Tale documento ha rappresentato un contributo di particolare interesse allo sviluppo delle rinnovabili, perché ha introdotto, in tale settore, criteri di programmazione di lungo periodo inducendo tutti i Paesi membri a riflettere sulle proprie politiche in relazione ad obiettivi comuni prefissati. In particolare, la strategia e il piano di azione del Libro Bianco puntarono al conseguimento di un approvvigionamento dell'energia primaria, nella Comunità, derivato per almeno il 12% da fonti rinnovabili entro il 2010. L'obiettivo fu poi confermato da successive Risoluzioni del Consiglio Europeo (del 17 giugno 1998 e del 30 marzo 2000) sull'elettricità prodotta da fonti energetiche rinnovabili, che sottolineano, inoltre, la necessità di imporre obiettivi vincolanti a livello nazionale per conseguire gli obiettivi comunitari prefissati in materia di fonti energetiche rinnovabili. Da tale necessità scaturì la Direttiva 2001/77/CE finalizzata alla promozione di *“...un maggior contributo delle fonti energetiche rinnovabili alla produzione di elettricità nel relativo mercato interno e a creare le basi per un futuro quadro comunitario in materia”*. Tra i vari punti, la direttiva indicava che gli obiettivi nazionali degli Stati membri dovevano coincidere con gli obiettivi complessivi globali della Comunità per il 2010. Inoltre, si prevedeva che, qualora gli obiettivi indicativi nazionali fossero stati incompatibili con l'obiettivo indicativo globale, la Commissione aveva la possibilità di proporre, nella forma adeguata, obiettivi nazionali, compresi eventuali obiettivi vincolanti. Al fine di verificare gli adempimenti degli obiettivi, l'art. 3 della stessa Direttiva, prevedeva un'attività di reporting di ciascun Stato membro.

Negli anni seguenti l'Unione Europea, attraverso la pubblicazione di una serie di Libri verdi e Direttive sulle tematiche energetiche (COM 87, 2000; COM 769, 2000; Direttiva 2002/91/CE; Direttiva 2003/30/CE; Direttiva 2004/8/CE), ha cercato trasversalmente di delineare una strategia di promozione delle energie rinnovabili. Inoltre, coerentemente con gli obiettivi dalla stessa individuati in materia di sviluppo

sostenibile e sicurezza dell'approvvigionamento energetico ha formulato il programma pluriennale di azione "Energia Intelligente per l'Europa" (EIE), valido per il periodo 2003-2006 e riconfermato per il successivo periodo 2007-2013. Tale programma, strutturato in quattro settori di azione denominati SAVE, ALTENER, STEER e COOPENER, si propone di accelerare la realizzazione degli obiettivi nel settore dell'energia sostenibile, sostenendo il miglioramento dell'efficienza energetica, l'adozione di fonti di energia nuova e rinnovabile, una maggiore penetrazione sul mercato di tali fonti di energia, la diversificazione dell'energia e dei carburanti, l'aumento della quota di energia prodotta da fonti rinnovabili e la riduzione del consumo energetico finale.

Le fondamenta della nuova politica energetica comunitaria vengono gettate con l'emanazione, l'8 marzo 2006, del Libro verde "*Una strategia europea per un'energia sostenibile, competitiva e sicura*" (COM 105, 2006) e, il 10 gennaio 2007, della Comunicazione "*Una politica energetica per l'Europa*" (COM 1, 2007). Con tali documenti viene proposto un pacchetto di misure finalizzate allo sviluppo di un'energia sostenibile, competitiva e sicura, alla riduzione della dipendenza dagli idrocarburi e dalle sue importazioni, all'incremento di un mercato libero europeo che garantisca competitività e l'istituzione di meccanismi di solidarietà tra gli Stati membri nel caso di crisi energetiche. In particolare, con la Comunicazione del 10 gennaio 2007 l'Unione Europea s'impegna a stabilizzare la concentrazione in atmosfera di CO₂ ad un valore pari a 450 ppmv equivalente, condizioni che garantirebbero, con una probabilità del 50%, il contenimento della temperatura media globale prefissata. Per raggiungere tale obiettivo la Commissione propone un approccio integrato, fondato su interventi che non mirino solamente allo sviluppo di fonti e di sistemi a basse emissioni di carbonio, ma anche strumenti che agiscano e promuovano l'efficienza energetica e le tecnologie in grado di catturare la CO₂ ed il suo stoccaggio geologico, nonché l'elaborazione di un efficiente sistema comunitario di scambio dei diritti di emissione. Inoltre, in relazione alle sfide e alle opportunità offerte dal cambiamento climatico viene adottato un pacchetto di proposte in materia di energie rinnovabili e cambiamenti climatici (COM 2, 2007), nel quale vengono definiti due principali obiettivi:

- realizzare, entro il 2020, una riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra di almeno il 20% (rispetto alle concentrazioni del 1990), destinato ad aumentare al 30%, a condizione che altri Paesi industrializzati si impegnino

ad “*analoghe riduzioni delle emissioni e che i Paesi in via di sviluppo economicamente più avanzati si impegnino a loro volta a contribuire adeguatamente sulla base delle loro responsabilità e capacità*”;

- raggiungere, entro il 2020, una quota di energie rinnovabili pari al 20% del consumo dell’UE.

Tali obiettivi sono stati ripresi e meglio specificati nella Direttiva 2009/28/CE “*Promozione dell’uso delle energie da fonti rinnovabili*” che ripartisce l’obiettivo generale del 20% da fonte rinnovabile tra tutti gli Stati membri secondo il principio del *burden sharing* introdotto nell’ambito del protocollo di Kyoto. La Commissione ha infatti fissato i singoli obiettivi nazionali, giuridicamente vincolanti, tenendo conto della situazione economica di ogni Stato. Con l’Italia è stata concordata una quota del 17% di energia da fonti energetiche rinnovabili da raggiungere entro il 2020. Nel caso del Settore dei Trasporti ogni Stato membro ha come obiettivo unico il raggiungimento del 10 % di rinnovabili sul consumo finale di energia nel settore. La direttiva prevede, ancora, che gli Stati membri possano attuare progetti comuni, sia pubblici che privati, con Stati appartenenti all’Unione o Paesi terzi e la possibilità di trasferimenti di quote di energia rinnovabile tra i Paesi dell’Unione, anche nel caso in cui uno Stato non riesca a raggiungere gli obiettivi di medio termine prefissati. Si impone, infine, ad ogni Stato di adottare un Piano di azione nazionale (PAN) per l’energia da fonti rinnovabili.

Anche le politiche energetiche orientate alle bioenergie sono state oggetto di documenti di programmazione ed atti normativi quali: la Direttiva 2003/30/CE “*Promozione dell’uso dei biocarburanti o di carburanti rinnovabili nei trasporti*”, il “*Piano di azione per la biomassa*” (COM 628, 2005) e la “*Strategia dell’UE per i biocarburanti*” (COM 34, 2006). Nei documenti relativi al settore dei biocarburanti viene fissata la quota di biocombustibile da immettere sul mercato della distribuzione dei carburanti (Direttiva 2003/30/CE) e stabilite le misure di incentivazione alla produzione e utilizzo dei biocombustibili (COM 34, 2006). Nel Piano di azione della biomassa sono state individuate le “*misure atte a promuovere l’impiego della biomassa per il riscaldamento, la produzione di elettricità e per i trasporti, accompagnate da misure trasversali concernenti l’approvvigionamento, il finanziamento e la ricerca*”. Più specificatamente con tale Piano la Commissione si impegna a:

- elaborare un piano d’azione delle foreste in cui venga trattata la questione dell’uso della legna a fini energetici (il successivo COM 302, 2006);

- concludere l'elaborazione di una strategia specifica per la prevenzione e il riciclaggio dei rifiuti nonché una proposta di revisione della normativa quadro in materia di rifiuti così da incentivare l'utilizzazione di questi a scopo energetico;
- riesaminare il quadro normativo sui sottoprodotti di origine zootecnica e dell'allevamento per incentivare e facilitare l'utilizzazione di questi per la produzione di agroenergie (biogas ad esempio);
- elaborare norme tecniche europee per i combustibili solidi ricavati da biomassa al fine di facilitarne gli scambi (CEN TC 335);
- sviluppare i mercati così da aumentare la fiducia dei consumatori e finanziare una campagna per informare gli agricoltori e gli imprenditori forestali sulle caratteristiche delle colture energetiche e le opportunità che offrono.

La maggior parte delle bioenergie derivano o vengono prodotte dal settore primario. Per tale motivo l'UE, all'interno della nuova Politica Agricola Comunitaria (PAC) avviata nel 2003 nel segno della sostenibilità e della multifunzionalità, ha messo in campo numerose misure d'incentivazione dell'offerta che mirano allo sviluppo delle colture energetiche in agricoltura (Bonari et al., 2009).

Il primo provvedimento d'incentivazione delle produzioni agroenergetiche è rappresentato dal Regolamento (CE) n. 1782/2003, del 29 settembre 2003, che sancisce l'inizio della nuova PAC introducendo il disaccoppiamento, punto chiave della riforma Fischer, ossia la concessione del sostegno al reddito svincolato dalla produzione agricola. Con tale regolamento veniva previsto un aiuto comunitario di 45 €/ha l'anno per le superfici seminate a colture energetiche, limitato ad una superficie massima di 1,5 milioni di ettari (successivamente innalzata a 2 milioni di ettari). Per l'erogazione del contributo la produzione doveva necessariamente formare oggetto di un contratto stipulato tra l'agricoltore e l'industria di trasformazione, salvo nel caso in cui la trasformazione fosse effettuata dall'agricoltore stesso nell'azienda. Inoltre, tale regolamento consentiva anche la possibilità di utilizzare i terreni soggetti a obbligo di "ritiro dalla produzione" (set aside) per l'impianto di colture energetiche, comprese le colture a breve ciclo di rotazione (ad esempio short rotation forestry) e altre colture perenni (Bonari et al., 2009). Anche in questo caso, l'agricoltore era obbligato a sottoscrivere un apposito contratto di coltivazione con un'industria di trasformazione. Con la successiva emanazione del Regolamento (CE) n. 73/2009, del 19 gennaio 2009,

viene soppresso il sussidio specifico per le colture energetiche e si assiste ad un rafforzamento del disaccoppiamento. La giustificazione di tale scelta in ambito comunitario è rappresentata dai recenti sviluppi nel settore delle bioenergie e, in particolare, la forte domanda di tali prodotti sui mercati internazionali. Le ampie politiche comunitarie a sostegno della produzione e la fissazione di obiettivi vincolanti relativi alle quote di bioenergie entro il 2020, fanno sì che un aiuto specifico per tali colture non sia più opportuno.

Tuttavia, misure di sostegno a favore delle agroenergie si trovano anche all'interno della Politica di Sviluppo Rurale 2007-2013 istituita con il Regolamento (CE) n. 1698/2005 e attuata con i Piani di Sviluppo Rurale Nazionali o Regionali. In Italia tutte le Regioni hanno colto questa opportunità ed hanno inserito, nei relativi PSR, misure prioritarie per stimolare gli investimenti nel settore agroenergetico. Le principali delle quali sono:

- *misura 121 “Ammodernamento delle aziende agricole”*: in cui sono previsti aiuti agli investimenti aziendali nel settore della produzione di biomasse; nel PSR Sicilia vengono sostenuti investimenti per la realizzazione di nuove piantagioni arboree a ciclo breve (short rotation forestry) per la produzione di biomasse a finalità energetiche;
- *misura 124 “Cooperazione per lo sviluppo di nuovi prodotti, processi e tecnologie nei settori agricolo alimentare e in quello forestale”*: in cui i PSR possono concedere contributi per investimenti per la trasformazione di biomasse in energia, da parte di imprese agroindustriali o cooperative di agricoltori;
- *misura 214 “Pagamenti agro ambientali”*: che presenta tra i vari obiettivi anche quello dell'aumento della produzione di biomassa e della diffusione di pratiche e/o attività per la riduzione dei gas serra; nella sottomisura 214/1C del PSR Sicilia vengono previsti finanziamenti per l'adozione di rotazioni colturali triennali (miglioratrice, cereale, rinnovo) che inducono ad un minore impiego di fertilizzanti azotati ed aumento di produzione di biomassa;
- *misura 311 “Diversificazione attività non agricole”*: con una quota di finanziamento per interventi che riguardano la realizzazione di impianti per la produzione, utilizzazione e vendita di energia prodotta da fonti energetiche rinnovabili;

- *misura 312 “Sostegno alla creazione ed allo sviluppo di micro-imprese”*: in cui sono previsti incentivi alla creazione di microimprese nel settore agro energetico.

Politica energetica Nazionale

Il primo importante atto del governo Italiano in materia di energie rinnovabili è la Legge n. 308 del 29 maggio 1982 *“Norme sul contenimento dei consumi energetici, lo sviluppo delle fonti rinnovabili di energia e l’esercizio di centrali elettriche alimentate con combustibili diversi dagli idrocarburi”*. Tale legge costituisce la prima regolamentazione delle energie rinnovabili in Italia (ad eccezione dell’energia idroelettrica, regolamentata attraverso una legge che risale al 1933, ed i serbatoi geotermici, assimilati a miniere e come tali soggetti ad una legge del 1927) e contiene provvedimenti innovativi rispetto alla politica energetica adottata nel territorio nazionale fino ad allora. In particolare:

- autorizza la produzione di energia elettrica, da parte di soggetti pubblici e/o privati, mediante impianti che utilizzino fonti di energia rinnovabili ed aventi una capacità di generazione fino a 3 MWe; tale autorizzazione costituisce di fatto una deroga al regime di monopolio, detenuto fino ad allora da ENEL, nella produzione di energia elettrica;
- riconosce che l’utilizzo delle fonti rinnovabili è di pubblico interesse e di pubblica utilità, facilitandone l’iter autorizzativo;
- introduce l’omologazione obbligatoria per gli impianti ed i dispositivi che utilizzano fonti di energia rinnovabile;
- stabilisce dei contributi a sostegno dell’utilizzo delle fonti rinnovabili nell’edilizia e per la produzione di energia da fonti rinnovabili nel settore agricolo.

A distanza di circa dieci anni vengono emanate le Leggi n. 9 *“Norme per l’attuazione del nuovo Piano energetico nazionale: aspetti istituzionali, centrali idroelettriche ed elettrodotti, idrocarburi e geotermia, autoproduzione e disposizioni fiscali”*, e n. 10 *“Norme per l’attuazione del Piano energetico nazionale in materia di uso nazionale dell’energia, di risparmio energetico e di sviluppo delle fonti rinnovabili di energia”* del 9 gennaio 1991. La prima definisce un quadro operativo dell’attività nel settore energetico, attraverso l’individuazione di una serie di impegni normativi che

fissano termini procedurali e temporali di norme regolamentari e direttive di successiva emanazione. Rappresenta il primo concreto passo verso la liberalizzazione del settore, rendendo libera l'attività di produzione dell'energia elettrica purché derivante da fonti rinnovabili e assimilate, come la cogenerazione e quelle da rifiuti e residui di lavorazioni. L'energia così generata può essere usata per autoconsumo, concessa ad aziende dello stesso gruppo di appartenenza, ceduta ad aziende di uno stesso consorzio, previa autorizzazione del Ministero dell'Industria, o ceduta all'ENEL. La seconda costituisce una formulazione organica della politica degli incentivi in materia energetica. Vengono stabiliti contributi in conto capitale: a sostegno dell'utilizzo delle fonti energetiche rinnovabili nell'edilizia (art.8); per la produzione di energia da fonti rinnovabili di energia nel settore agricolo (art.13); per la riattivazione e la costruzione di nuovi impianti che utilizzino fonti energetiche rinnovabili (art. 14). Con tale legge si assiste ad una maggiorazione degli interventi finanziari nei settori del risparmio energetico e delle fonti di energia rinnovabili, affidando la gestione coordinata degli strumenti di intervento al Comitato Interministeriale per la Programmazione Economica (CIPE).

Uno dei provvedimenti della Legge 9/91 è rappresentato dalla Deliberazione CIP n. 6 del 29 aprile 1992, con la quale vengono classificati gli impianti utilizzando fonti rinnovabili e fonti assimilate e fissati i prezzi di cessione dell'energia elettrica prodotta da impianti alimentati da fonte rinnovabile e assimilata, considerando i principi del "costo evitato" di combustibile e il maggior costo sostenuto per l'impiego di fonti rinnovabili (sistema tariffario CIP 6). Gli incentivi fissati da tale Deliberazione hanno consentito di raggiungere una potenza connessa e installata alla rete pari a 2550 MWe, favorendo la produzione, da parte dei privati, di energia elettrica da fonte rinnovabile di derivazione, principalmente, eolica (700 MWe), biomasse (450 MWe) e rifiuti (718 MWe) (Farinelli, 2004). L'elevato valore complessivo delle richieste di agevolazioni ha però determinato la sospensione del provvedimento.

Con la Legge n. 481 del 14 novembre 1995, che istituisce l'Autorità per l'energia elettrica e il gas (AEEG), si assiste ad un radicale mutamento delle competenze in ambito energetico anche con riguardo alle funzioni di regolazione del settore. Con tale Legge viene delegato, all'AEEG, il compito della determinazione delle tariffe elettriche e dei relativi sovrapprezzi, che la stessa opera con la Deliberazione n. 70 del 26 giugno 1997 *"Razionalizzazione ed inglobamento nella tariffa elettrica dei sovrapprezzi non*

destinati alle entrate dello Stato” istituendo presso la Cassa Conguaglio Settore Elettrico il “Conto per nuovi impianti da fonti rinnovabili e assimilate”.

L’entrata in vigore del Decreto Bersani (D.Lgs. n. 79/99) liberalizza il mercato dell’energia elettrica ed impone un radicale cambiamento nei meccanismi di incentivazione delle fonti rinnovabili sostituendo il sistema CIP 6 con il meccanismo dei certificati verdi (CV). Tali certificati attestano l’avvenuta produzione di energia da fonti rinnovabili in impianti entrati in esercizio o potenziati, limitatamente alla producibilità aggiuntiva, in data successiva all’entrata in vigore del decreto stesso. La taglia minima che dà diritto al certificato verde è pari ad una produzione di 50 MWh elettrici da fonti rinnovabili (Legge n. 239 del 23 agosto 2004). Il valore di tali certificati è determinato dal mercato in cui la domanda è rappresentata dall’obbligo, per i produttori e/o importatori di energia elettrica da fonti fossili, di immissione in rete di una quota di energia da fonte rinnovabile pari al 2% dell’energia prodotta e/o importata, incrementata fino al 6,80 % nel 2011. A regolamentare il mercato dei certificati verdi interviene il Gestore dei Servizi Elettrici (GSE) che ne fissa il prezzo annuale. Inoltre, a seguito dell’entrata in vigore del D.M. del 18 dicembre 2008, gli impianti a fonte rinnovabile entrati in esercizio dal 2008 a seguito di nuova costruzione, rifacimento o potenziamento, riceveranno per 15 anni i CV pari al prodotto della produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili moltiplicata per il coefficiente riferito alla tipologia della fonte (Tabella 2.1).

Tabella 2.1 – Coefficienti moltiplicativi dei certificate verdi (Legge n. 99 del 23/07/2009)

<i>Fonte</i>	<i>Coefficiente</i>
Eolica per impianti di taglia superiore a 200 kW	1
Eolica offshore	1,5
Geotermica	0,9
Moto ondoso	1,8
Idraulica	1
Rifiuti biodegradabili e biomasse differenti da quelle del punto successivo	1,3
Biomasse e biogas prodotti da attività agricola, allevamento e forestale da filiera corta	1,8
Biomasse e biogas di cui al punto precedente, alimentanti impianti di cogenerazione ad alto rendimento, con riutilizzo dell’energia termica in ambito agricolo	1,8
Gas di discarica e gas residuati dai processi di depurazione e biogas diversi da quelli del punto precedente	0,8

Relativamente alle biomasse e biogas che possono accedere al coefficiente di 1,8, indicato in Tabella 2.1, il D.M. del 2 marzo 2010 stabilisce che devono essere costituite

esclusivamente dalla parte biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui provenienti dall'agricoltura, comprendente sostanze vegetali e animali, e dalla silvicoltura e dalle industrie connesse. Le suddette biomasse devono inoltre rientrare in una delle due seguenti tipologie:

- *biomassa da intese di filiera*, cioè biomasse prodotte nell'ambito di intese di filiera o contratti quadro di cui agli articoli 9 e 10 del D.Lgs. 27/7/2005 n. 102;
- *biomassa da filiera corta*, cioè biomassa prodotte entro il raggio di 70 km dall'impianto di produzione dell'energia elettrica.

La concessione dei certificati verdi subisce una modifica con l'emanazione della Legge n. 296 del 27 dicembre 2006 (Legge finanziaria 2007) che, in recepimento della direttiva comunitaria 2001/77/CE, limita gli incentivi pubblici alle sole energie rinnovabili in senso stretto, escludendo le fonti assimilate ovvero l'energia prodotta da rifiuti e dai combustibili da rifiuti.

In alternativa ai certificati verdi è stata introdotta, dalla Legge Finanziaria 2008, la tariffa fissa onnicomprensiva. A tale tariffa possono accedere, per un periodo di 15 anni, i produttori per gli impianti di potenza nominale media annua non superiore ad 1 MW (0,2 MW per l'eolico) entrati in esercizio in data successiva al 31 dicembre 2007, per l'energia netta immessa nel sistema elettrico. La tariffa è denominata "onnicomprendente", poiché include sia il valore dell'incentivo che il ricavo relativo alla quantità di energia elettrica prodotta (Tabella 2.2).

Tabella 2.2 – Tariffa onnicomprensiva per impianti di potenza elettrica inferiore ad 1 MW (Legge n. 99 del 23/07/2009)

<i>Fonte rinnovabile</i>	<i>Entità della tariffa (euro/cent/kWh)</i>
Eolica per impianti di taglia inferiore a 200 kW	30
Geotermica	20
Moto ondoso e maremotrice	34
Idraulica diversa da quella del punto precedente	22
Biogas e biomasse, esclusi i biocombustibili liquidi ad eccezione degli oli vegetali puri tracciabili attraverso il sistema integrato di gestione e di controllo previsto dal regolamento (CE) n. 73/2009 del Consiglio, del 19 gennaio 2009	28
Gas di discarica, gas residuati dai processi di depurazione e biocombustibili liquidi ad eccezione degli oli vegetali puri tracciabili attraverso il sistema integrato di gestione e di controllo previsto dal regolamento (CE) n. 73/2009 del Consiglio, del 19 gennaio 2009	18

Alle procedure di incentivazione sopra descritte non sono ammessi gli impianti alimentati da fonte solare, per i quali è previsto, dal D.Lgs. n. 387 del 29 dicembre

2003, il riconoscimento di una tariffa incentivante per ogni unità d'energia elettrica prodotta, differenziata per potenza degli impianti. Tale meccanismo d'incentivi viene definito Conto Energia.

La normativa energetica nazionale nel settore delle rinnovabili viene ridefinita con l'emanazione del D.Lgs. n.28 del 3 marzo 2011 "Attuazione della direttiva 2009/28/CE sulla promozione dell'uso dell'energia da fonti rinnovabili, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 2001/77/CE e 2003/30/CE". Il Decreto ribadisce l'obiettivo del 17% di energia prodotta da fonti rinnovabili sul consumo finale lordo entro il 2020, specificando che sempre al 2020 *"la quota di energia da fonti rinnovabili in tutte le forme di trasporto dovrà essere almeno pari al 10% del consumo finale di energia nel settore dei trasporti"*. Tra i cambiamenti contenuti nei 47 articoli e nei quattro allegati tecnici in cui si articola il decreto legislativo ci sono anche la revisione del meccanismo degli incentivi e una più pronunciata semplificazione amministrativa. In particolare, introduce un sostanziale taglio, pari al 22% del valore, al prezzo al quale il GSE ritirerà i certificati verdi in eccesso. Inoltre, è prevista la sostituzione di tali certificati con meccanismi di incentivazione differenziati a seconda della taglia degli impianti:

- gli impianti con potenza al di sotto di una certa soglia, differenziata per fonte e da definire per decreto ma comunque non inferiore a 5 MW, accedono ad un incentivo di tipo tariffario, da definire con decreto, differenziato per fonte e scaglioni di potenza;
- gli impianti con potenza al di sopra di tale soglia, hanno diritto ad un incentivo, assegnato sulla base di una procedura d'asta a ribasso, da definire per decreto, per la quale è previsto un valore minimo, indicato dal GSE, che deve garantire il ritorno dell'investimento.

Infine, per gli impianti alimentati a biogas, biomasse e bioliquidi l'incentivo dovrà tenere conto della tracciabilità e della provenienza della materia prima, nonché dell'esigenza di destinare prioritariamente: le biomasse legnose trattate per via esclusivamente meccanica all'utilizzo termico; i bioliquidi sostenibili all'utilizzo per i trasporti; il biometano all'immissione nella rete del gas naturale e all'utilizzo nei trasporti.

2.2 Produzione di biomassa a scopi energetici

La biomassa destinata a fini energetici è definita, dal D. Lgs n. 387 del 29/12/03 “Attuazione della direttiva 2001/77/CE relativa alla promozione dell’energia elettrica prodotta da fonti energetiche rinnovabili nel mercato interno dell’elettricità”, come: *“la parte biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui provenienti dall’agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali) e dalla selvicoltura e dalle industrie connesse, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti industriali e urbani”*.

In generale con il termine biomassa vengono definiti tutti i materiali di natura organica che derivano direttamente o indirettamente dalla fotosintesi clorofilliana. Tramite tale processo i vegetali, utilizzando l’energia fornita dalla radiazione solare, convertono l’anidride carbonica (CO₂) atmosferica in materia organica. Con i processi di trasformazione energetica delle biomasse viene provocata la rottura dei legami chimici del carbonio, contenuto nella sostanza organica, che si lega all’ossigeno atmosferico producendo nuovamente CO₂. La quantità di CO₂ liberata attraverso la conversione energetica della biomassa è equiparabile a quella assorbita dai vegetali durante il loro ciclo vitale. È per tale ragione che la biomassa viene definita una fonte di energia “carbon-neutral” dato che il suo processo di conversione energetica non determina un incremento della concentrazione di CO₂ in atmosfera.

La biomassa è stata la prima fonte energetica sfruttata dall’uomo. La combustione della legna, infatti, costituisce la prima importante scoperta dell’umanità. Fino al XVIII secolo fu la principale fonte energetica mondiale. In seguito, con la rivoluzione industriale, venne soppiantata dal carbone (Abassi e Abassi, 2010). Attualmente, la biomassa rappresenta la quarta fonte di energia al mondo dopo il petrolio, il carbone e il gas naturale (REN21, 2011) e, insieme con l’energia eolica, solare, aerotermica, geotermica, idrotermica e oceanica, idraulica, gas di discarica, gas residui dai processi di depurazione e biogas, è classificata come fonte di energia rinnovabile (2009/28/CE).

Le tipologie di biomasse o materie organiche solide che possono essere utilizzate per la conversione energetica sono numerose ed eterogenee. Proprio per tale diversità gli approcci utilizzati e proposti per la loro classificazione risultano essere molteplici.

Jenkins et al. (1998) hanno distinto le biomasse a scopi energetici, in base alle loro proprietà, in:

- piante legnose e materiali legnosi (legno duro e dolce, legno di demolizione);

- piante erbacee ed altri materiali con ciclo vegetativo annuale (paglia, erba, steli ecc.);
- deiezioni animali, sottoprodotti e scarti agricoli, inclusi gusci, bucce, noccioli;
- rifiuti combustibili (fanghi di depurazione, RSU, ecc.) e materiali cartacei di scarto o non riciclabili (sottoprodotti delle cartiere, ecc.), spesso mescolati con materie plastiche.

Le prime tre classi si distinguono, sostanzialmente, per la loro composizione strutturale, espressa come contenuto di emicellulosa, cellulosa e lignina, e per la concentrazione di materiali inorganici nei tessuti vegetali.

Un'altra classificazione delle biomasse è quella che tiene conto della loro origine e della loro filiera. In relazione a tale criterio le biomasse vengono classificate in (Williams, 1992):

- residui primari: sottoprodotti delle colture alimentari e forestali;
- residui secondari: sottoprodotti dell'industria agro-alimentare o altre (segature, carta, sanse, ecc.);
- residui terziari: sottoprodotti derivanti da attività ed ecosistemi antropici;
- colture energetiche.

Tale classificazione sostanzialmente suddivide la biomassa secondo due grandi categorie: biomasse residuali e colture energetiche. Le biomasse residuali sono caratterizzate da una filiera costituita per la sola conversione e impiego, e non competono con l'utilizzo di risorse utili ai sistemi antropici. I residui possono provenire dalle industrie (alimentari, tessili, del legno, ecc.), da attività selvicolturali e giardinaggio (potature, sfalci, ecc.), dagli scarti di attività agricola e zootecnica, da scarti prodotti da attività antropiche (frazione umida dei rifiuti solidi urbani). Le colture energetiche invece sono quelle specie vegetali che vengono coltivate esclusivamente per fini o scopi energetici. Tali biomasse si caratterizzano per avere una filiera completa costituita da produzione, conversione e impiego, e competono nell'utilizzo di risorse che potrebbero essere destinate alla produzione di altri materiali sempre utili ai sistemi antropici (colture alimentari).

Le colture energetiche, a loro volta, vengono distinte in colture erbacee (annuali o poliennali) e colture arboree:

- *le colture erbacee annuali* sono caratterizzate da un ciclo vitale annuale. Tali colture offrono il vantaggio di non occupare il terreno agricolo in modo

permanente, perciò si inseriscono bene nei cicli tradizionali di rotazione colturale e possono essere coltivate anche su terreni tenuti a riposo secondo il set-aside rotazionale (es. sorgo, mais, ecc.);

- le *colture erbacee poliennali*, invece, hanno la capacità di produrre la biomassa area per un lungo periodo (10-15 anni). Queste colture sono meno flessibili, rispetto alle precedenti, nell'organizzazione aziendale (occupano il suolo per diversi anni) e presentano elevati costi d'impianto. Tuttavia, quest'ultimo viene ripartito nei diversi anni produttivi con costi gestionali decisamente inferiori rispetto a quelli delle annuali. Inoltre, le specie più diffuse presentano una spiccata rusticità che si traduce in un minor impatto ambientale grazie ad un'assenza di lavorazioni, ad eccezione di quella effettuata all'atto dell'impianto, ed un ridotto impiego di fertilizzanti ed antiparassitari (es. canna comune, miscanto, ecc.);
- le *coltivazioni energetiche arboree* sono costituite da specie legnose selezionate per l'elevata resa in biomassa e per la capacità di rapida ricrescita in seguito al taglio. Le specie legnose coltivate a scopi energetici hanno generalmente turni di ceduzione brevi (2-3 anni) e presentano un'elevata densità d'impianto variabile dalle 6.000 alle 14.000 piante/ha. Si parla in questo caso di Short Rotation Forestry (SRF). Generalmente nelle SRF si utilizzano specifici cloni appositamente selezionati e la ceduzione delle piante, annuale o biennale, è completamente meccanizzata mediante l'utilizzo di apposite cippatrici (Mareschi et al., 2005) (es., pioppo, robinia, ecc).

Le colture energetiche, in base alle loro caratteristiche qualitative, possono essere distinte in tre gruppi (Tabella 2.3) (Khan et al., 2009):

- *lignocellulosiche*: possono essere sia di natura erbacea che arborea, sono principalmente costituite da cellulosa (40-60%), seguita da emicellulosa (20-40%) e lignina (10-25%) (Hamelinck et al., 2005; Ching-Tsang Hou, 2005). Sono generalmente destinate alla trasformazione energetica mediante combustione;
- *oleaginose*: tra queste vi sono sia specie erbacee (girasole, colza, ecc.) che arboree (palma da cocco, ecc.). Si distinguono per la produzione di semi con elevato contenuto di olii. Tali olii sono caratterizzati da un elevato potere

calorifico che li rende idonei all'impiego come biocarburanti sia tal quali che in seguito alla loro conversione in biodiesel (Körbitz, 1999);

- *zuccherine ed amidacee*: sono colture erbacee che producono una biomassa con elevati contenuti di carboidrati fermentescibili che possono essere destinati, mediante un processo di fermentazione, alla produzione di bioetanolo (El Bassam, 2010).

Tabella 2.3 – Principali colture energetiche

Gruppo	Specie		Ciclo di produzione	Prodotto Intermedio	Prodotto trasformato
	Nome Scientifico	Nome Comune			
Lignocellulosiche	<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo da fibra	Erbacea annuale	Fibra	Fibre
	<i>Cannabis sativa</i>	Canapa	Erbacea annuale	Fibra	
	<i>Hibiscus cannabinus</i>	Kenaf	Erbacea annuale	Fibra	
	<i>Mischantus x giganteus</i>	Miscanto	Erbacea poliennale	Fibra	
	<i>Arundo donax</i>	Canna gigante	Erbacea poliennale	Fibra	
	<i>Panicum virgatum</i>	Panico	Erbacea poliennale	Fibra	
	<i>Cynara cardunculus</i>	Cardo	Erbacea poliennale	Fibra	
	<i>Populus spp.</i>	Pioppo	Arborea poliennale	Legno	Legno
	<i>Salix spp.</i>	Salice	Arborea poliennale	Legno	
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia	Arborea poliennale	Legno	
Oleaginose	<i>Eucalyptus spp.</i>	Eucalipto	Arborea poliennale	Legno	Olio vegetale
	<i>Brassica napus oleifera</i>	Colza	Erbacea annuale	Semi oleosi	
	<i>Helianthus annuus</i>	Girasole	Erbacea annuale	Semi oleosi	
	<i>Glycine max</i>	Soia	Erbacea annuale	Semi oleosi	
	<i>Ricinus Communis</i>	Ricino	Erbacea annuale	Semi oleosi	
	<i>Jatropha curcas</i>	Jatrofa	Arborea poliennale	Semi oleosi	
Zuccherine ed amidacee	<i>Cocos nucifera</i>	Cocco	Arborea poliennale	Semi oleosi	Zuccheri/ alcoli
	<i>Sorghum bicolor</i>	Sorgo zuccherino	Erbacea annuale	Culmo	
	<i>Beta vulgaris (var. saccharifera)</i>	Barbabietola da zucchero	Erbacea annuale	Rizoma	
	<i>Zea mays</i>	Mais	Erbacea annuale	Granella	
	<i>Triticum spp.</i>	Fruento	Erbacea annuale	Granella	
	<i>Hordeum vulgare</i>	Orzo	Erbacea annuale	Granella	

Dalla classificazione delle colture energetiche appare evidente che le proprietà e la composizione biochimica della biomassa rappresentano i principali elementi di selezione del processo di conversione energetica della stessa e delle modalità di gestione del sistema energetico nel suo complesso.

I principali composti biochimici che costituiscono la biomassa includono cellulosa, emicellulosa e lignina e, in quantità minori, carboidrati semplici, amidi, lipidi, proteine, acqua e ceneri. La concentrazione di ciascun composto può differire, anche sostanzialmente, in funzione della specie, del tessuto vegetale, della fase e delle condizioni di sviluppo vegetativo (Khan et al., 2009).

La *cellulosa* è un carboidrato polisaccaride costituito da catene di β -glucosio con legami in posizione 1 e 4 che a differenza dell'*amido* ha funzioni strutturali. L'*emicellulosa* è un polisaccaride costituito da una catena composta da diversi monosaccaridi a cinque ed a sei atomi di carbonio, la tipologia di carboidrati pentosi o esosi che costituiscono la catena possono essere diversi e variabili, oltre a glucosio, infatti altri costituenti possono essere lo xilosio, il mannosio, galattosio, ramnosio e l'arabinosio, non esiste quindi un'unica struttura a cui può essere ricondotta l'emicellulosa (Jenkins et al., 1998). La *lignina* è un composto ternario derivato dalla condensazione di unità strutturali fenilpropaniche. La complessa struttura di questi carboidrati determina, nella biomassa, una concentrazione di ossigeno decisamente più elevata rispetto a quella presente nei combustibili fossili, con effetti positivi nella combustione della stessa (Khan et al., 2009). Inoltre, è importante evidenziare che, fra i tre zuccheri, la cellulosa e l'emicellulosa sono gli unici fermentescibili. Conseguentemente è la diversa proporzione con la quale questi tre componenti sono presenti nella biomassa che influisce, sostanzialmente, sulla selezione del processo di conversione biochimica. Infatti, se la lignina è presente in elevate concentrazione risulta più efficiente un processo di conversione termochimica (combustione, gassificazione, pirolisi) mentre, nel caso di elevate concentrazioni di cellulosa ed emicellulosa, la biomassa potrebbe essere trasformata mediante processi biochimici (fermentazione, digestione anaerobica) (McKendry, 2002a; Wyman, 1996).

I *carboidrati semplici* rappresentano l'unità di base dei carboidrati e sono costituiti da un numero di atomi di carbonio variabile da tre a sette. Tra questi carboidrati è presente il glucosio che unendosi in polisaccaridi rappresenta l'unità di base dell'*amido*. Per le biomasse con elevate concentrazioni di carboidrati semplici ed amido risulta particolarmente indicata la loro trasformazione in bioetanolo (McKendry, 2002a).

I *lipidi* sono costituiti da acidi grassi ed hanno una natura idrofoba. La loro concentrazione può influire sui processi di trasformazione energetica. In particolare, in elevate quantità potrebbero inibire il processo di digestione anaerobica in conseguenza della loro tossicità per alcuni microrganismi artefici del processo stesso (Kelleher et al., 2002).

Le *proteine* sono polimeri di aminoacidi uniti mediante un legame peptidico. L'azoto che si libera in seguito alla loro demolizione può, ad elevate concentrazioni, determinare l'inibizione di alcuni processi biochimici (Salminen e Rintala, 2002).

La percentuale di *umidità* nella biomassa può variare notevolmente, tra il 10 ed il 70% (Khan et al., 2009), ed è determinata sia dall'acqua "intrinseca" contenuta nei tessuti che da quella eventualmente apportata dalle condizioni atmosferiche alle quali viene effettuata la raccolta della stessa.

Il contenuto di acqua nella biomassa influenza (Bocci et al., 2011):

- il potere calorifico: maggiore è l'umidità minore risulterà il potere calorifico;
- i costi di trasporto: maggiore è l'umidità maggiore sarà il peso e minore la densità apparente e di bulk del combustibile;
- i costi di essiccamento: ad un maggior contenuto di umidità corrisponde un maggior costo di essiccamento determinato dal maggior consumo energetico necessario per produrre l'essiccamento ottimale della massa;
- il rendimento e le prestazioni degli impianti di trasformazione termo-chimica.

Generalmente, la massima concentrazione di umidità oltre la quale un determinato combustibile non può essere utilizzato per la combustione è compresa tra il 65 ed il 68%. Al di sopra di questo valore, non sarà liberata dalla combustione energia sufficiente per soddisfare l'evaporazione e produrre calore (Jenkins et al., 1998). Quindi, la combustione di biomassa con un contenuto di umidità superiore al 68% richiederebbe la somministrazione di energia dall'esterno. Nella pratica, la maggior parte dei combustori richiedono l'impiego di un combustibile esterno, come il natural gas, già per bruciare biomassa con un contenuto di umidità che oscilla tra il 50 ed il 55%, producendo, tra l'altro, una superiore emissione in atmosfera di CO ed altri prodotti della combustione incompleta (Jenkins et al., 1998). Elevati contenuti di umidità nella biomassa rendono più conveniente una sua trasformazione energetica mediante processi di conversione biochimici.

Le *ceneri* sono costituite, principalmente, da ossidi di ferro, calcio, magnesio, alcali e silicati (Khan et al., 2009) e costituiscono i residui solidi prodotti durante il processo di combustione (McKendry, 2002a). Un elevato contenuto di ceneri è in grado di influenzare negativamente il potere calorifico delle biomasse. Inoltre, durante il processo di combustione danno origine alla formazione di scorie, determinando una

riduzione dell'efficienza dell'impianto di conversione termo-chimica ed un aumento dei relativi costi di gestione (Khan et al., 2009).

I principali elementi chimici che costituiscono la biomassa sono il carbonio, l'ossigeno e l'idrogeno, seguiti dall'azoto, lo zolfo, il cloro, il potassio, la silice, il sodio, il magnesio ed il ferro (Jenkins et al., 1998). Il *carbonio* è l'elemento più abbondante (Tabella 2.4), la percentuale in peso di sostanza secca può oscillare tra il 30 ed il 60%, l'*ossigeno* tra il 30 ed il 40% e l'*idrogeno* tra il 5 e il 7% (Khan et al., 2009). La concentrazione di ciascun elemento secondario come *azoto*, *zolfo*, *cloro*, *potassio*, *silice*, *sodio*, *magnesio*, *ferro* è frequentemente inferiore all' 1% della sostanza secca (Khan et al., 2009).

Tabella 2.4 – Composizione chimica di alcune biomasse erbacee ed arboree (valori in % peso secco)

Specie	C	O	H	N	S	Cl	Ceneri	Fonte
<i>Sorghum bicolor</i>	40,3	51,4	7,6	0,5	0,1	n.d.	5,6	Angelini et al., 1999
<i>Hibiscus cannabinus</i>	46,6	42,7	5,8	1	0,14	0,175	3,6	Wilén et al., 1996
<i>Mischantus x giganteus</i>	48,4	43,3	6,3	0,3	0,1	0,13	1,5	Illerup e Rathmann, 1996
<i>Arundo donax</i>	47,1	42,8	5,84	0,6	0,12	0,2	3,4	Miles et al., 1995
<i>Cynara cardunculus</i>	42	37,4	5,6	1,1	0,12	1,5	10	Saez et al., 1998
<i>Populus spp.</i>	51,6	41,5	6,26	n.d.	n.d.	n.d.	0,6	Gaur e Reed, 1995
<i>Salix spp.</i>	49,7	42,6	6,1	0,4	n.d.	n.d.	1,2	Moilanen et al., 2000
<i>Robinia pseudoacacia</i>	49,2	44,9	5,9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	ECN, 2011
<i>Eucalyptus spp.</i>	49,5	44	5,75	0,14	0,03	0,055	0,5	ECN, 2011
<i>Beta vulgaris (var. saccharifera)</i>	44,5	42,8	5,9	1,84	0,13	0,053	4,8	ECN, 2011
<i>Zea mays</i>	44,6	39,6	5,37	0,41	0,05	1,48	8,5	ECN, 2011

Ai fini di una corretta valutazione energetica della biomassa risulta fondamentale la determinazione dei seguenti rapporti: C/H, H/C e O/C (Klass, 1998). Il rapporto C\N fornisce un'indicazione sul contenuto di lignina, emicellulosa e cellulosa della biomassa, determinandone, come sopra descritto, il relativo processo di conversione energetica. Un basso valore di C\N indica un'elevata concentrazione di lignina con una ridotta presenza di acqua e sali minerali. Al contrario, un elevato valore di C\N è sinonimo di elevata presenza di emicellulosa e cellulosa e quindi di tessuti verdi e ricchi di acqua. I rapporti H\C e O\C, invece, indicano la prevalenza dei legami carbonio-idrogeno e carbonio-ossigeno rispetto ai legami carbonio-carbonio ad alto contenuto di energia. Un più alto contenuto di ossigeno e idrogeno rispetto al carbonio riduce il valore energetico del combustibile poiché i legami carbonio-ossigeno e carbonio-

idrogeno hanno un contenuto energetico minore rispetto ai legami carbonio-carbonio (McKendry, 2002a).

La composizione chimica della biomassa è in grado di incidere anche sul suo potere calorifico. Quest'ultimo può essere espresso come potere calorifico superiore (PCS) o potere calorifico inferiore (PCI) (Demirbas, 2001). Il *potere calorifico superiore* è la quantità di calore che si rende disponibile per effetto della combustione completa di un combustibile e rappresenta la massima quantità di energia potenzialmente utilizzabile. Mentre, il *potere calorifico inferiore* si definisce come il potere calorifico superiore diminuito del calore di condensazione del vapor d'acqua durante la combustione. Tale valore, quindi, rappresenta quella misura del potere calorifico che fornisce una valutazione della quantità di calore effettivamente prodotta dalla combustione.

La determinazione del potere calorifico può essere effettuata attraverso strumenti calorimetrici, come la bomba calorimetrica di Mahler, un calorimetro ad acqua messo a punto da Berthelot e successivamente perfezionato da Malher, o indirettamente attraverso la conoscenza della composizione o caratterizzazione chimica o biochimica del materiale. Ci sono autori, infatti, che dimostrano come il PCS sia funzione del contenuto in carbonio fisso (FC) (Williams et al., 2001) secondo la seguente relazione:

$$PCS = 0,916 \cdot (FC) + 14,119 \quad (2.1)$$

Altri (Demirbas et al., 2004) hanno dimostrato che il PCS è strettamente correlato al suo contenuto in carbonio, idrogeno, ossigeno e azoto secondo la seguente relazione:

$$PCS = [33,5(CC) + 142,3(HC) - 15,4(OC) - 14,5(NC)] \cdot 10^{-2} \quad (2.2)$$

dove: (CC) è il contenuto in carbonio (% in peso), (HC) è il contenuto di idrogeno (% in peso), (OC) è il contenuto in ossigeno (% in peso) e (NC) il contenuto di azoto (% in peso).

Infine, alla luce di quanto fin qui evidenziato, risulta evidente che una prima pianificazione delle coltivazioni a scopi energetici dovrebbe prevedere una preliminare valutazione energetica anche sulla base di dati di letteratura (Tabella 2.5).

Tabella 2.5 – Produzioni medie, potere calorifico, output energetico ed energia netta delle principali colture lignocellulosiche (Fonte: Venturi e Venturi, 2003; Venturi e Monti, 2005)

Specie	Sostanza secca	PCI	Output	Energia netta (Output – Input)
	(t ha ⁻¹)	(GJ t ⁻¹)	(GJ ha ⁻¹)	(GJ ha ⁻¹)
Sorgo da fibra	20-30	16,7-16,9	334-507	309-494
Sorgo zuccherino	15-25	16,7-16,9	250-422	225-409
Kenaf	10-20	15,5-16,3	155-326	130-313
Canapa	8-15	16,0-18,0	128-270	103-257
Mais	8-15	16,5-16,8	132-252	119-227
Miscanto	15-30	17,6-17,7	264-531	242-523
Canna gigante	15-35	16,5-17,4	247-609	225-601
Cardo	10-15	15,5-16,8	155-252	133-244
Panico	10-25	17,0-17,4	170-435	148-427
Cannuccia di palude	10-15	16,5-17,0	165-255	143-247
Pioppo	9-20	17,8-19,3	160-386	144-375
Salice	10-15	17,8-18,4	178-276	162-265
Eucalipto	5-15	16,8-20,5	84-307	68-296

2.3 Processi di conversione energetica della biomassa

La biomassa è una risorsa di energia chimica, forma non utile ai sistemi antropici. Al fine di rendere utilizzabile tale energia è necessario sottoporre la biomassa a processi di conversione che possono essere distinti in tre gruppi (Demirbas et al., 2009): termochimici, biochimici e fisico-chimici (Figura 2-1).

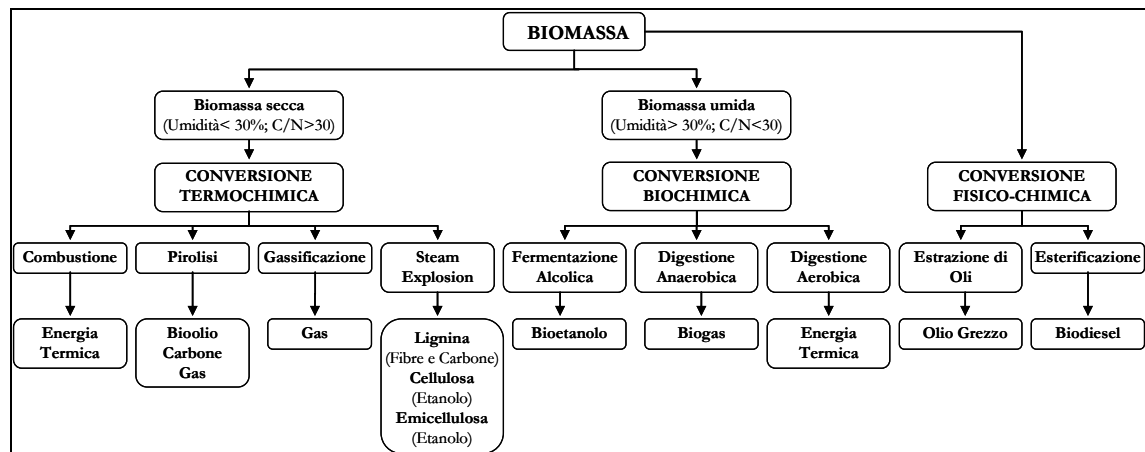


Figura 2-1 – Processi di conversione della biomassa e relativi prodotti

I processi di conversione termochimica sono basati sull'azione del calore il quale trasforma la biomassa direttamente in energia termica, attraverso un comune processo di combustione, o in altri prodotti, successivamente impiegabili a scopi energetici, attraverso processi di pirolisi, gassificazione o steam explosion. Vengono, generalmente, sottoposte a tali processi le biomasse di natura lignocellulosica in cui il rapporto C/N abbia valori superiori a 30 ed il contenuto d'umidità non superi il 30%.

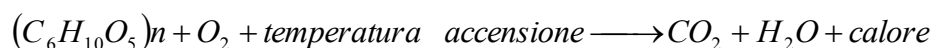
I *processi di conversione biochimica* permettono la conversione o trasformazione dell'energia chimica della biomassa attraverso l'azione di enzimi, funghi e microorganismi. Tali processi vengono generalmente applicati per quelle biomasse che hanno un rapporto C/N inferiore a 30 ed un'umidità superiore al 30%. La conversione biochimica della biomassa viene effettuata attraverso processi di fermentazione alcolica, digestione anaerobica o digestione aerobica.

I *processi di conversione fisico-chimica* comprendono una fase di estrazione degli oli, attraverso un processo di spremitura meccanica dei semi, che può essere seguita da un processo di transesterificazione, in cui i grassi contenuti nell'olio vegetale estratto reagiscono, in presenza di un catalizzatore, con un alcol (metanolo o etanolo) per formare estere metilico (biodiesel) e glicerina.

Combustione diretta

La combustione è una reazione chimica di ossidazione di un combustibile (biomasse) con un comburente (ossigeno) dalla quale si sviluppa energia termica. Essa è controllata da tre fattori essenziali compresi nel cosiddetto “triangolo di combustione”. I tre lati del triangolo rappresentano il calore, il combustibile e l'ossigeno che, se presenti nelle corrette proporzioni, permettono che avvenga la combustione (Stott, 2000).

Inizialmente ogni combustione comprende una “reazione esotermica” che richiede successivamente una fonte esterna di calore o energia. Affinché la combustione continui, l'energia immagazzinata nella biomassa deve essere trasformata in calore. Il processo di base è stato definito da Trollope (1984) mediante la seguente formula:



In questa reazione, la biomassa si combina all'ossigeno e ad una fonte esterna di calore (necessaria per raggiungere la temperatura di accensione) per produrre diossido di carbonio (CO₂), vapore acqueo (insieme ad una bassa quantità di altre sostanze) e calore (Stott, 2000). Tale processo verrà analizzato in dettaglio nel successivo paragrafo 3.3.1.

Pirolisi

La pirolisi è un processo di decomposizione termochimica di materiali organici, a temperature comprese tra 400 e 800 °C, in completa assenza o con una limitata

concentrazione di agente ossidante (Demirbas et al., 2009) (Figura 2-2). In quest'ultimo caso il processo può essere definito come una parziale gassificazione.

I principali prodotti finali di pirolisi si distinguono in (ENEA, 2008):

- una frazione aeriforme (20 – 30% in peso), costituita prevalentemente da H₂, CH₄, CO e CO₂;
- una frazione oleosa (30 – 50% in peso), definita olio pirolitico o bio-olio, costituita da catrame, acqua e composti organici a basso peso molecolare ;
- una frazione solida (20 – 40% in peso) composta da porzioni carboniose, ceneri e “char” (prodotto solido carbonioso composto principalmente da carbonio e contenente residui a più alto peso molecolare, come furani e composti fenolici), costituente la frazione solida combustibile.

La frazione aeriforme, ricca di idrocarburi, ha un elevato potere calorifero in grado di soddisfare il fabbisogno energetico dell'impianto di pirolisi della biomassa. L'olio pirolitico può essere impiegato come combustibile in sistemi di riscaldamento oppure impiegato come materia prima in processi per la produzione di combustibili. Le rese dei prodotti della pirolisi sono influenzate dalle caratteristiche della biomassa (dimensioni e forma), temperatura di reazione, velocità di riscaldamento e tempo di permanenza all'interno del reattore.

I processi di pirolisi vengono distinti in:

- *pirolisi convenzionale*: condotta a temperature di reazione inferiori a 600 °C, produce quantità pressoché comparabili di gas, bio-olio e char;
- *pirolisi lenta*: effettuata a temperature comprese tra 300 e 500 °C con produzione di carbone di legna (30 – 35% della sostanza secca), una miscela di gas (15 – 20% della sostanza secca) e composti liquidi (pari a circa il 25% della sostanza secca);
- *pirolisi veloce (Flash)*: massimizza la produzione di bio-olio fino a più dell'80% in peso utilizzando temperature relativamente basse, tipicamente intorno ai 500°C, comunque al di sotto di 650°C, con tempi di residenza inferiori ad 1 secondo. Simile alla flash pirolisi, ma a temperature più elevate (superiori ai 700°C), è il processo che, con elevate velocità e tempi brevi di reazione, consente la massimizzazione della resa in prodotto gassoso fino all'80% in peso del materiale di partenza.

Il processo di pirolisi risulta ancora in fase sperimentale. Tra le diverse tecniche di pirolisi quella Flash risulta la più promettente in quanto consente di ottenere maggiori quantità di bio-olio, combustibile ad elevato contenuto energetico, facilmente trasportabile e conservabile per lungo tempo senza problemi di degradazione.

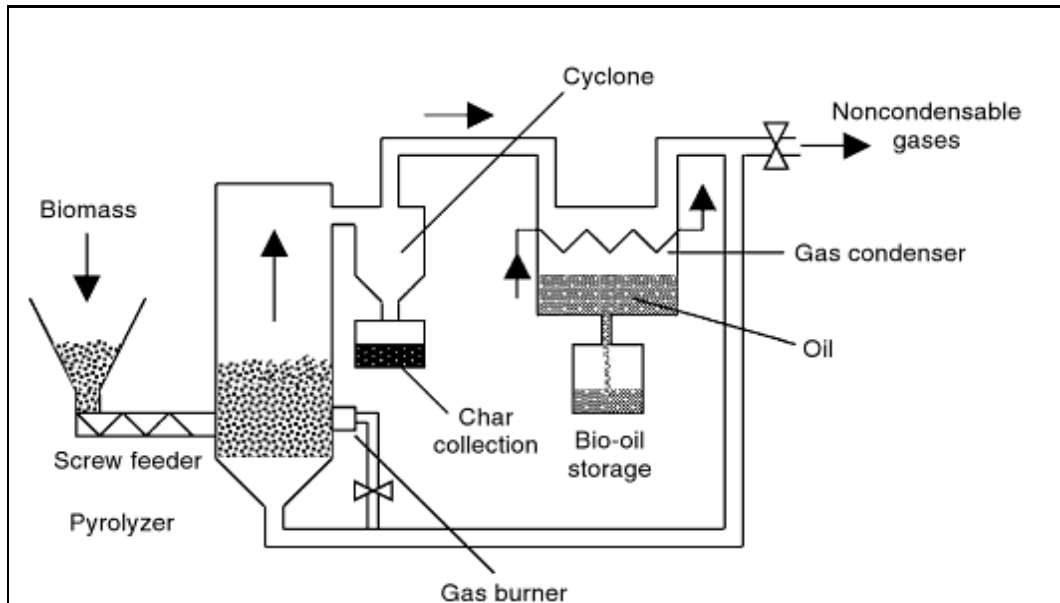


Figura 2-2– Schema di un impianto di pirolisi (Fonte: Basu, 2010)

Gassificazione

La gassificazione è un processo di conversione termochimica mediante il quale un combustibile solido (biomasse) viene parzialmente ossidato, ad una temperatura variabile da 800 a 1000 °C, per produrre un gas combustibile definito syngas (Saidur, 2011). Tale gas ha un basso contenuto energetico ma è caratterizzato da una facilità di accensione e da una combustione completa con una bassa richiesta d'aria e senza la produzione di ceneri. Il syngas può essere utilizzato per alimentare motori a combustione interna, impiegati nella produzione di energia elettrica, oppure può costituire la materia prima per ottenere altri combustibili liquidi o gassosi come: etanolo, metanolo, benzine, diesel sintetici, metilene, metano e idrogeno (Munasinghe e Khanal, 2011).

In tutti i processi di gassificazione sono presenti, con modalità diverse a seconda della tecnologia utilizzata, le seguenti quattro fasi:

- *essiccazione*: determina, per temperature superiori ai 100 °C, l'eliminazione per evaporazione del contenuto d'acqua residuo presente nella biomassa (5 – 35%);

- *pirolisi*: produce una decomposizione pirolitica in assenza di ossigeno che produce, finchè la temperatura all'interno del reattore è prossima ai 600 °C, la vaporizzazione dei componenti più volatili della sostanza organica con formazione di gas di pirolisi e char;
- *ossidazione*: in tale fase il char e le ceneri vengono parzialmente ossidati dal mezzo di gassificazione (aria, ossigeno, vapore o una miscela dei tre elementi) producendo calore;
- *riduzione*: il calore prodotto nella fase precedente consente lo svolgimento di reazioni chimiche endotermiche che producono i costituenti del syngas (azoto, metano, idrogeno, monossido di carbonio, ecc.).

La gassificazione viene definita diretta quando il calore necessario alla fase di riduzione viene prodotto all'interno del reattore. Al contrario, se l'energia termica è generata all'esterno del reattore, la gassificazione si dice indiretta o pirolitica.

Inoltre, in base alle modalità con le quali la biomassa viene messa a contatto con l'agente gassificante si distinguono due principali classi di reattori: a letto fisso e a letto fluido.

I *gassificatori a letto fisso* rappresentano la tecnologia di gassificazione più antica e collaudata. Il loro impiego è limitato alle piccole utenze in virtù delle loro ridotte dimensioni e delle limitate velocità di reazione. In tali gassificatori viene impiegato materiale organico di granulometria uniforme e con un basso contenuto di particelle fini, per evitare intasamenti e garantire "spazio vuoto" sufficiente al passaggio dei gas attraverso il letto. I gassificatori a letto fisso possono essere del tipo *controcorrente* o *updraft* oppure *equicorrente* o *downdraft* (Figura 2-3).

Nei primi, il reattore è costituito da un cilindro in acciaio, rivestito internamente con materiale refrattario, nel quale la biomassa viene introdotta dall'alto mentre l'aria, ovvero l'agente gassificante, è immessa alla base del reattore al di sotto della griglia di sostegno. Nella parte superiore del reattore è anche presente il sistema di uscita del syngas. Tale tecnica ha una serie di vantaggi quali: la semplicità costruttiva e di funzionamento, l'elevata capacità di combustione della porzione carbonizzata, l'ottimo scambio termico interno tra le correnti opposte di biomassa e di syngas che comporta basse temperature di uscita dello stesso e quindi un'alta efficienza termica. Il principale difetto è rappresentato dall'elevata concentrazione di *tars* (idrocarburi condensabili) nel syngas. I tars possono determinare numerosi problemi negli impianti alimentati dal

syngas, in quanto condensano facilmente e provocano intasamenti. Ciò è di importanza minore se il gas è utilizzato in una caldaia, mentre l'utilizzo in turbine o motori richiede una pulizia accurata del gas.

Nei *gassificatori downdraft* la corrente del syngas è discendente e quindi concorde con quella del combustibile solido. Il gas lascia il reattore dal basso. Generalmente sono provvisti di una gola a forma di V, al vertice della quale si trova la zona di ossidazione: lo scopo è quello di creare una zona compatta a elevata temperatura dove far passare i gas di pirolisi e realizzare il cracking dei tars. L'aria viene immessa direttamente in questa zona attraverso un tubo centrale di alimentazione o mediante ugelli posizionati sulle pareti della gola. Il syngas prodotto tramite questi reattori ha un basso contenuto di *tar*. Tuttavia, il processo presenta una serie di difetti, quali (Bridgwater et al., 1995):

- un elevato contenuto di particelle solide nel syngas, conseguenza del fatto che il gas di pirolisi passa attraverso la zona di ossidazione, dove raccoglie cenere e polvere;
- la presenza della gola, che impone requisiti più severi per la granulometria della biomassa, in quanto sono più facili gli intasamenti;
- l'umidità della biomassa, che deve essere bassa (minore del 35%) in quanto l'essiccazione interna è meno efficiente rispetto ai gassificatori updraft;
- la temperatura relativamente alta del gas in uscita che riduce l'efficienza termica.

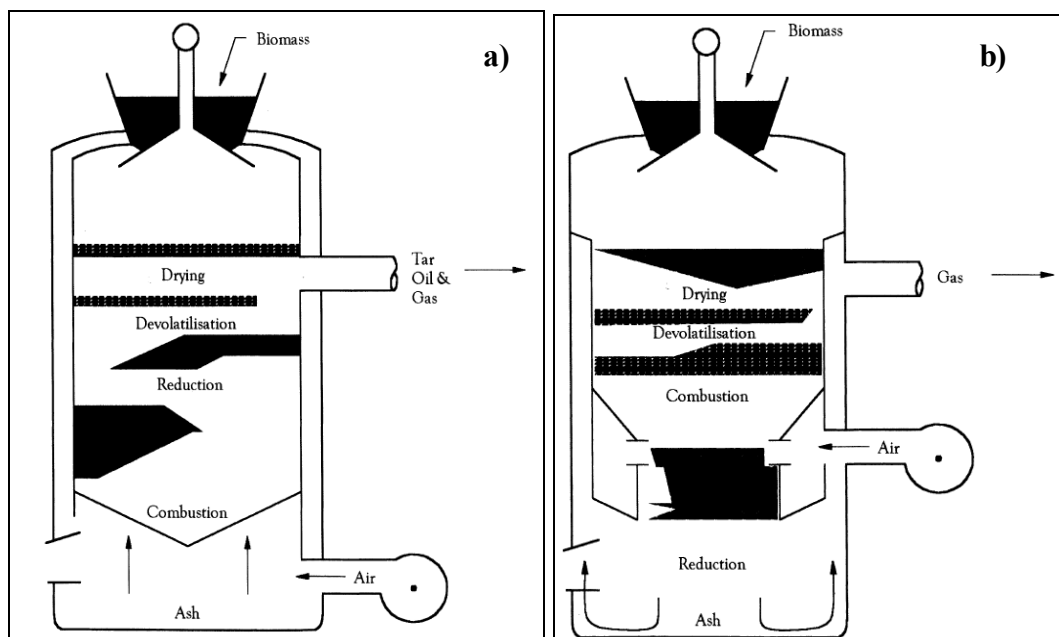


Figura 2-3 – Schema di un gassificatore updraft (a) e downdraft (b) (Fonte: McKendry, 2002c)

I gassificatori a letto fluido, ampiamente utilizzati in passato per la gassificazione del carbone, sono diventati recentemente oggetto di studio, sviluppo e commercializzazione anche per quanto concerne la conversione della biomassa. Un letto fluido è una sospensione di particelle solide in una corrente ascendente di gas. Il gas viene introdotto in pressione dal fondo del reattore, mentre le particelle sono immesse dall'alto. Quando il solido rimane in sospensione si parla di condizione di fluidizzazione, che viene raggiunta per una determinata velocità del gas in cui il letto fluido, composto da fase solida e da fase gassosa, si comporta come un liquido. Applicata alla gassificazione, la tecnologia del letto fluido garantisce un'ottima miscelazione tra l'agente gassificante e la biomassa che viene immessa dall'altro con una pezzatura generalmente inferiore ai 20 mm. Questo modo di operare fa sì che, rispetto ai sistemi a letto fisso, si abbia una più uniforme distribuzione di temperatura nella zona di gassificazione, un aumento della velocità di reazione e una maggiore resa complessiva in syngas.

All'interno del reattore può essere poi presente anche del materiale inerte fluidizzante (sabbia silicea, allumina, ossidi refrattari), che ha il compito di migliorare la diffusione del calore tra le varie particelle di sostanza organica. Il principale svantaggio legato all'impiego di tale materiale è la tendenza, per effetto delle alte temperature, alla sinterizzazione della sabbia silicea che tende poi a reagire con i metalli alcalini (Na e K) contenuti nella cenere. Quando pertanto si è in presenza di biomasse ad alto contenuto di cenere è bene sostituire questo agente fluidificante con allumina o composti metallici (es. sabbia cromitica). Nelle applicazioni in cui è necessario invece l'uso di catalizzatori, quando cioè si deve favorire il processo di gassificazione o si intende modificare la composizione finale del gas di sintesi, i materiali inerti precedentemente menzionati possono essere sostituiti proprio dall'agente catalitico. Il contenuto di tar nel syngas è intermedio tra quello che si ottiene dal gassificatore updraft e dal gassificatore downdraft. All'uscita del reattore il gas ha inoltre un più alto contenuto di particelle solide (char, cenere, sabbia) (Brown, 2003).

La gassificazione a letto fluido può essere eseguita con l'ausilio di diverse tipologie di impianto: gassificatori a letto fluido bollente (BFB, Bubbling Fluidized Bed), gassificatori a letto fluido circolante (CFB, Circulating Fluidized Bed), gassificatori dual bed per gassificazione pirolitica, gassificatori a letto fluido pressurizzato.

I *gassificatori a letto fluido bollente* (Figura 2-4a) hanno una ridotta altezza del letto (1÷2 m) ed una velocità dell'agente gassificante di appena 0,8÷2 m/s. Nella zona fluidizzata, che si colloca nella parte bassa del gassificatore, subito sopra la griglia, la biomassa, introdotta lateralmente, viene pirolizzata a formare componenti gassose e parti carbonizzate che vengono successivamente convertite in syngas mediante processi di cracking. Nel letto fluido si formano delle vere e proprie bolle di gas che, una volta raggiunta la superficie, si liberano andandosi ad accumulare nella parte alta del reattore dove è presente una zona costituita unicamente da fase gassosa. La formazione di tali bolle crea nel letto una sorta di ebollizione che incrementa l'agitazione interna e la miscelazione tra le varie fasi. Nei reattori BFB in genere non è presente materiale inerte. Le temperature, più alte rispetto ai letti fluidi circolanti, producono un minor contenuto di tar nel syngas, ma determinano una maggiore probabilità di fusione delle ceneri. I BFB sono adatti a diversi tipi di biomassa e ad applicazioni con potenze medio piccole fino a 25 MWth.

I *gassificatori a fluido circolante* (Figura 2-4b) hanno un reattore con un'elevata altezza, fino ad 8 m, ed un limitato diametro. La velocità del gas è elevata (superiore a 4 m/s): come conseguenza le particelle solide (char e sabbia) sono trascinate fino a uscire dalla colonna principale, per poi essere separate dal gas mediante un ciclone e reintrodotte nel fondo del reattore. Nel letto si distingue un fase densa, caratterizzata da elevata densità e dalla formazione di bolle di gas, una fase intermedia, contraddistinta da zone a diversa densità ed elevata instabilità, ed una fase diluita nella quale la miscelazione del solido nel gas è omogenea e la densità è bassa. I gassificatori atmosferici a letto fluido circolante sono adatti ad una grande varietà di biomasse, con potenze che vanno da pochi MWth fino a 100 MWth. In futuro potranno essere realizzati gassificatori CFB con potenze anche maggiori. Questa tecnologia sembra essere la più adatta per le applicazioni in larga scala (Bridgwater et al., 1995).

Nei *gassificatori dual bed per gassificazione pirolitica* la biomassa viene convertita in syngas attraverso un riscaldamento indiretto differenziandosi così dagli altri gassificatori sopra descritti nei quali il processo di conversione energetica è costituito, fondamentalmente, da un'ossidazione parziale. L'impianto è costituito da due reattori a letto fluido: un gassificatore CFB e un combustore (BFB o CFB). Nel gassificatore il calore necessario per la decomposizione della biomassa viene ceduto dal materiale inerte (sabbia silicea), che è opportunamente riscaldato nel combustore e

continuamente ricircolato all'interno dell'impianto, mentre la fluidizzazione viene realizzata mediante l'impiego di vapore.

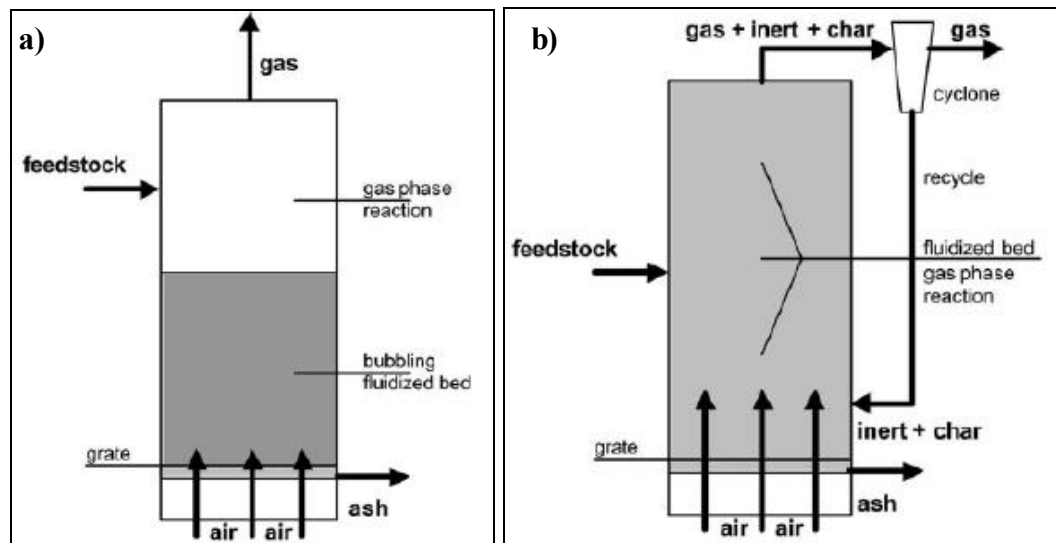


Figura 2-4 – Schematizzazione di gassificatori BFB (a) e CFB (b) (Fonte: Kavalov e Peteves, 2005)

Il syngas in uscita dal gassificatore trascina le particelle di sabbia e char, che vengono separate da un ciclone e portate al combustore, dove il char viene bruciato. Il calore generato è assorbito dalla sabbia che viene trascinata all'esterno del combustore dai gas di scarico. Un secondo ciclone provvede alla separazione della sabbia dal gas esausto, permettendone la reintroduzione nel gassificatore dove cede alla biomassa il calore assorbito. Il principale vantaggio di tale tecnologia è l'utilizzo di vapore come mezzo di fluidizzazione che permette di produrre un gas a medio potere calorifico (grazie all'elevato contenuto di metano) senza l'utilizzo di ossigeno. La conversione del carbonio in gas è bassa, in quanto parte del char deve essere utilizzata per la combustione. Il contenuto di tars nel producer gas è elevato: è comunque possibile l'aggiunta nel letto di catalizzatori per il cracking dei tars. A causa della complessità del processo i costi di realizzazione degli impianti risultano essere elevati determinando una difficoltà nella realizzazione di impianti di grandi dimensioni.

Infine, i gassificatori a letto fluido pressurizzato hanno la caratteristica di operare in atmosfera pressurizzata, al contrario dei precedenti nei quali i processi di conversione si svolgono a pressione atmosferica. Vengono impiegati quando il syngas viene utilizzato come combustibile negli impianti a turbina a gas che richiedono l'immissione di gas ad elevate pressioni (10 – 25 bar) nel combustore. Tali gassificatori hanno il vantaggio di operare un basso consumo energetico interno, di avere dimensioni più contenute rispetto ai gassificatori atmosferici e di produrre una ridotte quantità di ceneri.

Tuttavia, i costi di realizzazione elevati, associati agli elevati costi dei dispositivi di pulizia a caldo del gas ed alle difficoltà di alimentazione della biomassa, costituiscono i principali elementi che ostacolano la diffusione di tale tecnica.

Steam explosion

La *steam explosion* è un trattamento idrotermico innovativo, a basso impatto ambientale, mediante il quale è possibile ottenere una vasta gamma di prodotti, utilizzando come materia prima le biomasse vegetali. Queste, attraverso l'impiego di vapore saturo ad alta pressione (15–30 kg/cm²), vengono riscaldate rapidamente all'interno di appositi reattori, nei quali si realizza la separazione delle tre frazioni che comunemente compongono i substrati vegetali, ovvero emicellulosa, cellulosa e lignina (Zimbardi et al., 2000). In pratica il materiale organico viene tenuto alla temperatura di 180–230 °C per un breve periodo (1–10 minuti) nel corso del quale l'emicellulosa viene idrolizzata e resa solubile. Alla fine di questo intervallo di tempo, la pressione viene rapidamente riportata al valore atmosferico ottenendo così una decompressione esplosiva che sfibra ulteriormente la biomassa liberando gli elementi costituenti. In questo modo si garantisce un'utilizzazione totale delle biomasse ottenendo sia prodotti direttamente commerciabili (pasta da carta, pannelli in fibra, mangimi, ecc.), che composti utilizzabili in molteplici settori (autotrazione, industrie tessili, dolciarie e della chimica di base). L'emicellulosa ad esempio, può essere usata per produrre dolcificanti (xylitolo) o solventi; la cellulosa, è invece impiegata come materia prima nella preparazione della carta, delle fibre tessili o come substrato fermentabile per la produzione di alcool (anche etanolo) e, infine, dalla lignina si può ottenere sia energia termica che svariati bio-polimeri come gli asfalti o le fibre di carbonio. Uno dei principali impianti di steam explosion è stato realizzato nel centro ricerche ENEA di Trisaia (MT) e può trattare fino a 300 kg/h di materiale vegetale a ciclo continuo.

Fermentazione alcolica

La fermentazione alcolica è uno dei processi biotecnologici di più antica scoperta che si è ampiamente sviluppato, nei secoli, nell'ambito delle filiere alimentari. Tuttavia, il suo impiego anche nel settore energetico è ormai consolidato. Infatti, già nel 1938, mediante tale processo, si producevano in Kansas (U.S.A.) circa 54.000 t/anno di bioetanolo (www.assodistil.it).

Il processo di fermentazione alcolica è di tipo micro-aerofilo ed è operato da batteri e lieviti che, immessi nella biomassa vegetale ne operano la decomposizione producendo etanolo o alcool etilico ed anidride carbonica. L'etanolo, caratterizzato da potere calorifico inferiore di circa 6.500 kJ/kg (Bocci et al., 2011), è un biocombustibile che, miscelato con le benzine a diverse concentrazioni, viene impiegato per l'autotrazione (Demirbas et al., 2009). L'utilizzo del bioetanolo anidro (con residuo di acqua del 5%) in sostituzione alla benzina è attualmente una realtà in Brasile, dove i motori sono stati predisposti a questo uso già a partire dagli anni Settanta, quando è emerso in tutta la sua gravità il problema della sicurezza degli approvvigionamenti. Gli interventi che si rendono necessari in tale ipotesi di impiego riguardano la regolazione delle valvole e la sostituzione dei componenti suscettibili di corrosione. Al fine di evitare preoccupanti ripercussioni nel settore agroalimentare, una delle prospettive più promettenti è quella di utilizzare "bioetanolo di seconda generazione" che può essere ricavato da biomasse lignocellulosiche residue dal settore agricolo, forestale, industriale o da colture lignocellulosiche dedicate, anziché da colture alimentari come nel caso del "bioetanolo di prima generazione".

La filiera produttiva del bioetanolo è articolata in tre sezioni, ciascuna delle quali è caratterizzata da un livello di maturità differente e da soluzioni tecnologiche peculiari: saccarifera, amidacea e cellulosa.

La *sezione saccarifera* è la più matura ed è finalizzata alla conversione energetica degli zuccheri presenti nella canna da zucchero, barbabietola da zucchero e sorgo zuccherino. In tale sezione la fermentazione è operata dal lievito *Saccharomyces cerevisiae*, in reattori nei quali vengono mantenute le condizioni ideali al metabolismo anaerobico del lievito: basse concentrazioni di ossigeno, temperatura compresa tra 5 e 25 °C e pH variabile tra 4,8 e 5 (Sheoran et al., 1999). Al processo di fermentazione ne segue uno di distillazione per mezzo del quale viene prodotto etanolo in concentrazione pari al 95% in peso con un contenuto residuo in acqua del 5%. Ad essa è attribuibile la quasi totalità del bioetanolo prodotto.

La *sezione amidacea* prevede l'impiego di materie prime ricche di amido (cariossidi di frumento e di mais, ecc) che triturate e disidratate danno origine alla pasta d'amido. Da tale pasta l'amido viene dapprima gelificato con vapore diretto alla temperatura di 175 °C ed alla pressione di 2 atm e successivamente idrolizzato a glucosio per mezzo dell'enzima amilasi. La restante parte della sezione amidacea è del

tutto simile a quella saccarifera, sopra descritta. La sezione amidacea produce una serie di sottoprodotti (residui ricchi in olio, proteine e fibre, noti come DDGS – Distillers Dried Grains with Soluble), che sono destinati alla preparazione dei mangimi zootecnici. Tale sezione viene principalmente applicata negli U.S.A., in cui il processo di conversione dell'amido della granella di mais in etanolo rappresenta un rilevante settore dell'agricoltura "no food".

La *sezione cellulosica* è quella di più recente acquisizione, condotta solo a scala di laboratorio o pilota, necessita ancora di attività di ricerca e sviluppo per un suo impiego a scala industriale. In tale sezione vengono impiegate materie prime lignocellulosiche dalle quali vengono separate, attraverso trattamenti chimici (con acidi), meccanici (presse) o steam explosion (utilizza vapore saturo ad alta pressione), le componenti cellulosiche ed emicellulosiche, le uniche fermentescibili, e la lignina. Successivamente, l'emicellulosa e la cellulosa vengono idrolizzate, per via chimica o enzimatica, producendo zuccheri successivamente fermentati ad etanolo. L'idrolisi chimica può essere condotta con acido solforico (H_2SO_4) concentrato (70-77%), addizionato al materiale cellulosico in rapporto 1,25:1 e alla temperatura di 50°C, oppure in due stadi applicando acido solforico diluito: il primo stadio è diretto all'attacco dell'emicellulosa (opera con H_2SO_4 in concentrazione del 0,7% a 190°C) mentre il secondo è finalizzato all'attacco della cellulosa (opera con H_2SO_4 in concentrazione dello 0,4% a 215°C). Con l'idrolisi enzimatica la scissione delle catene di cellulosa ed emicellulosa avviene utilizzando invece enzimi detti cellulasi, scoperti nel microrganismo *Trichoderma reesei* ma individuati successivamente anche in molti altri gruppi microbici, tra cui alcuni batteri anaerobici (*Clostridium* spp. e *Ruminococcus* spp.), alcuni attinomiceti (*Cellulomonas* spp. e *Thermobifida* spp.) e alcuni funghi (*Humicola insolens*) (Lynd *et al.*, 2002). La resa complessiva in bioetanolo di questa sezione è un elemento di ancora elevata criticità, soprattutto per quanto concerne l'emicellulosa. Per ovviare a questo limite, sono in fase di studio alcuni microrganismi, da utilizzare in alternativa al tradizionale *Saccharomyces cerevisiae*, tra cui *Thermoanabacter mathranii* ed *Escherichia coli*. Il principale sottoprodotto della sezione cellulosica è rappresentato dalla lignina, destinabile alla valorizzazione energetica, al pari delle materie prime lignocellulosiche di altra provenienza.

Digestione anaerobica

La digestione anaerobica è un processo mediante il quale sostanze organiche vengono digerite, in un ambiente privo di ossigeno, da batteri fino alla produzione finale di gas (Cassinelli et al., 2008) e fanghi. Quest'ultimi, se adeguatamente stabilizzati, hanno ottime proprietà fertilizzanti. Il biocombustibile prodotto prende il nome di biogas ossia un gas biologico che può essere utilizzato sia come combustibile per l'autotrazione che per l'utilizzo domestico e cittadino, essenzialmente composto da metano (dal 50 al 75%), anidride carbonica (dal 30 al 40%), vapore acqueo (dal 2 al 7%), in piccola parte da azoto (dal 2 al 40%), ossigeno (dall'1 al 10%) e idrogeno (dall'1 al 15%). Il biogas si caratterizza per un potere calorifico inferiore compreso tra 18,81 e 27,17 MJ/Nm³ (Bocci et al., 2011).

Il processo di digestione anaerobica avviene in tre fasi successive a carico di diversi gruppi batterici che agiscono in serie. Nella prima fase (idrolisi) i batteri idrolitici spezzano i composti organici complessi, cioè carboidrati, proteine e grassi, in sostanze più semplici. Successivamente (fase di fermentazione), tali sostanze vengono trasformate, in un primo stadio, in acidi organici mediante reazioni di acidogenesi e quindi in acetato, anidride carbonica e idrogeno, attraverso processi di acetogenesi. Nell'ultima fase (metanogenesi), i batteri metanigeni trasformano i prodotti formati nella fase precedente in metano (CH₄) ed anidride carbonica (CO₂), principali costituenti del biogas. Il rendimento in biogas è variabile dal 30 all'85%.

La digestione anaerobica può essere condotta in condizioni mesofile (a temperature di circa 35° C), termofile (a circa 55° C) o, più raramente, a freddo (digestione psicrofila). La temperatura di reazione determina, in genere, anche la durata del processo (tempo di residenza o di ritenzione). I tempi sono mediamente compresi tra 15 e 50 giorni, se il processo avviene in mesofilia, tra 14 e 16, se avviene in termofilia, e tra 60-120 giorni in psicrofilia.

Generalmente, per questioni di convenienza economica, il biogas non subisce una fase di purificazione e di recupero del metano ma, dopo essere stato sottoposto a trattamenti di filtrazione, deumidificazione e desolforazione, viene avviato alla combustione in cogeneratori, per l'ottenimento di energia elettrica e calore.

Da un recente censimento condotto dal CRPA (Fabbri, 2010) emerge che sul territorio italiano sono operativi 243 impianti a biogas di cui: 30 alimentati da reflui agroindustriali, 14 da FORSU e 199 da matrici zootecniche. In particolare, di questi

ultimi si rileva che: il 33% sviluppano biogas dai soli liquami zootecnici, il 51% codigerisce gli effluenti zootecnici con colture energetiche e sottoprodotti industriali, e solo l'8% utilizza esclusivamente biomasse prodotte da colture dedicate.

Digestione aerobica

La digestione aerobica è un processo biochimico di degradazione delle sostanze organiche per opera di micro-organismi, il cui sviluppo è condizionato dalla presenza di ossigeno. Questi batteri convertono sostanze complesse in altre più semplici, liberando CO₂ e H₂O e producendo un elevato riscaldamento del substrato, in modo proporzionale alla loro attività metabolica. Il calore prodotto può essere trasferito all'esterno, mediante scambiatori a fluido, e utilizzato come una vera e propria fonte di energia termica. In Europa è diffuso il processo di digestione aerobica termofila autoriscaldata (Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion) che nasce con l'obiettivo di realizzare il trattamento delle acque di scarico e la stabilizzazione biologica dei fanghi di depurazione. Costruttivamente, un digestore aerobico è costituito da una vasca, all'interno della quale viene insufflata dell'aria, e in cui i fanghi, alimentati in modo continuo o discontinuo a seconda delle dimensioni dell'impianto, permangono il tempo necessario per la loro stabilizzazione. Nonostante i minori costi di impianto, i processi aerobici non sono comunque così diffusi come quelli anaerobici a causa degli elevati costi di gestione riconducibili, principalmente, all'energia spesa per l'aerazione dei fanghi.

Estrazione di oli

Il processo di estrazione degli oli può essere di natura meccanica, per tenori lipidici della biomassa superiori al 20%, o chimica, per concentrazioni dei lipidi inferiori al 20%. Tale tecnica determina la separazione delle sostanze grasse presenti nelle cellule dalla matrice proteica che le supporta. Le biomasse, costituite generalmente da semi, prima di essere sottoposte al processo di estrazione degli oli, possono subire una serie di pre-trattamenti (pulizia, decorticazione, macinazione, riscaldamento e condizionamento) che ne aumentano la resa, migliorano la qualità del prodotto e salvaguardano gli impianti da un'eccessiva usura.

Le tecniche di estrazione, se utilizzate separatamente, hanno un'efficienza, espressa in termini di quantità di olio grezzo ottenuto, differente: mentre con l'estrazione meccanica si può estrarre fino all'85-90% della quantità iniziale presente

nella biomassa, nel caso dell'estrazione chimica tale valore può anche essere prossimo al 99%. Nella pratica industriale i due sistemi sono quasi sempre combinati.

Nella tecnica di *estrazione meccanica* possono essere impiegate presse discontinue o presse continue che operano una spremitura della biomassa. Mentre nell'*estrazione chimica* vengono utilizzati solventi organici (tricloroetilene, esano, solfuro di carbonio, propano, etano, ecc), che entrano in contatto con la biomassa per percolazione (il solvente viene versato sulla biomassa per gravità) o per immersione. L'olio estratto con questa tecnica è disciolto nel solvente stesso e deve necessariamente essere sottoposto ad operazioni di depurazione e di raffinazione prima di essere destinato ad un utilizzo energetico.

La *depurazione* è diretta alla rimozione delle impurità (cere, resine, pigmenti e mucillagini) presenti nell'olio grezzo ed è condotta con acido solforico, con soluzioni acquose di sali oppure mediante la percolazione attraverso delle terre adsorbenti.

La *raffinazione* è diretta a rimuovere le impurità operando invece con soluzioni saline, con acido fosforico oppure con acido citrico. Inoltre, tale tecnica riduce l'acidità degli oli per neutralizzazione, condotta per via fisica (a una temperatura di 240- 260°C e in condizioni di sottovuoto - 1 mbar) oppure per via chimica (operando con sodio idrossido a una temperatura di 60-80°C e a pressione atmosferica). La riduzione di quest'ultimo parametro rende l'olio raffinato migliore rispetto a quello depurato.

Gli oli, ottenuti con i processi sopra descritti, possono essere impiegati come combustibile per sistemi a combustione interna (esempio: motori diesel) ed esterna (esempio: caldaie) con cui è possibile ottenere energia termica, meccanica e quindi anche energia elettrica. In alternativa, possono essere chimicamente convertiti in biodiesel attraverso un processo, noto con il nome di *trans-esterificazione*, in cui i grassi contenuti nell'olio vegetale reagiscono, in presenza di un catalizzatore, con un alcol, generalmente metanolo (in alternativa etanolo), per formare estere metilico (biodiesel appunto) e, come prodotto secondario, glicerina grezza (Demirbas et al., 2009). Il processo di trans-esterificazione ha come principale risultato quello di ridurre la viscosità degli oli di partenza rendendoli compatibili con alcuni usi energetici e in particolare con l'uso del biodiesel come carburante per l'autotrazione. Su scala mondiale, la materia prima principale impiegata per la produzione di biodiesel è l'olio di colza.

2.3.1 Processo di combustione della biomassa

Il processo di combustione delle biomasse viene utilizzato per la produzione di calore o di elettricità su piccola o larga scala (teleriscaldamento nel caso di produzione di calore su larga scala) o, ancora, per la produzione combinata di calore ed elettricità (co-generazione). La conversione dell'energia chimica della biomassa in energia termica avviene grazie all'ausilio di reattori o caldaie. La scelta del tipo di reattore per la conversione energetica dipende dalla tipologia di biomassa da sottoporre alla conversione, dalle caratteristiche chimiche e biochimiche di questa, dall'efficienza desiderata, dalla tipologia di conversione (termica o elettrica) e dall'entità della potenza termica o elettrica da erogare (piccola o larga scala). Tra le principali tecnologie utilizzate per la combustione di biomasse possiamo distinguere (Quaak et al., 1999; Saidur et al., 2011):

- caldaie a fiamma inversa;
- caldaie a letto fisso (caldaie a griglia fissa, a griglia mobile, a griglia vibrante);
- caldaie a letto fluido.

Le caldaie a *fiamma inversa* (Figura 2-5) vengono generalmente utilizzate per la combustione di legna (ENEA, 2008), hanno potenza limitata e trovano un impiego ottimale nel riscaldamento di case isolate comprendenti uno o pochi appartamenti.

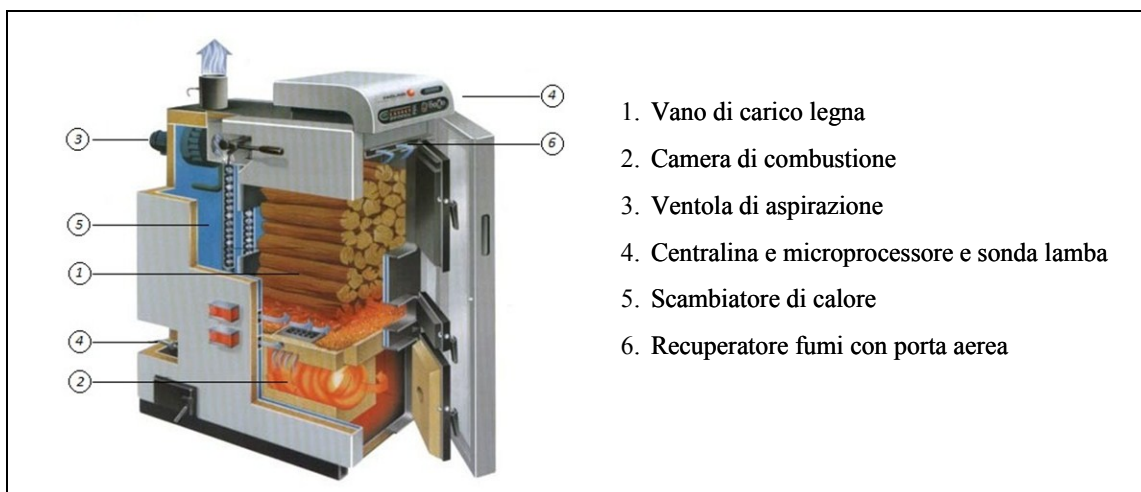


Figura 2-5 – Caldaia a fiamma inversa per la combustione di legna in ciocchi (Fonte: <http://www.fröling.com/it/>)

In tali caldaie la camera di combustione è situata sotto il vano in cui si carica la biomassa combustibile, condizione che garantisce che l'aria vada dall'alto verso il basso. Il comburente viene immesso all'interno della camera di combustione grazie alla

presenza di ventole che possono essere poste a valle o a monte della camera di combustione. Nei modelli con ventola a monte, definiti ad aria soffiata, l'aria viene spinta attraverso il combustibile per poi arrivare fino alla canna fumaria. I modelli aspirati, invece, presentano una ventola posta in prossimità dello scarico dei fumi che permette di aspirare i fumi permettendo la creazione di una depressione che richiama l'entrata di nuova aria comburente. Si tratta di una tecnologia ampiamente collaudata che risulta particolarmente sicura ed in grado di garantire rendimenti che possono raggiungere il 90%.

Le caldaie a griglia fissa (Figura 2-6) (Quaak et al., 1999) differiscono dalla caldaia a fiamma inversa per la presenza di una griglia fissa sottoalimentata a spinta, dove l'aria primaria, che viene immessa al di sotto della griglia, favorisce il processo di pirolisi e gassificazione e l'aria secondaria, immessa nel vano in cui si trova il combustibile (al di sopra della griglia), garantisce un'ottima ossidazione dei gas combustibili. In tali reattori è consigliato usare una biomassa con un contenuto di umidità non superiore al 50% ed un contenuto di ceneri inferiore al 2%. Si tratta di generatori di piccola e media potenza da 25 kW fino a circa 400-500 kW impiegati a scala domestica fino al servizio di mini reti di teleriscaldamento.

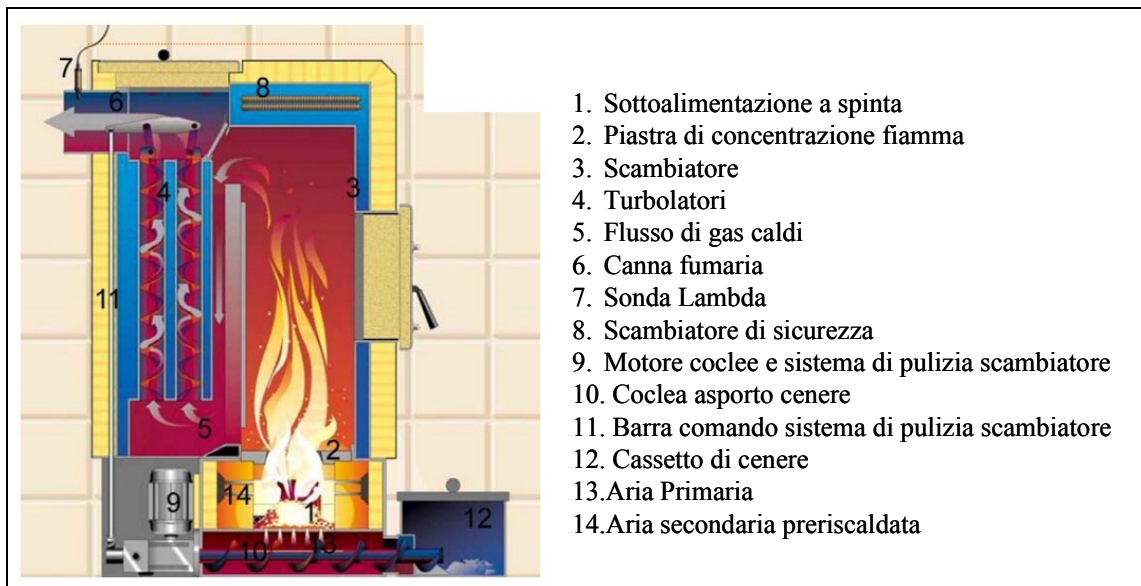


Figura 2-6 – Caldaia a griglia fissa (Fonte: <http://www.hargassner.at>)

Le caldaie a griglia mobile (Figura 2-7) si caratterizzano per la presenza di una griglia mobile che si muove su un piano, più o meno inclinato, sul quale il combustibile è soggetto a fenomeni di pirolisi (nella parte iniziale), gassificazione (nella parte mediana) e combustione (nella parte finale della griglia) (Quaak et al., 1999). In tali

tipologie di caldaie possono essere utilizzati combustibili con un tenore di umidità superiore al 10%. Sono generatori di potenza medio-grande da 500 kW fino ad alcuni MW impiegati a scala industriale fino al servizio di reti di teleriscaldamento.

Nelle *caldaie a griglia vibrante* il fondo è costituito da una parete inclinata sospesa a delle molle che, attraverso appositi dispositivi, viene scossa a cadenze regolari per una durata di alcuni secondi. Per effetto di tali vibrazioni si producono scorie di ridotte dimensioni. È per tale motivo che questo tipo di griglia viene utilizzata per combustibili che presentano problemi di formazione di scorie ed agglomerati (es. paglia e scarti legnosi). Tuttavia, le vibrazioni della griglia producono un'elevata emissione di ceneri volatili, maggiori emissioni di CO ed una combustione incompleta delle ceneri (nota come bottom-ash), per la difficoltà di controllare il trasporto di combustibile e ceneri.

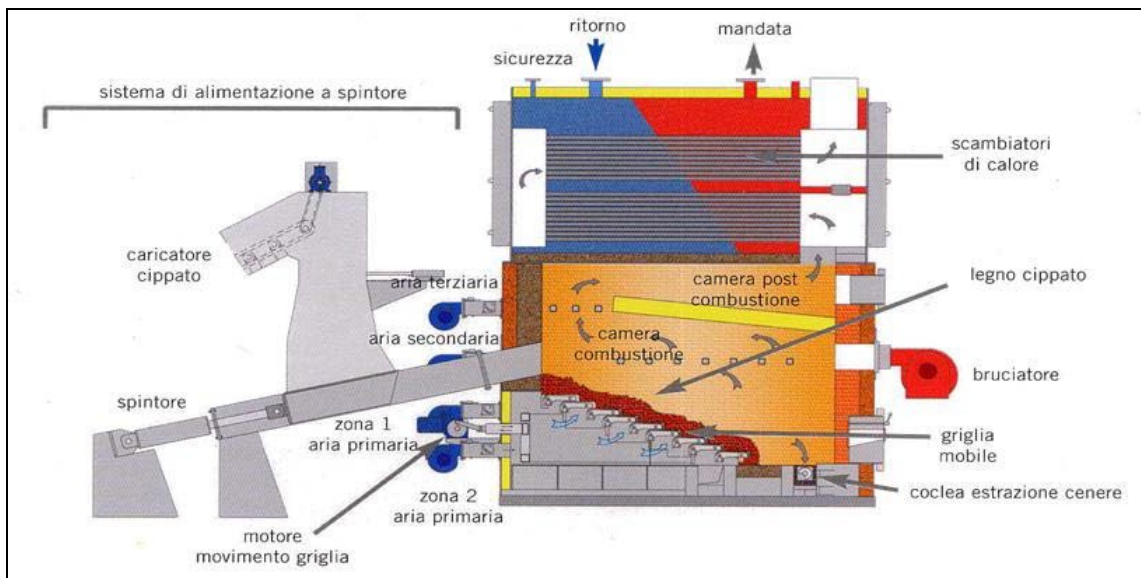


Figura 2-7 – Caldaia a griglia mobile (Fonte: <http://www.uniconfort.com>)

Le *caldaie a letto fluido (fluidized bed-reactor)* rappresentano la tecnologia più diffusa per la conversione termochimica delle biomasse erbacee lignocellulosiche. Tale tecnica garantisce efficienze che possono raggiungere il 95%, flessibilità sul combustibile impiegato, ridotte emissioni di ossidi d'azoto e solfati (Saidur et al., 2011). Le caldaie a letto fluido si distinguono da quelle a letto fisso in quanto il catalizzatore, i fluidi reagenti (ossigeno, vapore acqueo) ed il combustibile sono tenuti in uno stato di continua miscelazione grazie all'azione dei soli fluidi. In tal modo la temperatura di combustione è uniforme in tutta l'altezza della caldaia e non si distinguono zone del reattore in cui avvengono fasi diverse.

La fluidità del letto è garantita dall'iniezione continua di ossidanti o vapore in pressione a velocità tali da contrastare le forze gravitazionali e permettere l'espansione dei solidi che presentano un comportamento simile a quello di un fluido. La biomassa ben tritata viene miscelata con sabbia, materiale adsorbente ed, eventualmente, con residui di char e ceneri. Le funzioni primarie del materiale inerte presenti nel letto sono: disperdere le particelle di combustibile in arrivo su tutto il letto; riscaldare le particelle di combustibile rapidamente alla temperatura di accensione; agire da volano per il processo di combustione grazie alla capacità di stoccare energia termica; garantire sufficienti tempi di residenza del combustibile. Le basse temperature di esercizio 800-900 °C e la presenza di materiali assorbenti (CaCO_3 , CaO ad esempio) garantiscono una limitata formazione di ossidi di azoto NO_x , ossidi di zolfo e gas acidi. Tuttavia, si assiste ad un aumento della produzione di monossidi di azoto (N_2O) che solitamente diminuiscono con l'aumentare della temperatura.

Le tecnologie a letto fluido più diffuse sono quelle a letto bollente (BFB – Bubbling Fluidised Bed) e circolante (CFC – Circulating Fluidised Bed).

La *caldaia a letto fluido bollente* (Figura 2-8a) viene utilizzata per impianti di potenza superiore a 20 MW. Il letto è fluidizzato attraverso l'introduzione di aria primaria nella parte inferiore dell'impianto. La velocità di fluidizzazione è pari a 1-2,5 m/s. Il materiale del letto è sabbia silicea di 1 mm di diametro. I principali vantaggi del BFB sono la flessibilità rispetto alla pezzatura del combustibile ed alla sua umidità e la possibilità di utilizzare miscele di combustibili diversi. Mentre il principale svantaggio è rappresentato dalla difficoltà di funzionamento ai carichi parziali.

La *caldaia a letto fluido circolante* (Figura 2-8b) è di interesse per impianti di potenza superiore a 30 MW. Il letto ricircolante è ottenuto tramite l'aumento della velocità di fluidizzazione a 5-10 m/s e la riduzione della pezzatura del letto a 0,2-0,4 mm (bed material). La maggiore turbolenza dei CFB rispetto ai BFB comporta un miglior scambio termico ed una distribuzione omogenea di temperatura nel letto, di conseguenza le condizioni di combustione sono stabili, i gas combusti sono inferiori ed è minore il volume del boiler e dei sistemi di gas clearing. Tra i principali svantaggi è opportuno evidenziare la necessità di utilizzare combustibile con minori dimensioni, i maggiori costi di pretrattamento ed il maggior costo d'impianto.

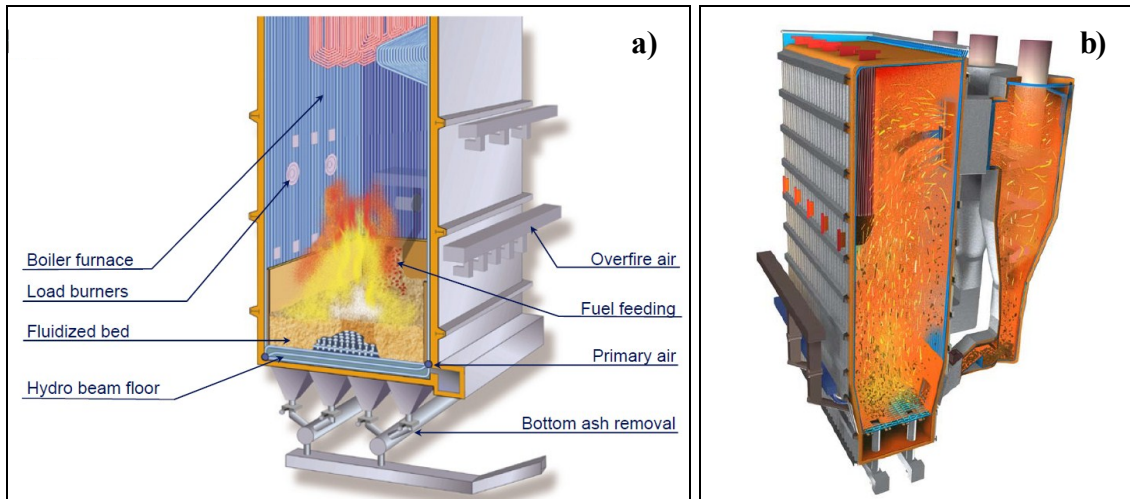


Figura 2-8 – Caldaia a letto fluido bollente (a) e a letto fluido ricircolante (b) (Fonte: <http://www.akerkvaerner.com>)

Infine, analizzando le diverse componenti chimiche delle biomasse destinate al processo di combustione è possibile effettuare le seguenti osservazioni:

- elevate concentrazione di alcali, come sodio e potassio, insieme alla presenza di cloro e zolfo, causano problemi di corrosione degli impianti termici (come gli scambiatori di calore), portano alla riduzione del punto di fusione delle ceneri (generando *slagging*) ed alla formazione (effetto *fouling*) di incrostazioni o depositi sugli scambiatori di calore (Demirbas et al., 2005; Saidur, 2011; Khan et al., 2009). La deposizione di cenere fusa nelle pareti della caldaia, la formazione di depositi sugli scambiatori di calore ed i fenomeni di corrosione possono influenzare la durata di vita, la progettazione e la gestione degli impianti di combustione (caldaie). Possono altresì aumentare il costo di gestione, diminuire l'efficienza della caldaia, incrementare le emissioni di anidride carbonica, ossidi di azoto e monossido di carbonio e ridurre il trasferimento di calore diminuendo l'efficienza del processo (Saidur, 2011);
- la presenza di silice nella biomassa influenza la formazione di clincker (Khan et al., 2009) ovvero depositi vetrificati e, insieme agli alcali (legandosi ad essi), partecipa ai fenomeni descritti precedentemente. Il livello critico di contenuto in silice (espresso come SiO_2), per la combustione della biomassa, è pari al 20-25% in peso delle ceneri;
- il contenuto di microelementi e di ceneri può essere causa di problemi ambientali correlati alle emissioni. Il cloro è un elemento che può concorrere

alla formazione ed emissione di sostanze altamente inquinanti e persistenti come le diossine, i furani e l'acido cloridrico (Khan et al., 2009; Jenkins et al., 1998; Picco, 2007). Elevate concentrazioni di zolfo contribuiscono alla produzione di solfati tra i gas di combustione, che in seguito alla liberazione in atmosfera, contribuiscono all'acidificazione dei suoli. Il contenuto di azoto partecipa alla formazione di gas ad effetto serra, come ossidi e monossidi di azoto, ed altri composti tossici come l'acido cianidrico (HCN). L'elevato contenuto in ceneri e microelementi determina un aumento di ceneri volatili e rende più oneroso lo smaltimento delle ceneri.

Si è soliti destinare biomasse con elevato contenuto in ceneri e microelementi in caldaie caratterizzate da *griglia mobile o vibrante* o in *caldaie a letto fluido*, ossia tecnologie che garantiscono una riduzione degli effetti tecnici ed ambientali negativi, e biomasse con bassa densità ad impianti su larga scala rispetto a quelle su piccola scala. Tra le biomasse destinate alla combustione quelle lignocellulosiche erbacee si caratterizzano per l'elevato contenuto in ceneri, in microelementi e per la bassa densità energetica a differenza di quelle *legnose* ed a combustibili fossili come il carbone. La bassa densità delle colture erbacee può comunque essere superata attraverso processi di *densificazione* (Khan et al., 2009) come l'imballatura, la pellettizzazione e la bricchettatura (Saidur, 2011).

3. Riuso agricolo delle acque reflue

3.1 Generalità e quadro normativo

Fino ad oggi l'Unione Europea non ha emanato una normativa specifica in materia di riuso per scopi irrigui di acque reflue depurate. Le principali direttive dell'Unione Europea in materia di acqua, già recepite dallo Stato Italiano, sono presentate nella Tabella 3.1.

Tabella 3.1 – Principali direttive comunitarie in materia di acque reflue

Direttiva	Argomento
75/440	Qualità delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile negli Stati Membri
76/464	Inquinamento provocato da certe sostanze pericolose scaricate nell'ambiente idrico della Comunità
78/659	Qualità delle acque dolci che richiedono protezione o miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci.
79/869	Metodi di misura, frequenza dei campionamenti e delle analisi delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile negli Stati Membri
79/923	Requisiti di qualità delle acque destinate alla molluschicoltura
80/68	Protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento provocato da certe sostanze pericolose
82/176	Valori limite e gli obiettivi di qualità per gli scarichi di mercurio del settore dell'elettrolisi dei cloruri alcalini
83/513	Valori limite e obiettivi di qualità per gli scarichi di cadmio
84/156	Scarichi di mercurio
84/491	Valori limite e obiettivi di qualità per gli scarichi di esaclorocicloesano
88/347	Modifica l'allegato II della direttiva 86/280 concernente i valori limite e gli obiettivi di qualità per gli scarichi di talune sostanze pericolose che figurano nell'elenco I dell'allegato della direttiva 76/464
90/415	Modifica l'allegato II della direttiva 86/280
91/271	Trattamento delle acque reflue urbane
91/676	Protezione delle acque da inquinamento da nitrati provenienti da fonti agricole
98/15	Modifica della direttiva 91/271
00/60	Quadro normativo per l'azione comunitaria in materia di protezione delle acque (Water Framework Directive)
04/35	Sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale, che, in vista di questa finalità, «istituisce un quadro per la responsabilità ambientale» basato sul principio «chi inquina paga»
08/105	Standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo del Consiglio

In particolare, il 23 ottobre 2000 è stata emanata la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee, ordinando ed integrando quanto statuito dalle precedenti normative. La direttiva copre argomenti quali l'inquinamento delle acque, il danno alla biodiversità e la contaminazione del terreno, e in generale tutte quelle azioni in campo idrico che

possano essere pregiudizievoli per la salute umana; ribadisce gli obiettivi della salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità dell'ambiente, sancendo il principio del "chi inquina paga", e dell'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali. Tra le misure supplementari vengono indicate quelle tese a favorire l'efficienza di utilizzo e il riuso della risorsa idrica, compresa l'incentivazione delle tecnologie efficienti dal punto di vista idrico nell'industria e tecniche di irrigazione a basso consumo. Il 16 dicembre del 2008 viene emanata la direttiva 2008/105/CE (recepita con il D.Lgs 10 dicembre 2010, n. 219 e che entrerà in vigore il 4 gennaio 2011) che istituisce standard di qualità ambientale (SQA) per le sostanze prioritarie e per alcuni altri inquinanti come previsto all'articolo 16 della direttiva 2000/60/CE, al fine di raggiungere uno stato chimico buono delle acque superficiali e conformemente alle disposizioni e agli obiettivi dell'articolo 4 di tale direttiva; inoltre l'allegato II della direttiva 2008/105 relativo all'elenco delle sostanze prioritarie in materia di acque, sostituisce l'allegato X della direttiva 2000/60. La direttiva 98/15/EC del 27 febbraio 1998 che modifica la direttiva 91/271 ribadisce all'articolo 12 che le acque reflue che siano state sottoposte a trattamento devono essere riutilizzate, ogniqualvolta ciò risulti appropriato. Le modalità di smaltimento devono rendere minimo l'impatto negativo sull'ambiente.

Al fine di coordinare le varie azioni delle istituzioni europee e promuovere il riciclo delle acque reflue mediante l'applicazione delle migliori tecniche disponibili e far fronte quindi alla carenza legislativa in materia di riuso delle acque reflue, nel 1996 la Commissione Europea ha nominato una Task Force. Inoltre sono stati svolti studi epidemiologici in vari Paesi europei allo scopo di verificare la bontà delle linee guida espresse dal World Health Organization (WHO, 1989; 2006).

In Italia il riutilizzo delle acque reflue è disciplinato dal Decreto Ministeriale n. 185 del 12 giugno 2003 (Regolamento emanato in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Lgs. 152/99) che stabilisce le norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue domestiche, urbane ed industriali.

Il D.M. 185/03, regola il riutilizzo delle acque reflue, ai fini della tutela qualitativa e quantitativa delle risorse idriche, limitando il prelievo delle acque superficiali e sotterranee, riducendo l'impatto degli scarichi sui fiumi e favorendo il risparmio idrico, mediante l'utilizzo multiplo delle acque reflue. Secondo il Decreto il riutilizzo deve avvenire in condizioni di sicurezza ambientali, evitando rischi igienico-

sanitari per la popolazione esposta e comunque rispettando le vigenti disposizioni in materia di sanità e sicurezza e le regole di buona prassi industriale e agricola.

Inoltre, il riutilizzo irriguo deve essere realizzato con modalità che assicurino il risparmio idrico.

Nel riutilizzo sono considerate ammissibili le seguenti destinazioni d'uso:

- uso irriguo: per l'irrigazione di colture destinate sia alla produzione di alimenti per il consumo umano ed animale sia a fini non alimentari, nonché per l'irrigazione di aree destinate al verde o ad attività ricreative o sportive;
- uso civile: per il lavaggio delle strade nei centri urbani; per l'alimentazione dei sistemi di riscaldamento o raffreddamento; per l'alimentazione di reti duali di adduzione, separate da quelle delle acque potabili, con esclusione dell'utilizzazione diretta di tale acqua negli edifici a uso civile, ad eccezione degli impianti di scarico nei servizi igienici;
- uso industriale: come acqua antincendio, di processo, di lavaggio e per i cicli termici dei processi industriali, con l'esclusione degli usi che comportano un contatto tra le acque reflue recuperate e gli alimenti o i prodotti farmaceutici e cosmetici.

Non è, quindi, consentito il riuso per fini potabili. Inoltre, il decreto non disciplina il riutilizzo delle acque reflue all'interno dello stesso stabilimento o consorzio industriale che le ha prodotte.

Il riutilizzo delle acque reflue recuperate deve avvenire con le modalità di cui all'articolo 10, di seguito schematicamente riportate:

- nel caso di riutilizzo irriguo, esso deve essere realizzato con modalità che assicurino il risparmio idrico, non può superare il fabbisogno delle colture ed è comunque subordinato al rispetto del codice di buona pratica agricola, ovvero gli apporti d'azoto derivanti dal riutilizzo d'acque reflue concorrono al raggiungimento dei carichi massimi ammissibili e alla determinazione dell'equilibrio tra il fabbisogno d'azoto delle colture e l'apporto d'azoto proveniente dal terreno e dalla fertilizzazione;
- nel caso di riutilizzi multipli (ovvero usi diversi da quelli irrigui, civili e industriali) il titolare della distribuzione delle acque reflue recuperate deve curare la corretta informazione degli utenti sulle modalità d'impiego, sui vincoli da rispettare e sui rischi connessi a riutilizzi impropri.

I valori limite per le acque reflue recuperate all'uscita dell'impianto di depurazione previsti dall'allegato al decreto 185/03 (esattamente ripresi dal Decreto del 2 maggio 2006) sono riportati in tabella 2.7.

L'Allegato al D.M. prevede, inoltre, che i limiti per pH, azoto ammoniacale, conducibilità elettrica specifica, alluminio, ferro, manganese, cloruri, solfati di cui alla tabella 2.7 rappresentano valori guida, precisando che per i suddetti parametri le Regioni possono autorizzare limiti diversi, per le specifiche destinazioni d'uso, previo parere conforme del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, comunque, non superiori ai limiti per lo scarico in acque superficiali di cui alla tabella 3 dell'allegato 5 del decreto legislativo n.152 del 1999. Per la conducibilità elettrica specifica, non deve essere superato il valore di 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Nel caso di riutilizzo irriguo, i limiti per fosforo ed azoto totale possono essere elevati rispettivamente a 10 mg/L e 35 mg/L, fermo restando quanto previsto dall'articolo 10, comma 1 del D.M. 185/2003 relativamente alle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola.

Per tutti i parametri chimico-fisici, i valori limite sono da riferirsi a valori medi su base annua o, nel solo caso del riutilizzo irriguo, della singola campagna irrigua. Il riutilizzo deve comunque essere immediatamente sospeso ove, nel corso dei controlli, il valore puntuale di qualsiasi parametro risulti superiore al 100% del valore limite.

Per il parametro *Escherichia coli* il riutilizzo deve essere immediatamente sospeso ove nel corso dei controlli il valore puntuale del parametro in questione risulti superiore a 100 UFC/100 mL.

Per il parametro *Salmonella* il valore limite è da riferirsi al 100% dei campioni. Il riutilizzo deve comunque essere sospeso ove nel corso dei controlli si rilevi presenza di *Salmonella*.

Il riutilizzo può essere riattivato solo dopo che il valore puntuale del parametro o dei parametri per cui è stato sospeso sia rientrato al di sotto del valore limite in almeno tre controlli successivi e consecutivi.

Per quanto riguarda l'attribuzione degli oneri fra i soggetti coinvolti nel recupero e distribuzione delle acque da riutilizzare, il D.M. prevede che:

- l'acqua reflua recuperata è conferita dal titolare dell'impianto di recupero al titolare della rete di distribuzione, senza oneri a carico di quest'ultimo;

- nel caso di destinazione d'uso industriale di acque reflue urbane recuperate, sono a carico del titolare della rete di distribuzione gli oneri aggiuntivi di trattamento, sostenuti per conseguire valori limite più restrittivi di quelli previsti dalla Tabella 3.2.

Tabella 3.2 – Valori limite del D.M. n.185 del 12 giugno 2003

	Parametro	Unità di misura	Valore Limite
	pH		6-9,5
	SAR		10
	Materiali grossolani		Assenti
	Solidi sospesi totali	mg/L	10
	BOD ₅	mg /L	20
	COD	mg /L	100
	Fosforo totale	mg P/L	2
	Azoto totale	mg N/L	15
	Alluminio	mg /L	1
	Arsenico	mg /L	0,02
	Bario	mg /L	10
	Berillio	mg /L	0,1
	Boro	mg /L	1
	Cadmio	mg /L	0,005
	Cobalto	mg /L	0,05
	Cromo totale	mg /L	0,1
	Cromo VI	mg /L	0,005
	Ferro	mg /L	2
	Manganese	mg /L	0,2
	Mercurio	mg /L	0,001
	Nichel	mg /L	0,2
	Piombo	mg /L	0,1
	Rame	mg /L	1
Parametri chimico-fisici	Selenio	mg /L	0,01
	Stagno	mg /L	3
	Tallio	mg /L	0,001
	Vanadio	mg /L	0,1
	Zinco	mg /L	0,5
	Cianuri Totali (come CN)	mg /L	0,05
	Solfuri	mg /L	0,5
	Solfiti	mg /L	0,5
	Solfati	mg /L	500
	Cloro attivo	mg /L	0,2
	Cloruri	mg /L	250
	Fluoruri	mg /L	1,5
	Grassi e oli animali/vegetali	mg /L	10
	Oli minerali ¹	mg /L	0,05
	Fenoli totali	mg/L	0,1
	Aldeidi totali	mg/L	0,5
	Solventi clorurati totali	mg/L	0,04
	Triometani (somma delle concentrazioni)	mg/L	0,03
	Solventi organici aromatici totali	mg/L	0,01
	Benzene	mg/L	0,001
	Benzo(a)pirene	mg/L	0,00001
	Solventi organici azotati totali	mg/L	0,01
	Tensioattivi totali	mg/L	0,5
	Pesticidi clorurati (ciascuno) e Pesticidi fosforati (ciascuno)	mg/L	0,0001
	Altri pesticidi totali	mg/L	0,05

Tabella 3.3 – Valori limite del D.M. n.185 del 12 giugno 2003

	Parametro	Unità di misura	Valore Limite
Parametri microbiologici			10 (80%campioni)
	<i>Escherichia coli</i> ³	UFC/100 mL	100 valore puntuale max
	<i>Salmonella</i>	UFC/100mL	Assente

Note

¹ Tale sostanza deve essere assente dalle acque reflue recuperate destinate al riutilizzo, secondo quanto previsto al paragrafo 2.1 dell'allegato 5 del Dlgs 152/99 per gli scarichi sul suolo. Tale prescrizione si intende rispettata quando la sostanza è presente in concentrazioni non superiori ai limiti di rilevabilità delle metodiche analitiche di riferimento, definite e aggiornate con apposito decreto ministeriale, ai sensi del paragrafo 4 dell'allegato 5 del Dlgs n. 152 del 1999. Nelle more di tale definizione, si applicano i limiti di rilevabilità riportati in tabella.

² Il valore di parametro si riferisce ad ogni singolo pesticida. Nel caso di Aldrina, Dieldrina, Eptacoloro ed Eptacoloro epossido, il valore parametrico è pari a 0,030 µg/l.

³ Per le acque reflue recuperate provenienti da lagunaggio o fitodepurazione valgono i limiti di 50 (80% dei campioni) e 200 UFC/100 mL (valore puntuale massimo).

Nelle norme transitorie del Decreto Ministeriale n.185 (articolo 14) viene inoltre riportato che, per un periodo di tre anni a decorrere dalla data di entrata in vigore del Decreto, le autorizzazioni allo scarico, con finalità di riutilizzo irriguo, possono prevedere, per il solo parametro *Escherichia coli*, una deroga ai limiti previsti dalla Tabella 3.2, fino a 100 UFC/100 mL, da riferirsi all'80% dei campioni, con un valore massimo di 1000 UFC/100 mL. Detta deroga si applica esclusivamente a condizione che, nelle aree di origine delle acque reflue e in quelle ove avviene il riutilizzo irriguo, non sia riscontrato un incremento, nel tempo, dei casi di patologie riconducibili a contaminazione fecale. In caso di deroga, inoltre, i titolari delle reti di distribuzione devono rispettare le seguenti condizioni:

- il metodo irriguo non deve comportare il contatto diretto dei prodotti edibili crudi con le acque reflue recuperate;
- il riutilizzo irriguo non deve riguardare aree a verde aperte al pubblico.

In caso di riutilizzo per destinazione d'uso industriale, le parti interessate concordano limiti specifici in relazione alle esigenze dei cicli produttivi nei quali avviene il riutilizzo, nel rispetto comunque dei valori previsti per lo scarico in acque superficiali dalla tabella 3 dell'allegato 5 del decreto legislativo n. 152 del 1999.

Il 2 maggio 2006, è stato emanato il decreto ministeriale "Norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue", ai sensi dell'articolo 99, comma 1, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152; tale decreto risulta inefficace perché non è stato mai registrato alla

Corte dei Conti. Il D.M. 2 maggio 2006, sostanzialmente riprende i contenuti del D.M. 185/2003 con alcune piccole modifiche: 1) non viene riportato più il limite dei tre anni per l'applicazione delle norme transitorie del D.M. n.185 (articolo 14); 2) aggiunge alcune novità ai commi 1 e 3 relativamente ai compiti delle Regioni per i monitoraggi e per la definizione di alcuni limiti: è demandato alle Regioni di stabilire per ogni zona omogenea del proprio territorio i parametri per i quali è obbligatorio effettuare il controllo ed il monitoraggio, fissando i limiti dei medesimi nel rispetto del decreto. Inoltre per i parametri chimico-fisici (oltre pH, azoto ammoniacale, conducibilità elettrica specifica, alluminio, ferro, manganese, cloruri e solfati) le Regioni possono prevedere, sulla base di consolidate conoscenze acquisite per i diversi usi e modalità di riutilizzo a cui le acque reflue sono destinate, limiti diversi da quelli previsti nella tabella dell'allegato, purché non superiori ai limiti per lo scarico in acque superficiali di cui alla tabella 3 dell'Allegato 5 della Parte Terza del decreto legislativo n. 152/2006, previo parere del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio.

Rispetto alle normative di altri paesi, la normativa italiana per quanto concerne il riutilizzo agricolo o civile non prevede alcuna distinzione tra le diverse tipologie di riuso (per uso irriguo, civile e industriale). Per quanto concerne i parametri microbiologici, ad esempio, nelle normative di altri Paesi, sono previste anche sensibili variazioni dei valori limite accettati passando dall'irrigazione di colture non alimentari alla irrigazione di colture alimentari. Mentre la norma italiana pone forte attenzione al parametro microbiologico per cui la necessità di tutela della salute dell'uomo non è valutata in funzione del reale rischio di diffusione di eventi epidemiologici attraverso le acque reflue riutilizzate, ma definendo limiti particolarmente rigorosi.

Un altro aspetto non contemplato rispetto alle regolamentazioni di altri Paesi è la definizione di prescrizioni sui trattamenti minimi richiesti in funzione delle tipologie di riuso. In realtà i limiti particolarmente restrittivi previsti dal D.M. 185/2003, confermati dal D.M. 2 maggio 2006 impongono la necessità di effettuare trattamenti di affinamento molto spinti per arrivare ai valori richiesti. Proprio la severità dei limiti è stata messa in discussione da numerosi ricercatori, i quali ritengono che valori così restrittivi limitino l'effettiva possibilità di riutilizzo di acque reflue depurate e compromettano l'applicazione di tale pratica nel caso dei piccoli sistemi di riuso delle acque reflue.

Legislazione nel settore delle acque vigente in Sicilia

La legge n. 319 del 10 Maggio 1976, recante “Norme per la tutela delle acque dall’inquinamento, all’art. 2, prevedeva che allo Stato competesse fra l’altro, *“l’indicazione dei criteri generali per un corretto e razionale uso dell’acqua ai fini produttivi, irrigui, industriali e civili anche mediante la individuazione di standards di consumi, per favorire il massimo risparmio nell’utilizzazione delle acque e promuovendo, fra l’altro, processi di riciclo e di recupero delle sostanze disperse (lett. d)” e “la determinazione di norme tecniche generali (lett. e)”* concludendo che la materia di cui alle lettere b), d), ed e) dovessero essere regolate entro e non oltre 6 mesi dall’entrata in vigore della legge.

La predetta legge n. 319/1976, all’articolo 4, prevedeva che alle regioni competevano *“la normativa integrativa e di attuazione dei criteri e delle norme generali di cui ai punti d) ed e) dell’art. 2, ed in particolare la delimitazione delle zone ove è ammesso lo smaltimento dei liquami sul suolo e nel sottosuolo (lett. e)”*. *“Per quanto concerne in particolare gli scarichi sul suolo adibito ad usi agricoli, essi potranno in ogni caso essere previsti e regolamentati soltanto quando le immissioni siano direttamente utili alla produzione agricola”*.

L’Assessorato Regionale Territorio ed Ambiente (ARTA), con Decreto n. 460/87, approva il Programma di attuazione della rete fognaria del comune di Palermo, subordinando all’articolo 11 l’approvazione del riuso delle acque reflue depurate in agricoltura all’attuazione di un programma interdisciplinare di ricerca e sperimentazione sul campo, tramite impianto pilota su parcelle rappresentative del comprensorio irriguo palermitano, finalizzato alla verifica della fattibilità del riutilizzo in termini costi benefici, nonché dal punto di vista ambientale, economico, sociale e gestionale.

Con successivo Decreto n. 122/7 del 07.04.1999, l’ARTA ha autorizzato il Comune di Palermo ad effettuare il riuso delle acque reflue depurate dall’impianto di Acqua dei Corsari, secondo le previsioni del progetto “pilota” e di sperimentazione predisposto dall’AMAP (Azienda Municipalizzata Acquedotto di Palermo) per il Comune di Palermo.

Tale attività di ricerca sul campo e monitoraggio, così come previsto dal Programma di Monitoraggio e Ricerca Scientifica (PRMA) approvato con il predetto Decreto n. 122/99, era anche finalizzata alla verifica della possibilità di estendere, a determinate condizioni, la pratica del riuso dei reflui depurati in agricoltura ed altri

contesti dell'isola in modo da poterne ricavare informazioni utili per regolamentare l'attività in tutta l'isola.

Nel corso dello svolgimento del predetto PRMA è intervenuta la Legge n. 152/99 ed in particolare il successivo Decreto n. 185 del 12 giugno 2003, recante “il regolamento sulle norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'art. 26, comma 2, del D.Lgs. n. 152/99”.

Alla luce del mutato quadro normativo (in particolare il D.M. n. 185/2003 ha fissato i limiti per il riutilizzo del refluo depurato), l'Ex Dipartimento dei lavori pubblici, nell'ambito delle attività per l'aggiornamento del Piano Regolatore Generale degli Acquedotti (PRGA), e l'Ufficio del Commissario Delegato per l'Emergenza Rifiuti e la Tutela delle Acque in Sicilia, nell'ambito delle attività per la predisposizione del Piano di Tutela delle Acque (PTA), nel prendere atto delle attività poste in essere per la realizzazione del PRMA, previsto nel progetto di riutilizzo, in esecuzione del Decreto dell'ARTA (Agenzia Regionale per la Tutela dell'Ambiente) n. 122/99, hanno concordato sulla necessità di predisporre un programma per l'utilizzo di fonti alternative mirate al risparmio della risorsa idrica qualificata da utilizzare come risorsa aggiuntiva per gli usi civili, sia per le finalità del Piano Regolatore Generale degli Acquedotti, sia per dare attuazione alla disposizione di cui all'art. 5 del D.M. n.185/2003 di approvazione del Regolamento recante “Pianificazione delle attività di recupero delle acque reflue ai fini del riutilizzo”. L'art. 5 comma 1° del D.M. n.185/2003, prevede che le regioni entro novanta giorni dall'entrata in vigore del regolamento, definiscano un primo elenco degli impianti di depurazione di acque reflue urbane il cui scarico deve conformarsi ai limiti di cui all'articolo 4 del medesimo regolamento. Le regioni definiscono, in particolare, gli impianti di depurazione, la tipologia delle reti di distribuzione da impiegare per il riutilizzo e le infrastrutture di connessione con le reti di distribuzione”; al comma 2°, si specifica che ai fini dell'elaborazione dell'elenco di cui al comma 1, le regioni identifichino, in relazione alle previsioni di riutilizzo, per ciascun impianto di depurazione, il soggetto titolare, la portata attuale e a regime dello scarico e le caratteristiche dello scarico”.

Su tale base e per offrire un utile supporto sia al PRGA che al PTA, nonché per il programma di cui al D.M. n. 185/2003 sul riutilizzo, è stato intrapreso dall'ex Dipartimento dei lavori pubblici e dall'Ufficio del Commissario Delegato per l'Emergenza Rifiuti e la Tutela delle Acque in Sicilia, uno studio mirato da un lato al

monitoraggio dei consumi idrici degni d'interesse, dall'altro all'individuazione delle realtà territoriali dove il riutilizzo del refluo depurato possa risultare prioritario dal punto di vista ambientale e più sostenibile sul piano economico-finanziario. In particolare, le attività svolte nell'ambito di tale indagine possono così sintetizzarsi:

- ricognizione dei consumi civili, irrigui ed industriali;
- acquisizione e sistematizzazione dei dati inerenti la risorsa idrica derivanti dai processi di depurazione e relativi impianti, con particolare riferimento alla possibilità del riuso nel campo industriale e irriguo;
- ricognizione delle infrastrutture esistenti, con particolare riferimento ai bacini di accumulo ed alle reti;
- possibilità di ottenere interscambio con la risorsa pregiata, specie nelle aree maggiormente soggette a rischio di crisi idrica;
- elaborazione di una proposta di programma per il riutilizzo delle acque reflue in Sicilia, con l'individuazione degli interventi di depurazione del trattamento per l'affinamento, con valutazione delle tecnologie, con riferimento al rapporto costo-benefici, sia per la qualità delle acque sia per l'equilibrio fra costi d'investimento e costi di gestione, le tipologie delle reti di distribuzione da impiegare per il riutilizzo e le infrastrutture di connessione con le reti di distribuzione.

Con l'ordinanza n. 1300/2005 Accordo di programma tra l'ex Assessorato ai lavori pubblici della Regione Siciliana e l'Ufficio del Commissario Delegato per la realizzazione del "Progetto per il riuso delle acque reflue in Sicilia" è approvata la convenzione, stipulata tra il Dirigente Generale dell'ex Dipartimento Regionale LL.PP. e l'Ufficio del Commissario Delegato per l'Emergenza Rifiuti e la Tutela delle Acque, con allegato Quadro Economico, relativa alla proposta avanzata dal Commissario delegato per l'emergenza rifiuti e la tutela delle acque con prot. n. 25664/TAI del 17.11.2005 ed avente per oggetto "Monitoraggio e studio sul riuso delle acque reflue depurate" per le finalità del Piano Regolatore Generale degli Acquedotti (PRGA).

Successivamente in data 14/11/2006 viene firmato un accordo di programma integrativo in cui si specifica che il termine previsto per l'attuazione e la definizione delle attività di cui al "Progetto sul riuso delle acque reflue depurate in Sicilia – Monitoraggio e studio finalizzato al riuso delle acque reflue depurate", coerentemente con quanto proposto dal Presidente del CTS, è stato prorogato di mesi cinque e pertanto,

in considerazione della data di inizio e del periodo di sospensione del progetto medesimo, lo stesso doveva essere completato entro il 30 settembre 2007.

Il Piano di Tutela delle Acque viene approvato dal commissario delegato per l'emergenza bonifiche e la tutela delle acque in Sicilia con l'ordinanza commissariale n. 333 del 24/12/2008, pubblicata nella Gazzetta Ufficiale della Regione Siciliana Parte I n.6 del 06/02/2009 in cui nell'allegato n.8 si riporta il "Progetto sul riuso delle acque reflue depurate in Sicilia – Monitoraggio e studio finalizzato al riuso delle acque reflue depurate".

Nell'allegato n.17 al PTA è riportato l'aggiornamento e la revisione del PRGA effettuato a cura della Sogesid S.p.A. nel 2006. Le informazioni contenute nel PRGA sono state utilizzate per la caratterizzazione del sistema delle utilizzazioni civili e della stima dei fabbisogni contenuta PTA. In particolare si è proceduto individuando, per ciascun bacino idrografico, le risorse idriche ad uso potabile (pozzi, sorgenti, derivazioni fluviali e invasi) ricadenti entro lo spartiacque ed i rispettivi volumi utilizzati. La somma di questi ultimi rappresenta le risorse idriche ad uso potabile presenti all'interno del singolo bacino. Inoltre sono stati identificati i centri di domanda (sulla base dei dati ISTAT 2001) per i quali sono stati calcolati i fabbisogni idropotabili sulla base dei valori di dotazione idrica distinta per residenti e fluttuanti. I fabbisogni sono stati ripartiti in funzione della effettiva percentuale di superficie di ciascun centro di domanda ricadente entro i limiti del bacino. Anche le informazioni, relative alla valutazione delle idroesigenze irrigue di ciascun bacino ed contenute nel PRGA sono state utilizzate nel PTA.

Il PRGA definisce l'utilizzo delle risorse (in particolare quelle per uso civile) attuale e futuro. Ne consegue che l'aggiornamento del PRGA deve necessariamente avere come riferimento la situazione programmatoria attuale e può essere modificato anche a seguito della variazione degli attuali regimi di concessione.

Il Piano di gestione del distretto idrografico della Sicilia (emanato ai sensi dell'art. 13 comma 3 e Allegato VI del D.Lgs. n. 152 del 3 aprile 2006 e successive modificazioni o modifiche e integrazioni; Presidenza Regione Siciliana, 2009) rappresenta lo strumento tecnico-amministrativo attraverso il quale definire e attuare una strategia per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee, che:

- impedisca un ulteriore deterioramento, protegga e migliori lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico;
- agevoli un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- miri alla protezione rafforzata e al miglioramento dell'ambiente acquatico, anche attraverso misure specifiche per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze prioritarie e l'arresto o la graduale eliminazione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose prioritarie;
- assicuri la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e ne impedisca l'aumento;
- contribuisca a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

Il quadro degli obiettivi, appena delineato, si concretizza attraverso il vincolo di raggiungere, entro il 2015, lo stato ambientale buono per tutti i corpi idrici del distretto, e sottendono l'idea che non è sufficiente avere acqua di buona qualità per avere un corpo idrico in "buono stato di qualità". In pratica, oltre ad avere acqua di buona qualità, i corpi idrici devono essere degli ecosistemi di buona qualità e conseguentemente con un buono stato non solo della componente chimico fisica, ma anche di quella biologica ed idromorfologica (come da Direttiva 2000/60).

Pertanto, gli obiettivi richiedono di ottimizzare gli usi della risorsa idrica cercando applicare il concetto della sostenibilità a tutti i livelli al fine di non deteriorare la qualità dei corpi idrici, ad esempio riducendo i prelievi e lasciando più acqua alla circolazione naturale, e riducendo i carichi inquinanti, perseguendo usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili. Ed altresì, di intervenire sui corpi idrici con uno stato ambientale inferiore a quello di buona qualità, al fine di poterlo raggiungere entro il 2015 e/o di mantenere la "qualità dei corpi idrici", intesi come ecosistemi (naturali o artificiali) o acquiferi, indipendentemente dalle loro eventuali utilizzazioni, attuando il risanamento dei corpi idrici inquinati, e mantenendo la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Il complesso degli obiettivi, dovrebbe garantire una qualità delle acque adeguata per i corpi idrici, e specificatamente per le

acque destinate a specifiche destinazioni d'uso (potabile, balneazione, molluschicoltura, vita dei pesci). Infine, il piano, per perseguire l'ultimo degli obiettivi elencati deve prevedere azioni in grado di "gestire" le situazioni derivanti da fenomeni alluvionali, proteggendo la popolazione ed il patrimonio dai rischi, queste azioni prevedono anche il ripristino delle condizioni naturali degli alvei "artificializzati".

Relativamente al riuso delle acque reflue in agricoltura e ai sensi dell'art. 112 del decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152, le regioni disciplinano nel proprio territorio il ciclo (produzione, stoccaggio, trasporto, spandimento) dell'utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione dei frantoi oleari e delle sanse umide, ed il ciclo (produzione, raccolta, stoccaggio, fermentazione/maturazione, trasporto, spandimento) degli effluenti di allevamento e delle acque reflue, adottando una specifica normativa tecnica che sia in linea con le indicazioni metodologiche emanate dallo Stato.

A seguito dell'ORD. n. 1300/05 "Accordo di programma tra l'Assessorato ai lavori pubblici della Regione Siciliana e l'Ufficio del Commissario Delegato per la realizzazione del *Progetto per il riuso delle acque reflue in Sicilia*" tramite la D.D.G. n. 61 del 17/01/07 sono stati approvati:

- "Disciplina regionale relativa all'utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione e degli scarichi dei frantoi oleari", emanata in attuazione di quanto previsto dal decreto del Ministero delle Politiche agricole e Forestali 6 luglio 2005
- "Disciplina regionale relativa all'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue provenienti dalle aziende di cui all'art. 101, comma 7, lettere a), b) e c) del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, e da piccole aziende agroalimentari", emanata in attuazione di quanto previsto dal decreto del Ministero delle Politiche agricole e Forestali 7 aprile 2006.

In estrema sintesi, l'utilizzazione agronomica delle acque di vegetazione e delle sanse umide, degli effluenti di allevamento e delle acque reflue contenenti sostanze naturali non pericolose è consentita in garanzia della tutela dei corpi idrici, non pregiudicando il raggiungimento degli obiettivi di qualità di cui agli articoli 76 e successivi del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, il rispetto delle norme igienico-sanitarie, di tutela ambientale ed urbanistiche. Si prevede, inoltre, l'adozione da parte del Dipartimento Regionale Interventi Strutturali e dal Dipartimento Regionale Interventi Infrastrutturali, di concerto con il Dipartimento Regionale Territorio e

Ambiente, del Piano regionale di spandimento delle acque di vegetazione previsto dall'art. 7 della legge n. 574 del 1996, e del Piano regionale di controllo sulle modalità di utilizzazione agronomica nelle aziende previsto dall'art. 30, comma 3, del decreto del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali 7 aprile 2006.

Le discipline indicano i divieti (di spandimento per tipologia di terreni e di localizzazione rispetto a arenili, invasi naturali, zone umide boschi, ecc), le modalità di stoccaggio, trasporto e spandimento delle acque di vegetazione e delle sanse umide.

La Regione Siciliana, Assessorato Regionale Territorio e Ambiente, per il tramite delle C.P.T.A. (Commissione Provinciale per la Tutela dell'Ambiente e la lotta contro l'inquinamento), sta raccogliendo tutti i dati disponibili per ciò che attiene ai siti di spandimento delle suddette tipologie di reflui e si sta provvedendo al posizionamento cartografico dei relativi siti. In atto sono stati censiti n.351 siti potenzialmente inquinanti ed in particolare:

- n.34 aree di spandimento di effluenti zootecnici (al momento il dato riguarda esclusivamente n.7 aree in provincia di Catania e n.27 aree in provincia di Siracusa);
- n.317 aree di spandimento delle acque di vegetazione provenienti da oleifici o frantoi (n.47 aree di spandimento in provincia di Catania, n.18 aree in provincia di Enna, n.30 in provincia di Ragusa, n.93 aree in provincia di Messina, un'area in provincia di Siracusa e n.128 aree in provincia di Trapani).
- Appare evidente come i dati siano parziali per alcune province e addirittura del tutto mancanti per altre ancora (Agrigento, Caltanissetta, Palermo); il censimento è ancora in corso d'opera.

Per quanto riguarda le zone vulnerabili da nitrati, con la Direttiva 91/676/CEE la Comunità si è proposto di dare indicazioni sul controllo e sulla riduzione dell'inquinamento idrico risultante dall'uso di quantità eccessive di fertilizzanti e dallo spandimento di deiezioni di animali allevati.

La Regione Siciliana ha redatto una “Carta regionale delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola”, predisposta secondo i criteri e gli indirizzi previsti dall'Allegato 7 del Decreto Legislativo n. 152/99 e successive modifiche ed integrazioni realizzata in scala 1:250.000 e approvata con D.D.G. n. 121 del 24 febbraio 2005 (GURS n. 17 del 22 aprile 2005).

Ne deriva che nel territorio regionale le zone vulnerabili occupano una superficie di 138.012 ettari, corrispondente a circa il 5,4% della superficie totale regionale e al 8,5% della superficie agricola regionale, escluse le isole minori. La superficie vulnerabile si estende prevalentemente nelle aree pianeggianti e nelle fasce costiere, laddove sono presenti anche aree irrigue investite a frutticoltura ed orticoltura intensiva.

Il Decreto legislativo 152/06 sottolinea che l'indagine preliminare di riconoscimento può essere suscettibile di sostanziali approfondimenti e aggiornamenti, sulla base di nuove indicazioni e conoscenze; proprio alla luce delle indicazioni dei tecnici che operano sul territorio, dei primi dati sul monitoraggio delle acque superficiali e profonde, delle nuove conoscenze sull'acquifero e sulla sua vulnerabilità, nonché di quelle sull'uso del suolo e dei relativi ordinamenti culturali e carichi zootecnici, è stato realizzato l'aggiornamento metodologico per la definizione della nuova "Carta Regionale delle zone vulnerabili da nitrati di origine agricola" in scala 1:250.000.

L'analisi dell'uso agricolo del suolo e degli ordinamenti culturali, condotta a livello regionale (escluse le isole minori), ha permesso di definire il rischio di inquinamento derivante dall'utilizzazione agricola dei suoli e di realizzare la Carta degli apporti agricoli di azoto.

Inoltre durante l'analisi delle criticità rilevate, effettuata nell'ambito del Piano di Gestione del distretto idrografico della Sicilia, in sede di analisi del contesto ambientale, è stata evidenziata una carenza di impianti di fitodepurazione e di riuso di acque reflue in agricoltura.

Si evidenzia inoltre che il Piano di Gestione del distretto idrografico della Sicilia evidenzia che tra le azioni previste dal Quadro Strategico Nazionale 2007-2013 "Piano di azione Regione Siciliana" - Obiettivo di servizio IV "Tutelare e migliorare la qualità dell'ambiente, in relazione al servizio idrico integrato", ci sono la realizzazione, il potenziamento, l'adeguamento e la ristrutturazione dei depuratori nonché la realizzazione delle opere di allontanamento di acque depurate e gli interventi di riuso delle acque reflue.

3.2 Caratteristiche qualitative delle acque reflue

Le caratteristiche chimico-fisiche e microbiologiche delle acque reflue costituiscono un importante parametro di valutazione ai fini del riutilizzo irriguo.

La composizione delle acque reflue non trattate, e di conseguenza degli effluenti trattati, dipende dalle caratteristiche della comunità dalla quale i reflui sono generati, a seconda che prevalgano oltre all'uso domestico della risorsa irrigua anche le attività terziarie o quelle di industrie artigianali. La composizione delle acque reflue può dunque variare leggermente da una comunità all'altra, per cui una buona conoscenza delle caratteristiche delle acque reflue risulta essenziale sia ai fini della scelta dei trattamenti che precedono il riutilizzo irriguo, sia nella scelta delle colture e dei metodi di irrigazione.

I parametri comunemente rilevati con maggior frequenza (ad esempio BOD₅, COD, solidi sospesi) ai fini del controllo dell'inquinamento a seguito dello scarico in corpo idrico o dello spandimento sul terreno di reflui trattati non sono sufficienti a caratterizzare le acque reflue ai fini del riutilizzo; è necessario dunque tenere conto anche di elementi e sostanze chimiche che possono avere degli effetti avversi sulla crescita delle piante e/o sulle caratteristiche del suolo. Il rilievo di tali parametri potrebbe non essere compreso nei controlli di routine che di solito vengono effettuati dai gestori degli impianti di trattamento o dagli organi preposti al controllo. Di conseguenza, quando si valuta la fattibilità del riuso a fini irrigui, è necessario accertare che le caratteristiche delle acque reflue da utilizzare siano tali da assicurare la sostenibilità del riutilizzo stesso.

Tra i parametri che maggiormente influenzano la sostenibilità del riuso (Tabella 3.3) meritano attenzione le sostanze inorganiche disciolte (ad esempio composti del sodio, del calcio e del magnesio). La concentrazione di tali sostanze di solito non diminuisce in maniera sostanziale a seguito dei processi di trattamento più comuni, ma può aumentare a causa dell'evaporazione, ad esempio durante trattamenti di affinamento estensivi quali lagunaggio o accumulo. La concentrazione di alcune sostanze disciolte inorganiche nelle acque trattate dunque risulta maggiore o uguale a quella dei reflui non trattati (Asano et al., 1990).

Come già accennato, nel valutare la possibilità di riuso delle acque reflue trattate a scopo irriguo è necessario esaminare le caratteristiche di tali acque in modo da evidenziare la possibilità di effetti a lungo termine sul suolo e sulle piante a causa della presenza di sali, nutrienti, e sostanze in traccia. In Tabella 3.4 è riportata la lista dei parametri più comunemente rilevati, con le relative unità di misura e gli intervalli di concentrazione comunemente osservati nelle acque irrigue.

Salinità. La salinità, misurata in termini di conducibilità elettrica, è il parametro più importante ai fini della valutazione della idoneità di un'acqua all'utilizzo irriguo.

Tabella 3.3 – Parametri di rilievo ai fini della sostenibilità del riutilizzo (adattato da Asano et al., 1990)

COMPONENTE	PARAMETRO MISURATO	EFFETTI
solidi sospesi	solidi sospesi compresi quelli volatili e quelli fissi	deposito di fanghi, occlusione nei sistemi di irrigazione (filtri ad erogatori)
sostanza organica	BOD ₅ , COD	riduzione dell'ossigeno disciolto in caso di scarico in corpo idrico
microrganismi patogeni	organismi indicatori, coliformi totali e fecali	rischio infettivo
macroelementi nutritivi	azoto, fosforo, potassio	concentrazioni eccessive possono essere causa di eutrofizzazione in caso di scarico in corpo idrico; forti concentrazioni di azoto possono essere causa di inquinamento delle falde
composti organici stabili	fenoli, pesticidi, idrocarburi clorinati	alcuni di questi composti non vengono eliminati dai trattamenti convenzionali; essendo tossici non possono essere dispersi nell'ambiente, e ciò può limitare il riuso irriguo di alcune acque reflue trattate
Attività ione idrogeno	pH	il pH influisce sulla solubilità dei metalli e sull'alcalinità dei suoli; l'intervallo di pH delle acque reflue urbane varia solitamente tra 6,5 e 8,5; la presenza di reflui industriali può accrescere la variabilità dei valori
metalli pesanti	ad esempio Cd, Zn, Ni, Hg	alcuni metalli pesanti danno origine a fenomeni di accumulo nell'ambiente e risultano tossici sia per gli animali che per le piante; la loro presenza può limitare il riuso irriguo di acque reflue
composti inorganici disciolti	solidi disciolti totali, conducibilità elettrica, elementi specifici (ad esempio Na, Ca, Mg, Cl, B)	una salinità eccessiva può danneggiare alcune colture; in particolare alcuni ioni, come cloro, sodio, e boro, sono tossici ad alcune colture; il sodio può ridurre la permeabilità del terreno
cloro residuo	cloro e suoi composti	concentrazioni eccessive di cloro residuo (> 0,05 mg/L Cl ₂) possono provocare bruciature alle estremità delle foglie in alcune colture sensibili; tuttavia nella maggior parte dei casi nelle acque trattate il cloro è presente sotto forma di composti organici clorinati, che non risultano dannosi per le piante ma possono costituire un problema nel caso di intrusione in falda

Tossicità. La tossicità dovuta ad un elemento specifico si verifica quando tale elemento viene assorbito dalla pianta (attraverso l'apparato radicale e/o attraverso le foglie) e si accumula nei suoi tessuti in concentrazioni che risultano tossiche e/o che diminuiscono la resa della pianta stessa. I fenomeni di tossicità si accompagnano di solito ad una alta salinità, ma occasionalmente fenomeni di tossicità si verificano anche in assenza di concentrazioni saline dannose. Gli ioni che più frequentemente sono presenti nelle acque reflue e sono causa di tossicità sono il boro, il cloro, e il sodio. La sorgente di boro più frequente sono i detersivi e i detergenti, nonché gli scarichi di

alcuni processi di lavorazione industriale. Anche le concentrazioni di cloro possono aumentare a causa dei processi di disinfezione attuati a monte delle reti di distribuzione, anche in concentrazioni tali da assicurare la copertura delle immissioni di eventuali inquinanti in rete. La sensibilità alle alte concentrazioni di ioni varia da una coltura all'altra, e sono disponibili in letteratura numerosi studi che forniscono dati sulle concentrazioni di ciascuno ione tollerate dalle varie colture (Pescod, 1992; Westcot e Ayers, 1990).

Permeabilità del suolo. Oltre ad essere causa di tossicità in molte colture, il sodio presente nelle acque di irrigazione può indurre cambiamenti nella struttura del terreno e ridurre sia la permeabilità sia, di conseguenza, anche la capacità di aerazione. La ridotta capacità di infiltrazione riduce i volumi idrici disponibili all'apparato radicale, impedendo così lo sviluppo stesso della pianta. Alla ridotta capacità di infiltrazione si accompagnano di solito problemi quali la formazione di croste che impediscono ulteriormente la penetrazione dell'acqua, e lo sviluppo eccessivo di erbe infestanti (entrambi dovuti alla scarsa aerazione del terreno e al ristagno dell'acqua). La ridotta permeabilità è limitata di solito agli strati più superficiali del terreno, ed è dovuta principalmente alla eccessiva concentrazione di sodio o alla scarsa presenza di calcio in questi strati di terreno o nell'acqua di irrigazione. Per ovviare a questi inconvenienti è dunque necessario valutare attentamente le caratteristiche delle acque reflue utilizzate e le caratteristiche del terreno, in modo da potere determinare l'intervento o la combinazione di interventi, ad esempio miscelazione di acque reflue con acque di migliore qualità, lisciviazione, applicazione di ammendanti (Oster e Rhoades, 1990).

Tabella 3.4 – Parametri per la valutazione dell'idoneità delle acque all'uso irriguo (adattato da Westcot e Ayers, 1990)

Parametro	Simbolo	Unità	Intervallo accettabile
Conducibilità elettrica	C.E.	dS m ⁻¹	0-3
Solidi disciolti totali	SDT	mg L ⁻¹	0-2000
Calcio	Ca ⁺⁺	mg L ⁻¹	0-400
Magnesio	Mg ⁺⁺	mg L ⁻¹	0-60
Sodio	Na ⁺	mg L ⁻¹	0-900
Carbonato	CO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0-3
Bicarbonato	HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0-600
Cloro	Cl ⁻	mg L ⁻¹	0-1100
Zolfo	SO ₄	mg L ⁻¹	0-1000
Boro	B	mg L ⁻¹	0-2
pH	pH		6,5-8,5
Indice di alcalinizzazione	SAR		0-15

Microelementi. Oltre al boro, altri microelementi (Zn, Cu, Cd, Pb) sono solitamente presenti nelle acque reflue trattate, ma le loro concentrazioni non sono tali da creare problemi di tossicità o accumulo.

Macroelementi nutritivi. La presenza di macroelementi nutritivi nelle acque reflue (azoto, fosforo e, in misura minore, potassio) può rappresentare un vantaggio ai fini irrigui, in quanto tali sostanze contribuiscono agli apporti di sostanze fertilizzanti di solito forniti con la concimazione. Tuttavia un eccesso di tali sostanze può essere a volte causa di sviluppo eccessivo della vegetazione, maturazione ritardata o non uniforme, bassa resa e/o qualità del prodotto. È dunque opportuno, in corso di pianificazione degli interventi di fertilizzazione, tenere conto degli apporti di macroelementi nutritivi provenienti dalle acque di irrigazione.

3.3 Effetti ambientali del riutilizzo irriguo delle acque reflue

La sostenibilità della pratica del riutilizzo a scopo irriguo delle acque reflue depurate dipende dai potenziali impatti della distribuzione di tali acque sulle componenti di un *agroecosistema* ovvero sul suolo, sulle colture e sull'ambiente nonché dai possibili impatti sulla salute pubblica. Tali conseguenze sono strettamente correlate alle caratteristiche qualitative delle acque reflue e quindi alla tipologia di trattamento a cui sono state soggette, nonché alla modalità con cui queste vengono utilizzate dall'agricoltore nel rispetto di quelle pratiche agricole che tengano conto degli aspetti agronomici, economici, ambientali e sociali.

Le acque reflue sono una ricca fonte di nutrienti. In esse sono infatti disciolte tutti i macro-elementi essenziali alla crescita, al mantenimento, alla resa delle specie vegetali come l'azoto, il fosforo, il potassio, lo zolfo, il magnesio ed il calcio ossia quelle sostanze che normalmente (anche senza pratica di riutilizzo), a seguito di determinati piani di concimazione, l'agricoltore somministra periodicamente sul suolo per ristabilire le condizioni di abitabilità e nutrizione ottimali per sostenere l'attività fisiologica delle specie vegetali coltivate a fini paesaggistici, alimentari o energetici. Il ricorso irriguo alle acque reflue si traduce quindi nella somministrazione di elementi capaci di supportare il metabolismo della pianta coltivata sostenendone la crescita, le rese e la qualità dei raccolti. Il beneficio agronomico è derivato dallo sfruttare quei nutrienti che, diversamente, dovrebbero essere somministrati attraverso le concimazioni o le fertilizzazioni. Condizione che si traduce in un beneficio economico notevole per le

aziende agricole. Se ipotizzassimo di somministrare 5000 m³/ha per un anno di acque reflue con caratteristiche qualitative simili a quelle imposte dalla legislazione italiana apporteremo circa 175 kg/ha anno di azoto totale e circa 60 kg/ha anno di fosforo.

Tuttavia, il ricorso alle acque reflue depurate può essere anche veicolo di eccessi di somministrazione di nutrienti (Lazarova et al., 2005) che possono comportare problemi agronomici, ambientali e impatti per la salute pubblica. Il problema maggiore comunque interessa soprattutto l'*azoto* in quanto elemento che non riesce ad essere trattenuto dai colloidali del terreno e presente nelle acque reflue in quantità maggiori rispetto ad altri. La somministrazione durante tutta la stagione di crescita di acque reflue depurate può tradursi nella distribuzione di una quantità notevole di sostanze azotate, a volte anche superiori rispetto alle necessità ed alle esportazioni delle specie vegetali, condizione che può favorire la perdita dei nutrienti per percolazione con potenziale inquinamento delle falde. L'eccessiva somministrazione di sostanze azotate si traduce, inoltre, nell'accumulo di nitrati nelle specie vegetali che può essere causa di problemi per la salute pubblica (Hussain et al., 2002). L'eccesso di disponibilità di *azoto*, rallenta lo sviluppo delle piante, provocando l'allungamento del ciclo biologico, aumenta il consumo idrico, riduce la resistenza dei fusti, favorendone la rottura e provocando fenomeni di allettamento (ad esempio nei cereali autunno-vernini), riduce la resistenza alle avversità climatiche e parassitarie (Giardini, 2002). Solitamente il contenuto in fosforo presente nelle acque reflue non è tale da comportare tossicità alle colture vegetali (Lazarova et al., 2005) nonché problemi di percolazione e inquinamento delle falde. Tuttavia, le applicazioni eccessive di fosfati possono causare carenze di rame e zinco mobili nel terreno, che sono micronutrienti importanti. Con alte concentrazioni di pH dei suoli, i fosfati precipitano, per lo più come fosfati di Ca e Mg (Lazarova et al., 2005).

Nelle acque reflue, oltre alla presenza di macro-elementi metallici o non metallici, sono presenti altre sostanze in piccolissime quantità (*trace elements* o *oligoelementi*) (Tabella 3.5) come ferro, alluminio, zinco, cadmio, boro, arsenico, berillio, cobalto, cromo, rame, fluoro, litio, manganese, piombo, nichel, mercurio e altri (Asano et al., 2007). Gli effetti di tali elementi sulle colture o sul suolo nonché sulle acque superficiali e sotterranee dipende dalla loro concentrazione, dalla durata del periodo di irrigazione (nel lungo periodo o nel breve periodo), dalle pratiche agronomiche utilizzate e dalle specie vegetali coltivate. Alcuni oligoelementi contenuti sono considerati da un punto di

vista botanico come microelementi ossia quelle sostanze necessarie al sostegno dell'attività fisiologica delle piante in piccolissime quantità. La somministrazione di acque contenenti livelli accettabili di microelementi si traduce in un supporto delle funzioni metaboliche ed un conseguente miglioramento della crescita e delle rese delle stesse anche da un punto di vista qualitativo. Al contrario, la somministrazione di acque reflue con alte concentrazioni di oligoelementi, tra cui i metalli pesanti, comporta notevoli rischi di tossicità per la pianta, con reazioni variabili in funzione dell'elemento in eccesso (Asano et al., 2007). Il riuso di acque depurate con elevate concentrazione di oligoelementi può quindi determinare impatti negativi sulla salute pubblica. Il consumo di cibi con una concentrazione elevata di tali elementi comporta l'entrata di questi nella catena alimentare che può tradursi in accumulo nelle specie superiori, come l'uomo, e generare così tossicità anche nel lungo periodo. Per quanto riguarda il suolo, la somministrazione nel lungo periodo di acque reflue depurate con una quantità eccessiva di oligoelementi può comportare accumuli in esso (Al-Nakshabandi, 1997; Khan, 2008; Chung et al., 2011) e provocare tossicità alle piante (Lorenzini et al., 2005) nonché la contaminazione delle falde acquifere, a causa dei fenomeni di percolazione (Asano et al., 2007).

Tabella 3.5 – Concentrazioni tipiche di oligoelementi nelle acque reflue depurate (adattato da Takashi Asano et al., 2007) e relativi limiti imposti dal DM 185/2003

Elementi	Effluente secondario (mg/l)		Dopo il trattamento terziario	Dopo l'osmosi inversa	Livello raccomandato dall'EPA		Limiti DM 185/2003
	Range	Media			Lungo termine	Breve termine	
Arsenico (As)	<0,005-0,023	<0,005	<0,001	0,00045	0,1	10	0,02
Boro (B)	<0,1-0,15	0,7	0,3	0,17	0,75	2	1
Cadmio (Cd)	<0,005-0,15	<0,005	<0,0004	0,0001	0,01	0,05	0,005
Cromo (Cr)	<0,005-1,2	0,02	<0,01	0,0003	0,1	20	0,1
Rame (Cu)	<0,005-1,3	0,04	<0,01	0,015	0,2	5	1
Mercurio (Hg)	<0,0002-0,001	0,0005	0,0001	-	-	-	0,001
Molibdeno (Mo)	0,001-0,018	0,007	-	-	0,01	0,05	-
Nichel (Ni)	0,003-0,6	0,004	<0,02	0,002	0,2	2	0,2
Piombo (Pb)	0,003-0,35	0,008	<0,002	0,002	5	20	0,1
Selenio (Se)	<0,005-0,02	<0,005	<0,001	0,0007	0,02	0,05	0,01
Zinco (Zn)	0,004-1,2	0,04	0,05	0,05	2	10	0,5

La distribuzione di acque reflue sul suolo può influire sulle sue caratteristiche di abitabilità e nutrizione, generando impatti negativi sulla crescita e lo sviluppo delle specie vegetali. Il riuso delle acque reflue in maniera non sostenibile si può tradurre nel lungo periodo in un aumento della salinità, della sodicità e, come già precedentemente

esposto, in accumuli di sostanze tossiche che possono interferire con la fauna terricola e le specie coltivate (Asano et al., 2007). La Salinità del terreno è influenzata dalla presenza dei solidi disciolti totali. Quindi, il potenziale di salinità delle acque reflue risulta direttamente proporzionale al contenuto di tali sostanze. Da un punto di vista agronomico l'aumento della salinità del suolo rappresenta un notevole inconveniente. L'eccesso di concentrazione salina, infatti, si traduce in una difficoltà di assorbimento idrico da parte dell'apparato ipogeo delle piante, a causa dell'aumento della pressione osmotica ed un accumulo di elementi tossici che possono essere veicolo di deterioramento della struttura del terreno (Giardini, 2002).

Il contenuto in Sodio delle acque irrigue influenza, invece, la concentrazione di questo nel suolo modificando il SAR e incentivando la sodicità. La presenza del sodio nel terreno si rivela dannoso per le piante in quanto tossico, interferisce con l'assorbimento di altri ioni e deteriora la struttura del substrato diminuendo le caratteristiche di abitabilità (Giardini, 2002).

Inoltre, il riutilizzo delle acque reflue depurate può determinare impatti negativi sulla salute pubblica (Hussain et al., 2002), soprattutto se queste vengono utilizzate per l'irrigazione delle colture alimentari. Come già accennato in precedenza la somministrazione può comportare accumuli di metalli pesanti e di nitrati. Tuttavia, le principali problematiche che interessano la salute pubblica sono dovute alle caratteristiche microbiologiche della risorsa riutilizzata, ossia alla presenza di microrganismi potenzialmente patogeni per l'uomo. L'utilizzazione di acque non ottimamente depurate da un punto di vista igienico sanitario può essere veicolo di microrganismi che possono comportare un numero notevole di patologie (Tabella 3.6).

Il rischio reale di contrarre malattie però dipende da molti fattori quali: l'effettiva presenza di tali microorganismi (risultato della tipologia e grado di trattamento a cui l'acqua è stata sottoposta), la modalità d'uso e distribuzione nelle specie coltivate (il metodo d'irrigazione) e la destinazione finale dei prodotti. È norma, infatti, non utilizzare acque reflue con caratteristiche biologiche non sicure, da un punto di vista igienico sanitario, su colture orticole il cui prodotto della coltivazione deve essere consumato fresco. Rischi ridotti (Lazarova et al., 2005) si hanno:

- per le colture arboree destinate al consumo umano e soggette a pratiche agricole che prevedano modalità di irrigazione tale da non determinare il contatto diretto con le acque reflue somministrate (micro-irrigazione);

- colture destinate all'alimentazione normalmente consumati solo dopo la cottura (patate, melanzane, barbabietole);
- colture destinate all'alimentazione previa asportazione della buccia (meloni, agrumi, frutta, banane, noci, arachidi);
- tutte quelle colture che non sono irrigate attraverso il ricorso dell'irrigazione a pioggia.

Da quanto finora descritto, emerge che gli impatti agronomici e ambientali connessi al riutilizzo dipendono in maniera significativa dalle caratteristiche qualitative delle acque reflue utilizzate, dalla modalità con cui queste vengono somministrate nonché dal rispetto dei limiti e delle buone norme agricole. L'utilizzazione di acque reflue che rispettino i vincoli di legge italiana garantiscono una riduzione notevole degli impatti negativi alle colture, al suolo e alle acque sotterranee e superficiali. Tale condizione, però, necessita di processi di depurazione adeguati allo scopo nonché una conoscenza ottimale e accurata delle acque che vengono riutilizzate. Il rispetto delle buone pratiche agricole, ossia, quelle azioni che tengano conto degli aspetti agronomici, economici, ambientali e sociali garantisce di un efficiente riutilizzo attraverso la salvaguardia delle risorse dell'agroecosistema così da essere un supporto alla resa, alla crescita e alla produzione agraria.

Tabella 3.6 - Agenti infettivi potenzialmente presenti nei reflui civili (adattato da Metcalf & Eddy, 1991)

<i>Organismi</i>	<i>Malattia</i>	<i>Sintomi</i>
Batteri:		
Escherichia coli	Gastroenteriti	Diarrea
Salmonella tiphy	Febbre tifoide	Febbre alta, diarrea, ulcera all'intestino
Vibrio cholera	Colera	Diarrea acuta, disidratazione
Protozoi:		
Balantidium coli	Balantidiasi	Diarrea, dissenteria
Cyclospora cayetanensis	Ciclosporiasis	Crampi allo stomaco e vomito
Elminti		
Tenia saginata	Teniasi	Tenia del bue
Ascaris lumbricoides	Ascariasi	Infestazione da verme cilindrico
Virus:		
Adenovirus	Infezioni all'apparato respiratorio	
Hepatitis A virus	Epatite infettiva	Ittero e febbre
Rotavirus	Gastroenteriti	

Non è da dimenticare, infine, che il ricorso al riutilizzo di acque reflue si concretizza in benefici sociali molto significativi. Il supporto all'irrigazione ed

all'approvvigionamento idrico delle colture si traduce in una minore pressione e consumo di risorsa idrica fresca. Questa condizione rappresenta un grandissimo e notevole beneficio per tutte le comunità ed in particolare per quelle regioni del mondo dove le condizioni climatiche e le tecnologie non garantiscono un approvvigionamento idrico sostenibile, nell'ottica del continuo aumento di popolazione mondiale e quindi di domanda irrigua e civile.

3.4 Fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue

A fronte del crescente interesse nel riutilizzo delle acque reflue è emersa a livello internazionale la necessità di mettere a punto sistemi di trattamento efficienti, affidabili e di semplice ed economica gestione e manutenzione. I sistemi di fitodepurazione rispondono a tutte queste caratteristiche e risultano oramai in forte diffusione anche nel territorio italiano.

In particolare, tali sistemi pur richiedendo per la loro realizzazione superfici relativamente ampie, presentano un basso costo di esercizio, assenza di consumi energetici e notevole semplicità nelle fasi di esercizio e manutenzione (Kadlec et al., 2008). Tali caratteristiche li rendono particolarmente indicati per il trattamento secondario dei liquami urbani di piccole comunità, in quanto sono in grado di ridurre in modo significativo le sostanze inquinanti contenute nelle acque reflue, ovvero per il trattamento terziario dei liquami urbani di medie comunità ai fini della rimozione di patogeni e parassiti.

Tra le tecniche di fitodepurazione vengono distinti i sistemi a flusso superficiale e quelli a flusso sub-superficiale.

I sistemi di fitodepurazione a flusso superficiale (FWS) trattano i liquami in bacini o canali a superficie libera su suolo permanentemente saturo. In tali sistemi possono essere utilizzate macrofite galleggianti, macrofite radicate sommerse, macrofite radicate emergenti o, in sistemi a carattere sperimentale, anche microfite .

Nei sistemi a flusso sub-superficiale, invece, le acque reflue scorrono attraverso un letto filtrante che costituisce il supporto per le radici delle macrofite radicate emergenti. Il livello idrico viene mantenuto al di sotto della superficie del substrato nel quale si vengono a creare condizioni sature e/o insature. Tali sistemi possono essere a flusso orizzontale o verticale.

Nei sistemi a flusso sub-superficiale orizzontale (H-SSF) il flusso idrico è continuo e scorre in senso orizzontale attraverso il medium di riempimento, nel quale si crea un ambiente prevalentemente anaerobico. Nei sistemi a flusso sub-superficiale verticale (V-SSF) le acque reflue da trattare, immesse sulla superficie del letto in modo discontinuo, percolano lentamente in senso verticale attraverso il medium di riempimento nel quale si crea un ambiente prevalentemente aerobico.

Le tipologie di sistemi di fitodepurazione possono essere diversamente combinate in un unico impianto, definito ibrido o multistadio, allo scopo di ottenere una riduzione delle aree superficiali necessarie al raggiungimento degli obiettivi depurativi o per migliorare alcuni processi come l'abbattimento dell'azoto e del fosforo (Brix, 1993).

Le combinazioni impiantistiche maggiormente utilizzate sono:

- H-SSF + V-SSF: lo stadio a flusso sommerso orizzontale rimuove gran parte dei solidi sospesi e del carico organico mentre lo stadio a flusso verticale effettua una rilevante ossidazione e un'efficace nitrificazione. Può essere previsto un ricircolo dell'effluente in testa all'impianto per incrementare la rimozione dei nitrati tramite i processi di denitrificazione che si verificano nell'H-SSF;
- V-SSF + H-SSF: lo stadio a flusso sommerso orizzontale assolve alla funzione di denitrificazione dell'effluente in uscita dal sistema verticale;
- H-SSF + V-SSF + FWS: lo stadio a flusso libero finale oltre a completare la rimozione delle sostanze azotate, affina ulteriormente l'abbattimento della carica microbiologica.

Infine, è necessario sottolineare che prima del trattamento di fitodepurazione le acque reflue devono essere sottoposte ad un pretrattamento di grigliatura e sedimentazione primaria (per piccoli sistemi può essere adottata una vasca Imhoff) allo scopo di eliminare le particelle di dimensioni maggiori e ridurre la concentrazione di solidi sedimentabili e sospesi in ingresso.

Un ruolo non solo estetico viene svolto dalla vegetazione nei sistemi di fitodepurazione. Infatti, numerose ricerche hanno dimostrato che le macrofite hanno un ruolo attivo, e non puramente estetico, nei processi depurativi delle acque reflue (Tabella 3.7). Studi comparativi tra impianti a flusso sub-superficiale vegetati e non vegetati, hanno evidenziato che le più elevate percentuali di rimozione dei principali

inquinanti si verificano in presenza della vegetazione (Tanner e Sukias, 1995; Tanner, 1996; Matheson et al., 2002).

Tabella 3.7 – Effetti delle macrofite nei sistemi di fitodepurazione

EFFETTI FISICI	Riduzione della velocità del flusso idrico
	Riduzione della velocità del vento sulla superficie dell'acqua (FWS)
	Attenuazione della luce
	Filtrazione
	Prevenzione della formazione di canali di erosione
	Riduzione dei fenomeni di intasamento del medium poroso
	Disponibilità di superfici per la formazione del biofilm
	Isolamento termico
EFFETTI BIOLOGICI	Assimilazione di nutrienti e metalli pesanti
	Rilascio di ossigeno dalle radici e rizomi
	Incremento dell'evapotraspirazione
	Formazione e rilascio di carbonio organico
	Rilascio di sostanze antibiotiche dalle radici
ALTRI EFFETTI	Conferimento di un aspetto esteticamente apprezzabile al sistema
	Formazione di habitat favorevoli all'insediamento della fauna
	Formazione di biomasse

Inoltre, è stato dimostrato che la maggior parte delle piante che si sviluppano in impianti di fitodepurazione sono in grado di raggiungere un'elevata produzione di biomassa per effetto della costante presenza di acque reflue contenenti elevate concentrazioni di elementi nutritivi (Ennabili et al., 1998; Maddison et al., 2005). Tali elevate produttività producono, tuttavia un problema legato alla possibile destinazione della stessa. Tale problema risulta ancora poco indagato anche se sta assumendo sempre maggiore rilievo a causa della crescente diffusione dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento di acque reflue di diversa origine. Una soluzione potrebbe essere rappresentata da un impiego di tale biomassa a fini energetici ma esistono ancora poche esperienze documentate in tale settore.

A tale elevato sviluppo vegetativo risulta associato un'elevata domanda evapotraspirativa che costituisce un aspetto di rilevante importanza nel caso di sistemi di fitodepurazione finalizzati al trattamento delle acque reflue per un loro successivo riutilizzo irriguo. Tuttavia il fenomeno risulta ancora scarsamente indagato seppure risultano presenti numerosi metodi per la sua stima.

In generale, sono state sviluppate diverse tecniche per misurare i tassi di evapotraspirazione: lisimetro, metodo del Bowen Ratio – Bilancio Energetico (BR-BE) e la tecnica di Eddy Covariance. I lisimetri sono in assoluto gli strumenti più affidabili per la misura dell'evapotraspirazione ma hanno lunghi tempi di installazione ed una gestione impegnativa (Hassan et al., 2008). Il BR-BE misura l'evapotraspirazione in

qualsiasi condizione atmosferica, tuttavia una misura poco accurata di uno strumento influenza direttamente tutti i flussi energetici misurati. Inoltre, il metodo non fornisce risultati attendibili quando i flussi di calore latente e sensibile presentano un valore approssimativamente identico ed opposto; tale condizione potrebbe verificarsi all'alba ed al tramonto (Unland et al., 1996). La tecnica di Eddy Covariance, risulta imprecisa quando gli strumenti di misura si bagnano in occasione di eventi piovosi o per la formazione di rugiada nelle prime ore del mattino (Twine et al., 2000; Burba e Anderson, 2007).

I tassi di evapotraspirazione delle colture possono essere anche stimati utilizzando le misure delle variabili meteorologiche effettuate in situ. I metodi più comunemente utilizzati per questo scopo sono: Penman-Monteith, Turc, Priestley-Taylor, Blaney-Criddle e FAO 56 (Zhao et al., 2005). Il metodo FAO 56 (Allen et al., 1998) trova un'ampia applicazione nel calcolo dell'evapotraspirazione negli ecosistemi agricoli (Smith, 2000; Paco et al., 2006; Singh et al., 2007) ed è in grado di fornire validi risultati nella stima dell'evapotraspirazione di monoculture o nei casi di ridotta densità della vegetazione (Allen et al., 1998; Drexler et al., 2004). In tale metodologia l'evapotraspirazione di una coltura è determinata dal prodotto tra l'evapotraspirazione di riferimento (ET_0), facilmente calcolabile con l'equazione di Penman-Monteith, ed il coefficiente colturale (K_c). I valori di K_c risultano notevolmente variabili in funzione della posizione geografica, della stagione e delle caratteristiche della vegetazione (Garatuza-Payan et al., 1998; Fermor et al., 2001; Peacock e Hess, 2004; Drexler et al., 2008). Tuttavia, la metodologia FAO 56 è scarsamente applicata nella stima dell'evapotraspirazione dei sistemi di fitodepurazione a causa della carenza, in letteratura, di validi valori di K_c per queste ultime (Fermor et al., 2001; Drexler et al., 2008).

4. Impianto sperimentale e metodologia adottata

4.1 Inquadramento territoriale

Gli impianti sperimentali sono stati realizzati a San Michele di Ganzaria (latitudine 37° 30' Nord, longitudine 14° 25' Est), piccolo centro urbano in provincia di Catania (Figura 4-1), con circa 5.000 abitanti. Il Comune, che dista dal capoluogo di provincia circa 90 km ed ha una superficie di circa 25,6 km², è un centro rurale con un'economia basata prevalentemente sulle attività terziarie e sull'agricoltura.



Figura 4-1 - Ubicazione del Comune di San Michele di Ganzaria

L'area oggetto di studio è caratterizzata da un clima mediterraneo-arido con una piovosità media pari a circa 500 mm/anno, afflussi concentrati nella stagione invernale ed una quasi totale assenza di precipitazioni nella stagione estiva.

Gli impianti sperimentali sono ubicati a Nord-Ovest dell'abitato di San Michele di Ganzaria in prossimità dell'impianto di depurazione comunale. Nell'area di pertinenza di tale impianto è stato realizzato un impianto di fitodepurazione a scala pilota (370 m s.l.m.). Mentre l'impianto di fitodepurazione a scala reale e le parcelle di colture da biomassa si trovano a circa 340 m dall'impianto di depurazione, in direzione est (Figura 4-2).



Figura 4-2 – Ubicazione degli impianti sperimentali

4.2 Impianto di fitodepurazione

Fitodepurazione a scala reale

L'impianto di fitodepurazione a scala reale è organizzato in due letti filtranti a flusso sub-superficiale orizzontale che costituiscono i primi moduli di un progetto più ampio che prevede la realizzazione di un sistema di affinamento (fitodepurazione e lagunaggio profondo) organizzato in quattro letti di fitodepurazione del tipo a flusso sub-superficiale orizzontale (H-SSF), funzionanti in parallelo, seguiti da tre serbatoi di accumulo per la regolazione e l'ulteriore affinamento delle acque reflue (Figura 4-3). Le acque trattate, pari a circa 300.000 m³/anno, saranno impiegate per l'irrigazione di circa 150 ettari di uliveti. Attualmente sono stati realizzati due letti di fitodepurazione entrati in esercizio rispettivamente nel gennaio 2001 (H-SSF1) e nel novembre 2006 (H-SSF2).

Le acque reflue del centro urbano vengono sottoposte ad un trattamento primario e secondario nell'impianto di depurazione convenzionale che, dopo una fase di pre-trattamento, presenta una linea acque organizzata in due moduli in parallelo, ciascuno costituito da una vasca Imhoff, un filtro percolatore ed una vasca di sedimentazione secondaria. Una parte della portata dei liquami trattati dall'impianto di depurazione

comunale, pari a circa 4 L/s, viene convogliata per gravità ai due letti di fitodepurazione, mentre la restante parte, così come le acque trattate da entrambi i letti filtranti, viene scaricata nel vicino fiume Tempio, in attesa dell'ultimazione del sistema di riuso.

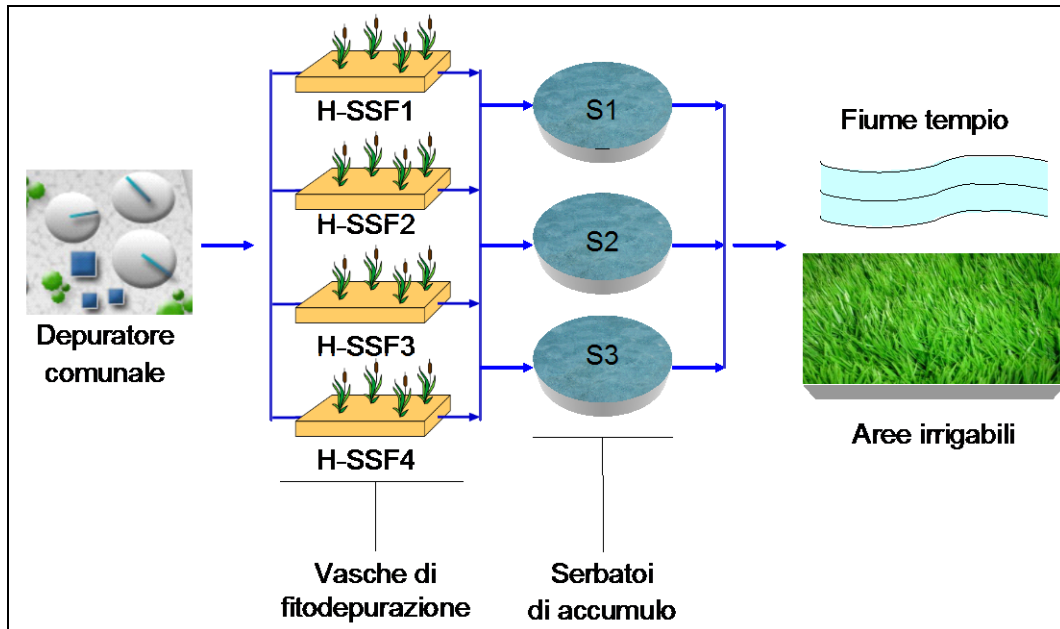


Figura 4-3. Schema del sistema di affinamento delle acque reflue di San Michele di Ganzaria (Catania)

Le vasche per il trattamento di fitodepurazione sono state dimensionate per effettuare ciascuna il trattamento terziario delle acque reflue di circa 1.100 abitanti equivalenti. I letti H-SSF1 ed H-SSF2 hanno una superficie del letto filtrante rispettivamente di circa 1.950 m² (25 × 78 m) e 1875 m² (25 × 75 m), corrispondente a circa 1,7 m² per abitante servito (Figura 4-4a). Il letto H-SSF2 presenta una sezione terminale a flusso superficiale di lunghezza pari a circa 3 m (Figura 4-4b). L'altezza dei letti filtranti è pari a 0,6 m, mentre il livello idrico medio all'interno del substrato è pari a circa 0,4 m. I letti di inerti sono costituiti da pietrisco avente una dimensione granulometrica costante pari a circa 8-10 mm.

Lungo la superficie di ciascun letto, sia trasversalmente che longitudinalmente, sono stati posti 9 piezometri tramite i quali è possibile effettuare il monitoraggio delle acque invase lungo il loro percorso attraverso il mezzo filtrante.

Su entrambi i letti di inerti sono stati messi a dimora rizomi di *Phragmites australis* (precedentemente prelevati da ambienti naturali in prossimità del sito in cui sorge l'impianto) nella misura di quattro rizomi per metro quadrato di superficie. La

Phragmites si è propagata e sviluppata in poco tempo, creando in appena sei mesi una copertura prossima al 100%.

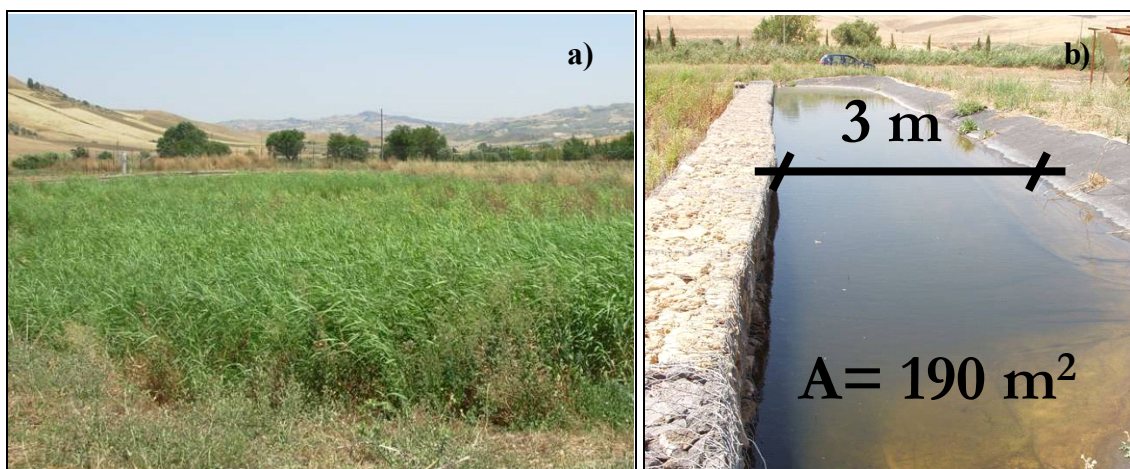


Figura 4-4 – Vista del letto H-SSF1 (a) e della sezione terminale del letto H-SSF2 (b)

Fitodepurazione a scala pilota

L'impianto sperimentale a scala pilota è stato realizzato in un'area aperta coperta di erbe spontanee e risulta organizzato in quattro vasche di fitodepurazione: due vegetate con *Phragmites australis* (Cav.) Trin. e due prive vegetazione. Le vasche di fitodepurazione sono state realizzate in calcestruzzo e tutte di identiche dimensioni, con una lunghezza di 3,00 m, una larghezza di 1,50 m, un'altezza di 0,80 m ed una superficie del letto filtrante pari a 4,50 m² (Figura 4-5a).

Le vasche sono state inoltre impermeabilizzate mediante l'apposizione di una guaina bentonitica sulle pareti interne e sul fondo. I letti filtranti sono costituiti da pietrisco lavico avente una dimensione granulometrica costante pari a circa 8-10 mm. Nell'angolo della sezione terminale di ciascun letto filtrante è stato collocato un piezometro per il monitoraggio del livello idrico all'interno del medium di riempimento. In ingresso alle vasche in calcestruzzo è stato realizzato un foro, collegato con un contenitore graduato, per lo scarico delle eventuali acque meteoriche in eccesso. Tutte le vasche sono dotate, in uscita, di un pozzetto in cui è collocato un tubo flessibile regolabile in altezza che permette la regolazione del livello idrico all'interno dei letti filtranti.

Nel giugno 2004 sono stati trapiantati sui letti di inerti sezioni di rizomi di *P. australis*, prelevati dalle sponde del vicino fiume Tempio, in numero di 8 rizomi m⁻². In breve tempo l'impianto ha creato una copertura completa della superficie filtrante (Figura 4-5). Nel corso dell'indagine sperimentale è stato effettuato lo sfalcio della

biomassa aerea della cannuccia di palude all'inizio di maggio 2009 ed alla fine di marzo 2010.

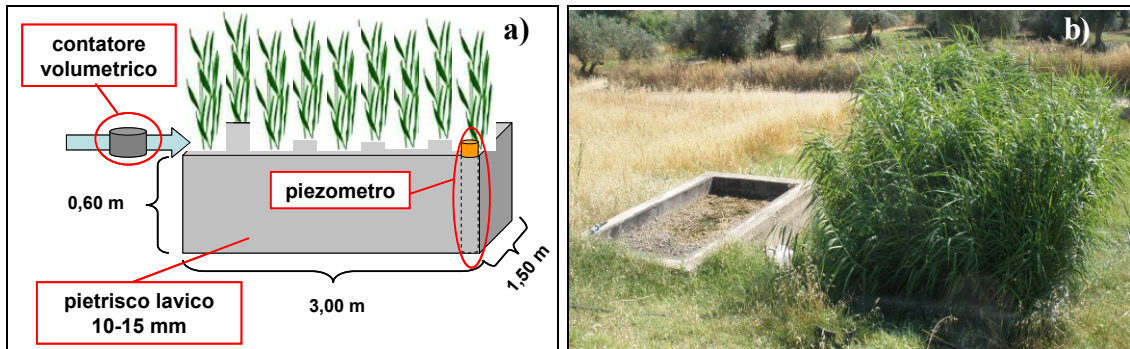


Figura 4-5 – Schema di una delle vasche di fitodepurazione a scala pilota (a) e vista di due dei quattro letti filtranti, vegetati con *Phragmites australis* e privi di vegetazione (b)

Il medium di riempimento è stato periodicamente saturato con le acque reflue urbane in uscita dalla vasca di sedimentazione secondaria dell'impianto di trattamento convenzionale sopra descritto. Le analisi condotte su tali acque non hanno rilevato differenze qualitative significative tra i due anni d'indagine (Tabella 4.1).

Tabella 4.1 - Valori medi delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici nelle acque reflue impiegate per il riempimento delle vasche di fitodepurazione

Parametri	Unità di misura	2009	2010
pH	–	8,2	7,9
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1.388	1.326
SST	mg L^{-1}	138	116
COD	mg L^{-1}	34,5	32,4
BOD ₅	mg L^{-1}	18,4	17,8
NH ₄	mg L^{-1}	14,4	15,2
N _{tot}	mg L^{-1}	24,5	25,1
P _{tot}	mg L^{-1}	6,5	6,8

Infine, presso l'area sperimentale è stato installato un evaporimetro di classe A per la misura dell'evaporato. Lo strumento è collegato ad una stazione meteo di tipo completo (modello CR510X Campbell Scientific) che ha consentito la registrazione in continuo delle fluttuazioni del livello idrico dell'evaporimetro, oltre che la misura oraria delle principali grandezze climatiche caratterizzanti il sito in esame (precipitazione, temperatura dell'aria, umidità relativa dell'aria, radiazione solare, velocità e direzione del vento).

4.3 Impianto di produzione di biomasse erbacee

L'impianto sperimentale, per la produzione di biomasse erbacee a scopi energetici, è stato realizzato a San Michele di Ganzaria in prossimità dell'impianto di fitodepurazione impiegato per il trattamento terziario di parte delle acque reflue urbane (cfr. 4.2) (Figura 4-6).

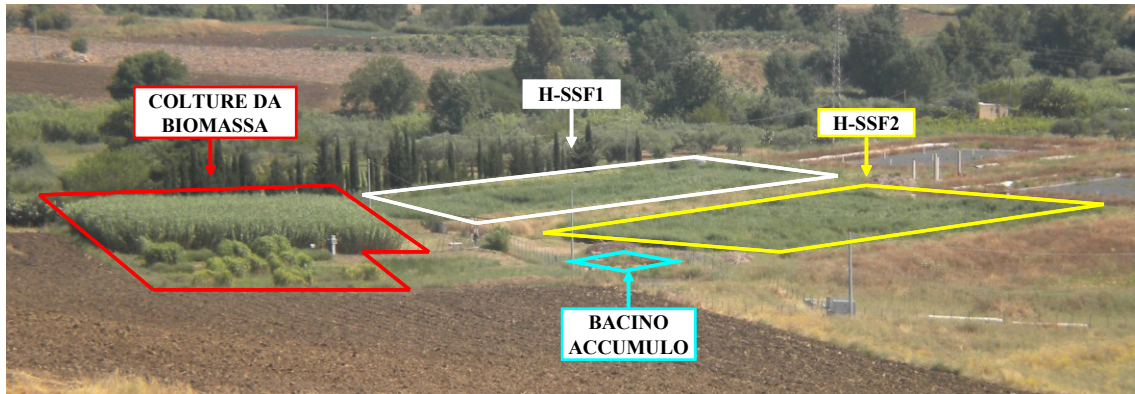


Figura 4-6 – Vista panoramica del sito sperimentale di San Michele di Ganzaria

Le acque reflue trattate dai due letti di fitodepurazione, durante la stagione irrigua, vengono in parte stoccate in un bacino di raccolta (di volume pari a circa 40 m³), per un tempo variabile in funzione del turno irriguo, ed utilizzate per l'irrigazione delle colture erbacee indagate (Figura 4-7).



Figura 4-7 – Vista panoramica dell'impianto sperimentale di colture erbacee da biomassa di San Michele di Ganzaria

L'indagine, condotta in pieno campo, ha previsto la coltivazione di specie erbacee perennanti in parcelle elementari di circa 9 m² (3 m x 3 m), organizzate secondo uno schema a blocchi randomizzati (Figura 4-8) replicati tre volte. In tali parcelle sono state piantumate (4 piante/m²), nel luglio 2008, plantule di *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel (4 piante/m²) e *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash (4 piante/m²), e nel maggio 2009, rizomi di *Miscanthus x Giganteus* Greef et Deuter. Nel medesimo mese di luglio 2008 sono state poste a dimora, su due attigue parcelle, di superficie pari a circa 500 m² ciascuna, plantule di *Arundo donax* (L.) (4 piante/m²) e, su altre due parcelle di 30 m² ciascuna, piante di *Lytrum salicaria* (L.) (10 piante/m²) e *Typha latifolia* (L.) (4

piante/m²). Inoltre, su parcelle di 9 m², è stato posto allo studio un ibrido di sorgo da fibra (*Sorghum bicolor* (L.) Moench ibrido H133 Syngenta) con tre livelli di concimazione (ciascuno con due repliche): non concimato, bio-fertilizzato con Micosat F-AT WP (inoculo misto di radici micorrizate e triturate, contenente spore e miceli di funghi simbiotici endomicorrizici dei generi *Glomus*) e concimato con nitrato di ammonio (100 Kg ha⁻¹ di N). Per le tre tesi allo studio è stata adottata la medesima concimazione fosfatica. Il sorgo è stato seminato il 7 luglio 2008 ed il 20 luglio 2009 adottando una densità di semina di 25 semi/m².

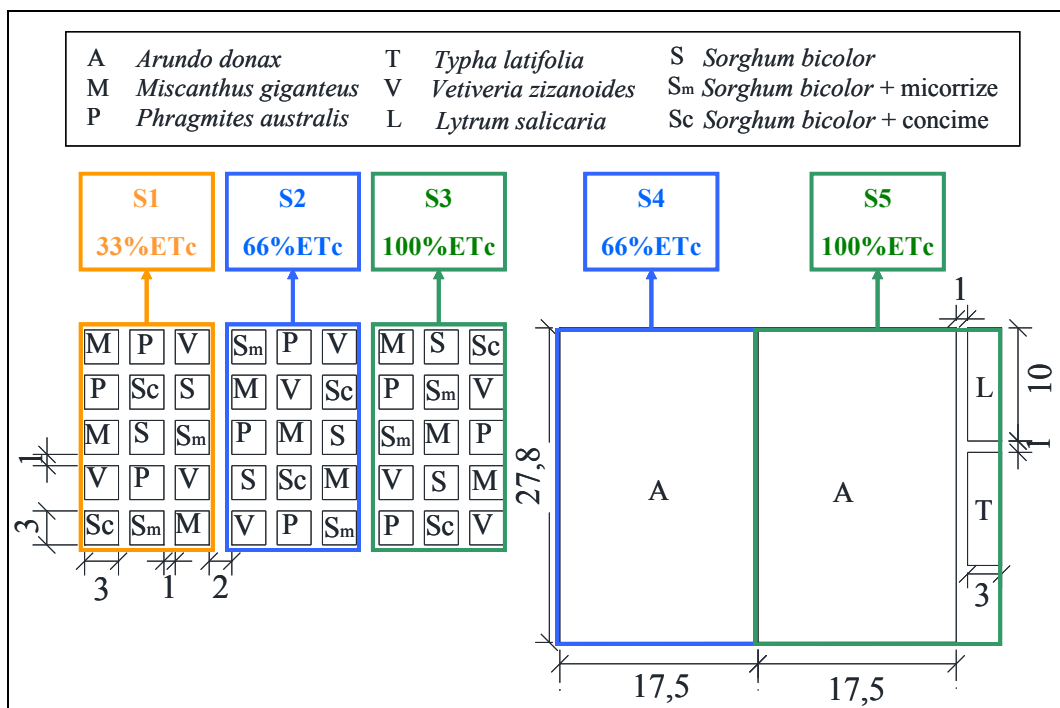


Figura 4-8 – Schema dell'impianto sperimentale di colture erbacee da biomassa di San Michele di Ganzaria

Nel terreno, prima della messa a dimora delle plantule, è stata eseguita un'aratura superficiale seguita da un affinamento delle zolle grossolane. Alla ripresa dell'attività vegetativa è stata effettuata una concimazione minerale (nitrato ammonico e perfosfato minerale) che ha previsto la distribuzione, alle colture perenni, di circa 110 e 140 kg ha⁻¹ di N_{tot} e 75 e 40 kg ha⁻¹ di P_{tot} rispettivamente nella seconda (2009 – 2010) e terza stagione di crescita (2010 – 2011).

L'attività sperimentale ha previsto tre livelli di restituzione dell'evapotraspirato (33%, 66% e 100% ET_c) per *Vetiveria zizanioides* (Vetiver), *Miscanthus x giganteus* (Miscanto), *Phragmites australis* (Cannuccia di palude) e *Sorghum bicolor* (Sorgo), due livelli di restituzione dell'ET_c (66% e 100%) per l'*Arundo donax* (Canna comune) ed

una restituzione completa dell'evapotraspirato per *Lytrum salicaria* (Salcerella) e *Typha latifolia* (Mazza di tamburo) (Tabella 2.1).

Tabella 4.2 – Periodo d'indagine e tesi irrigue di ciascuna specie indagata

Specie	Periodo d'indagine	Tesi irrigue
<i>Vetiveria zizanioides</i>	2008 – 2009 -2010	33% ET _c – 66% ET _c – 100% ET _c
<i>Myscanthus x giganteus</i>	2009 – 2010	33% ET _c – 66% ET _c – 100% ET _c
<i>Phragmites australis</i>	2008 – 2009	33% ET _c – 66% ET _c – 100% ET _c
<i>Arundo donax</i>	2008 – 2009 – 2010	66% ET _c – 100% ET _c
<i>Lytrum salicaria</i>	2008 – 2009	100% ET _c
<i>Typha latifolia</i>	2008 – 2009	100% ET _c
<i>Sorghum bicolor</i>	2008 – 2009	0% ET _c - 33% ET _c – 66% ET _c – 100% ET _c

Le acque reflue accumulate nel bacino di raccolta vengono prelevate mediante un impianto di sollevamento del tipo multistadio ad asse verticale della potenza di 2,2 kW (Figura 4-9a), filtrate da un filtro a dischi (produzione Irritec) 120 mesh con controlavaggio automatico (Figura 4-9b) e convogliate ad un impianto di microirrigazione per la distribuzione delle acque alle colture indagate.

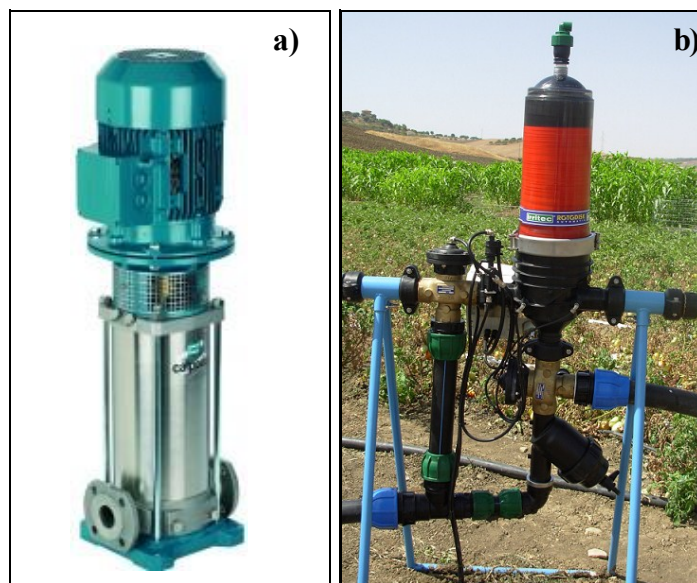


Figura 4-9 – Sistema di sollevamento (a) e di filtrazione (b) dell'impianto sperimentale di microirrigazione

L'impianto di microirrigazione (Figura 4-10) è suddiviso in cinque settori composti da una condotta di testata ($\Phi=40$ mm) ed ali gocciolanti ($\Phi =16$ mm) distanziate 0,50 m. In ciascuna ala gocciolante di tipo integrale (produzione Siplast) sono presenti (ad una interdistanza di 0,33 m) microerogatori a labirinto (con regime turbolento), prestampati in linea, eroganti una portata $q=2,1$ L/h, ad una pressione $p=100$ kPa. Ciascun settore è stato inoltre dotato di contatori volumetrici per la lettura

dei volumi idrici somministrati, nonché di manometri per la regolazione e il controllo della pressione di esercizio.

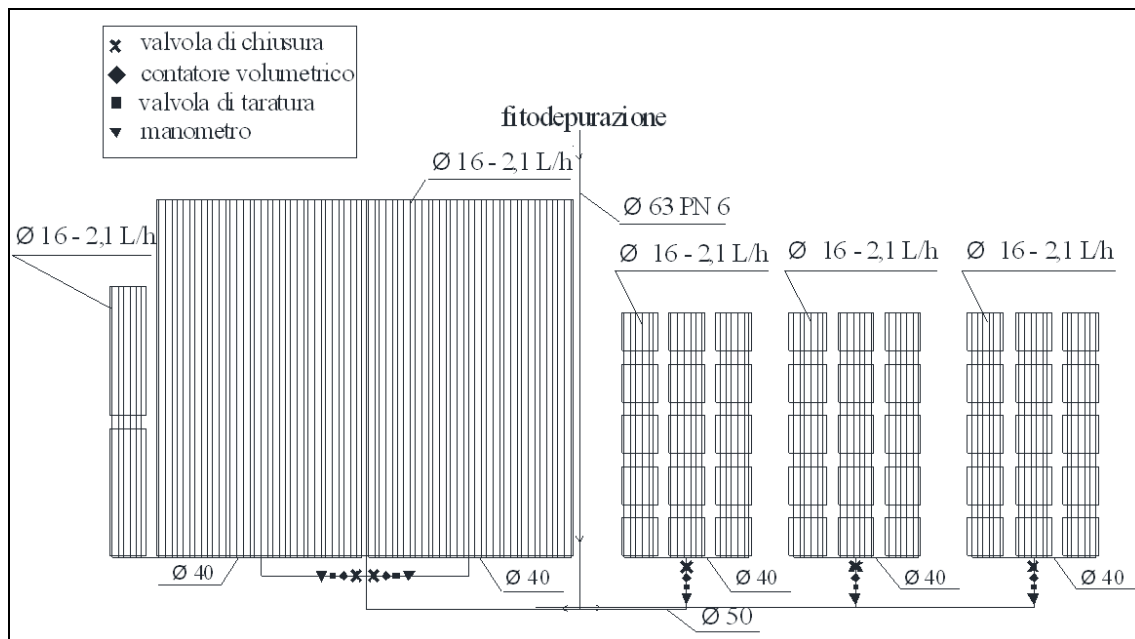


Figura 4-10 - Schema dell'impianto irriguo del campo sperimentale di colture erbacee di San Michele di Ganzaria

4.4 Metodologia adottata

4.4.1 Impianto di fitodepurazione

Fitodepurazione a scala reale

Il funzionamento dell'impianto di fitodepurazione a scala reale di San Michele di Ganzaria è stato monitorato mediante campionamenti e analisi per la determinazione delle caratteristiche fisiche, chimiche e batteriologiche delle acque reflue. In particolare, sono state campionate le acque reflue in ingresso al sistema di fitodepurazione ed in uscita dal letto H-SSF1 e dal letto H-SSF2, rispettivamente nel periodo compreso tra gennaio 2008 e dicembre 2010. Utilizzando le metodiche IRSA-CNR, sono stati determinati i seguenti parametri chimico-fisici: solidi sospesi totali (a 105°C), BOD₅, COD, azoto totale e fosforo totale. La determinazione del numero di *Escherichia coli* è stata effettuata con il metodo delle membrane filtranti, secondo metodi standard per l'esame delle acque (APHA, 1998).

Nell'anno 2010, sulle piante di cannuccia di palude dei due letti filtranti, sono stati effettuati dei rilievi finalizzati alla valutazione dei loro caratteri morfobiometrici, della loro dinamica di crescita, della loro produttività e delle loro caratteristiche

energetiche, secondo la metodologia che verrà di seguito descritta per le colture erbacee da biomassa (cfr. 4.4.2).

Fitodepurazione a scala pilota

Nel periodo compreso tra giugno e novembre 2009 e tra aprile e novembre 2010 è stata effettuata la valutazione dei valori di ET, sia per la *P. australis* (ET_{phr}) che per i letti non vegetati (ET_{con}), effettuando la misura della quantità di acqua necessaria per ripristinare, dopo un certo periodo, il livello idrico iniziale all'interno dei letti filtranti. A tale volume è stato sommato quello della pioggia netta, ottenuto per differenza tra le precipitazioni registrate dalla stazione meteorologica ed i volumi idrici, del troppo pieno dei letti filtranti, raccolti nei contenitori graduati. I volumi idrici immessi nelle vasche sono stati misurati con un contatore volumetrico. Le operazioni di riempimento sono state condotte con una frequenza variabile in relazione alle condizioni climatiche: 2-3 volte alla settimana durante i periodi caldi e secchi ed una volta a settimana nei periodi con basse temperature o precipitazioni. Per tutto il periodo d'indagine comunque sono state garantite costanti condizioni di saturazione del mezzo di radicazione della *P. australis*. Per ottenere serie di dati omogenei e comparabili le misure di ET sono state cumulate su scala decadale. L'evapotraspirazione di riferimento (ET_0) è stata calcolata con un foglio di calcolo, PMday.xls (Snyder e Eching, 2007; Snyder e Eching, 2009). Il programma calcola ET_0 (mm giorno⁻¹) utilizzando la seguente formulazione di Penman-Monteith (ASCE-EWRI, 2004):

$$ET_0 = R_0 + A_0 \quad (4.1)$$

dove R_0 ed A_0 sono i termini di radiazione e termodinamici della formula di Penman-Monteith equazione per il calcolo dell'evapotraspirazione di riferimento di una coltura di prato. Il termine radiazione è stata calcolata con la seguente equazione:

$$R_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34U_2)} \quad (4.2)$$

dove $0,408 = 1/2,45$ converte le unità da MJ m⁻² giorno⁻¹ a mm giorno⁻¹, Δ è la pendenza della curva di pressione di vapore saturo (kPa °C⁻¹) a temperatura media dell'aria, G è il flusso di calore dal suolo (MJ m⁻² d⁻¹, prossimo a zero), γ è la costante psicometrica

(kPa ° C⁻¹) ed U₂ è la velocità del vento a 2 m di altezza dal suolo (m s⁻¹). La Radiazione netta al di sopra della coltura (R_n, MJ m⁻² giorno⁻¹) è data da:

$$R_n = (1 - 0.23)R_s - f0.34 - 0.14\sqrt{e_a} \cdot \sigma \left[\frac{(T_x + 273.15)^4 + (T_n + 273.15)^4}{2} \right] \quad (4.3)$$

dove R_s è la radiazione solare misurata (MJ m⁻² d⁻¹), e_a è la pressione di vapore attuale (kPa), σ è la costante di Stefan-Boltzmann (4,90 × 10⁻⁹ MJ m⁻² giorno⁻¹ K⁻⁴), T_x e T_n sono le temperature massime e minime giornaliere dell'aria (°C). Il termine aerodinamico è stata stimata da:

$$A_0 = \frac{\left(\frac{900\gamma}{T_M + 273} \right) U_2 (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34U_2)} \quad (4.4)$$

dove T_M è la temperatura media giornaliera dell'aria (°C), e_d è la pressione effettiva di vapore o pressione di vapore saturo (kPa).

Il coefficiente della pianta (K_p, adimensionale), analogamente al K_c FAO (Allen et al., 1998), è stato calcolato (Eq. 4.5) effettuando il rapporto tra l'evapotraspirazione misurata della *P.australis* (ET_{phr}, mm) e l'evapotraspirazione di riferimento calcolata (ET₀, mm).

$$K_p = \frac{ET_{phr}}{ET_0} \quad (4.5)$$

Come descritto per ET anche il K_p è stato calcolata su scala decennale.

Durante la seconda stagione di crescita sono stati condotti rilievi dei principali caratteri morfobiometrici della *P.australis*: diametro del culmo, foglie totali e secche, statura della pianta e densità dei culmi. Al termine delle due stagioni di crescita sono stati effettuati campionamenti di biomassa aerea al fine della valutazione della produttività della *P.australis*.

In entrambi gli anni di ricerca è stato valutata l'efficienza nell'uso dell'acqua (WUE) della *P.australis* rapportando la produzione di biomassa secca (g m⁻²) al momento della raccolta finale alla quantità di acqua evapotraspirata (L m⁻²) dalle piante durante la stagione vegetativa.

4.4.2 Impianto di produzione di biomasse erbacee

Irrigazione

Gli interventi irrigui sono stati effettuati nel periodo luglio-ottobre 2008 e maggio-ottobre 2009 e 2010, con una frequenza di 2-3 giorni in relazione alla variabilità delle condizioni climatiche.

I volumi irrigui sono stati calcolati secondo la seguente formula:

$$I = ET_c - P + D_p + R_f \quad (4.6)$$

dove:

ET_c = evapotraspirazione colturale (mm) calcolata moltiplicando l'evapotraspirazione di riferimento (ET_0), determinata mediante la formula di Priestley-Taylor (Priestley e Taylor, 1972) implementata con i dati raccolti dalla stazione meteorologica, per il coefficiente colturale (K_c) variabile in funzione dello stadio fenologico delle specie.

P = precipitazioni (mm) registrate dalla stazione meteorologica

D_p = percolazione profonda (mm) (valutata trascurabile per l'impiego del sistema di irrigazione localizzata)

R_f = ruscellamento (mm) (valutato trascurabile per l'impiego del sistema di irrigazione localizzata)

Nel primo anno d'indagine, nelle colture perenni, sono state distribuiti volumi idrici superiori alle tesi allo studio (33%, 66% e 100% ET_c) per garantire l'insediamento delle plantule.

Caratterizzazione chimico-fisica e microbiologica delle acque reflue irrigue

Durante le diverse stagioni irrigue sono state campionate, con cadenza bisettimanale, le acque reflue impiegate per l'irrigazione effettuando dei prelievi a valle del processo di filtrazione. Sui campioni prelevati sono state determinate le caratteristiche fisiche e chimiche. Utilizzando le metodiche IRSA-CNR, sono stati rilevati i seguenti parametri chimico-fisici: pH, C.E., BOD₅, COD, N_{org}, N-NO₂, N-NO₃, N-NH₄, N_{tot} e P_{tot}.

Caratterizzazione chimico-fisica del suolo

L'indagine sperimentale ha previsto una caratterizzazione chimico-fisica del suolo irrigato. In particolare, prima dell'inizio dell'indagine sperimentale ed al termine del

secondo ciclo di raccolta delle biomasse erbacee sono stati prelevati, in corrispondenza delle ali gocciolanti superficiali, campioni indisturbati di suolo ad una profondità variabile tra 15 e 30 cm.

Sui campioni di suolo prelevati prima della messa a dimora delle piante erbacee è stata eseguita un'analisi fisica al fine di determinare le percentuali di scheletro, terra fine, sabbia, limo e argilla, in accordo con le metodiche ISSS (Società Internazionale di Scienza del Suolo) e secondo quanto previsto dai “Metodi ufficiali di analisi fisica del suolo” del D.M. del 01/08/97 riportati nella Gazzetta Ufficiale n. 204 del 2 settembre 1997.

Inoltre, su ciascun campione sono stati determinati, secondo i “metodi ufficiali di analisi chimica del suolo” del Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (1994), i seguenti parametri: calcare totale, calcare attivo, carbonio organico, azoto totale, pH e conducibilità elettrica.

Rilevi dei caratteri morfobiometrici e della produttività

Sulle specie indagate sono stati effettuati dei rilievi bio-agronomici finalizzati alla valutazione dei principali parametri biometrici, della loro dinamica di crescita, nonché della loro produttività.

In particolare, nelle parcelle allo studio sono state identificate, in funzione delle dimensioni della parcella, un numero variabile di piante rappresentative della popolazione, sulle quali sono state rilevati i seguenti caratteri biometrici: statura della pianta, diametro basale del culmo, numero di foglie per pianta, numero di foglie verdi per pianta.

Inoltre, su aree campione di 1 m² (1 m x 1 m) sono stati prelevati, in tre diversi periodi (inizio, metà e fine inverno) per ciascun ciclo vegetativo, campioni di vegetazione per la determinazione del peso fresco e secco (in g pianta⁻¹) delle piante (eventualmente suddiviso tra culmo, foglie e panico), della produttività (in t ha⁻¹) e del contenuto di umidità alla raccolta (in %). Tali parametri sono stati valutati essiccando, ad una temperatura di 65°C, i campioni delle specie indagate in una stufa termoventilata fino al raggiungimento del peso costante.

Per le colture perenni allo studio è stata calcolata, ad ogni raccolta della biomassa epigea, l'efficienza d'uso dell'acqua (Water Use Efficiency - WUE) (Mantineo et al., 2009) espressa in g L⁻¹ secondo la seguente formula:

$$WUE = B / I \quad (4.7)$$

dove B è la produzione in biomassa secca (espressa in g m⁻²) ed I il consumo idrico della coltura (espresso in L m⁻²) ottenuto sommando ai volumi idrici somministrati alla coltura per mezzo dell'irrigazione quelli apportati dalle precipitazioni misurate durante il ciclo vegetativo colturale.

Caratterizzazione chimica del sorgo

Sui campioni di sorgo, prelevati nell'anno d'indagine 2008-2009, è stata effettuata un'analisi qualitativa che ha previsto la determinazione del contenuto in carboidrati, ceneri ed azoto.

La percentuale di carboidrati è stata determinata adottando il sistema Van Soest (Goering et al., 1970) con il quale vengono ricavati i carboidrati strutturali suddivisi in NDF (Fibra Neutro Detersa), ADF (Fibra Acido Detersa). L'NDF comprende cellulosa, emicellulosa, lignina, ceneri e composti azotati della parete cellulare. L'ADF è composta dalle parti meno digeribili di una pianta (Buxton et al., 1995): cellulosa, lignina, silice, proteina grezza insolubile e ceneri.

Il contenuto di ceneri (costituite principalmente da calcio, fosforo e magnesio) è stato determinato ponendo 3 g di campione vegetale in una muffola ad una temperatura di 550°C per 3 ore (ISO 1171 – 1981).

Per la determinazione del contenuto di azoto è stato adottato il metodo Kjeldahl (AOC, 1990).

Infine, è stata valutata la percentuale di micorizzazione delle radici di sorgo mediante una metodologia che ha previsto, dapprima, l'immersione dei frammenti di radici in una soluzione di blu di metile allo 0,1% in acido lattico, successivamente, il loro lavaggio con acido lattico puro ed infine la valutazione della porzione di radice occupata dai funghi micorrizici mediante osservazione al microscopio ottico (Trouvelot et al., 1996).

Analisi statistica

I dati sono stati sottoposti all'analisi della varianza; in presenza di significatività è stato applicato il metodo di separazione delle medie di Student-Newman-Keuls (SNK).

Le relazioni tra i caratteri sono state analizzate attraverso le l'applicazione della correlazione lineare e delle funzioni di regressione lineare.

4.4.3 Caratterizzazione energetica delle biomasse

Nel corso degli tre anni d'indagine sono stati prelevati campioni di vegetazione in tre diversi periodi (inizio, metà e fine inverno) per la determinazione della produttività e del potere calorifico.

Su un'aliquota dei campioni prelevati, pari a circa 1 g di materiale vegetale polverizzato, è stato determinato, mediante bomba di Mahler (SN 3.472, SDM, Torino, Italia), il potere calorifico superiore (PCS).

Il potere calorifico inferiore (PCI) è stato valutato detraendo al valore del PCS il calore di condensazione del vapore d'acqua durante la combustione (Molari et al., 2010). A tale scopo è stata utilizzata la seguente formula:

$$PCI = PCS - (U + 9H) \cdot 606 \quad (4.8)$$

dove: (U) è il contenuto di acqua nel combustibile (% in peso), (H) è il contenuto di idrogeno (% in peso), (606) è il calore di vaporizzazione (in Kcal) di 1 Kg di acqua.

Per ciascuna specie poliennale, ad ogni ciclo di raccolta, è stato valutato il parametro "output energetico" (OE) espresso in $GJ ha^{-1}$ e determinato mediante la seguente formula (Angelini et al., 2005).

$$OE = B \cdot PCI \quad (4.9)$$

dove B è la produzione in biomassa secca ($t ha^{-1}$) e PCI il potere calorifico inferiore espresso in $GJ t^{-1}$.

Inoltre, ad ogni sfalcio della biomassa aerea delle colture perenni è stato valutato l'Energy Water Use Efficiency (EWUE) (Mantineo et al., 2009) espresso in $kJ L^{-1}$ e calcolata mediante la seguente formula:

$$EWUE = OE / I \quad (4.10)$$

dove OE è l'output energetico ($kJ ha^{-1}$) ed I il consumo idrico della coltura (espresso in $L ha^{-1}$) ottenuto sommando ai volumi idrici somministrati alla coltura per mezzo dell'irrigazione quelli apportati dalle precipitazioni misurate durante il ciclo vegetativo colturale.

5. Analisi dei risultati sperimentali

5.1 Meteo

Nel periodo d'indagine le temperature mensili dell'aria sono variate da $-2,9$ a $21,7$ °C (temperature minime) e da $6,8$ a $44,9$ °C (temperature massime). La temperatura media è risultata pari a $16,4$ °C, con i valori più elevati registrati nei mesi di giugno e luglio (media pari a circa $25,1$ °C), mentre quelli più bassi sono stati rilevati nel periodo compreso tra dicembre 2010 e febbraio 2011 (media pari a circa $8,6$ °C).

Il regime pluviometrico è stato caratterizzato da afflussi meteorici generalmente superiori alla media che hanno interessato, in modo apprezzabile, il periodo compreso tra ottobre 2008 e aprile 2009, con un'altezza complessiva delle precipitazioni pari a circa 1170 mm (Figura 5-1). Il mese di agosto è risultato costantemente privo di precipitazioni. Nelle tre diverse stagioni di crescita sono state registrate le seguenti precipitazioni complessive:

- 656 mm (giugno 2008 – febbraio 2009);
- 805 mm (marzo 2009 – febbraio 2010);
- 664 mm (marzo 2010 – febbraio 2011).

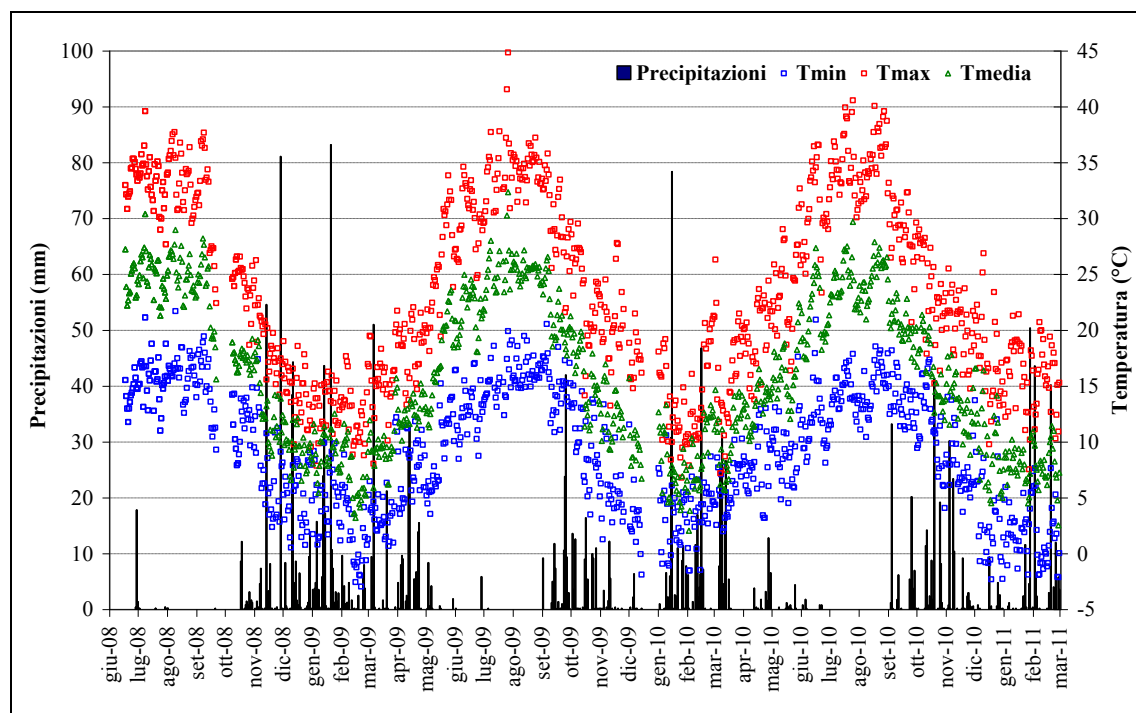


Figura 5-1 – Precipitazioni e temperature giornaliere registrate dalla stazione meteorologica di San Michele di Ganzaria nel periodo giugno 2008 – marzo 2011

5.2 Impianto di fitodepurazione

5.2.1 Acque reflue trattate

Le concentrazioni medie dei parametri chimico-fisici e microbiologici, rilevati nelle acque reflue in ingresso ed in uscita dal letto filtrante H-SSF1, durante il periodo di indagine (2008 – 2010) sono riportate nella Tabella 5.1.

Tabella 5.1 Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici e microbiologici nelle acque reflue in ingresso (In) ed in uscita (Out) dal letto H-SSF1

	SST (mg/L)		BOD ₅ (mg/L)		COD (mg/L)		N _{tot} (mg/L)		P _{tot} (mg/L)		E.coli (Ulog)	
	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
2008	34 (26)	13 (7)	21 (9)	15 (7)	36 (14)	27 (14)	20 (7)	9 (4)	8 (3)	7 (2)	5.2 (1.1)	2.6 (1.1)
2009	107 (47)	63 (32)	25 (8)	18 (6)	48 (17)	34 (10)	33 (17)	18 (12)	10 (5)	8 (4)	6.5 (0.4)	4.8 (1.1)
2010	89 (56)	50 (43)	32 (10)	19 (8)	60 (21)	34 (16)	42 (26)	21 (20)	8 (3)	6 (3)	5.7 (0.5)	3.8 (1.5)
Periodo complessivo	76 (53)	41 (37)	25 (9)	17 (7)	47 (19)	31 (13)	31 (19)	16 (14)	9 (4)	7 (3)	5.8 (0.9)	3.9 (1.5)

Dall'analisi dei risultati delle acque reflue trattate dall'impianto H-SSF1 emerge la rilevante capacità “tamponare” di questo sistema che è stato in grado di mitigare le ampie fluttuazioni delle concentrazioni di SST in ingresso mantenendo poco variabile la loro concentrazione nell'effluente. In particolare, i SST in ingresso ad H-SSF1 hanno presentato concentrazioni fino a 228 mg/L (con una media di 76±53 mg/L), mentre tale concentrazione si è ridotta in uscita a valori compresi fra 4 e 158 mg/L (media pari a circa 41±37 mg/L).

Nell'intero periodo d'indagine le concentrazioni di BOD₅ e COD, rilevate nell'influenza di H-SSF1, si sono attestate rispettivamente intorno a valori medi di 25 e 47 mg/L, simili ai valori rilevati in uscita (17 mg/L per il BOD e 31 mg/L per il COD). E' stato ampiamente dimostrato che la concentrazione dell'effluente è strettamente correlata alle concentrazioni dell'influenza (Schierup et al, 1990; Vymazal 2005), pertanto le basse concentrazioni in ingresso della sostanza organica, possono aver influenzato le performance depurative del letto.

Per quanto riguarda la rimozione dell'azoto totale, si è passati da una concentrazione media in ingresso di 31 mg/L ad un valore di 16 mg/L in uscita mentre, per il fosforo totale, le concentrazioni in ingresso si sono attestate intorno alla concentrazione di background (valore medio di 8-9 mg/L durante i 3 anni di

campionamento) tipiche dei sistemi di fitodepurazione a flusso sommerso, rendendo di fatto impossibile un'ulteriore riduzione di tale parametro.

Durante il periodo d'indagine i microrganismi indicatori hanno mostrato una riduzione media di circa 2 unità logaritmiche con dei picchi di 4 unità logaritmiche rilevati nel 2008 e nel 2010.

I risultati delle indagini condotte negli anni 2008-2010 nel letto filtrante H-SSF2 sono riportati nella Tabella 5.2. Il letto H-SSF2 ha evidenziato, complessivamente, concentrazioni medie dei SST in uscita (30 ± 28 mg/L) più basse rispetto a quelle rilevate in uscita dall'H-SSF1. Tuttavia sono risultate più basse anche le concentrazioni medie in ingresso ad H-SSF2 rispetto a quelle riscontrate nell'influente di H-SSF1. Simile, invece, il comportamento per la riduzione della sostanza organica e dei due nutrienti, con concentrazioni medie in uscita pari a 18 mg/L per il BOD₅, 33 mg/L per il COD, 15 mg/L per N_{tot} e 8 mg/L per P_{tot}. Nel letto H-SSF2 i microrganismi indicatori sono stati rimossi con valori compresi tra circa 1 e 4 unità logaritmiche ed una media, pari a circa 2 unità logaritmiche.

Tabella 5.2. Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici e microbiologici nelle acque reflue in ingresso (In) ed in uscita (Out) dal letto H-SSF2

	SST (mg/L)		BOD ₅ (mg/L)		COD (mg/L)		N _{tot} (mg/L)		P _{tot} (mg/L)		E.coli (Ulog)	
	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out	In	Out
2008	41 (27)	11 (7)	30 (18)	17 (8)	50 (26)	30 (15)	34 (17)	13 (7)	7 (2)	5 (3)	5.4 (1.0)	3.0 (0.8)
2009	104 (48)	57 (27)	25 (8)	20 (7)	49 (17)	37 (14)	33 (17)	18 (8)	11 (5)	8 (3)	6.5 (0.4)	4.1 (0.7)
2010	89 (56)	45 (27)	32 (10)	18 (6)	60 (21)	32 (16)	42 (26)	17 (10)	8 (3)	5 (2)	5.7 (0.5)	3.7 (1.0)
Periodo complessivo	68 (49)	30 (28)	29 (14)	18 (8)	52 (23)	33 (15)	35 (19)	15 (8)	8 (4)	6 (3)	5.9 (0.9)	3.6 (0.9)

I valori medi delle concentrazioni di COD negli effluenti di entrambi i letti di fitodepurazione sono risultati sempre compatibili con gli standard qualitativi dettati dal D.Lgs. n. 152/2006, per lo scarico in corpi idrici superficiali e anche con quelli più restrittivi previsti dal D.M. n. 185/2003 per il riutilizzo irriguo delle acque reflue (Tabella 5.3). Per quanto riguarda il BOD₅ ed i SST si evidenzia la necessità di un ulteriore trattamento per ottemperare i limiti di legge, nonostante la considerevole percentuale di campioni che in uscita dai due letti filtranti rispettano i limiti allo scarico e per il riuso.

La concentrazione di 35 mg/L di N_{tot} , imposta dalla normativa sul riuso delle acque reflue a scopo irriguo, è stata sempre rispettata nell'effluente dell'H-SSF2, mentre nell'8% dei campioni prelevati in uscita dall'H-SSF1 si sono riscontrate concentrazioni di azoto totale poco superiori a tale limite. Nel 93% e nell'86% dei campioni in uscita rispettivamente dall'H-SSF2 e dall'H-SSF1 la concentrazione di fosforo totale è stata conforme al limite imposto dal D.M. 185/2003.

Inoltre, nonostante l'impianto di fitodepurazione abbia mostrato delle buone rimozioni, pari mediamente a circa 2 unità logaritmiche, dei microrganismi indicatori di inquinamento fecale, solo pochi campioni sono rientrati nei limiti imposti dalla normativa sul riuso delle acque reflue per il parametro *E. coli*. Ciò sarà ottenibile, come ampiamente sperimentato in diversi Paesi (Juanicó e Dor, 1999) ed in Sicilia (Barbagallo et al., 2003b), mediante la realizzazione dei serbatoi di accumulo (con opportuni tempi di detenzione), utili anche ai fini della regolazione delle acque.

Tabella 5.3. Percentuali di campioni, prelevati in ingresso (In) e in uscita (Out) da H-SSF1 e H-SSF2, che rispettano i limiti imposti dal D.Lgs. 152/2006 e dal D.M. 185/2003.

Parametri	Limite D.Lgs. 152/2006	Limite D.M. 185/2003	H-SSF1				H-SSF2							
			% campioni entro limiti D.Lgs.152/2006		% campioni entro limiti D.M.185/2003		% campioni entro limiti D.Lgs.152/2006		% campioni entro limiti D.M.185/2003					
			In	Out	In	Out	In	Out	In	Out				
SST	35mg/L ⁽¹⁾	10 mg/L	25	97	0	17	30	100	0	26				
BOD ₅	25 mg/L	20 mg/L	55	87	32	71	45	88	23	65				
COD	125 mg/L	100 mg/L	100	100	97	100	98	100	93	100				
N_{tot}	15 mg/L ⁽²⁾	35 mg/L	8	72	69	92	7	61	52	100				
P_{tot}	2 mg/L ⁽²⁾	10 mg/L	0	0	75	86	0	11	80	93				
<i>E. coli</i>	UFC/100 mL ⁽³⁾	50	6	38	6	56	0	14	0	0				
		UFC/100 mL ⁽⁴⁾									0	15	0	0
		UFC/100 mL ⁽⁵⁾									0	21	0	14

(1) limite di 150 mg/L per gli impianti di fitodepurazione e lagunaggio;(2) solo per le aree sensibili;(3) Valore consigliato; (4) 80% dei campioni; (5) valore puntuale;

5.2.2 Rilievi bioagronomici, produttività e caratterizzazione energetica (impianto a scala reale)

Nel periodo giugno-settembre 2010 la statura delle piante di *Phragmites australis* ha presentato un andamento simile nei due letti di fitodepurazione. I maggiori tassi di accrescimento sono coincisi con i mesi di giugno e luglio evidenziando valori medi di circa 1,1 cm giorno⁻¹. Nel successivo periodo di rilievo l'accrescimento si è significativamente ridotto con accrescimenti medi pari a circa 0,4 cm giorno⁻¹ fino a

fermarsi con una statura media di circa 220 cm dalla seconda metà di settembre (Figura 5-2).

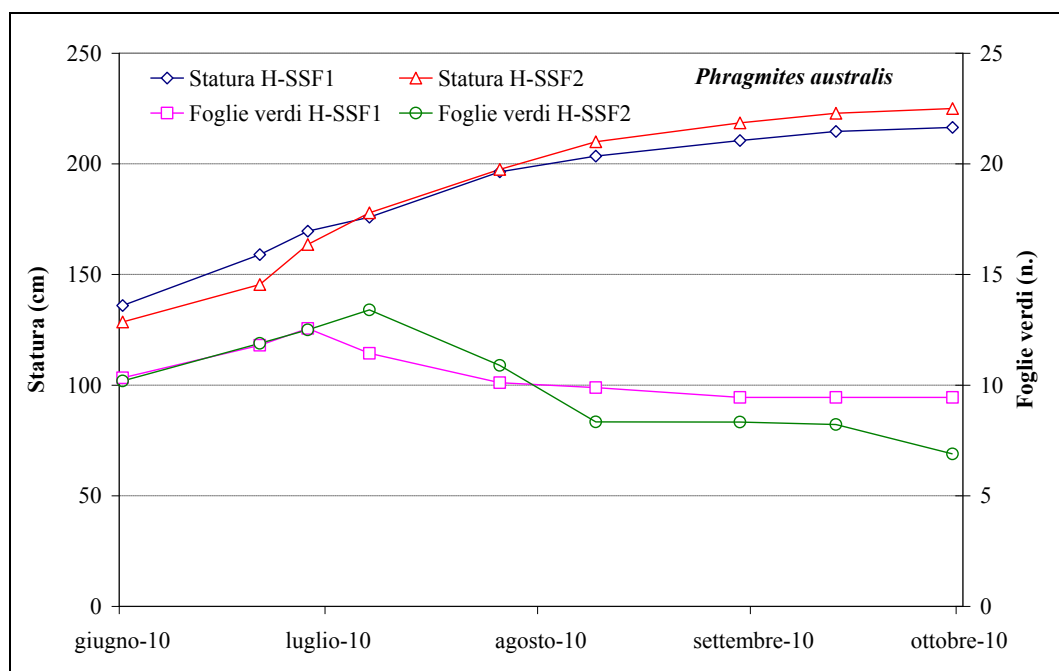


Figura 5-2 – Andamento temporale dei parametri statura e numero di foglie verdi nelle piante di *Phragmites australis* nei letti di fitodepurazione

Per il diametro del culmo (dati non presentati) i maggiori incrementi sono stati rilevati dall'inizio del periodo di rilievo fino alla prima metà di luglio (+13%). Da tale data si è verificato un progressivo rallentamento dell'accrescimento radiale delle piante, imputabile anche all'inizio della fase di fioritura che, da fine agosto fino alla fine di settembre, ha lasciato inalterato il diametro basale della cannuccia di palude. Il numero di foglie verdi, nei due letti di fitodepurazione, è aumentato mediamente dalle 10,3 di inizio giugno fino ad un massimo di 13,0 foglie fotosintetizzanti per pianta. Già dal mese di luglio si è assistito ad un imbrunimento delle foglie basali del culmo che hanno determinato una graduale riduzione della superficie fotosintetizzante.

Analizzando i dati biometrici è possibile evidenziare, l'assenza di differenze significative della "statura", tra le piante dei due letti di fitodepurazione e sfalciate in epoche diverse (Tabella 5.4). L'epoca di sfalcio ha invece prodotto differenze significative per il diametro del culmo e nel numero di foglie. Tale risultato è ascrivibile al processo di senescenza delle piante che ha indotto una riduzione del turgore dei tessuti, con conseguente riduzione del diametro dei fusti, ed un progressivo imbrunimento dei lembi fogliari.

Tabella 5.4 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di *Phragmites australis* nei letti di fitodepurazione

Fattori allo studio	Statura (cm)	Diametro Culmo (cm)		Foglie (n.)	
Impianto fitodepurazione (F)					
H – SSF1	219,0 a	0,79	a	14,9	a
H – SSF2	219,7 a	0,80	a	12,7	b
Epoca Sfalcio (S)					
Ottobre 2010	220,89 a	0,92	a	21,4	a
Novembre 2010	227,00 a	0,87	b	19,8	b
Febbraio 2011	210,17 a	0,61	c	0,0	c
Interazioni					
F x S	n.s.	n.s.		**	

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$

n.s. non significativo, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$

La quantità di sostanza secca mediamente prodotta da ogni singola pianta è risultata significativamente diversa tra i due letti di fitodepurazione, con valori più elevati in H-SSF2 (11,1 g pianta⁻¹) rispetto ad H-SSF1 (9,8 g pianta⁻¹). Le maggiori produzioni in sostanza secca sono state rilevate nella prima data di raccolta con valori significativamente superiori, di circa il 10% ed il 78%, rispetto alle produzioni dei mesi di ottobre e febbraio (Figura 5-3).

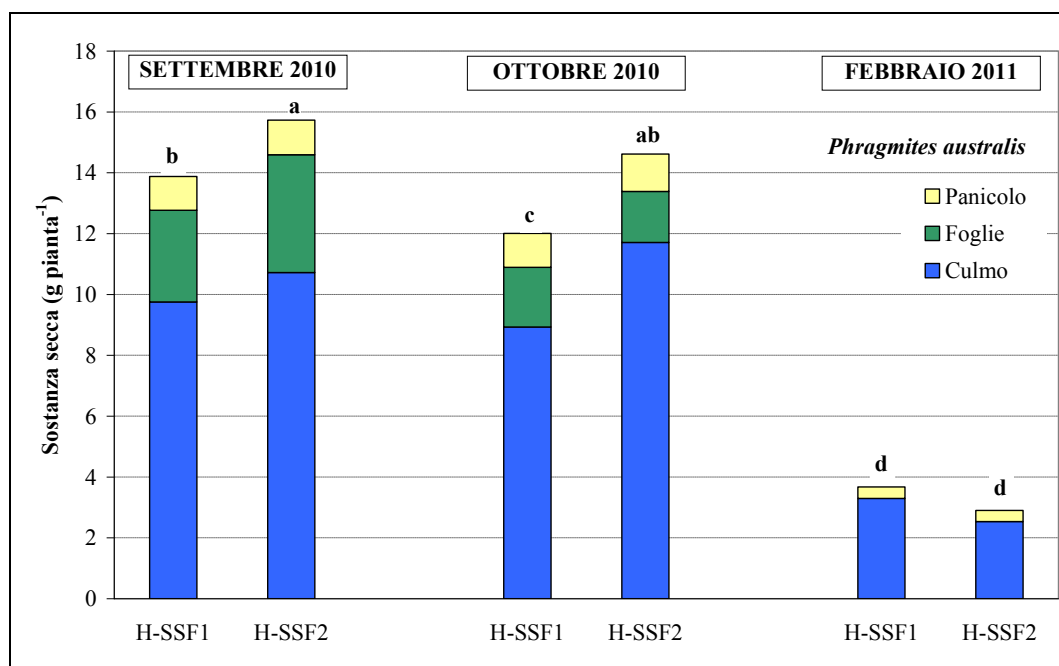


Figura 5-3 – Sostanza secca mediamente prodotta da ciascuna pianta di *Phragmites australis* nei due letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Analizzando i singoli organi della pianta si evidenzia, alla fine di febbraio, la mancata produttività delle foglie a causa dei processi di senescenza che ne hanno provocato il distacco dalla pianta per azione dei fenomeni atmosferici. La perdita di sostanza secca, nel corso della stagione invernale, è stata rilevata anche nelle altre

componenti della pianta con riduzioni medie, rispetto alle produzioni di settembre, di circa il 71% (culmo) ed il 67% (panicolo) .

La produttività media della *Phragmites australis* (42 t ha⁻¹ di biomassa secca) è comparabile a quella rilevata da altri autori che riportano valori compresi tra 11,7 t ha⁻¹ (Rothman e Bouchard, 1990) e 77 t ha⁻¹ (Rolletschek e Hartzendorf, 2000). I quantitativi di biomassa secca prodotti dal letto H-SSF2 sono stati significativamente superiori (+27%) a quelli del letto H-SSF1 (media pari a circa (35 t ha⁻¹) (Figura 5-4). Questo risultato si giustifica con il maggior numero medio di piante per unità di superficie (+18%) nel letto H-SSF2 rispetto al letto H-SSF1. Le differenti densità sono state determinate, probabilmente, dai maggiori anni di esercizio del letto H-SSF1 (circa undici) rispetto a quelli di H-SSF2 (circa quattro). Infatti, nel medium di riempimento di H-SSF1, in seguito al prolungato esercizio, si sono accumulati considerevoli quantitativi di materiali solidi che hanno generato fenomeni di cortocircuitazione idraulica con conseguente produzione di alcune aree quasi in asciutto. In tali aree la cannuccia di palude si è sviluppata con difficoltà producendo un minor numero di culmi.

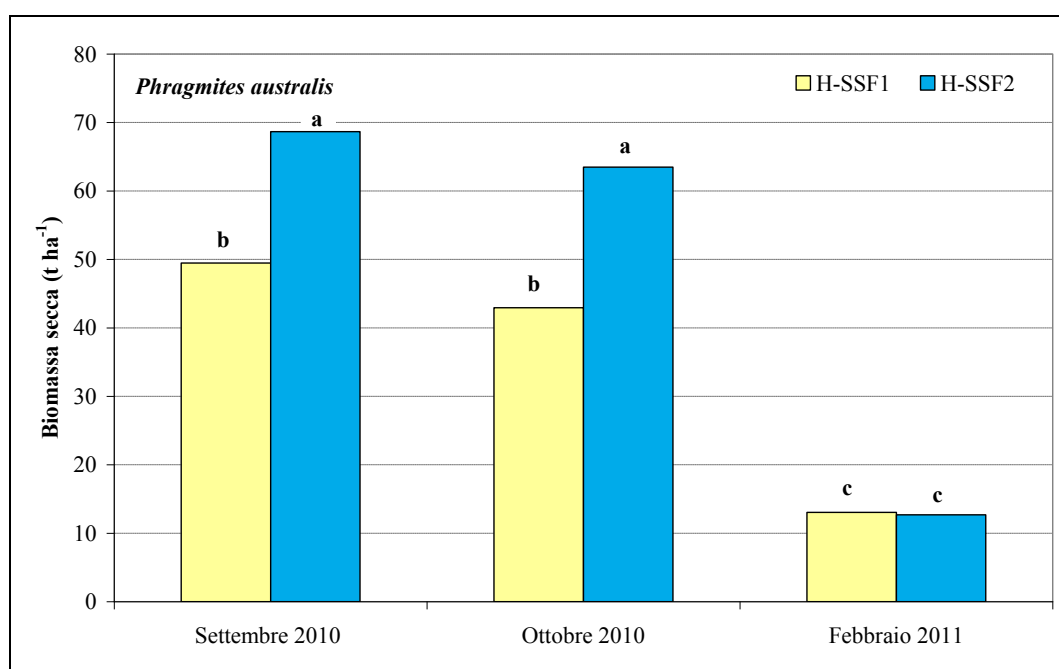


Figura 5-4 – Produzioni medie di biomassa secca di *Phragmites australis* rilevate nei due letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

L'umidità della biomassa aerea non è stata significativamente diversa tra i due letti di fitodepurazione mentre lo è stata dall'epoca di raccolta. In particolare, alla fine dell'inverno le piante presentavano un contenuto medio di umidità di appena il 16%, inferiore di oltre il 67% rispetto a quello di settembre.

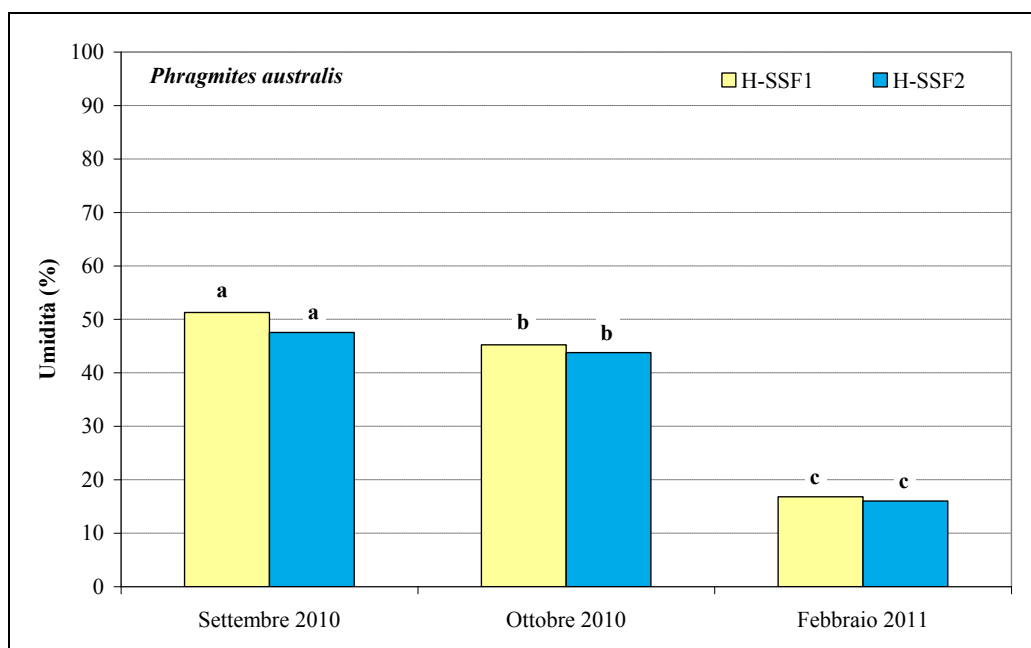


Figura 5-5 – Valori medi dell’umidità rilevata nei campioni di *Phragmites australis* prelevati nei letti di fitodepurazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)

Le ridotte percentuali di umidità nella biomassa raccolta hanno determinato un elevato potere calorifico della stessa (PCI mediamente pari a circa 13.930 kJ/kg) con conseguenti elevati output energetici, variabili da circa 222 GJ ha⁻¹ (H-SSF2 in febbraio) a circa 955 GJ ha⁻¹ (H-SSF2 in settembre). Le significative variazioni di tali output, in rapporto all’epoca di raccolta ed al letto di fitodepurazione, sono state simili a quelle descritte per la produttività.

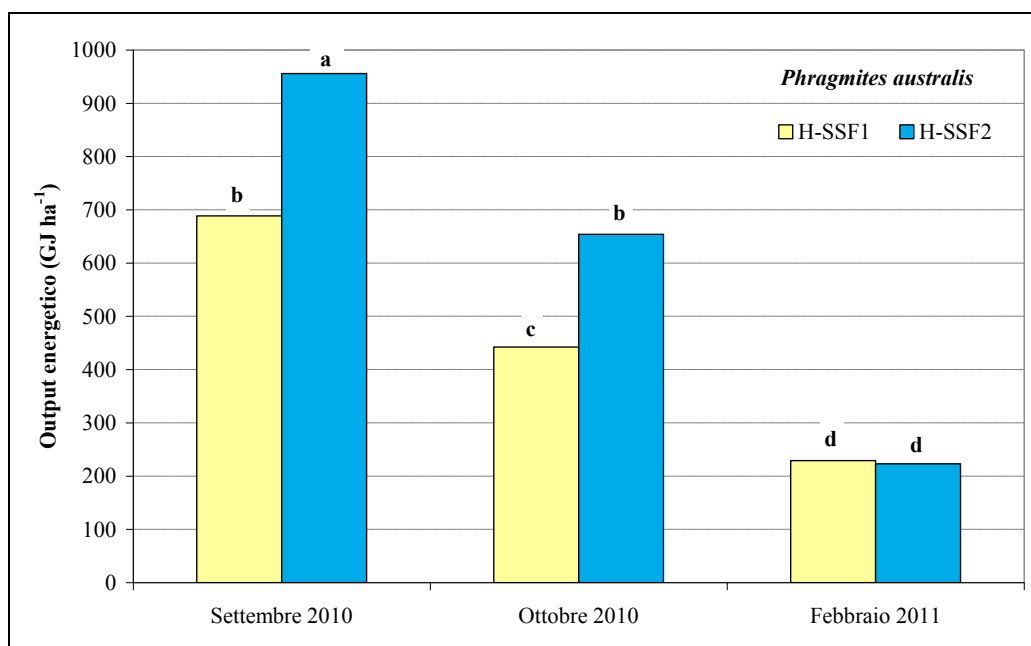


Figura 5-6 – Output energetici rilevati nei letti di fitodepurazione nelle tre epoche di campionamento della *Phragmites australis* (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P<0,05$)

5.2.3 Evapotraspirazione (impianto a scala pilota)

L'elevata produzione riscontrata nei letti di fitodepurazione è sicuramente legata alla costante presenza di risorse idriche nel substrato di radicazione della *P.australis*. Ciò è ovviamente una peculiarità dei sistemi di fitodepurazione a flusso sub-superficiale che comporta un flusso evapotraspirativo paragonabile a quello definito “potenziale” in condizioni di risorsa idrica illimitata (Allen, 1998). Le condizioni al contorno sono dunque molto differenti rispetto a quelle che si verificano in pieno campo e di cui si dirà nel seguito. Al fine quindi della corretta comprensione delle due diverse condizioni sperimentali, si è inteso effettuare uno specifico studio, nell'impianto pilota di fitodepurazione, sull'evapotraspirazione della *P.australis* nei letti di fitodepurazione, anche alla luce delle specifiche differenze dei risultati riscontrati in pieno campo (cf.5.3.3).

Meteo

Nella Figura 5-7 viene mostrato l'andamento della temperatura minima, massima e media giornaliera e l'umidità relativa registrate dalla stazione meteorologica presso il sito sperimentale di San Michele di Ganzaria durante il periodo d'indagine 2009 e 2010. La temperatura dell'aria nei due anni d'indagine mostra un andamento molto simile con un aumento, dall'inizio di aprile fino all'inizio di luglio, seguito da una fase pressoché costante fino alla fine di agosto ed una tendenza a diminuire alla fine di novembre. Nella stagione 2009 (aprile-novembre) la temperatura giornaliera dell'aria è variata da 1,3 a 14,8 °C (temperature minima) e da 22,1 a 44,9 °C (temperatura massima) con un valore medio stagionale di 19,3 °C. Mentre, nel 2010 la temperatura media stagionale è stata pari a 18,8 °C, con temperature minime e massime variabili, rispettivamente, da 3,2 e 11,6 °C e da 24,4 e il 40,6 °C.

Anche l'andamento dell'umidità relativa media giornaliera (valori medi di 68,8% e 67,0% durante la stagioni 2009 e 2010) è risultato simile nei due anni di ricerca, con l'eccezione dei mesi di aprile e maggio nei quali sono stati misurati, a causa di un diverso regime pluviometrico, valori superiori nel 2009 rispetto a quelli del 2010. Infatti, l'altezza totale delle precipitazioni tra aprile a maggio 2009 è risultata pari a 163,2 mm mentre, da aprile a maggio 2010 è risultata di soli 41,6 mm (Figura 5-8). In entrambi gli anni, durante il restante periodo di ricerca, le precipitazioni sono risultate

concentrate tra settembre e novembre, assenti in luglio ed agosto e complessivamente simili (255,3 mm nel 2009 e 278,4 mm nel 2010).

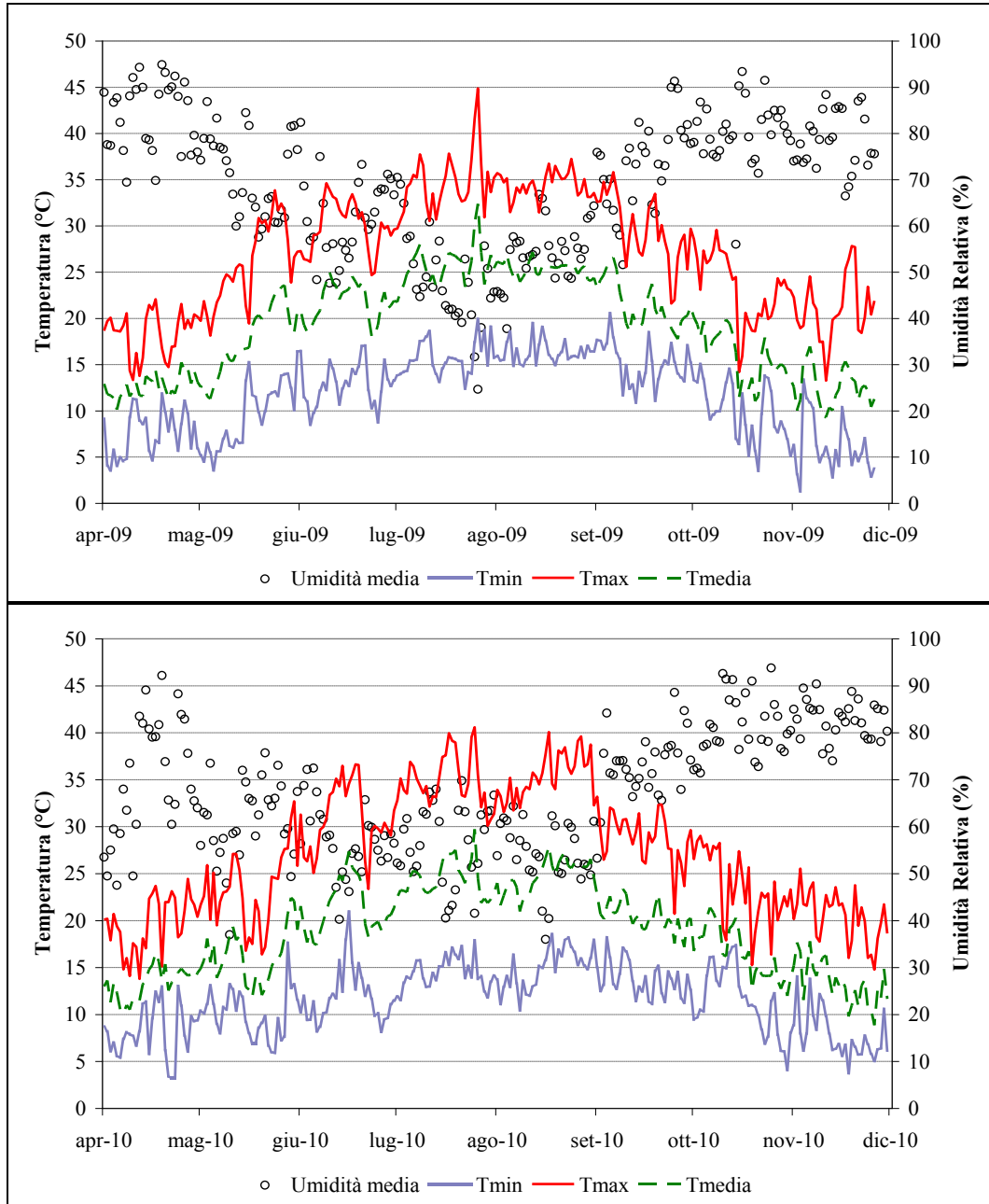


Figura 5-7 – Andamento della temperatura minima, media e massima giornaliera e dell’umidità relativa media giornaliera durante il periodo d’indagine 2009 e 2010

Durante il primo periodo di sperimentazione (2009) la velocità media del vento stagionale e la radiazione solare stagionale complessiva sono risultati superiori a quelli del secondo (2010) con valori, rispettivamente, di $1,6 \text{ ms}^{-1}$ e $4.833 \text{ MJM}^{-2}\text{giorno}^{-1}$ e $0,8 \text{ ms}^{-1}$ e $4678 \text{ MJM}^{-2}\text{giorno}^{-1}$.

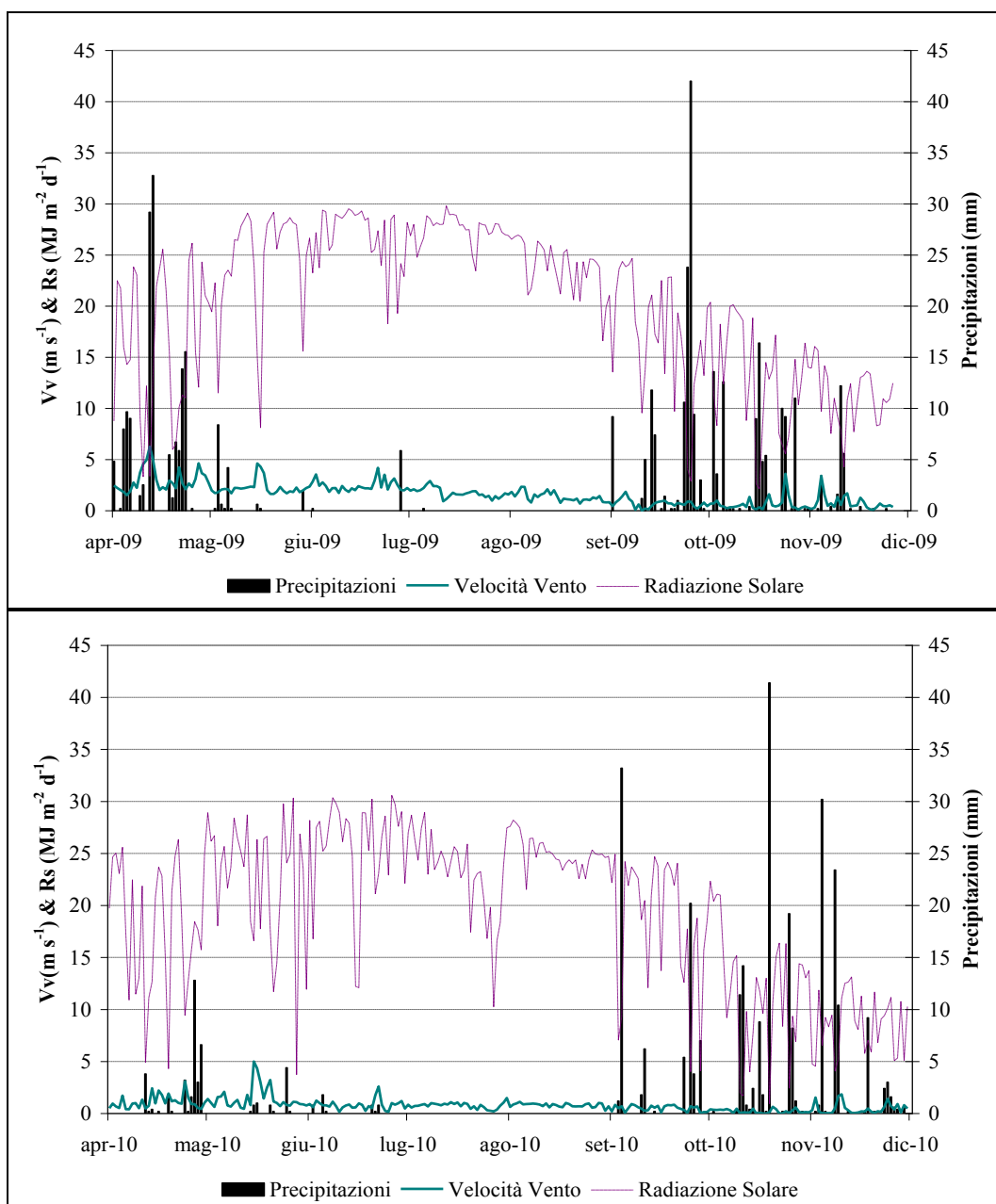


Figura 5-8 – Andamento della velocità del vento media giornaliera (V_v), della radiazione solare media giornaliera (R_s) e delle precipitazioni giornaliere durante il periodo d'indagine 2009 e 2010

Flussi di evapotraspirazione

Nei due anni d'indagine i valori giornalieri di ET_0 sono risultati decisamente simili dall'inizio di aprile fino alla metà di maggio e da circa la metà di settembre fino alla fine di novembre. Dalla metà di maggio fino alla metà di settembre, invece, i valori giornalieri di ET_0 nel 2009 sono risultati generalmente superiori a quelli della stagione 2010 (Figura 5-9). L' ET_0 medio giornaliero stagionale è risultato pari a 3,9 e 3,5 mm giorno⁻¹, rispettivamente nel primo e nel secondo periodo di osservazione. Nella

stagione 2009, il minimo ET_0 giornaliero è risultato pari a $0,39 \text{ mm giorno}^{-1}$, il 16 ottobre, ed il massimo è stato registrato l'8 luglio con un valore di $7,83 \text{ mm giorno}^{-1}$. Nella stagione 2010, l' ET_0 giornaliero è risultato compreso tra $0,12 \text{ mm giorno}^{-1}$ (19 ottobre) e $6,13 \text{ mm giorno}^{-1}$ (6 luglio).

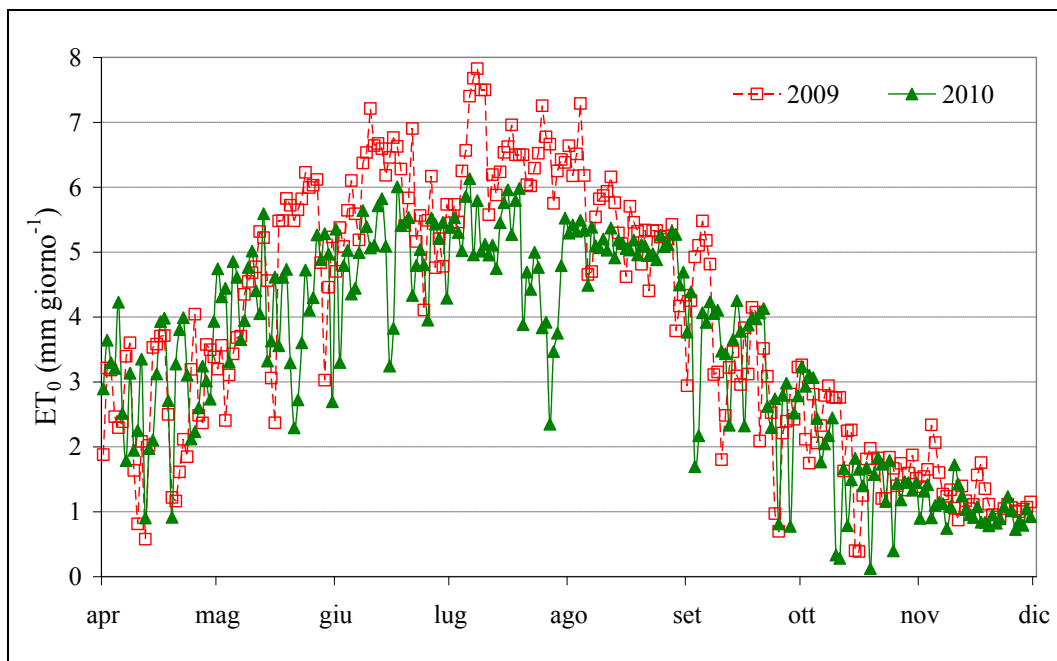


Figura 5-9 – Andamento di ET_0 medio giornaliero durante il periodo d'indagine 2009 e 2010

Gli andamenti dell' ET_{con} medio decadale e dell' ET_0 medio decadale sono risultati simili in entrambi i periodi d'indagine (Figura 5-10). L' ET_{con} medio decadale rilevato nella prima stagione di ricerca (da giugno a novembre 2009) sono risultati superiori a quelli della seconda (da aprile a novembre 2010) ad eccezione di giugno, la seconda decade di luglio e la terza decade di novembre. Nel corso del 2009 l'andamento dell' ET_{con} medio decadale è stato caratterizzato da due picchi, nella prima decade di luglio ($6,3 \text{ mm giorno}^{-1}$) e nella prima decade di agosto ($6,6 \text{ mm giorno}^{-1}$). Successivamente l' ET_{con} è costantemente diminuito fino al valore di $0,5 \text{ d}^{-1}$, misurato nell'ultima decade di novembre. Nello stesso periodo l' ET_{con} cumulato ha presentato un valore di 640 mm (valore medio giornaliero di $3,4 \text{ mm}$) simile a quello dell' ET_0 cumulato che è risultato di 750 mm (valore medio giornaliero di $4,0 \text{ mm}$) (Figura 5-11). Nella stagione di crescita 2010 i valori dell' ET_{con} medio decadale si sono incrementati dalla prima decade del mese di aprile ($1,8 \text{ mm giorno}^{-1}$) fino alla seconda decade di giugno ($5,8 \text{ mm giorno}^{-1}$). A tale andamento è seguita una fase pressoché costante, fino alla metà di luglio (valore medio di $5,1 \text{ mm giorno}^{-1}$), ed una tendenza a diminuire fino alla fine del periodo monitorato (valore minimo di $0,5 \text{ mm d}^{-1}$ nella seconda decade di

ottobre e novembre). L'ET_{con} cumulata nel periodo aprile-novembre 2010 è risultata pari a 761 mm (valore medio giornaliero di 3,1 mm) mentre l'ET₀ cumulato nel medesimo periodo è stato pari a 847 mm (valore medio giornaliero di 3,5 mm).

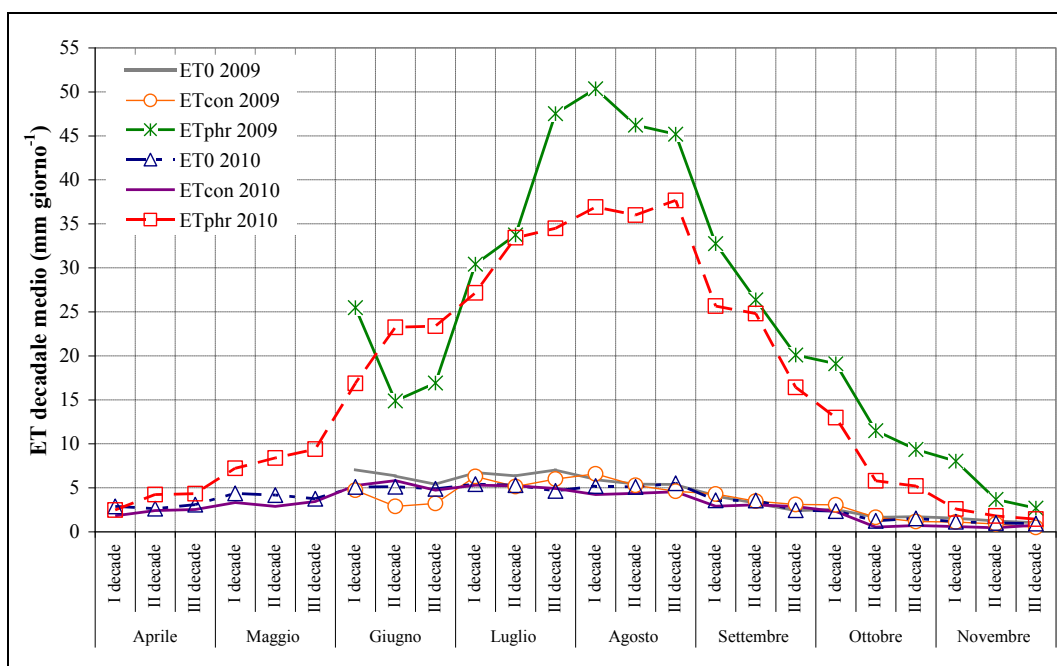


Figura 5-10 – Andamento dei valori medi decadali di ET₀, ET_{con} e ET_{phr} durante il periodo d'indagine 2009 e 2010

Nell'intero periodo d'indagine, l'ET_{phr} medio decadale ha mostrato valori decisamente più elevati rispetto a quelli evidenziati per l'ET₀ e l'ET_{con}. In particolare, sia nel 2009 che nel 2010 l'andamento dell'ET_{phr} decadale medio è stato caratterizzato da una fase di crescita, con valori massimi di 50,4 mm giorno⁻¹ (prima decade di agosto 2009) e 37,6 mm giorno⁻¹ (ultima decade di agosto 2010), seguita da una fase discendente fino alla terza decade del mese di novembre, nella quale sono stati rilevati i valori minimi di 2,7 mm giorno⁻¹ (2009) e 1,5 mm giorno⁻¹ (2010). Nel corso della prima stagione di crescita è stato rilevato un valore medio dell'ET_{phr} decadale (24,7 mm giorno⁻¹) superiore rispetto a quello della seconda stagione (16,7 mm giorno⁻¹). L'ET_{phr} cumulato nelle stagioni 2009 e 2010 ha raggiunto l'altezza complessiva, rispettivamente, di 4.438 mm e 4019 mm.

Tali risultati confermano che il processo di evapotraspirazione è fortemente influenzato dalle condizioni climatiche. Infatti, nel periodo compreso tra inizio giugno e metà agosto 2009, con le piante in pieno sviluppo vegetativo, i più elevati valori di velocità del vento, temperatura e radiazione solare, associati con un'umidità relativa più

bassa hanno determinato flussi medi di evapotraspirazione più elevati ($32,8 \text{ mm giorno}^{-1}$) rispetto a quelli rilevati nel medesimo periodo del 2010 ($28,4 \text{ mm giorno}^{-1}$).

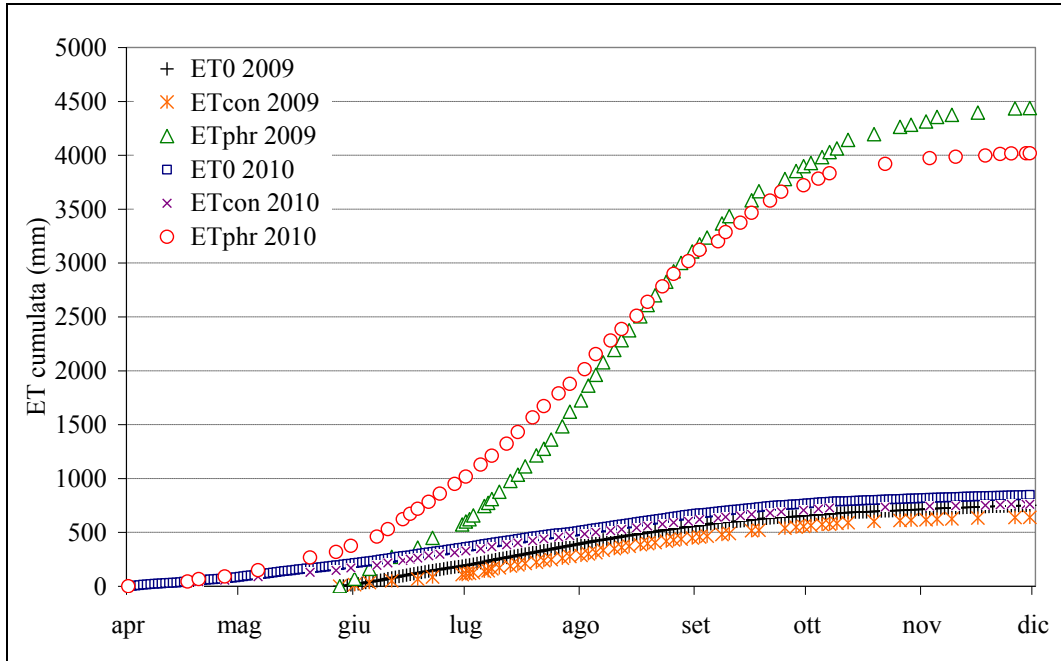


Figura 5-11 – Cumulata di ET_0 , ET_{con} e ET_{phr} durante il periodo d'indagine 2009 e 2010

Coefficiente colturale

L'andamento temporale del coefficiente colturale della *P. australis* (K_p), in entrambi gli anni di ricerca, è risultato simile alla classica forma trapezoidale del K_c delle colture agricole (Allen et al., 1998) (Figura 5-12).

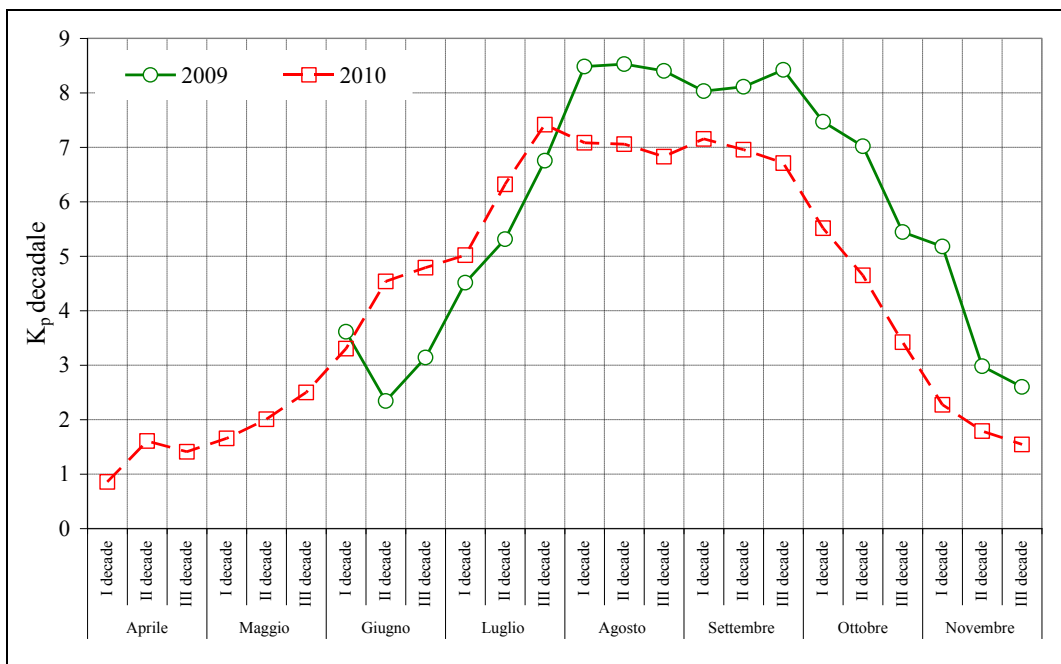


Figura 5-12 – Andamento di K_p decennale durante il periodo d'indagine 2009 e 2010

In particolare, il K_p decadale ha mostrato un graduale incremento da metà giugno 2009 (2,3) fino all'inizio di agosto 2009 (8,5) e dall'inizio di aprile 2010 (0,9) fino all'inizio di luglio 2010 (7,4). Successivamente, in entrambi gli anni, i valori sono rimasti pressoché costanti fino al terza decade del mese di settembre per poi diminuire fino a 2,6 (2009) e 1,5 (2010) alla fine di novembre. I valori medi stagionali di K_p sono risultati pari a 5,9 e 4,3 rispettivamente nel 2009 e nel 2010.

Anche per il parametro K_p decadale le diverse condizioni micrometeorologiche registrate, tra il primo ed il secondo anno d'indagine, hanno determinato valori medi stagionali più elevati nel 2009 (5,9) rispetto al 2010 (4,3). Tuttavia, l'analisi di regressione ha mostrato una significativa correlazione ($R^2 = 0,61$) tra i valori dei K_p decadali del 2009 e quelli della stagione 2010, indicando una capacità evapotraspirativa simile durante le varie stagioni di crescita (Figura 5-13).

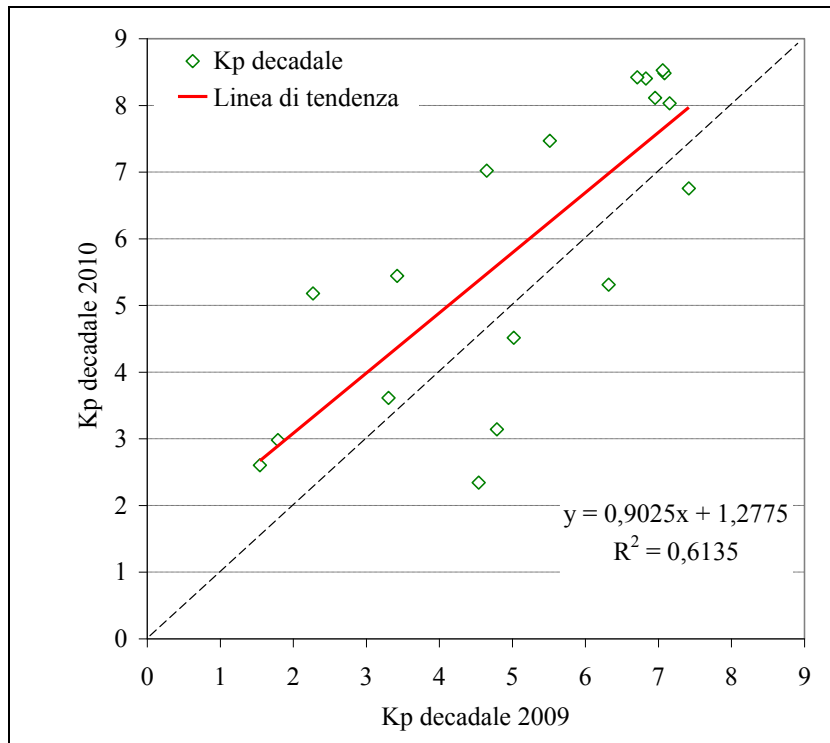


Figura 5-13 – Confronto tra i K_p decadali dei due anni di indagine

I valori di K_p sono risultati decisamente superiori rispetto ai valori di K_c tipici delle colture di interesse agrario, generalmente compresi tra 0,9 e 1,2 (Allen et al., 1998), ma in linea con i valori riportati in letteratura per i sistemi di fitodepurazione con caratteristiche dimensionali e in condizioni climatiche simili a quelle dell'impianto sperimentale di San Michele di Ganzaria (Tabella 5.5). Tuttavia, dalla ricerca bibliografica emerge che i valori di K_p della *Phragmites australis* si riducono

sensibilmente quando la pianta svolge il suo ciclo vegetativo in zone umide di estese dimensioni. Tali differenze sono probabilmente determinate dagli effetti bordo ed oasi (Linacre, 1976) che aumentano la loro influenza sulla domanda evapotraspirativa della cannuccia di palude con la riduzione delle dimensioni dell'impianto di fitodepurazione.

Tabella 5.5 – Flussi di evapotraspirazione della *Phragmites australis* in diverse località

Località	Latitudine	Tipologia fitodepurazione	Superficie	Periodo d'indagine	ET (mm giorno ⁻¹)	Autori
Nebraska (USA)	42° 30' N	Zona umida naturale	100 ha	Fase di inizio e pieno sviluppo	2,5 – 6,5	Burba et al., 1999
				Senescenza	0,5 – 3,1	
Germania settentrionale	54° 06' N	Zona umida naturale	-	Anno	2,3 – 3,6	Herbst e Kappen, 1999
England (Regno Unito)	-	Zona umida naturale	-	Anno	0,2 – 6,3	Fermor et al., 2001
Kent (UK)	51° 19' N	Sistema a flusso sommerso naturale	235 ha	Mag – Ago	0,5 – 5,0	Peacock e Hess, 2004
Cina settentrionale	41° 08' N	Palude	90,000 ha	Mag – Set	0,5 – 5,8 (2,1 media)	Zhou and Zhou, 2009
Curienne (France)	45° 34' N	Sistema a flusso sommerso naturale	604,5 m ²	May – Aug	7,74 (media)	Chazarenc et al., 2003
Lesonice (Repubblica Ceca)	49° 07' N	Sistema a flusso sommerso a scala pilota	0,188 m ² 0,975 m ²	Mag – Ott	16,87 (media)	Rozkošný et al., 2006
Rabat (Marocco)	30° 03' N	H-SSF	28 m ²	Sei mesi	57 (media)	Hamouri et al., 2007
Veneto (Italia)	45° 49' N	Cassa vegetata	0,2 m ²	Giu – Set	24,2 (media)	Borin et al., 2011

Relazione tra i flussi evapotraspirativi e lo sviluppo vegetativo della pianta

Nel 2010, la statura media della cannuccia di palude è risultata pari a circa 0,27 m, nella prima decade di aprile (appena dieci giorni dopo lo sfalcio), e si è incrementata fino a 1,90 m, a metà settembre, per poi ridursi a circa 1,78 m alla fine del periodo di osservazione (Figura 5-14). Nel periodo compreso tra aprile e giugno e tra luglio e settembre la statura della *P. australis* è aumentata con un tasso medio, rispettivamente, di 0,017 m giorno⁻¹ e 0,004 m giorno⁻¹ mentre è rimasta relativamente costante fino alla fine della stagione. Nel medesimo periodo, la densità dei culmi è gradualmente aumentata fino al valore massimo di 2.178 culmi m⁻², raggiunto alla fine di settembre. Il più elevato tasso di emissione dei culmi è stato registrato ad agosto con un valore medio di circa 9 culmi m⁻² giorno⁻¹.

Dall'analisi dei dati raccolti nella stagione di crescita 2010 è possibile evidenziare che il valore del diametro basale del culmo si stabilizza circa un mese prima rispetto a quello della statura. In particolare, il valore massimo del diametro del culmo (0,90 cm) è stato misurato quattro mesi dopo l'inizio del periodo d'indagine 2010, ed è

successivamente diminuito, fino alla terza decade di novembre, con un tasso medio decadale di 0,01 cm (Figura 5-15).

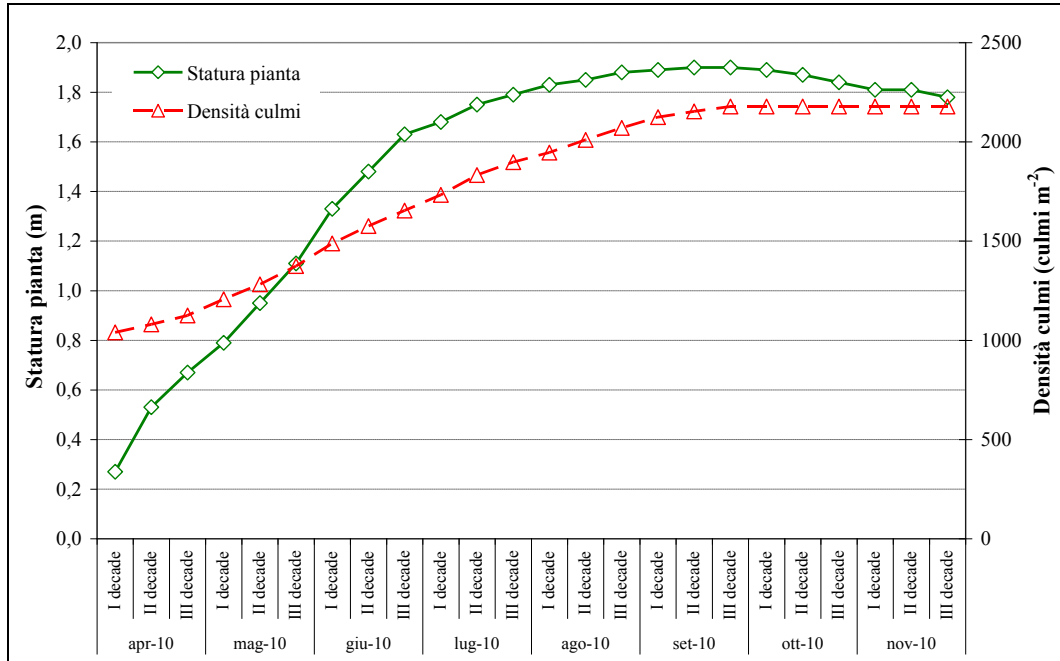


Figura 5-14 – Andamento della statura e della densità dei culmi di *Phragmites australis* durante la stagione di crescita 2010

L'andamento temporale del numero totale di foglie per pianta è risultato paragonabile a quello della statura della pianta, evidenziando una correlazione positiva tra il tasso di accrescimento della statura e quello di emissione delle foglie. Da aprile ad agosto 2010 il numero medio di foglie è aumentato con un tasso di circa 3 foglie pianta⁻¹ mese⁻¹. La senescenza delle foglie è iniziata alla metà di giugno e si è incrementata, con un tasso di circa 1 foglia secca ogni 10 giorni, fino alla prima decade di novembre, corrispondente alla completa senescenza della pianta. Per il periodo compreso tra aprile e settembre 2010 sono state calcolate le relazioni lineari tra il K_p decadale e la densità dei culmi, la statura della pianta ed il numero di foglie per pianta (Figura 5-16, Figura 5-17, Figura 5-18).

Le linee di tendenza evidenziano la significativa correlazione tra il K_p decadale ed i parametri morfobiometrici rilevati con un r^2 compreso tra 0,9271 (statura della pianta) e 0,9499 (numero foglie per pianta). Mentre, nell'ultima parte della stagione di crescita il K_p decadale ha mostrato una debole correlazione con la densità dei culmi, il numero di foglie per pianta e la statura della pianta (dati non mostrati).

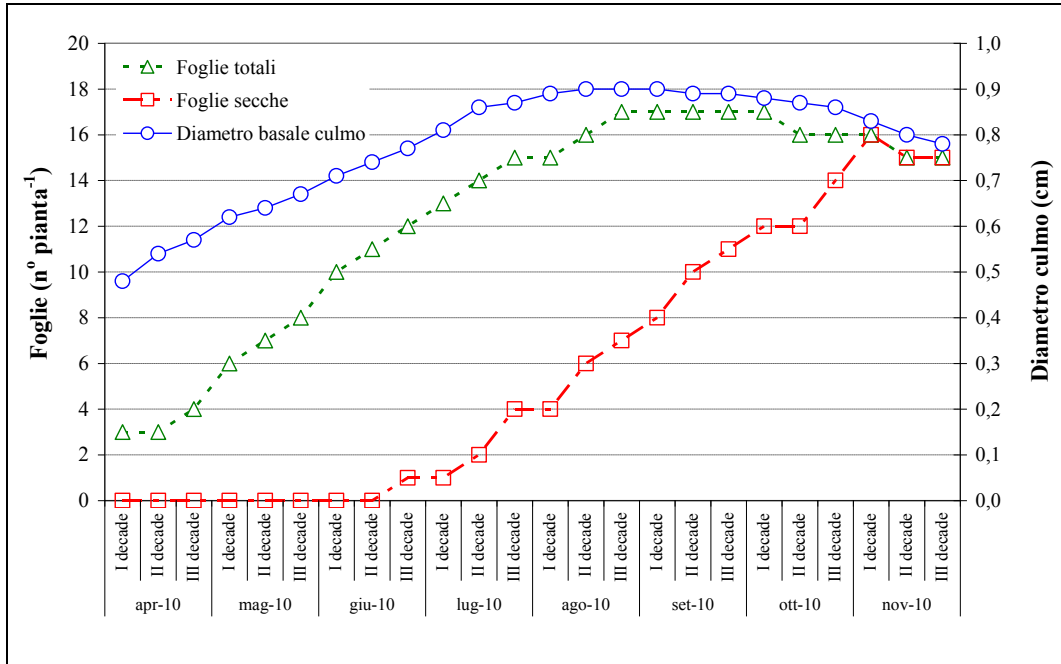


Figura 5-15 – Andamento del numero di foglie (totali e secche) e della densità dei culmi di *Phragmites australis* durante la stagione di crescita 2010

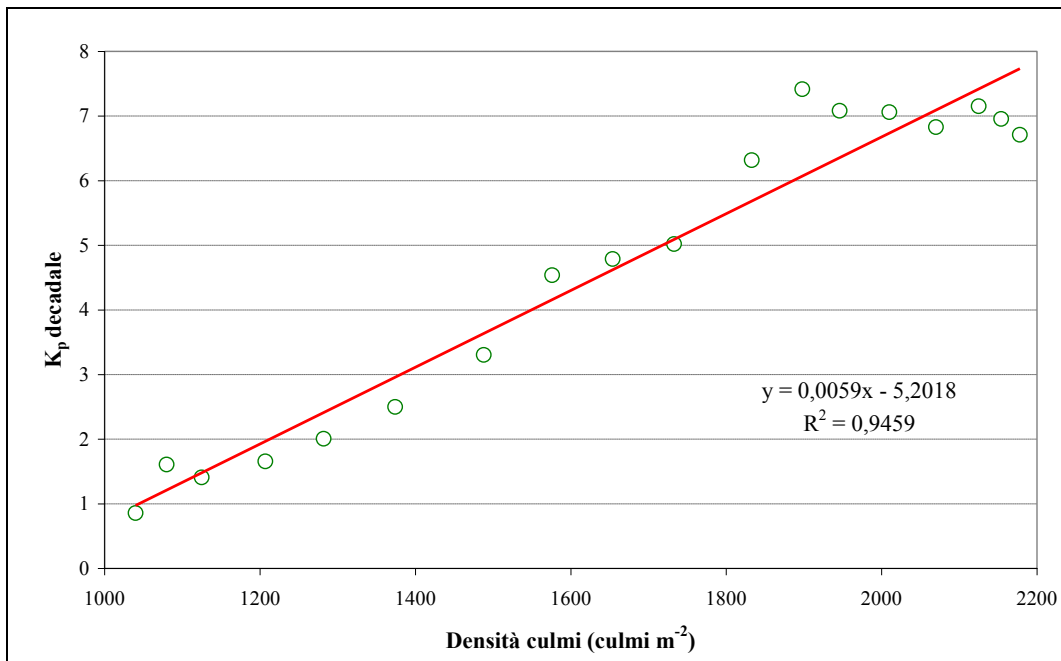


Figura 5-16 – Confronto tra la densità dei culmi di *Phragmites australis* e tra i K_p decadali nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010

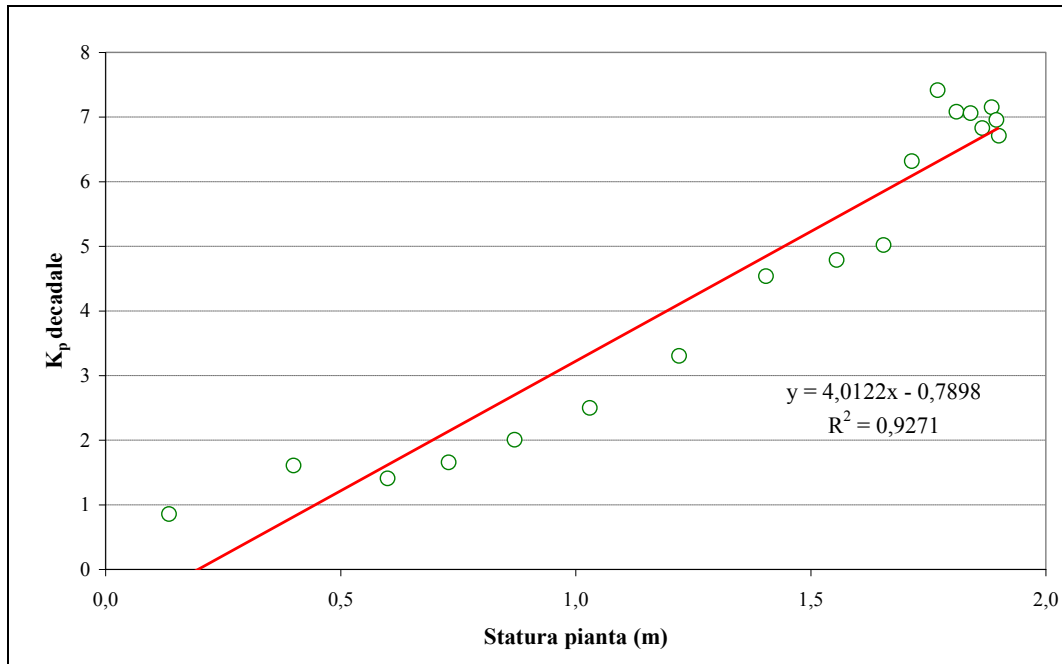


Figura 5-17 – Confronto tra la statura media delle piante di *Phragmites australis* e del Kp decadale nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010

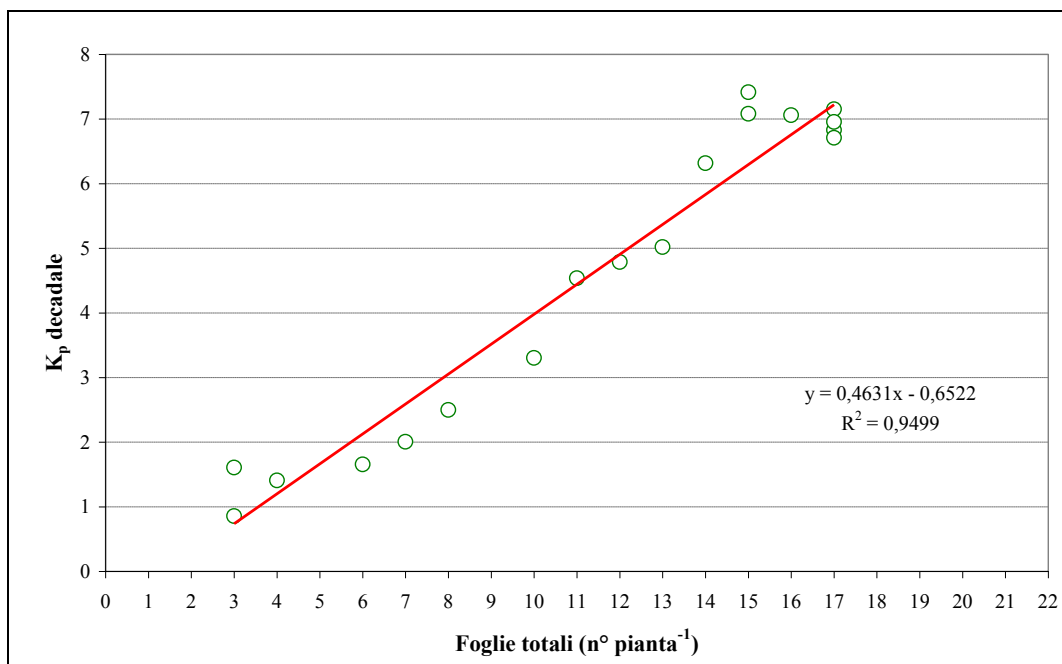


Figura 5-18 – Confronto tra il numero di foglie per ciascuna pianta di *Phragmites australis* e del Kp decadale nel periodo compreso tra Aprile e Settembre 2010

Efficienza nell'uso dell'acqua

La quantità di biomassa secca area prodotta dalla *P.australis*, nel primo periodo d'indagine, è risultata superiore a quella prodotta nel secondo (Tabella 5.6). In particolare, nel novembre 2009 è stata raccolta una quantità di biomassa secca superiore

di circa il 5% rispetto a quella rilevata nel mese di novembre 2010. È interessante notare che il risultato della stagione 2009 è stata ottenuto con un ciclo di crescita della cannuccia di palude (185 giorni) inferiore rispetto a quello della stagione 2010 (244 giorni).

Inoltre, per i valori di WUE non sono state rilevate differenze significative tra i due periodi d'indagine. Infatti, ad un aumento della biomassa secca aerea è corrisposto un incremento delle perdite di acqua per evapotraspirazione.

Tali valori di WUE risultano piuttosto ridotti a causa dell'espressione dei caratteri genetici della *P.australis* che, essendo una pianta a ciclo C3, non presenta adattamenti fisiologici per la conservazione dell'acqua (Brown, 1995). Questa caratteristica ha determinato un'elevata domanda evapotraspirativa delle piante che, in condizioni di saturazione del mezzo di radicazione, hanno prodotto una rilevante quantità di biomassa secca (in media circa 9.600 g m⁻²) con scarsa efficienza dell'uso dell'acqua. Tuttavia, i valori di WUE sono risultati superiori a quelli riportati da Mueller et al. (2005), che hanno rilevato per la cannuccia di palude coltivata in lisimetro, in clima temperato (Germania), una produzione di biomassa secca di circa 1.434 g m⁻² ed un WUE di 1,3 g L⁻¹. Tale confronto sembrerebbe dimostrare la tesi degli stessi autori che affermano che per la *P.australis* ad un aumento della resa in biomassa corrisponde una migliore efficienza nell'uso della risorsa idrica.

Tabella 5.6 – Resa in biomassa secca e WUE della *Phragmites australis* nei periodi d'indagine 2009 e 2010

Periodo d'indagine	Biomassa secca (g m ⁻²)	WUE (g L ⁻¹)
Giugno 2009 – Novembre 2009	9.860	2,22
Aprile 2010 – Novembre 2010	9.340	2,32

5.3 Impianto di produzione di biomasse erbacee

5.3.1 Acque irrigue

I volumi irrigui somministrati alle colture sono esposti nella seguente Tabella 5.7. Il primo anno d'indagine è quello che ha evidenziato i maggiori volumi irrigui. Tale risultato è stato determinato dalle abbondanti adacquate che sono state effettuate nel periodo successivo alla messa a dimora delle piante erbacee per favorirne l'attecchimento. Mentre, la sostanziale differenza rilevata tra la seconda e la terza stagione di crescita è stata determinata dalle elevate altezze di precipitazioni, che sono

state registrate nei mesi di settembre ed ottobre 2009, e che hanno, di fatto, ridotto la domanda evapotraspirativa delle piante nel corso dell'ultima parte della stagione irrigua 2009.

Tabella 5.7 – Volumi irrigui somministrati alle colture erbacee in pieno campo durante le stagioni 2008, 2009 e 2010

Tesi irrigue	Altezze irrigue	Altezze irrigue	Altezze irrigue
	Stagione irrigua 2008 (mm)	Stagione irrigua 2009 (mm)	Stagione irrigua 2010 (mm)
33% ET _c	450	150	200
66% ET _c	600	300	400
100% ET _c	700	450	600

Le analisi chimico-fisiche condotte sui campioni di acque reflue irrigue hanno evidenziato, nel corso delle diverse stagioni d'indagine, un sostanziale incremento della concentrazione dei diversi parametri chimico-fisici delle acque, ad eccezione di pH, CE e P_{tot} che sono risultati fondamentalmente invariati (Tabella 5.8). Tali risultati sono stati determinati da un generale aumento della concentrazione degli inquinanti nelle acque reflue trattate dall'impianto di fitodepurazione.

Tabella 5.8 - Valori medi e DS (in parentesi) delle concentrazioni dei parametri chimico-fisici nelle acque reflue impiegate per l'irrigazione delle colture erbacee indagate.

Parametri	Unità di misura	Stagione irrigua 2008	Stagione irrigua 2009	Stagione irrigua 2010
pH		7,7 (± 0,3)	7,7 (± 0,1)	7,5 (± 0,4)
C.E.	μS /cm ⁻¹	1478 (± 95)	1397 (± 124)	1567 (± 168)
BOD ₅	mg /L ⁻¹	10,8 (± 4,4)	14,4 (± 4,0)	37,5 (± 5,9)
COD	mg /L ⁻¹	20,1 (± 6,8)	27,3 (± 7,6)	72,6 (± 15,7)
SST	mg /L ⁻¹	11,0 (± 4,6)	49,8 (± 29,4)	84,8 (± 35,6)
N _{tot}	mg /L ⁻¹	4,6 (± 2,2)	13,8 (± 4,2)	28,2 (± 19,0)
P _{tot}	mg /L ⁻¹	6,8 (± 2,3)	6,7 (± 2,6)	6,9 (± 1,0)

L'aumento delle concentrazioni di azoto nelle acque reflue irrigue ha determinato, nel corso dell'indagine sperimentale, un sensibile incremento della quantità di tale elemento apportata alle colture (Tabella 5.9), anche in conseguenza dei diversi volumi irrigui distribuiti.

Tabella 5.9 – Quantitativi di nutrienti distribuiti con le acque irrigue alle colture erbacee indagate

Tesi irrigue	Stagione irrigua 2008		Stagione irrigua 2009		Stagione irrigua 2010	
	N _{tot} (Kg ha ⁻¹)	P _{tot} (Kg ha ⁻¹)	N _{tot} (Kg ha ⁻¹)	P _{tot} (Kg ha ⁻¹)	N _{tot} (Kg ha ⁻¹)	P _{tot} (Kg ha ⁻¹)
33% ET _c	19	29	18	9	33	14
66% ET _c	26	39	37	18	66	27
100% ET _c	30	45	55	27	98	41

5.3.2 Suolo

Dal punto di vista granulometrico, il terreno sul quale è stato realizzato l'impianto sperimentale presenta natura argillosa (USDA, 1975) con le seguenti percentuali medie delle diverse componenti: sabbia 20,3%, limo 22,6%, argilla 57,1% (Figura 5-19).

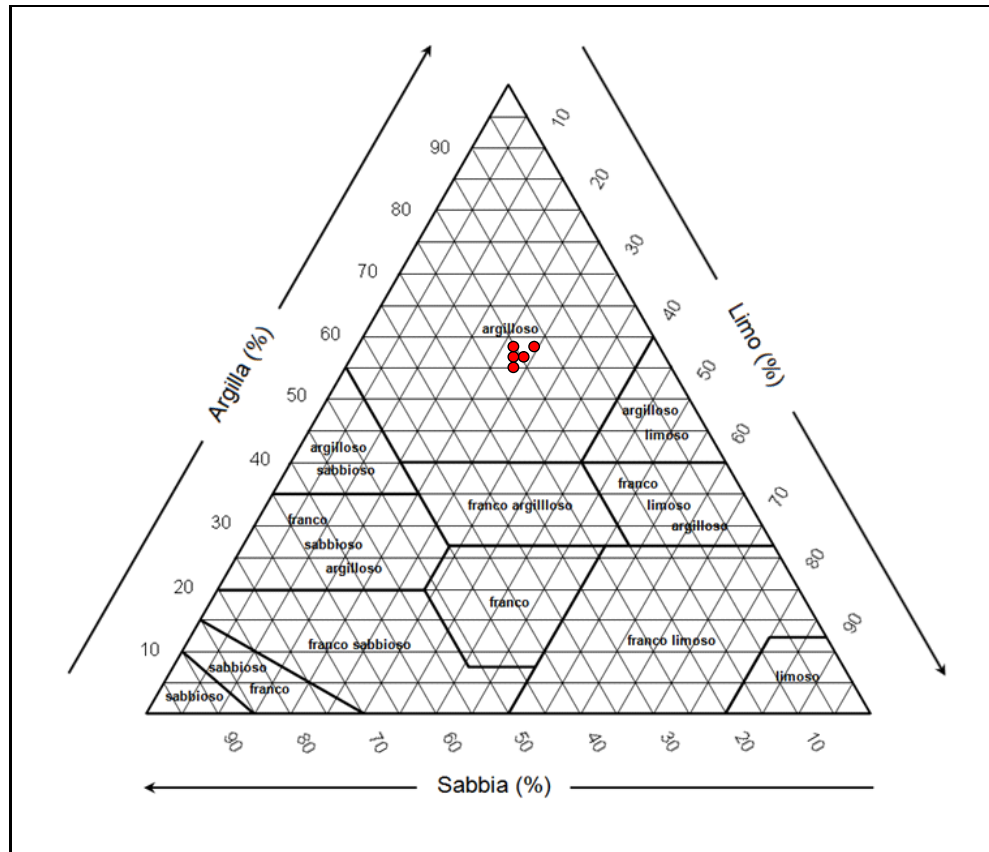


Figura 5-19 – Triangolo tessiturale relativo ai campioni di suolo prelevati

Le caratteristiche chimico fisiche del suolo rilevate a luglio 2008, prima della messa a dimora delle piante, ed a marzo 2009 e 2010, al termine dei primi due cicli di raccolta, sono riportate nella sottostante Tabella 5.10. Le analisi evidenziano una marcata carenza di elementi nutritivi, quali carbonio, azoto totale e fosforo.

Le concentrazioni medie dei parametri chimico-fisici del suolo sono risultate pressoché invariate tra i due campionamenti di luglio 2008 e marzo 2009. Tuttavia è stato rilevato, nel corso dei tre campionamenti, una sensibile variazione del rapporto C/N che ha raggiunto il suo valore minimo nel 2009, indicando una maggiore disponibilità di nutrienti per la coltura, per aumentare nuovamente nel 2010 a causa di un incremento della concentrazione della frazione organica di carbonio ed una riduzione del contenuto di azoto totale.

Tabella 5.10 – Concentrazioni medie dei parametri chimico-fisici nel suolo del campo sperimentale di San Michele Ganzaria

Parametri	Unità di misura	Luglio 2008	Marzo 2009	Marzo 2010
pH		8,13	8,27	-
C.E.	dS m ⁻¹	0,25	0,25	-
CaCO ₃ totale	g Kg ⁻¹	53	55	-
CaCO ₃ attivo	g Kg ⁻¹	19	20	-
Corg	g Kg ⁻¹	10	9	13,1
Ntot	g Kg ⁻¹	0,74	0,93	0,65
C/N		13,5	9,7	20,1
P ass.	mg Kg ⁻¹	-	18	-
Ptot	mg g ⁻¹	-	-	0,37

5.3.3 Rilievi bioagronomici, produttività e caratterizzazione energetica

5.3.3.1 *Sorghum bicolor*

I rilievi bioagronomici effettuati sulla coltura di sorgo, nel corso delle stagioni di crescita 2008 e 2009, hanno evidenziato un accrescimento regolare delle piante con significative differenze tra le stature medie del culmo delle diversi tesi allo studio (Tabella 5.11).

Tabella 5.11 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di sorgo

Fattori allo studio	Statura (cm)	Diametro Culmo (cm)	Foglie (n.)
Concimazione (C)			
0 N	283,4 c	1,9 b	11,8 b
100 N	311,4 a	2,0 a	12,6 a
Mico	289,7 b	1,9 b	12,2 ab
Restituzione idrica (I)			
0% ET _c	263,4 d	1,7 c	11,6 c
33% ET _c	286,6 c	1,8 bc	12,0 bc
66% ET _c	303,9 b	2,1 b	12,5 ab
100% ET _c	325,5 a	2,2 a	12,8 a
Epoca Sfalcio (S)			
Ottobre	278,8 c	1,9 a	11,9 b
Novembre	308,7 a	2,0 a	11,7 b
Febbraio	297,1 b	1,9 a	13,0 a
Interazioni			
I x C	*	n.s.	n.s.
S x I	n.s.	*	**
S x C	*	n.s.	n.s.
S x I x C	n.s.	n.s.	n.s.

Lettere differenti indicano differenze statisticamente significative per P<0,05

n.s. non significativo, * p<0,05, ** p<0,01

In particolare, in relazione ai diversi regimi irrigui applicati, la restituzione del 100% dell'ET_c come logico attendersi, ha positivamente influenzato la statura della pianta con un incremento di circa 19% rispetto alla tesi in asciutto. Anche la

concimazione azotata ha prodotto un sensibile aumento del carattere in esame con valori superiori di circa il 9% e 7% rispetto alle tesi non concimate e bio-fertilizzate con Micosat F-AT WP. L'interazione tra la concimazione e la restituzione idrica ha prodotto un moderato effetto sul parametro statura analogo a quello determinato dall'interazione tra la concimazione e l'epoca di sfalcio.

Differenze significative sono state rilevate anche per i caratteri "diametro del culmo" e "numero di foglie" che confermano i maggiori valori della tesi concimata con 100 Kg ha⁻¹ di N e di quella con la completa restituzione dell'evapotraspirato rispetto alle altre tesi allo studio.

In relazione all'epoca di sfalcio i caratteri esaminati evidenziano differenze significative per i soli caratteri "statura" e "numero di foglie" che evidenziano i valori più elevati rispettivamente nelle raccolte di Novembre e Febbraio.

L'umidità media rilevata nella biomassa aerea all'atto della raccolta non è risultata significativamente diversa nelle diverse epoche di sfalcio (Figura 5-20) con valori compresi tra 69,3% (Dicembre) e 69,9% (Novembre).

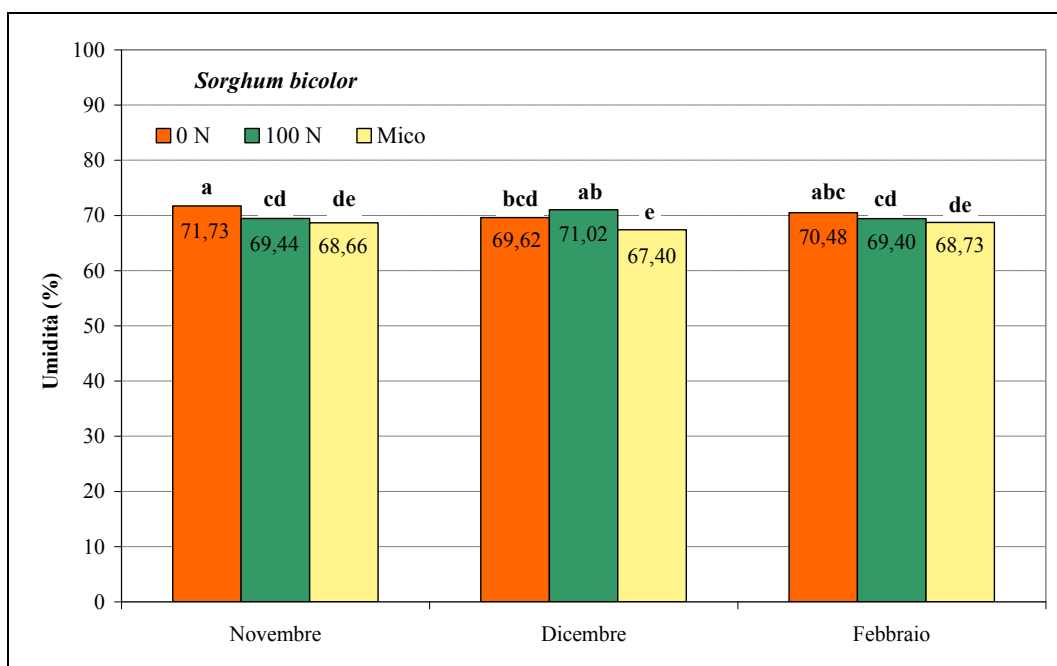


Figura 5-20 – Valori medi dell'umidità rilevata nei campioni di sorgo prelevati all'inizio, la metà e la fine delle stagioni invernali 2008 e 2009 (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

Differenze significative sono state rilevate nelle due annate di sperimentazione, con valori superiori nella stagione 2008-2009 (valore medio pari a circa 70,3%) rispetto alla stagione 2009-2010 (valore medio pari a circa 68,9%). Tale risultato potrebbe

essere stato determinato dai maggiori volumi pluviometrici registrati nel corso del primo periodo di raccolta rispetto a quelli rilevati nel secondo. I diversi regimi irrigui non hanno prodotto differenze significative nel contenuto di umidità della biomassa che è risultata significativamente influenzata dai diversi livelli di concimazione. In particolare, le tesi bio-fertilizzate hanno evidenziato un contenuto di umidità costantemente inferiore rispetto alle altre tesi allo studio, in tutte le epoche di sfalcio.

La produzione di sostanza secca della parte aerea delle piante di sorgo è risultata positivamente influenzata dall'irrigazione (Figura 5-21). La restituzione completa di ET_c ha determinato una produzione di sostanza secca, per singola pianta, significativamente superiore (di circa il 40%) rispetto agli altri trattamenti indagati (media pari a circa $43,7 \text{ g pianta}^{-1}$). Analizzando la ripartizione della sostanza secca nelle varie componenti della pianta è possibile rilevare che le dosi crescenti di volumi irrigui hanno favorito un incremento della biomassa dei culmi, con valori compresi tra il 70% della tesi in asciutto ed il 78% della tesi con i volumi irrigui più elevati.

Al contrario ad un aumento delle condizioni di stress idrico è stato rilevato un aumento della sostanza secca delle foglie (comprese tra il 17,3% ed il 12,3%) e per il panicolo (variabili dal 9,8% al 12,9%), rispetto al peso complessivo della pianta. Al contrario ad un aumento delle condizioni di stress idrico è stato rilevato un aumento delle percentuali di foglie (comprese tra il 17,3% ed il 12,3%) e panicolo (variabili dal 9,8% al 12,9%), rispetto al peso complessivo della pianta. Tuttavia, anche tali parametri sono risultati significativamente superiori nella tesi con restituzione del 100% dell' ET_c (di circa il 26% per le foglie ed il 34% per il panicolo) rispetto agli altri livelli irrigui indagati (media pari a 20 g pianta^{-1} per le foglie e $14,4 \text{ g pianta}^{-1}$ per il panicolo). Inoltre, è importante rilevare che le interazioni tra le concimazioni ed i volumi irrigui non hanno prodotto differenze significative nel peso complessivo della pianta e delle sue singole componenti.

Differenze significative, invece, sono state determinate dall'epoca di raccolta della biomassa, con valori significativamente decrescenti tra lo sfalcio effettuato all'inizio della stagione invernale (media pari a circa $203,4 \text{ g pianta}^{-1}$) e quello operato alla fine della stessa stagione (media pari a circa $92,2 \text{ g pianta}^{-1}$).

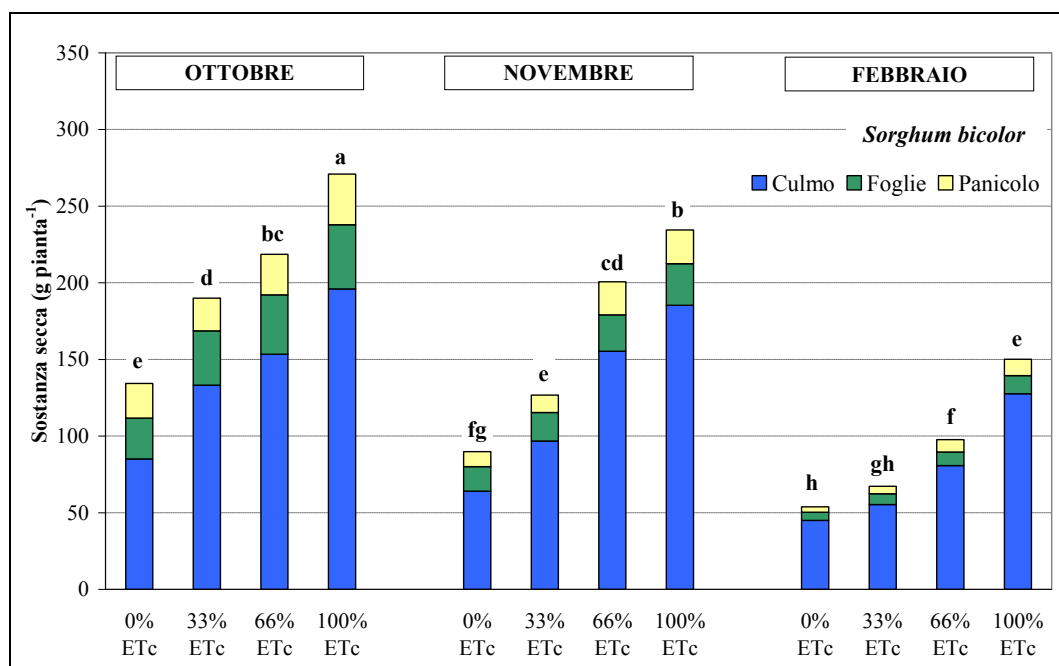


Figura 5-21 – Sostanza secca prodotta da ciascuna pianta di sorgo in funzione del livello di restituzione dell'evapotraspirato (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Le produzioni di biomassa secca sono risultate significativamente diverse in rapporto ai diversi regimi irrigui e livelli di concimazione (Figura 5-22). La somministrazione di N minerale associata alla completa restituzione dell' ET_c ha determinato un chiaro effetto sinergico sulle produzioni in biomassa secca superiori di circa il 76% rispetto alla tesi in asciutto con la medesima concimazione. Al contrario, non sono state rilevate differenze significative tra le tesi prive di concimazione (media pari a circa $14,4 \text{ t ha}^{-1}$) e quelle bio-concimate (media pari a circa $15,4 \text{ t ha}^{-1}$). L'aumento della percentuale di restituzione idrica ha prodotto un incremento della differenza percentuale tra le produzioni delle tesi nelle quali è stato somministrato azoto e quelle prive di concimazione e bio-concimate, con valori variabili dal 26% (33% di ET_c) al 31% (100% di ET_c). È interessante rilevare che l'aumento dei volumi irrigui ha prodotto nelle tesi bio-fertilizzate una risposta produttiva percentualmente decrescente rispetto a quella mediamente rilevata nelle altre tesi allo studio.

In particolare, le differenze percentuali sono variate dal +1% della tesi in asciutto al -28% della tesi con 100% ET_c . Tale risultato è stato probabilmente determinato dall'incremento degli elementi nutritivi apportati alle colture con le acque reflue irrigue e che hanno avuto un effetto inibente sull'attività micorrizica (De Giorgio, 2004). Le interazioni tra tutti i fattori allo studio non hanno prodotto differenze significative in termini di produttività.

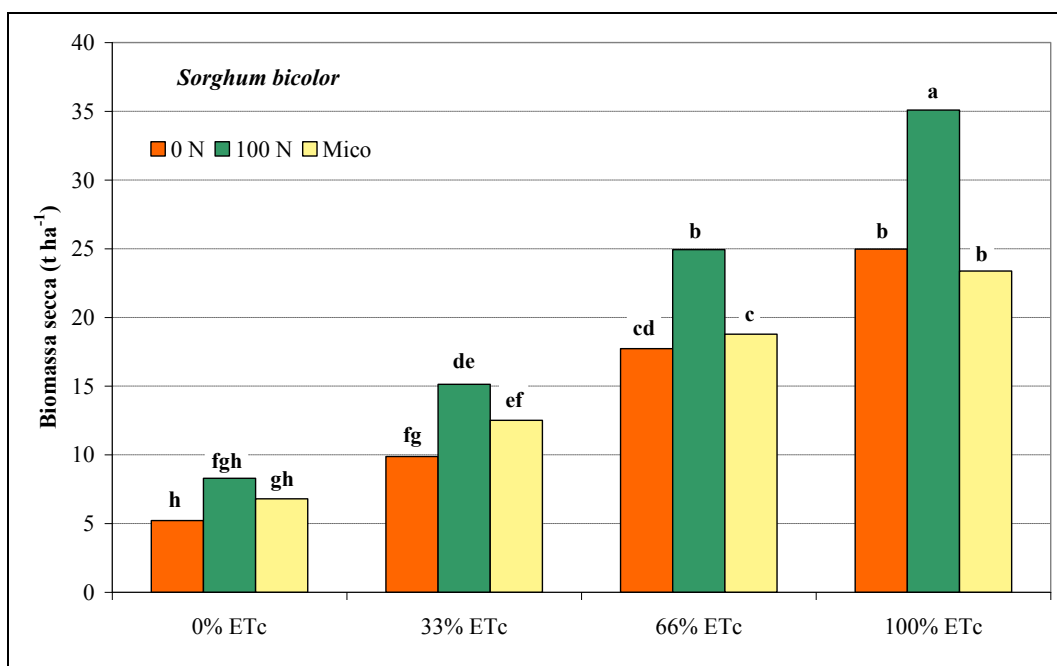


Figura 5-22 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di sorgo in funzione del livello di restituzione dell'evapotraspirato invernale (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Le analisi chimiche condotte sui campioni di sorgo prelevati nel primo anno d'indagine non hanno fatto rilevare differenze significative tra le piante delle diverse tesi irrigue per i caratteri presi in esame. I diversi livelli di concimazione hanno invece prodotto significative differenze, variabili tra culmo e foglie, nelle concentrazioni percentuali di NDF ed ADF (Figura 5-23 e Figura 5-24). In particolare, le percentuali medie di NDF rilevate nei culmi delle piante concimate e non concimate sono state significativamente superiori a quelle rilevate nelle tesi bio-fertilizzate. Nelle diverse tesi, invece, le foglie hanno presentato una differenze trascurabili tra i valori percentuali medi di NDF, compresi tra il 77 ed il 79%. Tale risultato conferma la buona attitudine della specie alla produzione di bioetanolo, la cui resa è legata al contenuto di NDF, che non risulta variare in funzione del trattamento di fertilizzazione.

La concentrazione percentuale di azoto nei tessuti della pianta è stata significativamente più elevata nei trattamenti nitro-fertilizzati (1,48% nei culmi e 0,41% nei culmi). I trattamenti privi di concimazione azotata hanno mostrato una riduzione del tenore di azoto di circa il 33% nei culmi ed il 22% nelle foglie.

Le analisi, invece, evidenziano che il contenuto di ceneri è stato significativamente influenzato dalla concimazione azotata, che ne ha determinato un aumento di circa il 14% per i culmi e del 23% per le foglie rispetto alle altre tesi. Tali risultati concordano con quelli di Mahmud et al., (2003) e Ayub et al., (2002) che hanno

dimostrato che l'applicazione di N aumenta il contenuto di ceneri nel sorgo da foraggio. Nel caso in cui le biomasse siano destinate ad un processo di combustione è quindi necessario contenere le concimazioni azotate al fine di ridurre la concentrazione di ceneri che provocano una minore efficienza del processo di combustione a causa della riduzione del potere calorifico e delle maggiori perdite di calore (Demirbas, 2002).

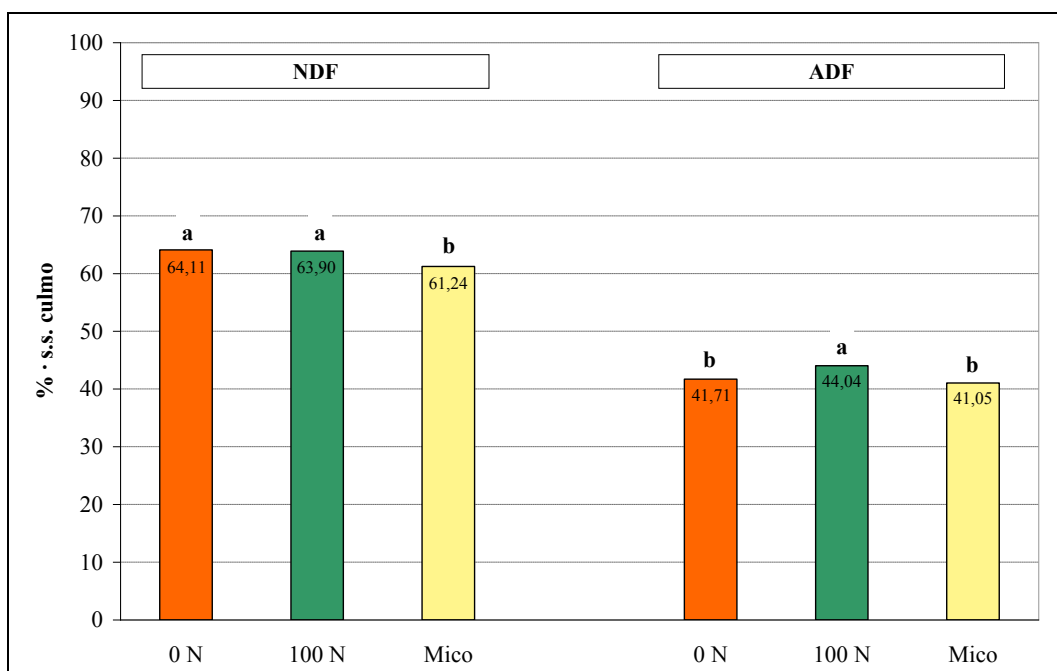


Figura 5-23 – Percentuali medie di fibra neutro detersa (NDF) ed acido detersa (ADF) nei culmi delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

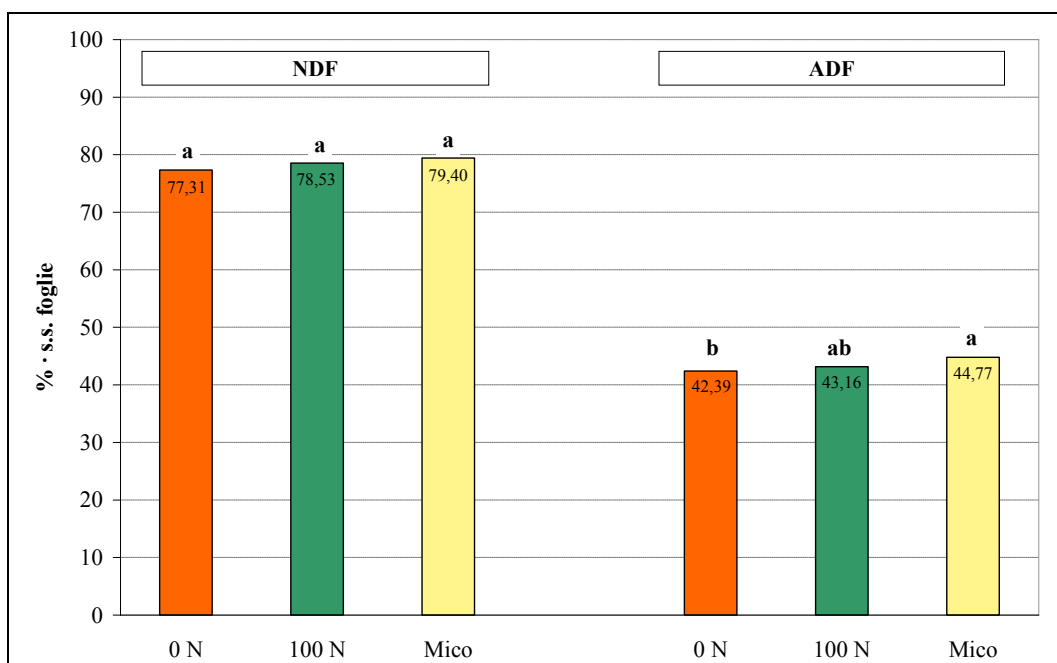


Figura 5-24 – Percentuali medie di fibra neutro detersa (NDF) ed acido detersa (ADF) nelle foglie delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

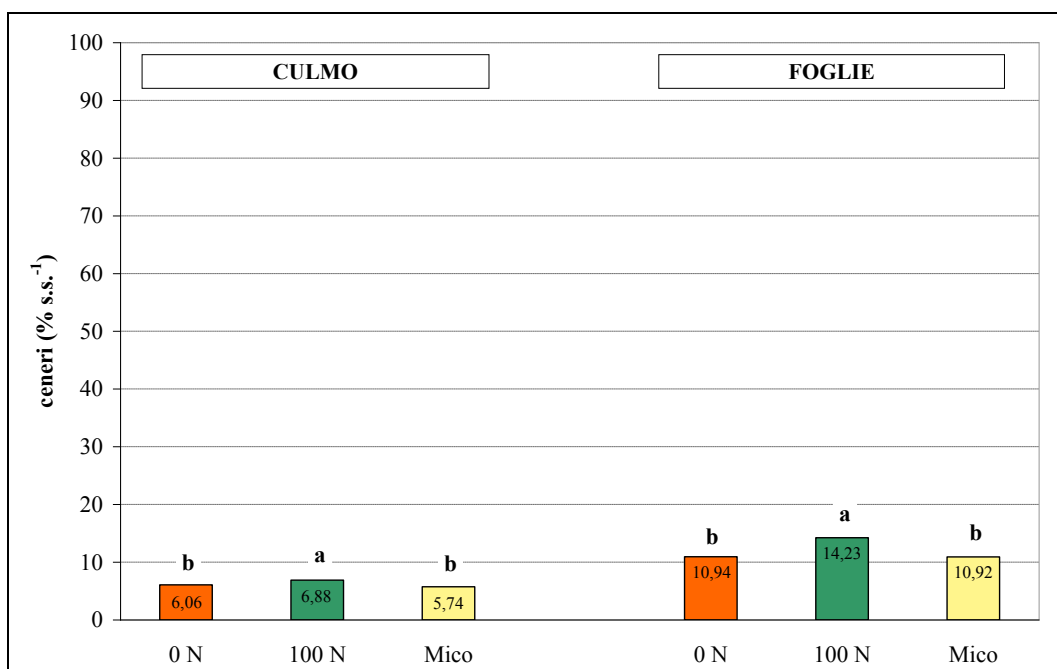


Figura 5-25 – Percentuali medie di ceneri nei culmi e nelle foglie delle piante di sorgo in funzione dei diversi livelli di concimazione (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Nelle diverse tesi di sorgo indagate è stata rilevata la presenza di colonizzazione micorrizica dell'apparato radicale. In particolare, le più elevate percentuali di micorrizzazione sono state osservate negli apparati radicali delle piante fertilizzate con concime minerale nelle quali è stato rilevato un contenuto di micorrize decisamente superiore rispetto a quello delle radici delle piante bio-fertilizzate con Micosat F-AT WP. Precenti ricerche (Treseder, 2002) hanno rilevato che in suoli poveri di azoto la somministrazione di tale elemento alla coltura potrebbe determinare, nei primi anni, un aumento della colonizzazione fungina superiore a quello ottenuto con un inoculo di bio-fertilizzante. Tuttavia, sia nelle radici delle piante non concimate che di quelle concimate con nitrato di ammonio non sono state rilevate formazioni arbuscolari. Tale risultato dimostra che le rilevanti infezioni micorriziche rilevate nelle parcelle concimate siano state determinate da funghi ectomizzorizici, caratterizzati dalla mancanza di formazioni arbuscolari, già presenti nel suolo agrario (Barbera et al., 2009).

5.3.3.2 *Vetiveria zizanioides*

Lo sviluppo grafico dell'accrescimento delle piante di *Vetiveria zizanioides* (Figura 5-26) mostra un andamento simile, tra le diverse restituzioni idriche, nell'ambito della medesima stagione vegetativa. I diversi volumi irrigui distribuiti alla

coltura non hanno prodotto, nell'anno d'impianto, differenze significative del carattere "statura", che ha evidenziato un incremento lineare nel periodo compreso tra il 20 luglio 2008 (media pari a circa 20 cm) ed il 28 ottobre 2008 (media pari a circa 74 cm). Nella successiva stagione d'indagine, le abbondanti piogge cadute in settembre ed ottobre hanno stimolato lo sviluppo vegetativo delle piante con tassi di accrescimento variabili da $0,35 \text{ cm giorno}^{-1}$ (33% ET_c) a $0,88 \text{ cm giorno}^{-1}$ (100% ET_c). Nel 2010 le curve di crescita delle tesi 66% ET_c e 100% ET_c sono risultate pressoché sovrapposte mentre la tesi 33% ET_c si è differenziata da queste con valori percentuali crescenti nel corso della stagione.

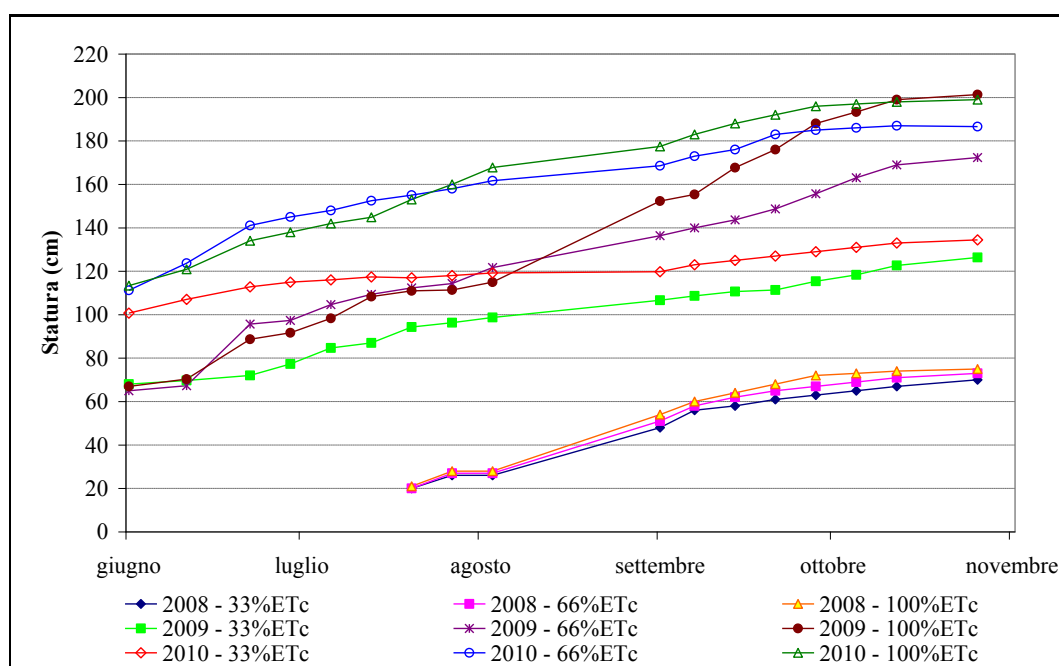


Figura 5-26 – Andamento temporale del parametro statura nelle piante di *Vetiveria zizanioides* negli anni 2008, 2009 e 2010

Le diverse restituzioni irrigue non hanno prodotto, nel primo anno d'indagine, differenze significative nella quantità di sostanza secca mediamente prodotta da ogni pianta (58 g pianta^{-1}). I significativi effetti dei regimi irrigui sono stati rilevati a partire dalla seconda stagione, nella quale la tesi 33% ET_c ha prodotto una quantità di sostanza secca per pianta inferiore, di circa il 20% e 29%, rispetto a quella prodotta dalle tesi 66% e 100% dell' ET_c . Le differenze sono state decisamente più marcate nella terza stagione, con produzioni significativamente diverse sia tra le tesi irrigue allo studio che tra le epoche di raccolta. In particolare, in quest'ultima stagione la completa restituzione dell'evapotraspirato ha determinato lo sviluppo di piante con una quantità di sostanza secca mediamente maggiore del 57% e del 15% rispetto alle tesi 33% ET_c e 66% ET_c .

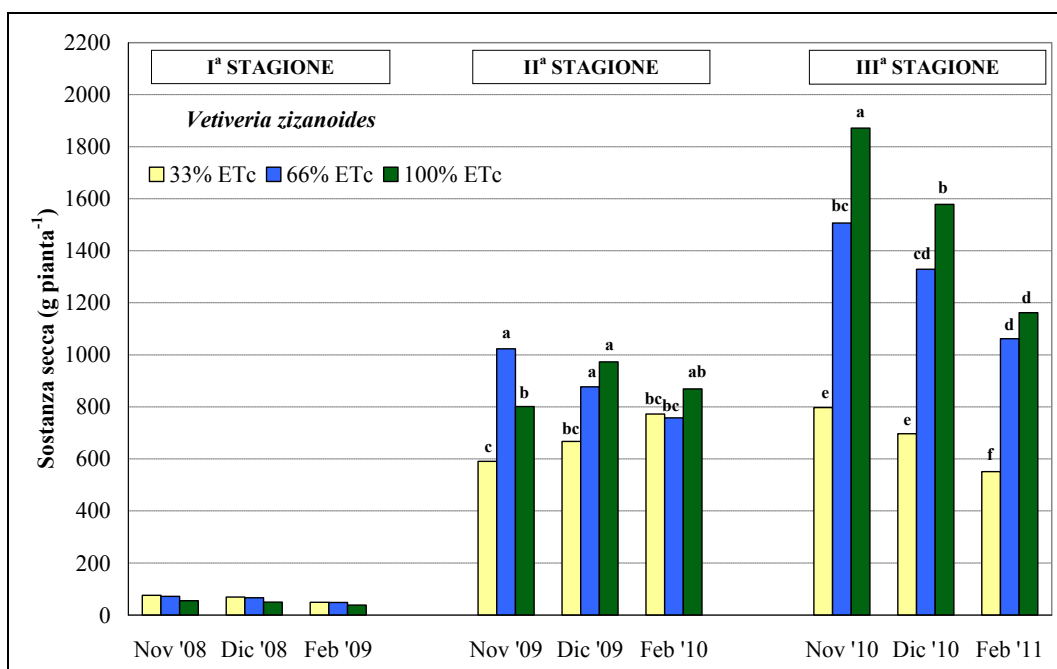


Figura 5-27 – Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di *Vetiveria zizanoides* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Inoltre, nello sfalcio effettuato alla fine della stagione invernale è stato rilevato un peso secco della pianta mediamente inferiore di circa il 33% rispetto a quello evidenziato nella raccolta di novembre 2010. È interessante sottolineare il considerevole sviluppo vegetativo raggiunto dalle singole piante (Figura 5-28) che hanno prodotto un quantitativo massimo di sostanza secca pari a circa $1.870 \text{ g pianta}^{-1}$ rilevato, nel novembre 2010, nelle parcelle con restituzione del 100% di ET_c .



Figura 5-28 – Vista della parcella di *Vetiveria zizanoides*, con 100% di restituzione dell' ET_c , in settembre 2010

Così come descritto per il precedente carattere, anche per le produzioni in biomassa secca si sono evidenziate differenze significative solo a partire dal secondo anno d'indagine con scarti più marcati tra le diverse tesi irrigue (Figura 5-29). Ciò è stato determinato dall'incremento della densità di piante con l'aumentare della quota di restituzione dell'evapotraspirato (dati non mostrati). L'analisi statistica ha evidenziato una significativa interazione ($p < 0,01$) tra la stagione di crescita e le diverse restituzioni idriche con incrementi produttivi, tra il primo ed il terzo anno d'indagine, variabili dal 1.762% della tesi 33% ET_c al 4.244% della tesi 100% ET_c. Anche la data di raccolta ha significativamente influito sulla produttività facendo registrare, all'inizio dell'inverno, valori mediamente superiori di circa il 38% rispetto a quelli rilevati alla fine della medesima stagione. Nel complesso, i valori di produttività sono risultati decisamente superiori a quelli rilevati, da altri autori, nelle rare indagini sperimentali condotte nell'ambito della coltivazione della vetiver a scopi energetici.

Il confronto più indicativo, per caratteristiche climatiche, è quello con l'indagine condotta da Monti et al. (2005), in prove parcellari su piante di vetiver nell'Italia settentrionale, dalla quale è emersa una produzione in biomassa secca variabile tra le 10 e le 12 t ha⁻¹, notevolmente inferiore a quella rilevata nel campo sperimentale di San Michele di Ganzaria.

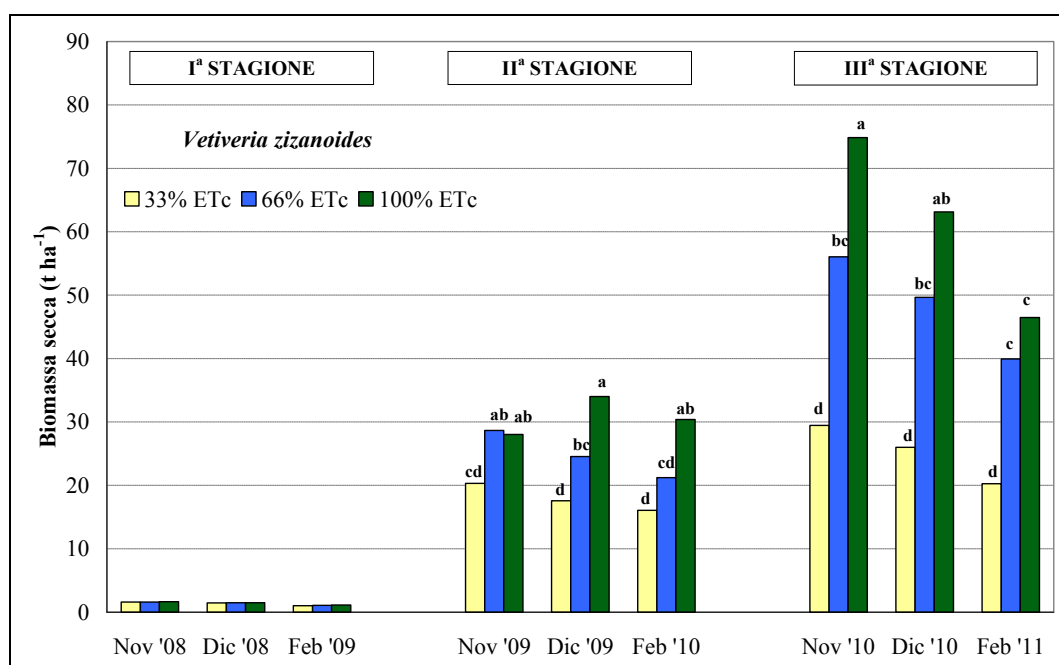


Figura 5-29 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di *Vetiveria zizanioides* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Nella terza stagione di crescita l'indice WUE ha evidenziato elevati valori (compresi tra 2,34 g L⁻¹ e 7,76 g L⁻¹) con trascurabili differenze tra le tesi con restituzione del 66% dell'ET_c e quelle con 100% dell'ET_c (Figura 5-30). Dall'analisi statistica è emerso che l'indice WUE risulta significativamente influenzato dal livello irriguo (p<0,05), dall'epoca di sfalcio (p<0,01) e dall'interazione tra quest'ultima e la stagione di crescita (p<0,01).

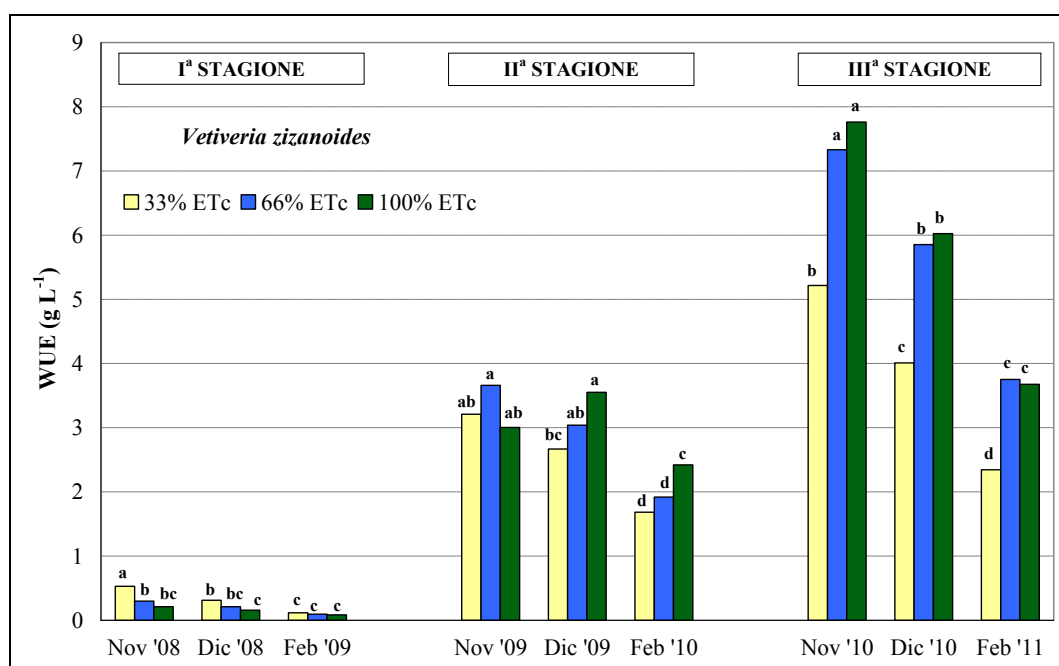


Figura 5-30 - WUE rilevati nella *Vetiveria zizanioides* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

L'umidità della biomassa fresca (dati non mostrati), risultata significativamente diversa in rapporto alle tesi irrigue (p<0,05) ed alla data di raccolta (p<0,01), ha prodotto marcate differenze tra i PCI della vegetazione raccolta a novembre (media pari a circa 3954 kJ kg⁻¹) rispetto a quelli della biomassa sfalcata a febbraio della medesima stagione (media pari a circa 6936 kJ kg⁻¹). Tali differenze hanno, in parte, compensato le minori produzioni in biomassa secca causate dalla posticipazione della raccolta della biomassa, producendo output energetici simili tra le diverse epoche di sfalcio della medesima tesi irrigua (Figura 5-31).

L'EWUE (Figura 5-32) ha mostrato differenze simili a quelle descritte per l'indice WUE con una maggiore significatività in rapporto al livello di restituzione idrica (p<0,01) ed inferiore rispetto alla data di raccolta (p<0,05).

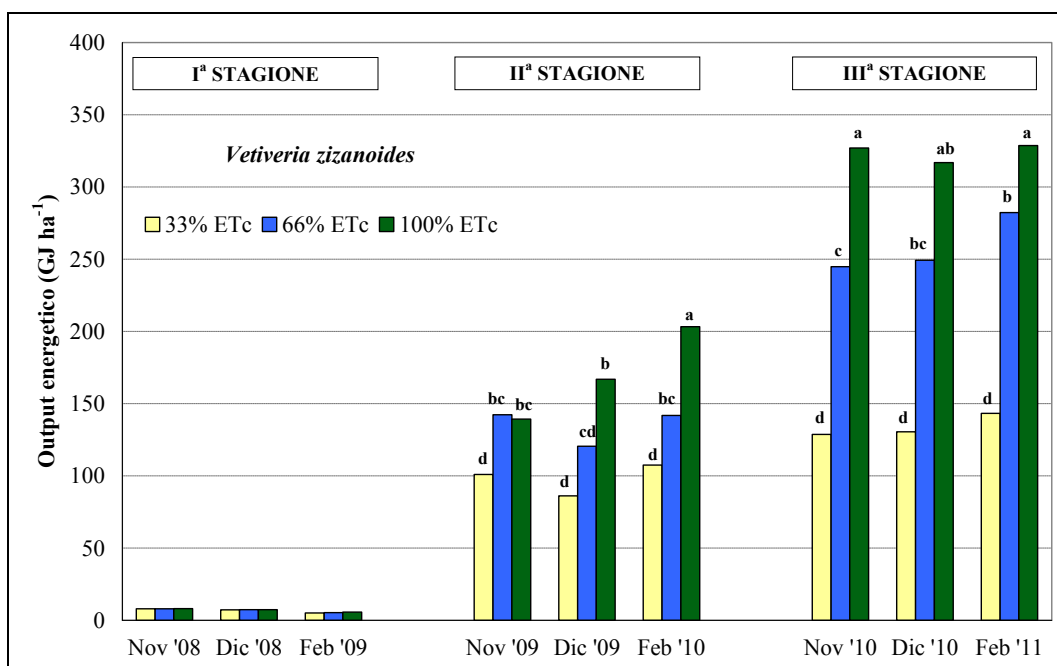


Figura 5-31 – Output energetici rilevati nelle parcelle di *Vetiveria zizanioides* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

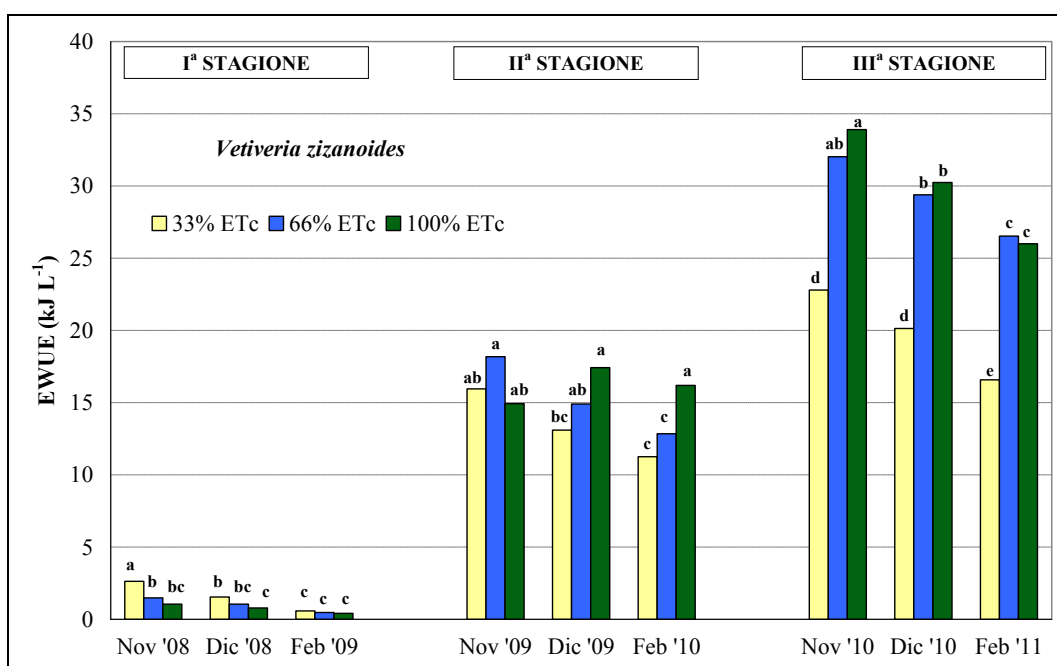


Figura 5-32 - EWUE rilevati nella *Vetiveria zizanioides* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

5.3.3.3 *Arundo donax*

I diversi volumi irrigui applicati alle parcelle di *Arundo donax* non hanno prodotto differenze significative nell'espressione dei caratteri morfo-biometrici che sono risultati simili nell'ambito della medesima stagione d'indagine (Tabella 5.12). Tuttavia, sono risultate sostanziali differenze tra le diverse stagioni di crescita con un incremento dei

valori, di tutti i caratteri rilevati, all'aumentare della maturità delle piante. In particolare, i maggiori incrementi percentuali sono stati rilevati tra la prima e la seconda stagione con valori del 164%, 47% e 101% rispettivamente per statura, diametro del culmo e numero di foglie.

Tabella 5.12 – Valori medi dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di *Arundo donax*

Stagione	Restituzione idrica	Statura	Diametro culmo	Foglie
		(cm)	(cm)	(n.)
I	66% ETc	115,6	1,0	11,9
	100% ETc	120,6	1,1	13,9
II	66% ETc	308,3	1,6	25,8
	100% ETc	315,2	1,5	26,0
III	66% ETc	367,7	1,6	33,0
	100% ETc	378,2	1,7	31,9

Anche nella produzione di sostanza secca per singola pianta non sono state rilevate differenze significative tra le diverse tesi irrigue (Figura 5-33).

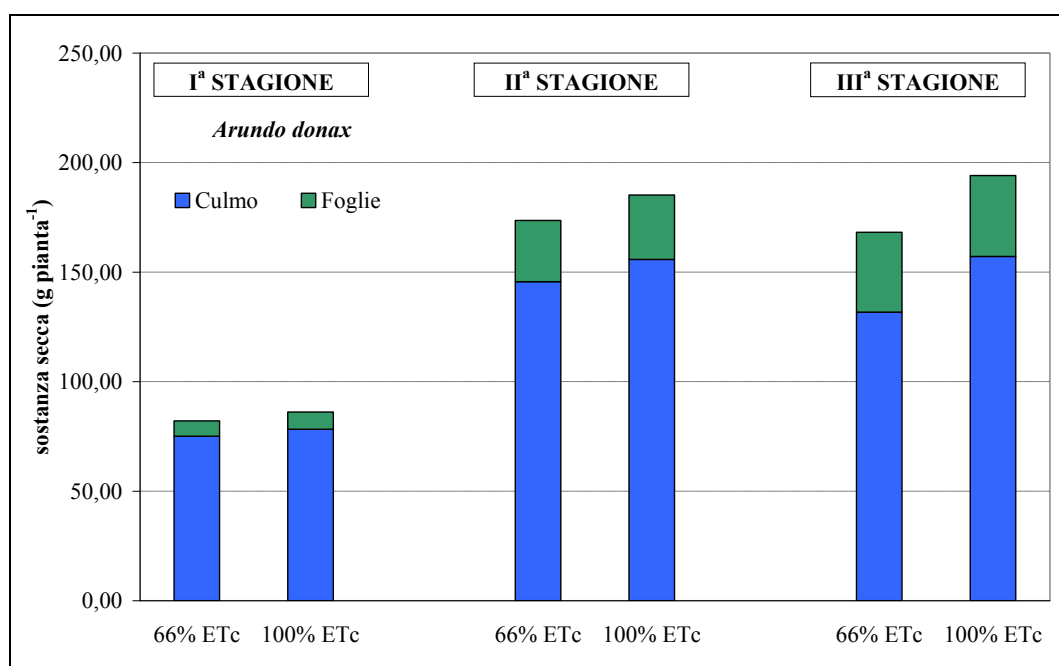


Figura 5-33 - Sostanza secca prodotta da ciascuna pianta di *Arundo donax* nelle tre stagioni di crescita

Analizzando la ripartizione della biomassa tra i diversi organi della pianta si evince che la restituzione completa dell'evapotraspirato ha favorito un trascurabile incremento della percentuale di culmi (+0,9%) rispetto a quella rilevata nella tesi 66% ETc. Il peso secco delle piante si è pressoché stabilizzato già a partire dal secondo anno di crescita, con valori medi di circa 179,4 e 181,1 g pianta⁻¹ rilevati, rispettivamente, nella seconda e terza stagione.

Le produzioni di biomassa secca sono risultate significativamente diverse in rapporto all'anno di indagine. In particolare, rispetto all'anno d'impianto, la produttività è aumentata del 183% nella seconda stagione e del 255% nella terza (Figura 5-34). Le significative differenze produttive tra queste ultime stagioni sono state determinate dalla diversa densità delle piante che ha mostrato un incremento medio di circa il 24% da febbraio 2010 a novembre 2010 (dati non mostrati).

Le produzioni medie del terzo anno d'indagine risultano complessivamente comparabili a quelle riportate in letteratura per ricerche condotte in condizioni colturali e climatiche simili a quelle della presente indagine. In particolare, Mantineo et al. (2009), in Sicilia, hanno rilevato produzioni medie di circa 43 t ha^{-1} nel terzo anno di coltivazione, con una concimazione pari a 100 unità di N ed una restituzione idrica pari al 75% dell'ETm. Angelini et al. (2009), documentano produzioni fino a 50 t ha^{-1} per prove parcellari condotte in Italia centrale in ottimali condizioni di fertilizzazione ($100 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$; $100 \text{ kgK}_2\text{O ha}^{-1}$; 100 kgN ha^{-1}) ed irrigazione. Infine, Christou et al. (2003) in Grecia, hanno ottenuto produzioni fino a 27 t ha^{-1} con una fertilizzazione azota pari a 120 Kg ha^{-1} ed una restituzione idrica del 100% ET_{max} .

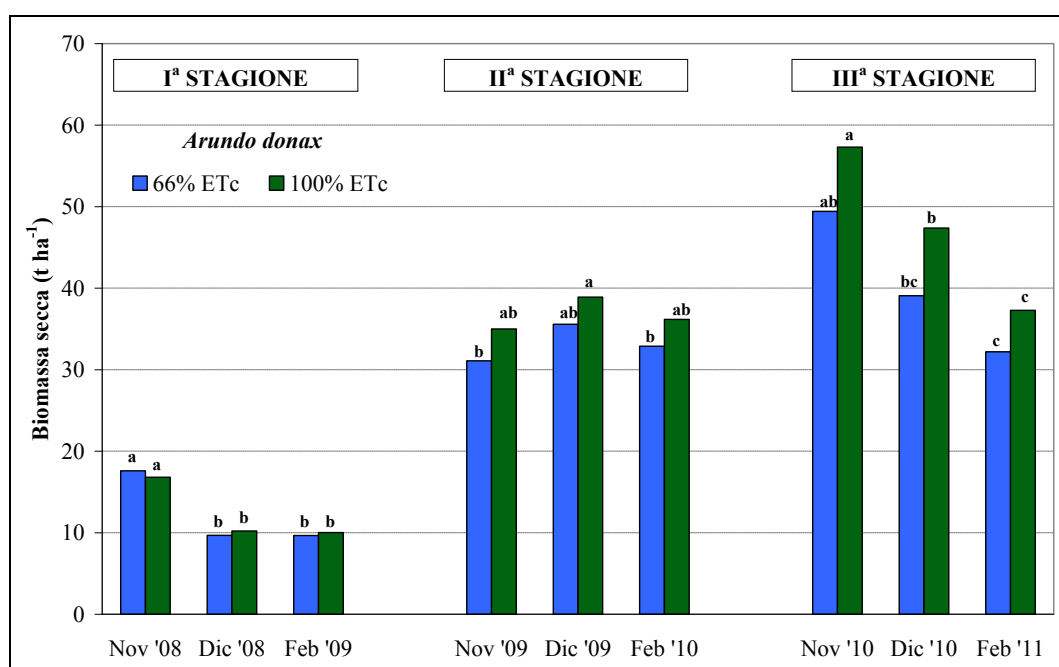


Figura 5-34 - Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di *Arundo donax* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

La WUE è risultata significativamente diversa tra i due trattamenti allo studio solo nell'anno di messa a dimora delle piante (Figura 5-35).

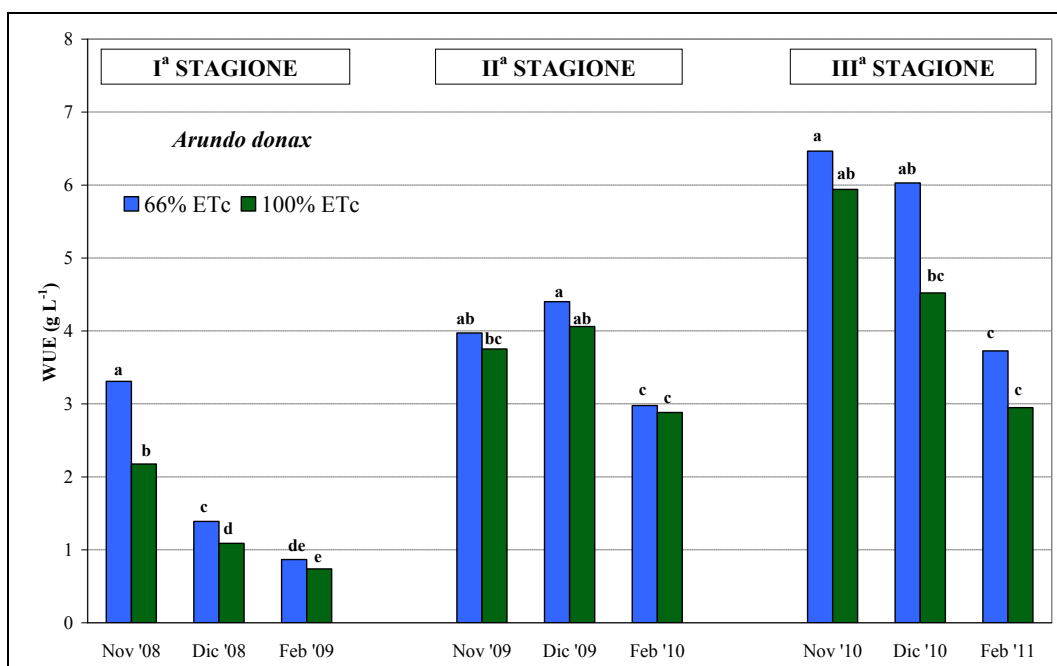


Figura 5-35 - WUE rilevati nell'*Arundo donax* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

In tale anno i risultati hanno evidenziato la maggiore efficienza produttiva dei settori irrigui con restituzione del 66% dell'ET_c (WUE medio pari a 1,75 g L⁻¹) rispetto a quelli con restituzione del 100% dell'ET_c (WUE medio pari a 1,43 g L⁻¹). Anche negli anni successivi, seppur con differenze non significative, il valore di WUE è risultato costantemente più elevato nelle tesi con la minore restituzione idrica.

Gli output energetici hanno mostrato un andamento simile a quello descritto per la produzione di biomassa secca con differenze, tra i trattamenti irrigui, prive di significatività statistica (Figura 5-36). Le biomasse fresche hanno evidenziato elevati tassi di umidità, mediamente pari a circa il 56,8%, che hanno determinato valori del PCI piuttosto contenuti (compresi tra 3.455 kJ kg⁻¹ e 9.164 kJ kg⁻¹). È per tale motivo che, nonostante le buone produttività rilevate, gli output energetici ed i relativi EWUE (Figura 5-37) sono risultati, in termini assoluti, piuttosto ridotti rispetto ai dati di letteratura (Mantineo et al., 2009).

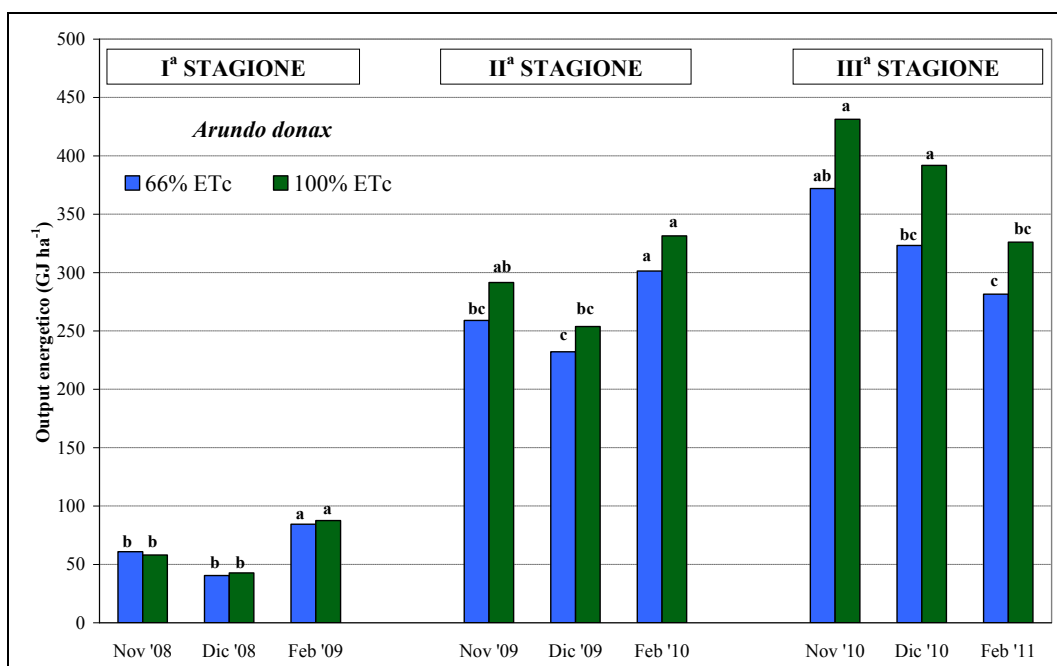


Figura 5-36 - Output energetici rilevati nelle parcelle di *Arundo donax* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

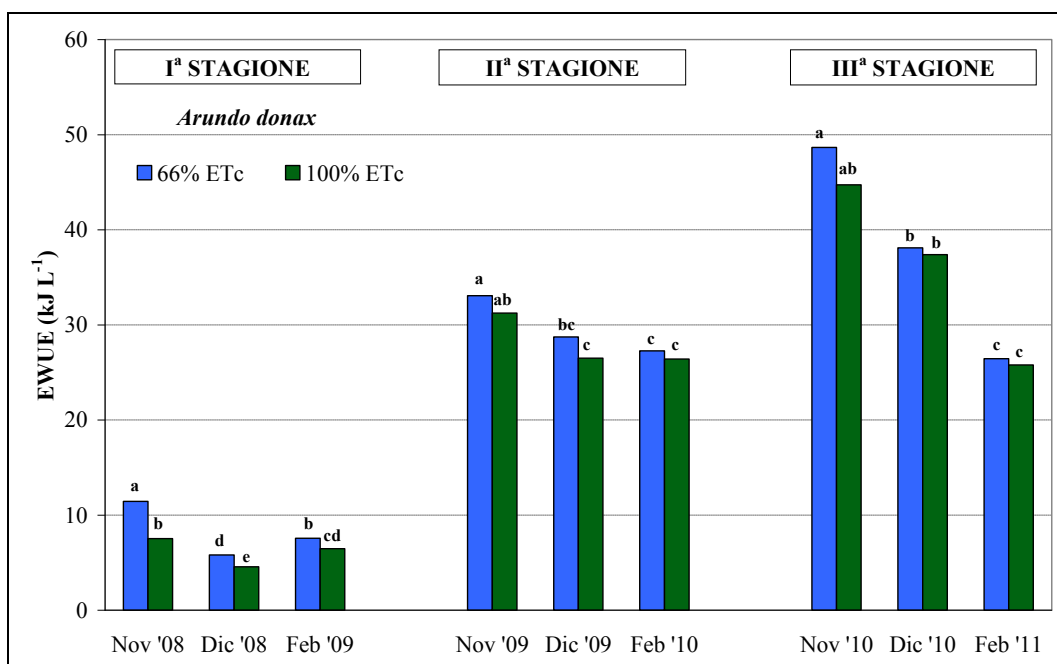


Figura 5-37 - EWUE rilevati nell'*Arundo donax* nelle tre stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

5.3.3.4 *Myscanthus x giganteus*

Nelle piante di *Myscanthus x giganteus* sono state rilevate differenze significative, per tutti i caratteri morfobiometrici rilevati, sia in rapporto al livello di restituzione idrica di ET_c che all'epoca di sfalcio (Tabella 5.13). Analizzando il carattere "statura" emergono incrementi del 21% e del 47% nelle tesi 66% ET_c e 100% ET_c rispetto alla

tesi con livello irriguo più basso. Inoltre, per tale carattere, la posticipazione della data di raccolta ne ha provocato una riduzione media di circa l'11%. L'epoca di sfalcio ha profondamente influenzato il numero di foglie totali che si sono ridotte di circa il 76% tra una raccolta e l'altra. Questi risultati sono spiegabili con gli effetti degli avversi fenomeni atmosferici che si sono verificati durante il periodo invernale e che hanno determinato la rottura della porzione apicale dei culmi e l'abscissione delle foglie oramai secche. L'interazione tra i due fattori allo studio (restituzione idrica ed epoca di sfalcio) non è risultata significativa per i tre caratteri morfobiometrici rilevati.

Tabella 5.13 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di *Myscanthus x giganteus*

Fattori allo studio	Statura (cm)	Diametro Culmo (cm)	Foglie (n.)
Restituzione idrica (I)			
33% ET _c	130,6 c	0,56 b	8,0 c
66% ET _c	157,8 b	0,64 a	9,7 b
100% ET _c	191,8 a	0,65 a	10,5 a
Epoca Sfalcio (S)			
Novembre	169,7 a	0,65 a	15,2 a
Febbraio	150,4 b	0,58 b	3,6 b
Interazioni			
I x S	n.s.	n.s.	n.s.

Lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$

n.s. non significativo

Nell'anno di impianto non sono state rilevate differenze significative tra i valori del peso secco delle singole piante nelle diverse tesi irrigue (Figura 5-38). Nella seconda stagione, invece, la restituzione idrica ha prodotto significativi effetti sulla coltura con piante decisamente più produttive all'aumentare dei volumi irrigui (valori compresi tra 16,8 e 28,5 g pianta⁻¹). La percentuale del peso secco del culmo è aumentata mediamente del 4,3% tra la prima e la seconda stagione, mentre quelle di foglie e panicoli si sono ridotte, rispettivamente, di circa il 3,6% e 0,7%.

Così come descritto per la sostanza secca delle singole piante, anche per le rese in biomassa secca non si evidenziano, nella prima stagione, differenze significative in rapporto alle restituzioni idriche ed alle epoche di sfalcio (Figura 5-39). Nella seconda stagione l'incremento della biomassa secca prodotta è stato mediamente pari a circa il 244% con differenze più marcate tra la tesi 66% ET_c e 100% ET_c (+73%) rispetto a quelle rilevate tra la tesi 33% ET_c e 66% ET_c (+43%). Le rese sono risultate comparabili a quelle riportate in letteratura per indagini sperimentali condotte in condizioni climatiche e culturali simili a quelle del campo sperimentale di San Michele di Ganzaria

(Angelini et al., 2009; Mantineo et al., 2009; Lewandowsky et al., 2000; Zub et al., 2010).

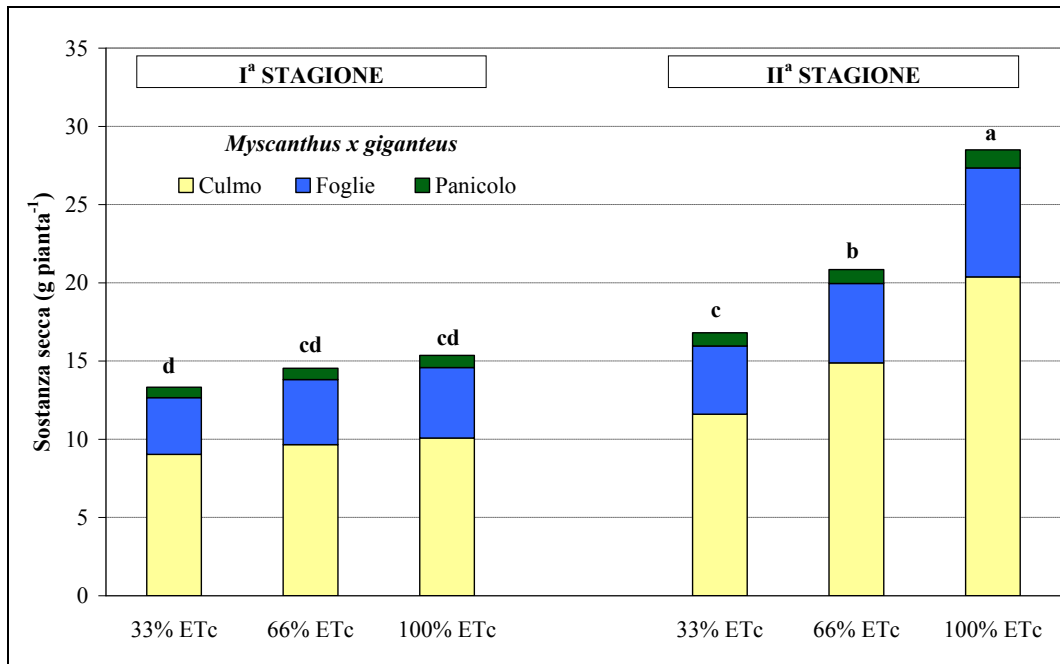


Figura 5-38 - Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di *Myscanthus x giganteus* nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

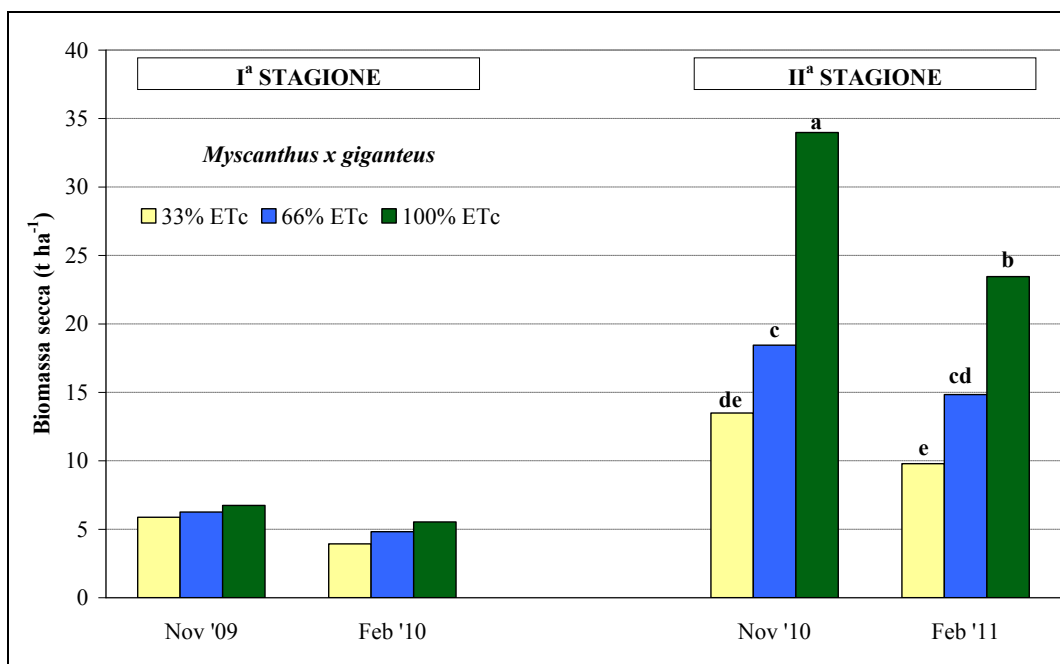


Figura 5-39 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di *Myscanthus x giganteus* nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

La completa restituzione dell'evapotraspirato ha determinato, nella seconda stagione, efficienze nell'uso dell'acqua decisamente maggiori (+ 47%) rispetto alle restituzioni del 33 e 66% dell'ET_c (media pari a circa 1,8 g L⁻¹) che non sono risultate

tra loro significativamente differenti (Figura 5-40). Anche tale risultato risulta simile a quelli ottenuti in altre ricerche, condotte in Sicilia da Mantineo et al. (2009), nelle quali sono stati rilevati, nel primo e secondo anno di coltivazione del Miscanto, valori medi di WUE pari, rispettivamente, a 0,38 e 2,20 g L⁻¹.

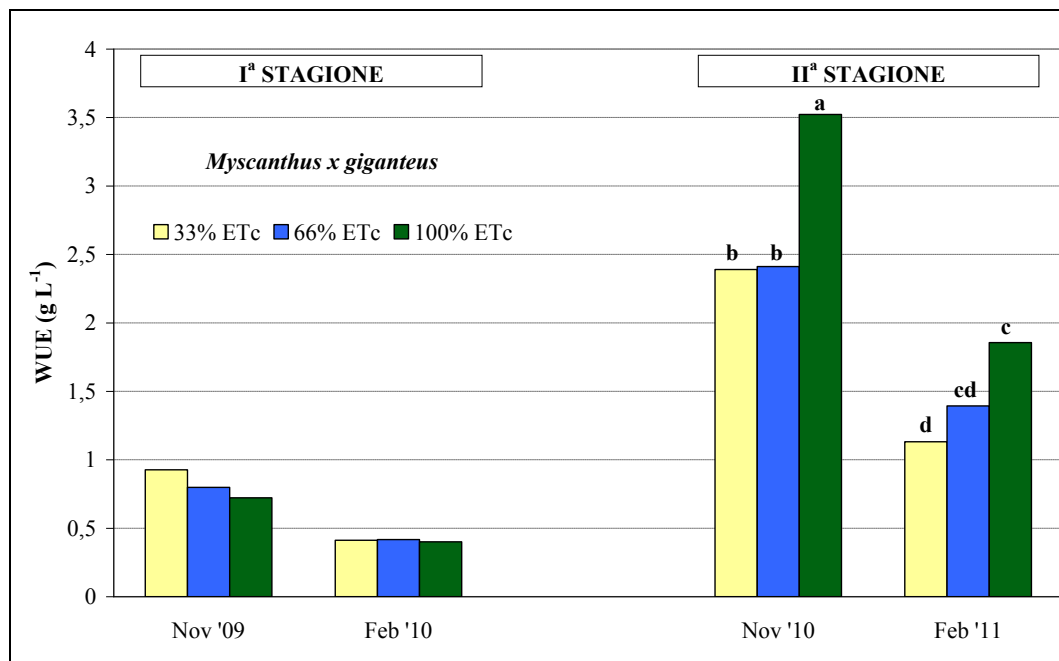


Figura 5-40 – WUE rilevati nel *Myscanthus x giganteus* nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

Analizzando gli output energetici si evidenziano i valori significativamente più elevati ottenuti nella raccolta di febbraio, della seconda stagione d'indagine, rispetto a quelli del primo sfalcio della medesima stagione (Figura 5-41). Tale andamento, che risulta praticamente opposto a quello descritto per le rese in biomassa, è stato determinato dal contenuto di umidità delle piante che, riducendosi di circa il 70%, tra la raccolta di novembre 2010 e quella di febbraio 2011, ha prodotto un aumento del potere calorifico della biomassa di circa il 120% (dati non mostrati).

L'analisi statistica del WUE, rispetto alle diverse epoche di raccolta e restituzioni idriche, ha prodotto risultati simili a quelli evidenziati per gli output energetici (Figura 5-42). In particolare, i valori di EWUE del primo anno d'indagine sono stati tra loro comparabili mentre sono risultati significativamente differenti quelli del secondo anno, con un valore massimo di 25,68 kJ L⁻¹.

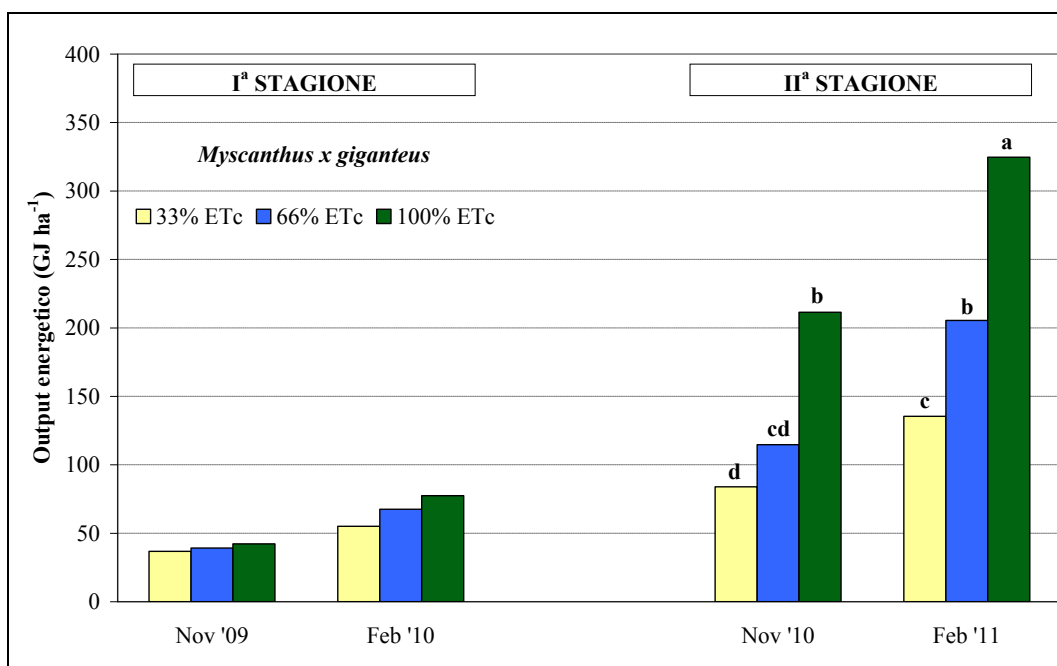


Figura 5-41 - Output energetici rilevati nelle parcelle di *Myscanthus x giganteus* nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

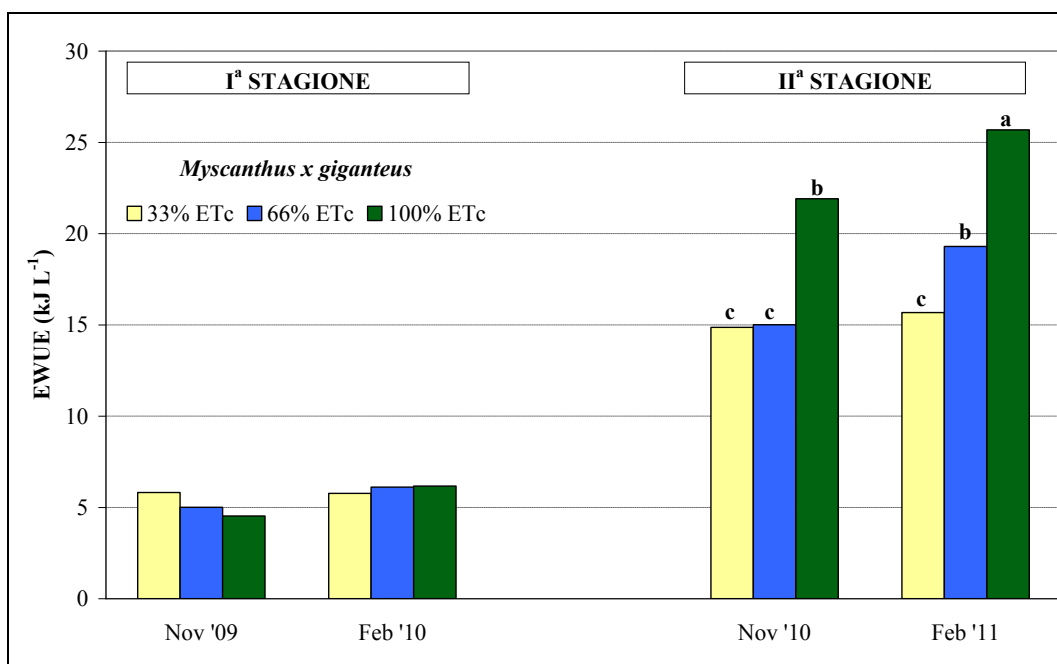


Figura 5-42 - - EWUE rilevati nel *Myscanthus x giganteus* nelle due stagioni di crescita (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

5.3.3.5 *Phragmites australis*

Nel corso di due anni d'indagine (2008 e 2009) la *Phragmites australis* ha presentato notevoli problemi di attecchimento che non sono stati risolti nonostante i ripetuti trapianti di piantine effettuati sulle parcelle sperimentali (Figura 5-43).

Tale situazione ha di fatto reso impossibile l'esecuzione di rilievi significativi ed ha dimostrato che, in condizioni di clima arido, la cannuccia di palude necessita di condizioni sature del suolo per poter esprimere al meglio le sue potenzialità produttive (cfr. 5.2.3).

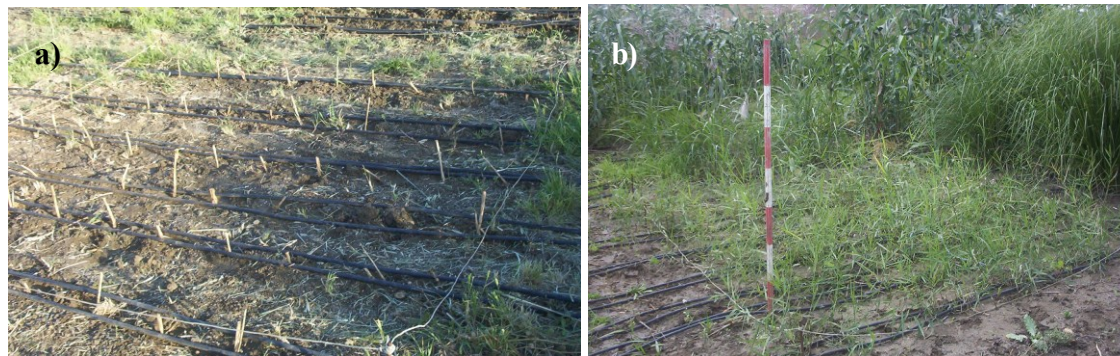


Figura 5-43 – Vista delle parcelle di *Phragmites australis* in settembre 2008 (a) ed ottobre 2009 (b)

5.3.3.6 *Typha latifolia*

La statura delle piante di *Typha latifolia* ha presentato, nel corso delle due stagioni vegetative indagate, un andamento dissimile, raggiungendo alla fine di settembre valori pari a circa 72 e 81 cm, rispettivamente nelle stagioni 2008 e 2009.

Da segnalare che le abbondanti piogge registrate durante il mese di settembre 2009 hanno determinato la crescita dai rizomi presenti nelle parcelle, di una seconda generazione di piante che hanno raggiunto, in circa 20 giorni, un'altezza media simile a quella della prima generazione, con un tasso di crescita pari a circa 4 cm giorno⁻¹. Il numero di foglie verdi ha presentato un andamento decrescente in entrambe le stagioni vegetative segnalando che la pianta si è costantemente accresciuta in condizioni di stress idrico. Ciò risulta confermato dallo sviluppo della seconda generazione di piante che, per effetto delle elevate altezze pluviometriche registrate, hanno prodotto un numero di foglie verdi superiore a quello della precedente generazione (Figura 5-44).

Differenze significative sono state rilevate nella statura delle piante all'atto delle quattro raccolte. Negli sfalci di novembre le stature medie delle piante sono risultate superiori di circa 12% a quelle rilevate dopo circa un mese. Al contrario, il numero complessivo di foglie è risultato pressoché invariato nel corso delle diverse epoche di raccolta.

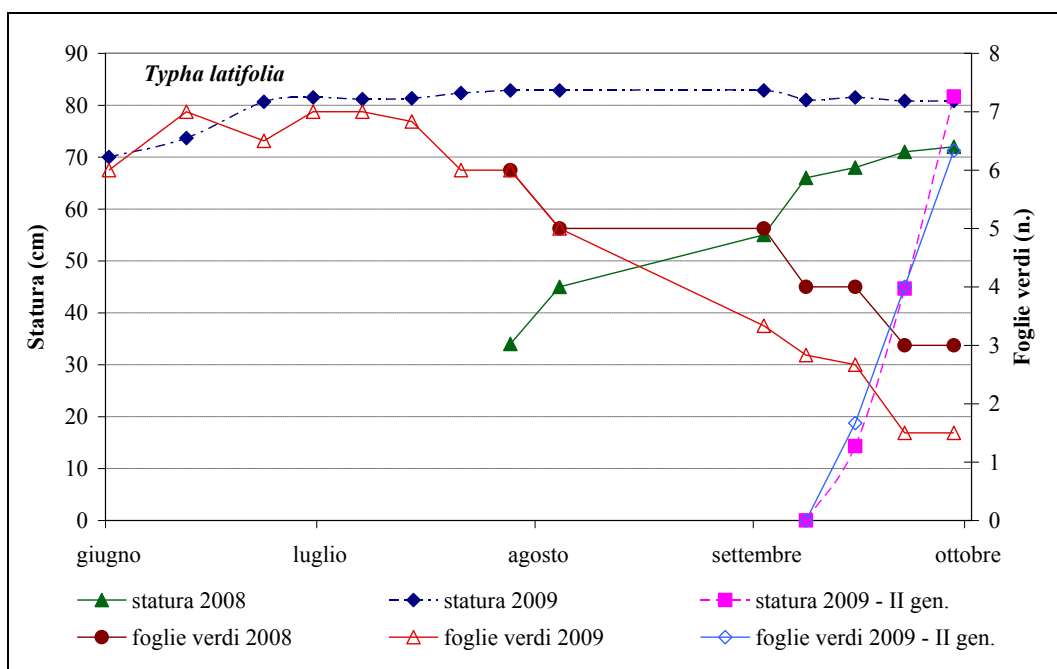


Figura 5-44 – Andamento temporale dei parametri statura e numero di foglie verdi nelle piante di *Typha latifolia* negli anni 2008 e 2009

In particolare, nella prima stagione vegetativa sono state rilevate produzioni medie in biomassa secca pari a circa $6,9 \text{ g pianta}^{-1}$ mentre, nella seconda stagione di crescita, il peso secco della pianta è aumentato, in media, di circa il 117%. Inoltre, le piante raccolte a novembre hanno prodotto una quantità di sostanza secca superiore di circa 51% rispetto a quelle sfalciate a dicembre. In quest'ultima raccolta, infatti, in seguito ai marcati fenomeni di senescenza della pianta sono risultati considerevoli le perdite di biomassa dovute all'azione del vento e della pioggia.

Tabella 5.14 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di *Typha latifolia*

Anno	Epoca di sfalcio	Statura (cm)		Foglie (n.)	
		Valore	Lettera	Valore	Lettera
2008	Novembre	72,67	c	10,00	a
	Dicembre	64,00	d	9,67	a
2009	Novembre	131,00	a	9,87	a
	Dicembre	115,33	b	10,00	a

lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$

Il ridotto sviluppo vegetativo (Figura 5-45) ha determinato produzioni in sostanza secca decisamente ridotte, con significative differenze tra le due stagioni vegetative indagate e tra le diverse epoche di raccolta (Figura 5-46).

Anche le produzioni in biomassa secca sono risultate significativamente influenzate dall'interazione della stagione di crescita con l'epoca di raccolta (Figura 5.47). In rapporto alle epoche di raccolta la produttività è risultata significativamente

più elevata all'inizio dell'inverno con valori superiori di circa il 51% rispetto a quelli rilevati a metà della stagione invernale (media pari a 0,36 t ha⁻¹).



Figura 5-45 – Vista della parcella di *Typha latifolia* in ottobre 2009

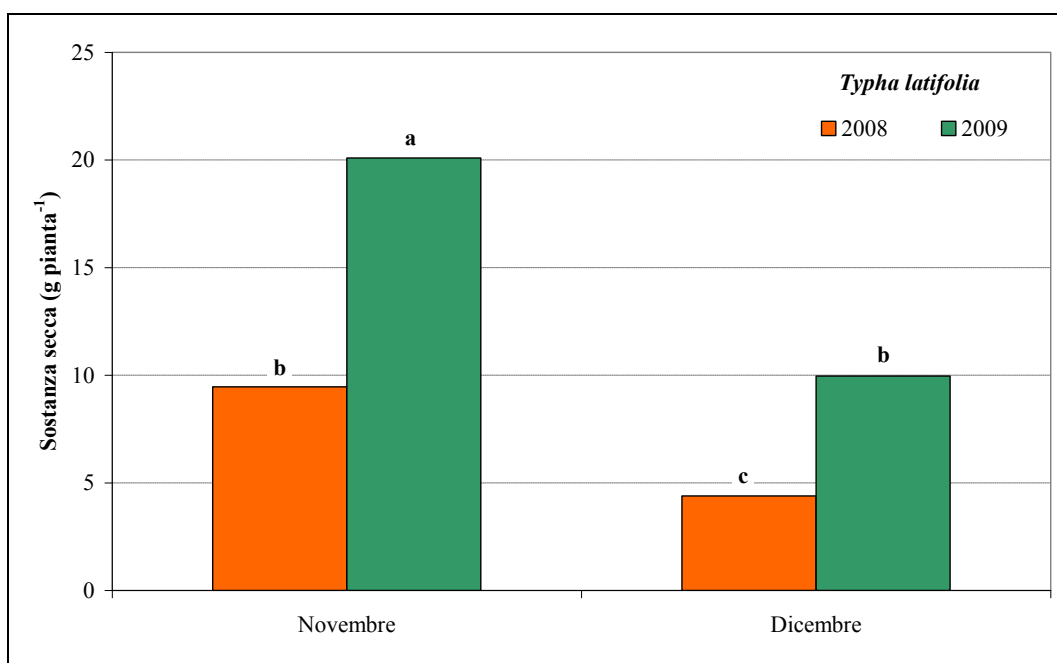


Figura 5-46 – Sostanza secca mediante prodotta da ciascuna pianta di *Typha latifolia* nei due cicli di campionamento (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05)

Nel secondo anno le maggiori produzioni in sostanza secca delle singole piante, insieme ad una maggiore densità delle piante (3 piante m⁻² nel 2008, 6 piante m⁻² nel 2009) hanno determinato una quantità di biomassa secca per unità di superficie (media pari a circa 0,89 t ha⁻¹) significativamente superiore rispetto a quelle rilevate nel secondo (media pari a circa 0,21 t ha⁻¹). Tali produzioni risultano sensibilmente inferiori rispetto a quelle documentate da altri autori in sistemi di fitodepurazione a flusso superficiale, che hanno rilevato una produttività della *Typha latifolia* variabile da 3,2 a 28 t ha⁻¹ (Ciria et al., 2005; Maddison et al., 2009).

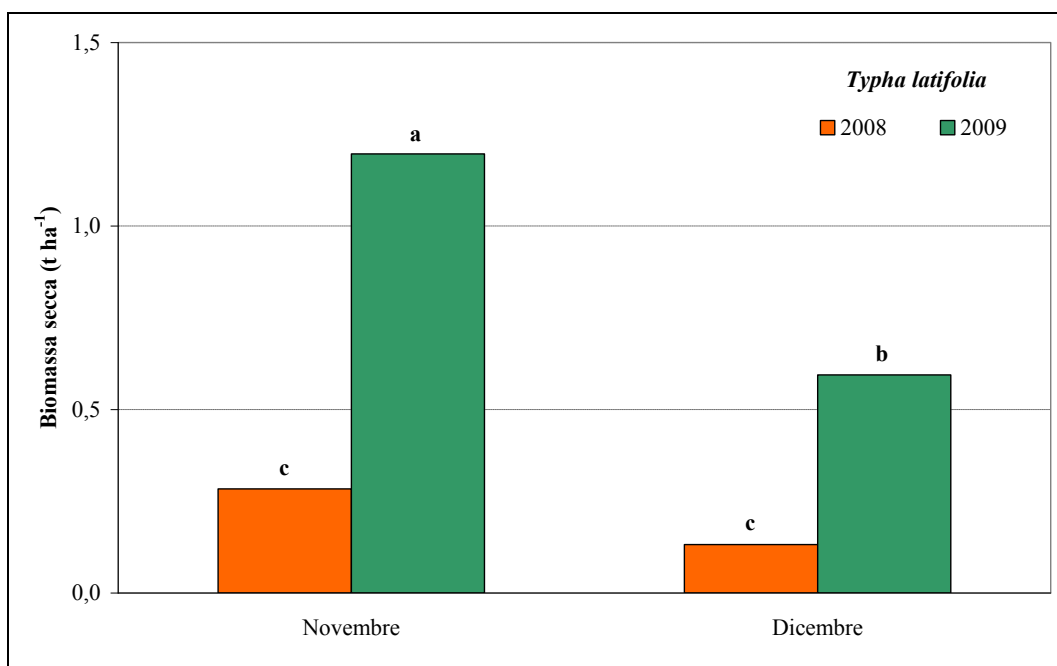


Figura 5-47 – Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di *Typha latifolia* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

La WUE presenta differenze significative simili a quelle rilevate per la produttività in biomassa secca con valori decisamente esigui variabili da appena 0,01 g L⁻¹ (dicembre 2008) a circa 0,13 g L⁻¹ (novembre 2009).

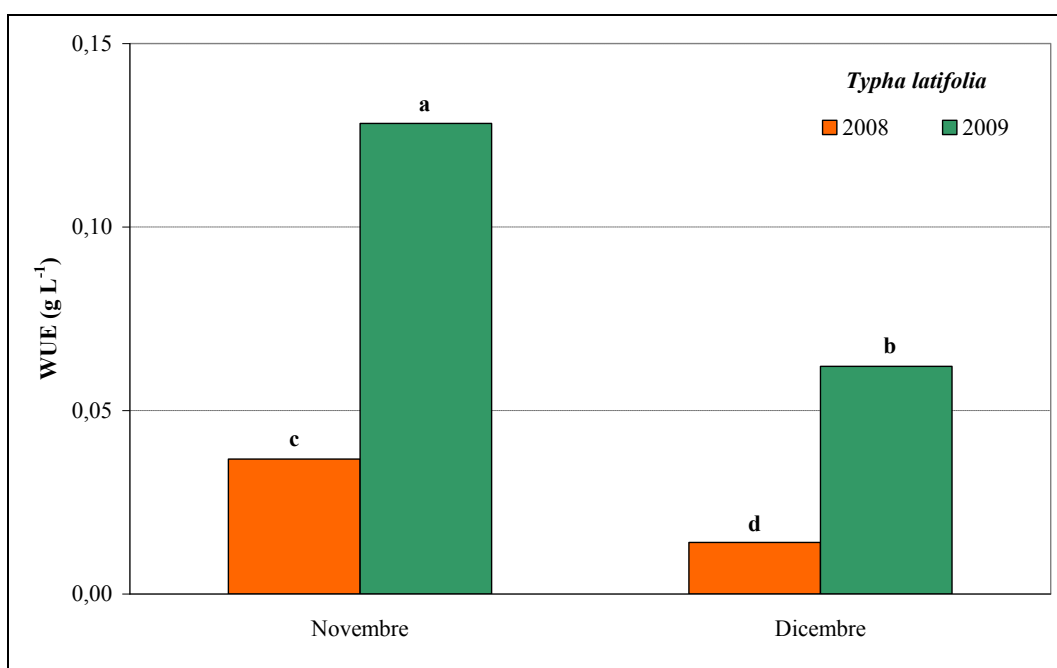


Figura 5-48 – WUE rilevati nella *Typha latifolia* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Le elevate umidità (media pari a circa il 73%) rilevate nella biomassa all'atto dello sfalcio hanno prodotto bassi output energetici che sono risultati significativamente superiori nel secondo ciclo vegetativo in virtù delle maggiori produzioni in sostanza

secca precedentemente evidenziate. Tale risultato negativo ha determinato anche ridotti valori di EWUE (media pari a circa $0,19 \text{ kJ L}^{-1}$) con significative differenze tra i due anni indagati (EWUE medio del 2008 inferiore di circa l'89% rispetto al valore medio di EWUE del 2009).

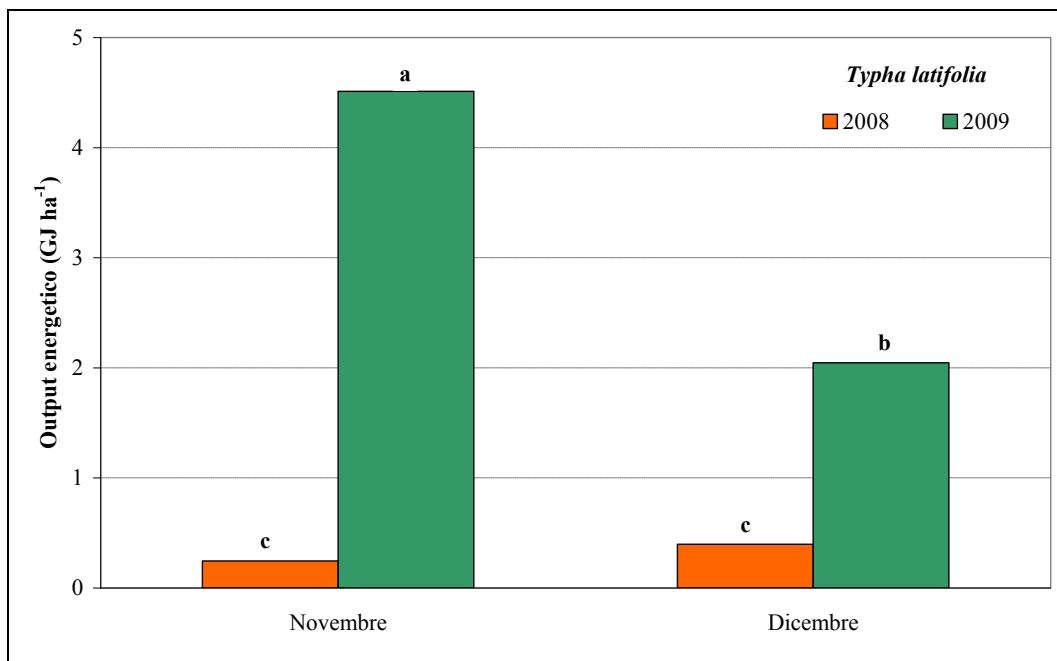


Figura 5-49 – Output energetici rilevati nelle parcelle di *Typha latifolia* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

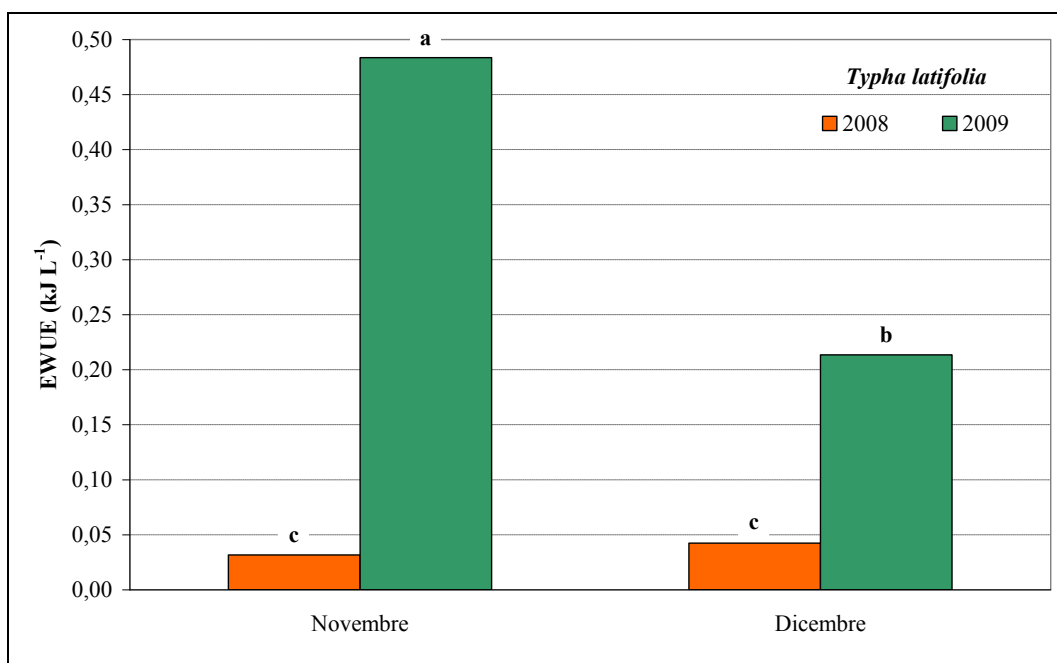


Figura 5-50 – EWUE rilevati nella *Typha latifolia* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

5.3.3.7 *Lythrum salicaria*

Nelle piante di *Lythrum salicaria* il parametro “statura” ha presentato, nel corso dei mesi estivi, incrementi piuttosto ridotti, con una stabilizzazione dei valori nella seconda metà del mese di settembre (Figura 5-51). I maggiori tassi di crescita sono stati rilevati nella seconda metà del mese di giugno 2009 con valori di circa 3,2 cm g⁻¹.

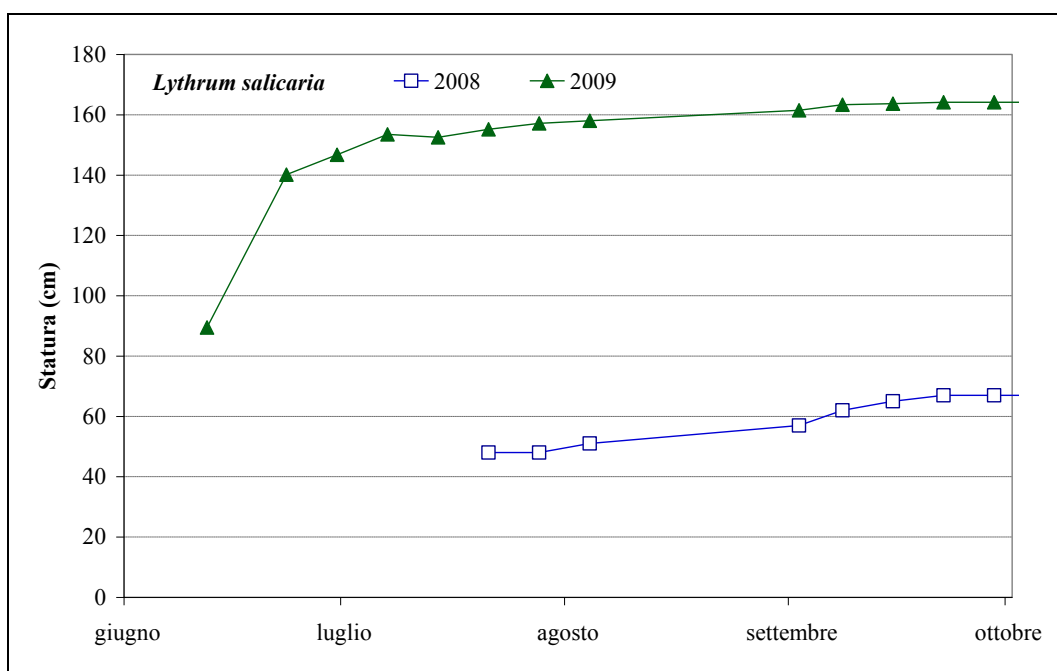


Figura 5-51 – Andamento temporale del parametro statura nelle piante di *Lythrum salicaria* negli anni 2008 e 2009

La statura ha presentato differenze significative in rapporto all’epoca di sfalcio ed alla stagione di crescita con valori medi di circa 63 e 139 cm rilevati, rispettivamente, nel 2008 e nel 2009. Anche per la *Lythrum salicaria* lo sfalcio in piena stagione invernale ha determinato una riduzione dell’altezza media dei fusti che si sono spezzati nella loro porzione apicale a causa dell’azione del vento. Il diametro degli stessi è stato significativamente superiore nel secondo ciclo vegetativo (+ 52%) mentre è risultato pressoché invariato tra le diverse epoche di sfalcio del medesimo anno d’indagine.

Tabella 5.15 – Valori medi e analisi della varianza dei caratteri morfobiometrici rilevati nelle raccolte delle piante di *Lythrum salicaria*

Anno	Epoca di sfalcio	Statura	Diametro culmo
		(cm)	(cm)
2008	Novembre	67,00 c	0,65 b
	Dicembre	59,33 d	0,59 b
2009	Novembre	143,00 a	1,33 a
	Dicembre	134,67 b	1,28 a

lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per P<0,05

Analizzando la produttività per singola pianta (Figura 5-52) e quella complessiva (Figura 5-53) è possibile evidenziare la significativa interazione tra l'epoca di sfalcio e l'anno d'indagine ($p < 0,01$).

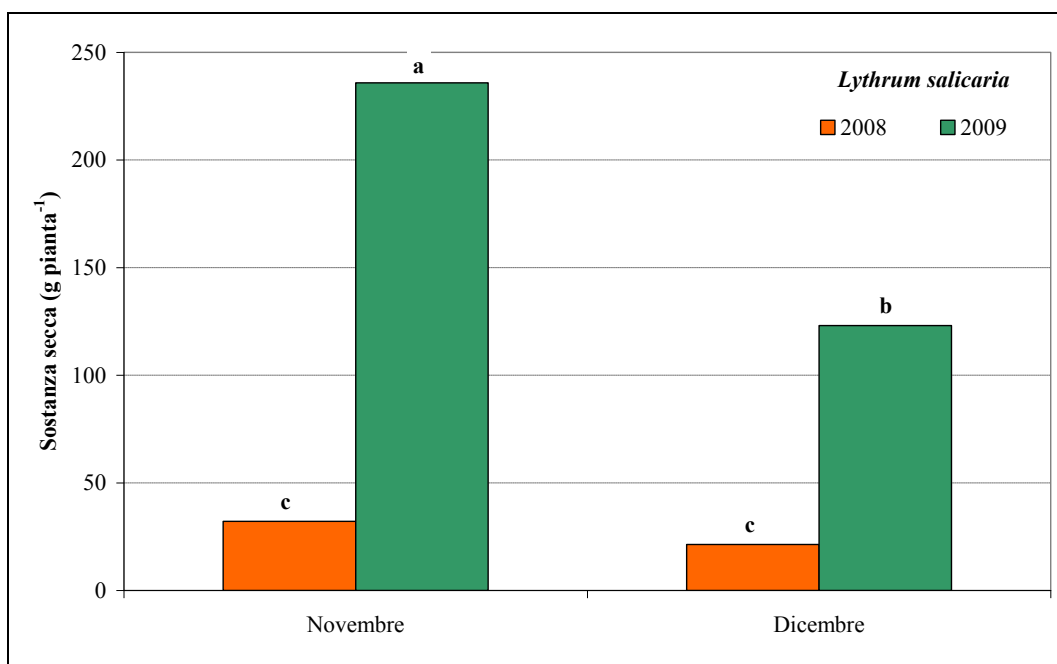


Figura 5-52 – Sostanza secca prodotta da ciascuna pianta di *Lythrum salicaria* nei due cicli di campionamento (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

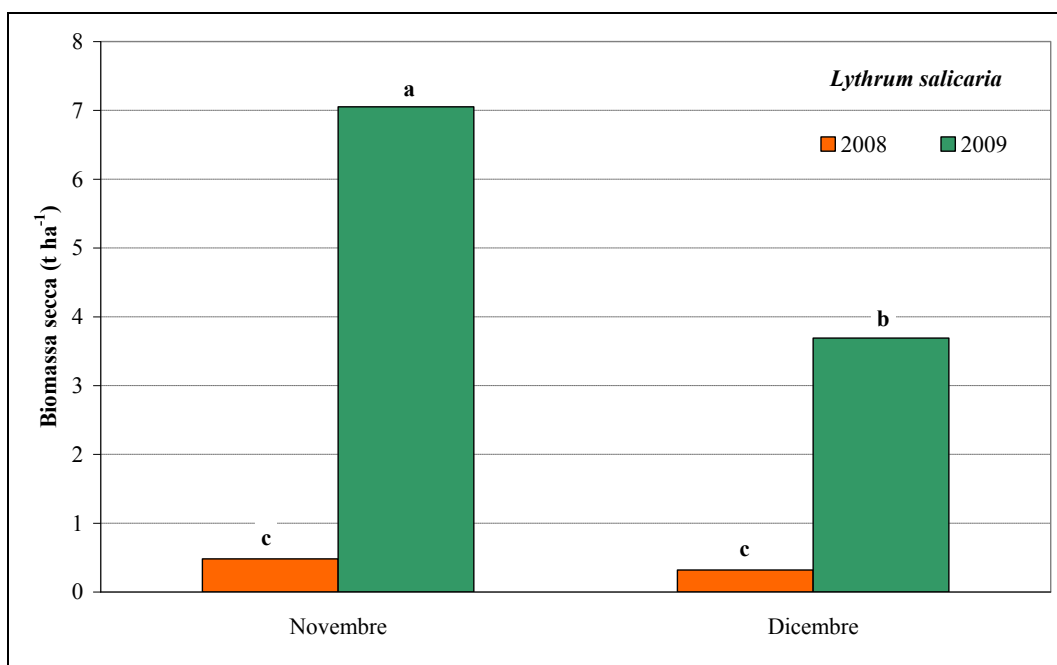


Figura 5-53 - Produzioni medie di biomassa secca rilevate nelle parcelle di *Typha latifolia* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

Con una maggiore maturità la pianta ha avuto un incremento di sostanza secca del 572% rispetto all'anno d'impianto (media pari a circa 27 g pianta⁻¹) determinando

produzioni di biomassa secca superiori, di circa il 1.240%, a quelle rilevate nel 2008 (0,4 t ha⁻¹). Tale positivo risultato è stato prodotto anche da un significativo aumento della densità di piante (+50% nel 2009) che hanno raggiunto una copertura di circa l'80% della parcella nel maggio 2009 (Figura 5-54).



Figura 5-54 – Vista della parcella di *Lythrum salicaria* nel maggio 2009

Le produzioni di biomassa secca sono risultate comparabili a quelle rilevate da Mahaney et al. (2006) in aree umide, che hanno evidenziato una produttività di biomassa secca fino a circa 8,25 t ha⁻¹.

Per il WUE sono stati rilevate differenze significative simili a quelle descritte per la produttività. Il WUE ha presentato il valore più elevato (0,76 g L⁻¹) nel novembre 2009 e si è praticamente dimezzato (-49%) nel corso della seconda raccolta della medesima annata (Figura 5-55). Nell'anno di impianto il WUE non ha mostrato differenze significative tra le due epoche di sfalcio (media pari a circa 0,05 g L⁻¹).

Le ridotte concentrazioni di umidità, rilevate nella biomassa aerea raccolta nella seconda stagione d'indagine (media pari a circa 46%), hanno determinato elevati valori del PCI, mediamente pari a circa 10.095 kJ kg⁻¹ (dati non mostrati), producendo un significativo incremento (di circa il 2.600%) degli output energetici (Figura 5-56). Tuttavia, a causa della scarsa produttività della specie in pieno campo anche gli output energetici della seconda stagione vegetativa sono risultati piuttosto ridotti (media pari a circa 53,6 GJ ha⁻¹).

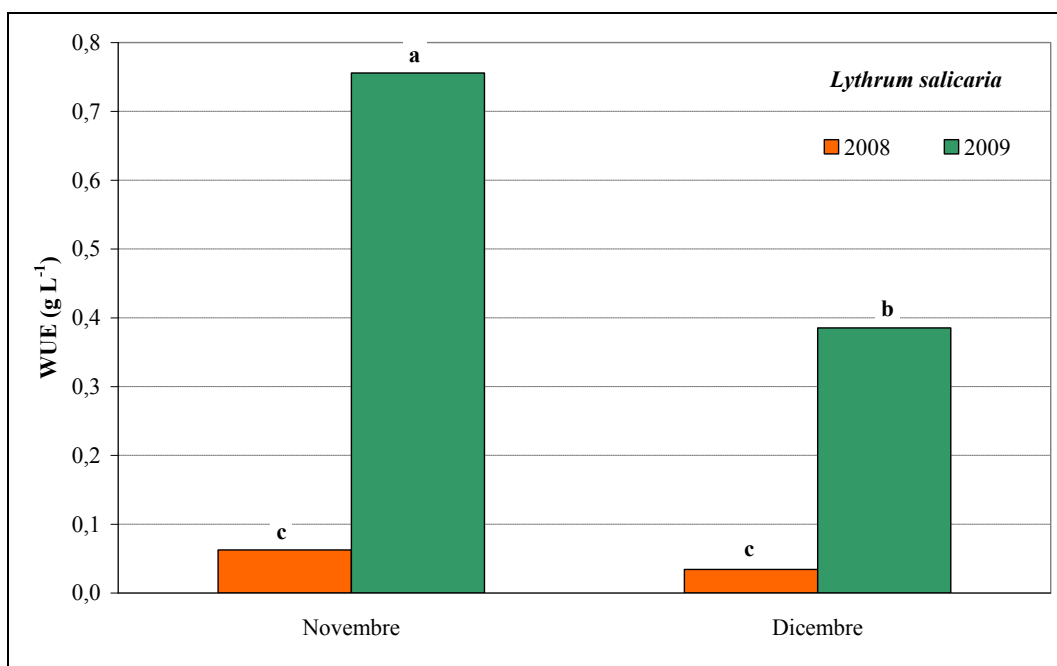


Figura 5-55 – WUE rilevati nella *Lythrum salicaria* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

L'EWUE ha mostrato significative differenze tra i due cicli di raccolta (+2.355% nel 2009) e, nella seconda stagione, tra le due epoche di sfalcio (-45% in dicembre 2009 rispetto allo sfalcio di novembre 2009) (Figura 5-57). Tuttavia, così come descritto per gli output energetici, i valori assoluti di WUE risultano esigui rispetto a quelli riportati in letteratura per le principali specie da biomassa (Mantineo et al., 2009)

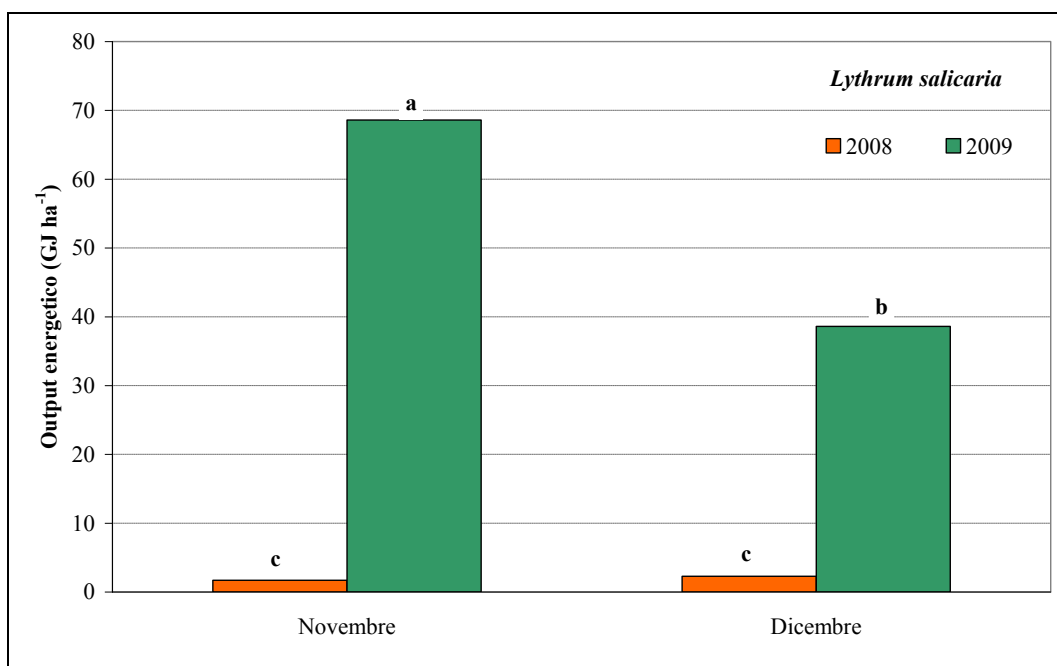


Figura 5-56 – Output energetici rilevati nelle parcelle di *Lythrum salicaria* nei due anni d'indagine (lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

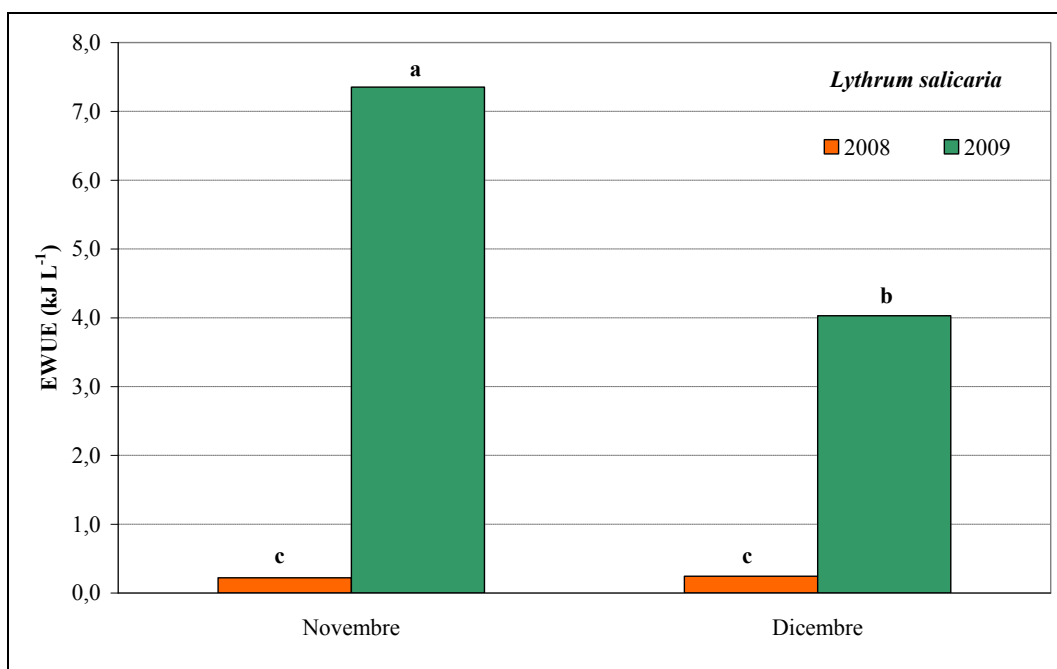


Figura 5-57 – EWUE rilevati nella *Lythrum salicaria* nei due anni d'indagine ((lettere diverse indicano differenze statisticamente significative per $P < 0,05$)

6. Discussione e conclusioni

L'indagine condotta nel campo sperimentale di San Michele di Ganzaria ha evidenziato interessanti risultati per l'*Arundo donax*, la *Vetiveria zizanioides*, il *Myschanthus x giganteus* ed il *Sorghum bicolor* che hanno prodotto quantitativi di biomassa aerea decisamente superiori a quelli delle altre specie coltivate in pieno campo.

In particolare, la vetiver è risultata la specie più produttiva con rese massime in biomassa secca pari a circa 77 t ha⁻¹, significativamente superiori di circa il 126%, 120% e 35% alle massime produttività rilevate, rispettivamente, per miscanto, sorgo e canna comune. Tale risultato è stato presumibilmente determinato dalla maggiore lunghezza del ciclo vegetativo della vetiver che ha mostrato evidenti fenomeni di senescenza con circa due mesi di ritardo (dicembre) rispetto alle altre specie indagate. La maturità della pianta ha decisamente influito sulla produttività per tutte le specie poliennali indagate, infatti, si è assistito ad un considerevole incremento del loro sviluppo vegetativo in stagioni successive d'indagine ed, in modo particolare, tra il primo ed il secondo anno di coltivazione. Alla luce di tale osservazione è necessario evidenziare che il buon risultato produttivo del miscanto è stato raggiunto con una differenza di un anno di coltivazione rispetto alle altre specie perenni. Probabilmente, con una maggiore maturità, la coltura di miscanto raggiungerà una produttività equiparabile a quella rilevata nell'arundo, come dimostrano le numerose ricerche condotte da altri autori in condizioni ambientali simili a quelle del presente studio (Mantineo et al., 2009; Angelini et al., 2009; Lewandowsky et al., 2000; Zub et al., 2010).

Tali condizioni, clima semi-arido con precipitazioni pressoché nulle durante il periodo primaverile-estivo, hanno sicuramente influito sulle rese in biomassa che sono risultate costantemente superiori, per tutte le specie, nelle parcelle con restituzione completa dell'evapotraspirato. Tuttavia, dall'analisi statistica dell'efficienza nell'uso dell'acqua (WUE), nelle due specie poliennali più produttive (vetiver e arundo), non emergono differenze significative tra le restituzioni del 66% e 100% dell'ET_c. È ragionevole pensare che tale risultato sia stato determinato dall'elevato sviluppo radicale delle due specie, le cui lunghezze possono raggiungere i valori di 1,4 m (canna comune) e 4,0 m (vetiver), che ha permesso loro di esplorare le porzioni più profonde e

umide del suolo determinando un'integrazione della risorsa idrica distribuita con le irrigazioni (Edelstein et al., 2009; Lewandowski et al., 2003). Tale risultato è di rilevante importanza perché indica la possibilità di conseguire, per tali specie, rese produttive elevate anche con una considerevole riduzione dei volumi irrigui con conseguenti positivi risvolti economici ed ambientali.

I risultati produttivi hanno evidenziato, per le colture in pieno campo, che il periodo più idoneo per effettuare la raccolta della biomassa epigea è l'inizio della stagione invernale. Oltre tale data le perdite di sostanza secca, provocate dai fenomeni di senescenza dei tessuti vegetali, sono risultate rilevanti con rese al termine dell'inverno inferiori fino al 35 % (*Arundo donax*) rispetto a quelle rilevate all'inizio della medesima stagione. Inoltre, è opportuno rilevare che non risulta consigliabile ritardare la raccolta della vegetazione a causa delle avverse condizioni atmosferiche che si verificano, con una maggiore frequenza, tra la metà e la fine dell'inverno e che potrebbero determinare maggiori problemi legati alla raccolta meccanica ed all'essiccazione della biomassa in campo.

Tuttavia, nella posticipazione dell'epoca di raccolta è stato rilevato un aspetto positivo, legato alla riduzione di umidità nella biomassa fresca che ne ha determinato un incremento del potere calorifico. Il fenomeno è risultato particolarmente evidente nel *Myscanthus x giganteus* per il quale è stata registrata una riduzione di circa il 70% di umidità, tra la raccolta di novembre 2010 e quella di febbraio 2011, che ha prodotto output energetici significativamente più elevati nella seconda data di raccolta rispetto alla prima, nonostante le inferiori rese in biomassa secca (-27%). Tale specie è risultata avere una potenzialità energetica massima inferiore alla sola canna comune che ha fatto rilevare i maggiori output energetici (fino a circa 431 GJ ha⁻¹). Da evidenziare che la *Vetiveria zizanioides*, nonostante sia stata la specie decisamente più produttiva, ha fatto rilevare output energetici inferiori a quelli dell'arundo a causa delle elevate percentuali di umidità dei propri tessuti vegetali (media pari a circa il 64%). Sarebbe quindi opportuna un'adeguata essiccazione della biomassa di tale specie per poterne sfruttare a pieno le potenzialità produttive.

Anche per i valori degli indici EWUE l'*Arundo donax* si è confermata la specie più efficiente, seguita dalla vetiver e dal miscanto. I pochi dati di letteratura, presenti per la sola canna comune e miscanto (Mantineo et al., 2009), risultano simili a quelli rilevati nella presente tesi.

Le altre specie erbacee coltivate in pieno campo hanno fatto rilevare rese produttive ed energetiche decisamente inferiori a quelli delle specie sopra citate con valori medi in biomassa secca di appena $4,8 \text{ t ha}^{-1}$ per la *Lythrum salicaria* che si sono ridotte a $0,7 \text{ t ha}^{-1}$ per la *Typha latifolia* fino alla totale mancanza di produzioni della *Phragmites australis* per la quale si sono verificati rilevanti problemi di attecchimento in tutte le tesi irrigue allo studio.

Tutt'altro risultato è stato invece evidenziato per quest'ultima specie nei sistemi di fitodepurazione a scala reale. In tali impianti, infatti, la cannuccia di palude ha raggiunto una resa in biomassa secca fino a circa 69 t ha^{-1} , producendo un output energetico massimo di circa 956 GJ ha^{-1} superiore di ben due volte a quello dell'*A. donax* coltivato in pieno campo. Tale risultato indica la necessità, per questa specie, di costanti condizioni di saturazione del suolo di radicazione affinché la stessa possa esprimere al meglio le proprie capacità produttive.

Insieme all'elevato sviluppo vegetativo della *P. australis* è stata rilevata una sua consistente domanda evapotraspirativa, con tassi di evapotraspirazione fino $50,4 \text{ mm giorno}^{-1}$ associati a valori di K_p decadali compresi tra 0,9 e 7,4. Questi ultimi sono risultati decisamente superiori ai valori di K_c tipici delle colture di interesse agrario, generalmente compresi tra 0,9 e 1,2 (Allen et al., 1998), ma in linea con i valori riportati in letteratura per i sistemi di fitodepurazione con caratteristiche dimensionali e in condizioni climatiche simili a quelle dell'impianto sperimentale di San Michele di Ganzaria. È necessario, inoltre, evidenziare che il flusso evapotraspirativo è risultato particolarmente consistente nel periodo primaverile-estivo. Ciò significa che nel caso di sistemi di fitodepurazione, vegetati con *P. australis*, che trattano le acque reflue ai fini di un loro successivo riutilizzo agronomico si ridurrà considerevolmente la portata dell'effluente proprio nel periodo in cui risulta essere massima la domanda irrigua.

In merito all'impiego irriguo di acque reflue depurate è emerso il loro elevato potere fertilizzante che ha prodotto una distribuzione stagionale di nutrienti alle colture fino 98 Kg ha^{-1} per l' N_{tot} e fino a 45 Kg ha^{-1} per il P_{tot} . Inoltre, è importante rilevare che le analisi condotte sui campioni di suolo prelevati all'inizio ed al termine di ogni singolo anno d'indagine non ne hanno evidenziato alterazioni delle proprietà chimico-fisiche in seguito alle irrigazioni con acque reflue.

In definitiva, l'indagine condotta a San Michele di Ganzaria ha fornito importanti indicazioni sia in termini di attività di ricerca sperimentale e conoscenza delle reali

potenzialità di utilizzo a scopi energetici di biomasse erbacee irrigate con acque reflue, sia in termini pratico-applicativi sulla effettiva fattibilità tecnica ed ambientale a scala di campo di tali interventi produttivi. In particolare, è emerso che sorgo, vetiver, miscanto e canna comune ben si adattano al clima mediterraneo e potrebbero rappresentare una proficua soluzione alternativa alla possibile coltivazione, a scopi energetici, degli abbondanti terreni marginali presenti nelle regioni meridionali.

In tale contesto è auspicabile l'impiego irriguo di acque reflue depurate che renderebbe più competitiva la produzione di biomasse perché in grado di influire positivamente sulla produttività abbattendo i costi relativi alle fertilizzazioni minerali.

Infine, i risultati evidenziati dalla *P.australis* hanno fornito un utile indicazione sul possibile impiego energetico dei notevoli quantitativi di biomassa prodotti da tale specie negli impianti di fitodepurazione. La trasformazione di tale produzione a fini energetici, quindi, permetterebbe ai sistemi di fitodepurazione di avere non solo uno scopo di salvaguardia ambientale ma anche produttivo.

Bibliografia

Abbasi T., Abbasi S.A. (2010). Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, pp. 919–937.

Aiello R., Cirelli G.L., Consoli S. (2007). Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy). *Agricultural Water Management*, 93, pp. 65-72.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements* – FAO Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome, Italy.

Al-Nakshabandi G.A., Saqqar M.M., Shatanawi M.R., Fayyad M., Al-Horani H. (1997). Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management* 34 pp.81-94.

Angelini L., Ceccarini L., Bonari E. (1999). Resa, composizione chimica e valutazione energetica della biomassa di specie erbacee annuali per la produzione di energia. In: *Atti XXXIII Convegno Annuale Società Italiana di Agronomia. Le colture non alimentari*, Legnaro (PD), 20-23 settembre.

Angelini L.G., Ceccarini L., Bonari E.(2005). Biomass yield and energy balance of giant reed (*Arundo donax* L.) cropped in central Italy as related to different management practices. *European Journal of Agronomy*, 22, 375-389.

AOC (1990). *Official Methods of Analysis*, 15th ed. Association of Official Analytical Chemists, Washington, DC.

APHA, AWWA, WEF (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th ed. Washington DC.

Asano, T., R.G. Smith, G. Tchobanoglous (1990). Municipal wastewater: treatment and reclaimed water characteristics, in: *Irrigation with reclaimed municipal wastewater – A guidance manual*, G. Stuart Pettygrove and T. Asano (eds.), Lewis Publishers, Londra.

ASCE-EWRI, 2004. *The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation*. Technical Committee report to the Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers from the Task Committee on Standardization of Reference Evapotranspiration.

Ayub M., Nadeem M.A., Tanveer, A. Husnain A. (2002). Effect of different levels of nitrogen and harvesting times on the growth, yield and quality of sorghum fodder. *Asian Journal of Plant Science*, 1, pp. 304- 307.

Barbagallo S., Cirelli G.L., Consoli S., Somma F. (2003b). Wastewater quality improvement trough storage: a case study in Sicily. *Water Science & Technology*, 47(7).

- Barbera A.C, Milani M., Bellomia L., Castiglione V., Toscano A., Cavallaro V. (2009). Effects of wastewater and different fertilization on Sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) biomass production in mediterranean environment. In: Proceedings of 17th European Biomass Conference - From Research to Industry and Markets. Hamburg, Germany, 29 giugno - 3 luglio 2009, pp. 159-165.
- Bastianelli F. (2006). La politica energetica dell'Unione europea e la situazione dell'Italia. La comunità internazionale: rivista trimestrale della Società Italiana per l'Organizzazione Internazionale, 3, pp. 443-468.
- Basu P. (2010). Biomass Gasification and Pyrolysis: Practical Design. Elsevier, Oxford, UK.
- Bocci E., Caffarelli A., Villarini M., D'Amato A. (2011). Sistemi a biomasse: progettazione e valutazione economica. Impianti di generazione di calore e di elettricità. Maggioli Editore, Rimini, Italia.
- Bonari E., Jodice R., Masin S. (2009). L'impresa agroenergetica. Ruolo e prospettive nello scenario "2 volte 20 per il 2020". Quaderni Gruppo 2013, Roma
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M., Toscano, A. (2011). Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. Ecol. Eng. 37 (5), 721 - 728.
- Bridgwater A.V. (1995). The technical and economic feasibility of biomass gasification for power generation. Fuel, 74, pp. 631-653.
- Brix H. (1993). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal process and treatment performance. In: Moshiri G.A. (Ed.), Constructed wetlands for water quality improvement. CRC Press, Boca Raton, USA, pp. 9-22.
- Brown R.C. (2003). Biorenewable Resources: Engineering New Products from Agriculture. Blackwell Publishing, Ames, IA
- Brown, R.W. (1995). The water relations of range plants: Adaptations to water deficits. In: Bedunah, D.J., Sosebee, R.E., (Eds.), Wildland Plants: Physiological Ecology and Development Morphology. Society for Range Management, Denver, Colorado, USA, 291-413.
- Burba, G., Anderson, D. (2007). Introduction to the Eddy Covariance method: General guidelines and conventional workflow. LI-COR Biosciences, 141 pp.
- Burba, G.G., Verma, S.B., Kim, J. (1999). Surface energy fluxes of *Phragmites australis* in a prairie wetland. Agric. Forest Meteorol. 94 (1), 31-51.
- Buxton D. R., Mertens D. R., Moore K. J. (1995). Forage quality for ruminants: plant and animal considerations. Professional Animal Scientist, 11, 121-131.
- Chazarenc, F., Merlin, G., Gonthier, Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. Ecol. Eng. 21 (2-3), 165-173.

Ching-Tsang Hou (2005). Handbook of industrial biocatalysis. CRC Press, Boca Raton, USA.

Christou M., Mardikis M., Alexopoulou E., Cosentino S.L, Copani V., Sanzone E. (2003). Environmental studies on *Arundo Donax*. 8th International Conference on Environmental Science and Technology. Lemnos Island, Greece, 8-10 September 2003.

Chung B. Y., Song C. H., Park B. J., Cho J. Y. (2011). Heavy Metals in Brown Rice (*Oryza sativa* L.) and Soil After Long-Term Irrigation of Wastewater Discharged from Domestic Sewage Treatment Plants. *Pedosphere* 21(5) pp. 621–627.

Cipe – Comitato Italiano per la Programmazione Economica (1999). Libro Bianco per la valorizzazione energetica delle fonti rinnovabili (Deliberazione CIPE n. 126 del 6 agosto 1999), G.U. n. 253 del 27 ottobre 1999.

Ciria M.P., Solano M.L., Soriano P. (2005). Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment its potential as a biomass fuel. *Biosystems Eng.*, 92 (4), pp. 535–544.

Comunità Europea (2000). Green Paper-Towards a European Strategy for the Security of Energy Supply, European Commission, Brussels.

Comunità Europea (2005). Piano d’Azione della Biomassa, COM(2005)628, Bruxelles.

Danalatos N.G., Archontoulis S.V., Mitsios I. (2007). Potential growth and biomass productivity of *Miscanthus x giganteus* as affected by plan density and N-fertilization in central Greece, *Biomass and Bioenergy*, 31, pp. 145–152.

Demirbas A. (2001). Biomass resource facilities and biomass conversion processing for fuels and chemicals. *Energy Conversion and Management*, 42, pp. 1357-1378.

Demirbas A. (2002). Relationships between heating value and lignin, moisture, ash and extractive contents of biomass fuels. *Energy Explor Exploit*, 20, pp.105–11.

Demirbas A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*, 30, pp. 219–230.

Demirbas A. (2005). Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. *Progress in Energy and Combustion Science*, 31, pp. 171–192.

Demirbas M.F., Balat M., Balat H. (2009). Potential contribution of biomass to the sustainable energy development. *Energy Conversion and Management*, 50, pp. 1746–1760.

Drexler, J.Z., Anderson, F.E., Snyder, R.L. (2008). Evapotranspiration rates and crop coefficients for a restored marsh in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Hydrol. Process.* 22 (6), 725-735.

Drexler, J.Z., Snyder, R.L., Spano, D., Paw, K.T.U. (2004). A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrol. Process.* 18 (11), 2071-2101.

ECN (Energy research Centre of the Netherlands). Phyllis Database, the composition of biomass and waste. <http://www.ecn.nl/phyllis/>.

Edelstein M., Plaut Z., Dudai N., Ben-Hur M. (2009). Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) responses to fertilization and salinity under irrigation conditions. *Journal of Environmental Management*, 91, pp. 215–221

El Bassam N. (2010). Handbook of bioenergy crops: a complete reference to species, development and applications. Earthscan, London, UK.

ENEA (2008). Energia dalle biomasse Tecnologie e prospettive. ENEA, Roma, Italia.

Ennabili, M. Ater and M. Radoux (1998). Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula, *Aquat. Bot.* 62 (1), pp. 45–56.

Fabrizi C., Soldano M., Piccinini S. (2010). L'agricoltore crede nel biogas e i numeri lo confermano. *L'Informatore agrario*, 30, pp. 63 – 71.

Farinelli U. (2004). Renewable energy policies in Italy. *Energy for Sustainable Development*, Volume VIII, 1, pp. 58 – 66.

Fermor, P.M., Hedges, P.D., Gilbert, J.C., Gowing, D.J.G. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrol. Process.* 15 (4), 621-631.

Gaja G. (2009). Introduzione al diritto comunitario. Laterza, Roma.

Garatuza-Payan, J., Shuttleworth, W.J., Encinas, D., McNeil, D.D., Stewart, J.B., deBruin, H., Watts, C. (1998). Measurement and modelling evaporation for irrigated crops in north-west Mexico. *Hydrol. Process.* 12 (9), 1397-1418.

Gaur S. e Reed T.B. (1995). An Atlas of Thermal Data for Biomass and Other Fuels. National Renewable Energy Laboratory Report No. NREL/TP-433-7965.

Giardini L. (2002). Agronomia Generale, Ambientale e aziendale. Patron Editore, bologna.

Groscurth H.M., De Almeida A., Bauen A., Costa F.B., Ericson S.O., Giegrich J., Von Grabczewski N., Hall D.O., Hohmeyer O., Jorgensen K. (2000). Total costs and benefits of biomass in selected regions of the European Union. *Energy*, 25(11), pp. 1081-1095.

Hallam A., Anderson I.C., Buxton D.R. (2001). Comparative economic analysis of perennial, annual, and intercrops for biomass production. *Biomass Bioenergy*, 21(6), pp. 407-424.

Hamelinck C.N., van Hooijdonk G., Faaij A. (2005). Ethanol from lignocellulosic biomass: techno-economic performance in short-, middle- and long-term. *Biomass and Bioenergy* 28, pp. 384–410.

Hamouri, B., Nazih J., Lahjouj, J. (2007). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination* 215 (1-3), 153-158.

Hassan J.A. e Duncan A. (1994). Integrating Energy: the Problems of Developing an Energy Policy in the European Communities, 1945-1980. *Journal of European Economic History* 23 (1), pp. 159-176.

Hassan, S.M.H., Shariff, A.R.M., Amin, M.S.M. (2008). A comparative study of evapotranspiration calculated from remote sensing, meteorological and lysimeter data. In: *Proceedings of 3rd International Conference on Water Resources and Arid Environments and the 1st Arab Water Forum*. 16-19 November, Riyadh, Saudi Arabia.

Heaton E.A., Clifton-Brown J., Voigt T.B., Jones M.B., Long S.P. (2003) *Miscanthus for renewable energy generation: European Union experience and projections for Illinois. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 9, pp. 433-451.

Herbst, M., Kappen, L. (1999). The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquat. Bot.* 63 (2), 113-125.

Hussain I.; Raschid L.; Hanjra M.A., Marikar F.; van der Hoek W. (2002). Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing impacts. Working Paper 37. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.

Illerup J. B. e Rathmann O. (1996). CO₂ gasification of wheat straw, barley straw, willow and giganteus. Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Jenkins B.M., Baxter L.L., Miles Jr T.R., Miles T.R. (1998) Combustion properties of biomass. *Fuel Processing Technology*, 54, pp. 17-46.

Juanicó M., Dor I. (1999). *Reservoirs for wastewater storage and reuse*, Springer-Verlag, Berlin, German.

Kavalov B., Peteves S. D. (2005). Status and perspective of biomass-to-liquid fuels in the European Union. European Commission. Directorate-general Joint Research Centre. Institute for Energy.. EUR 21745 EN.

Kelleher B.P., Leahy J.J., Henihan A.M., O'Dwyer T.F., Sutton D., Leahy M.J. (2002). Advances in poultry disposal technology – a review. *Bioresource Technology*, 83, pp. 27-36.

Khan A.A., De Jonga W., Jansensb P.J., Spliethoffc H. (2008). Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Fuel processing technology*, p. 21-50.

Khan A.A., De Jonga W., Jansensb P.J., Spliethoffc H. (2009). Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Fuel processing technology*, 90(1), pp. 21-50.

Klass D.L. (1998). *Biomass for renewable energy, fuels, and chemicals*. Academic Press, San Diego, USA.

- Körbitz W. (1999). Biodiesel production in Europe and North America an encouraging Prospect. *Renewable Energy*, 16, pp. 1078-1083.
- Lazarova V., Bahri A. (2005). *Water Reuse for Irrigation. Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*. CRC Press.
- Lewandowski I., Clifton-Brown J.C., Scurlock J.M.O., Huisman W. (2000). Miscanthus: European experience with a novel energy crop. *Biomass and Bioenergy* 19 pp. 209-227.
- Lewandowski I., Scurlock J. M. O., Lindvall E., Christou M. (2003). The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy* 25, pp.335 – 361
- Linacre, E. (1976). Swamps. In: Monteith, J.L. (Ed.), *Vegetation and the Atmosphere. Case Studies*, vol. 2. Academic Press, London, 329–347.
- Lorenzini G., Nali C. (2005). *Le piante e l'inquinamento dell'aria*. Springer.
- Maddison M., Soosaar K., Lõhmus K. and Mander Ü. (2005). Cattail population in wastewater treatment wetlands in Estonia: Biomass production, retention of nutrients, and heavy metals in Phytomass, *J. Environ. Sci. Health, Part A* 40 (6), pp. 1157–1166.
- Maddison M., T. Muring, K. Remm, M. Lesta, Mander Ü (2009). Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. *Ecological Engineering*, 35, pp. 258–64.
- Mahaney W.M., Smemo K.A., Yavitt J.B. (2006). Impacts of *Lythrum salicaria* invasion on plant community and soil properties in two wetlands in central New York, USA. *Can. J. Bot.* 84, pp. 477–484.
- Mahmud K., Ahmad I., Ayub M. (2003). Effect of Nitrogen and Phosphorus on the Fodder Yield and Quality of Two Sorghum Cultivars (*Sorghum bicolor* L.). *Int. J. Agri. Biol.*, 5, pp. 61- 63.
- Mantineo M., D'Agosta G.M., Copani V., Patanè C., Cosentino S.L. (2009). Biomass yield and energy balance of three perennial crops for energy use in the semi-arid Mediterranean environment. *Field Crops Research*, 114, pp. 204-213.
- Mareschi L., Paris P., Sabatti M., Nardin F., Giovanardi R., Manazzone S., Scarascia Mugnozza G. (2005). Le nuove varietà di pioppo da biomassa garantiscono produttività interessanti. *L'Informatore Agrario*, 18, pp. 49-53.
- Marrara G., Tamburino V., Zimbone S.M. (2002). Sistemi per l'utilizzazione agronomica delle acque reflue olearie. In: *Utilizzazione agronomica delle acque reflue olearie*, a cura di G. Gulisano e S.M. Zimbone. Laruffà Editore, Reggio Calabria.
- Matheson, F.E., Nguyen, M.L., Cooper, A.B., Burt, T.P., Bull, D.C. (2002). Fate of ¹⁵N-nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological Engineering*, 19, pp. 249-264.

- McKendry P. (2002a) Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology*, 83, pp.37–46.
- McKendry P. (2002c) Energy production from biomass (part 3): gasification technologies. *Bioresource Technology*, 83, pp.55-63.
- Metcalf E. e Eddy (1991). *Wastewater Engineering Treatment- disposal reuse*. Mc Graw-Hill International Edition, third edition.
- Miles T.R., Miles T.R. Jr, Baxter L.L., Bryers R.W., Jenkins B.M., Oden L.L. (1995). *Alkali Deposits Found in Biomass Power Plants: A Preliminary Investigation of Their Extent and Nature*. Golden, CO: National Renewable Energy Laboratory, pp. 82.
- Ministero delle Risorse Agricole, Alimentari e Forestali, Osservatorio Nazionale Pedologico per la Qualità del Suolo (1994). *Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo con commenti ed interpretazioni*. ISMEA, Roma.
- Moilanen A., Oesch P., Leppamaki E. (2000). Laboratory experiments to characterise the pyrolysis behaviour of selected biomass fuels.. In: A.V.Bridgwater and D.G.B.Boocock (Eds), *Development in thermochemical biomass conversion*. Kluwer Academic Publisher, London, UK, pp. 163-175.
- Molari G., Borin M., Milani M., Passoni M., Toscano A., Villani G., Zema D.A., Zimbone S.M. (2010). Energy transformation of herbaceous biomass irrigated with treated wastewater. *Proceedings of International Conference AgEng 2010 "Toward environmental technologies"*, 6-8 September, Clermond Ferrand, France.
- Monti A., Venturi G., Amaducci M.T (2005). Biomass potential and ash content of switchgrass, giant reed and cardoon in North Italy. 14th European Biomass Conference, Paris (France), 17-21 october, 261-263.
- Mueller L., Behrendt A., Schalitz G., Schindler U. (2005). Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. *Agric. Water Manag.* 25, 117–136.
- Munasinghe P.C. e Khanal S.K. (2011). Biomass derived Syngas Fermentation into Biofuels. In: Pandey A., Larroche C., Ricke S.C. , Dussap C.G., Gnansounou E. (Eds), *Biofuels: alternative feedstocks and conversion processes*. Academic Press, Oxford, UK, pp. 79-99.
- Oster, J.B., Rhoades J.D. (1990). Water management for salinity and sodicity control, in: *Irrigation with reclaimed municipal wastewater – A guidance manual*, G. Stuart Pettygrove and T. Asano (eds.), Lewis Publishers, Londra.
- Paco, T.A., Ferreira, M.I., Conceicao, N. (2006). Peach orchard evapotranspiration in a sandy soil: comparison between eddy covariance measurements and estimates by the FAO 56 approach. *Agr. Water Manage.* 85 (3), 305-313.
- Parameswaran M. (1999). Urban wastewater use in plant biomass production. *Resources, Conservation and Recycling*, 27, pp. 39-56.

- Paranychanakis N.V., Nikolantonakis M., Spanakis Y., Angelakis A.N. (2006). The effect of recycled water on the nutrient status of Soultanina grapevines grafted on different rootstocks. *Agricultural Water Management* 81 (1-2), 185-198.
- Peacock, C.E., Hess, T.M. (2004). Estimating evapotranspiration from a reed bed using the Bowen ratio energy balance method. *Hydrol. Process.* 18 (2), 247-260.
- Pereira L.S., Oweis T., Zairi A.(2002). Irrigation management under water scarcity. *Agricultural Water Management*, 57, pp. 175-206.
- Pescod M.B. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrig. Drainage Pap. 124.
- Pozzo B. (2009). Le politiche comunitarie in campo energetico. In: Pozzo B., Le politiche energetiche comunitarie, Giuffrè, Milano, pp. 2 – 66.
- Quaak P., Knoef H., Stassen H. (1999). Energy from Biomass. A Review of Combustion and Gasification Technologies. World Bank Technical Paper No. 422 Energy Series, The world Bank; Washington, USA.
- REN21 (Renewable energy policy network for The 21ST Century) (2011). Renewables 2011 Global Status Report. REN21 Secretariat, Paris, France.
- Rolletschek, H. and T. Hartzendorf. 2000. Effects of salinity and convective rhizome ventilation on amino acid and carbohydrate patterns of *Phragmites australis* populations in the Neusiedler Sea region of Austria and Hungary. *New Phytol.*, 146, pp. 95-105.
- Rothman E. e Bouchard V. (2007). Regulation of carbon processes by macrophyte species in a great lakes coastal wetland. *Wetlands*, 27, 4, pp. 1134-1143.
- Rozkošný, M., Šálek, J., Šálek, J. (2006). Water balance of the constructed wetlands - a study of the macrophyte's evapotranspiration. In: Proceedings of 10th International conference of wetland systems for water pollution control, 23-29 September, Lisbon, Portugal, 123-130.
- Saez F., Cabanas A., Gonzalez A., Escalada R. (1998). Identification and quantification of pycyclic aromatic hydrocarbons in biomass combustion emission (*Cynara cardunculus*). In: Atti 10th European Conference on Biomass for Energy and Industry. Würzburg, Germany, 8-11 Giugno.
- Saidur R. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, pp. 2262–2289.
- Salminen E., Rintala J., Härkönen J., Kuitunen M., Högmänder H., Oikari A. (2001). Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture. *Bioresource Technology*, 78, pp. 81–88.
- Schierup H., Brix H., Lorenzen B. (1990). Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark- state of art. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. P. F. Cooper and B. C. Findlater (eds). Pergamon Press, Oxford, UK, 495-504.

- Sheoran S., Yadav B.S., Nigam P., Singh D. (1999). Continuous ethanol production from sugarcane molasses using a column reactor immobilized *Saccharomyces cerevisiae* HAU-1. *Journal of basic microbiology*, 38 (2), pp. 123-128.
- Singh, J.B., Behari, P., Yadava, R.B. (2007). On the estimation of evapotranspiration, water-use efficiency and crop coefficient of lucerne (*Medicago sativa* L.) in central India. *Curr. Sci.* 93 (1), 17-19.
- Smith, M. (2000). The application of climatic data for planning and management of sustainable rainfed and irrigated crop production. *Agric. Forest Meteorol.* 103 (1-2), 99-108.
- Snyder, R.L., Eching, S. (2007). Daily reference evapotranspiration calculator - PMday.xls. University of California, Davis, (<http://biomet.ucdavis.edu>).
- Snyder, R.L., Eching, S. (2009). Daily reference evapotranspiration calculator user's guide for PMday.xls. University of California, Davis, (<http://biomet.ucdavis.edu>).
- Stott P. (2000). Combustion in tropical biomass fires: a critical review. *Progress in Physical Geography*, 24, pp. 355–377.
- Tanner C.C. (1996). Plants for constructed wetland treatment systems – a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species" *Ecological Engineering*, 7, pp. 59-83.
- Tanner C.C. e Sukias, J.P. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 32 (3), pp. 229-239.
- Tolbert V.R., Schiller A. (1995). Environmental enhancement using short-rotation woody crops and perennial grasses as alternatives to traditional agricultural crops. In: *Proceedings of Conference "Environmental Enhancement Through Agriculture"*, Boston, Massachusetts, November 15-17.
- Treseder K.K. (2002). Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test, pag. 507.
- Trollope W.S.W. (1984). Fire in savanna. In: Booyesen P. de V., Tainton N.M. (Eds), *Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems*. Berpp. Springer-Verlag, New York, USA, pp.149-175.
- Trouvelot A., Kough J.L., Gianinazzi-Pearson V. (1986). Mesure du taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. In: Gianinazzi-Pearson V, Gianinazzi S (eds) *Physiological and genetic aspects of mycorrhizae*. INRA, Paris, France, pp. 217–221.
- Twine, T.E., Kustas, W.P., Norman, J.M., Cook, D.R., Houser, P.R., Meyers, T.P., Prueger, J.H., Starks, P.J., Wesely, M.L. (2000). Correcting eddy-covariance flux underestimates over a grassland. *Agric. Forest Meteorol.* 103 (3), 279-300.
- UNEP United Nations Environment Programme (2011). The bioenergy and water nexus. Oeko-Institut and IEA Bioenergy Task 43,

Unland, H.E., Houser, P.R., Shuttleworth, W.J., Yang, Z.L. (1996). Surface flux measurements and modeling at a semi-arid Sonoran Desert site. *Agric. Forest Meteorol.* 82 (1-4), 119-153.

USDA Soil Survey Staff (1975). *Soil Survey Manual*". USDA, USA.

Venturi G., Monti A. (2005). Energia da colture dedicate: aspetti ambientali ed agronomici. In: *Atti della Conferenza Nazionale sulla Politica Energetica*, Bologna, 18-19 aprile.

Venturi P., Venturi G. (2003). Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. *Biomass and Bioenergy*, 25, 235-255.

Vymazal J., (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25, 475-477.

Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R. (1998). *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys publ. Leiden. The Netherlands.

Westcot D.W., R.S. Ayers (1990). Irrigation water quality criteria, in: *Irrigation with reclaimed municipal wastewater – A guidance manual*, G. Stuart Pettygrove and T. Asano (eds.), Lewis Publishers, Londra.

WHO (World Health Organization) 1989, *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*, Technical Report Series n. 778, Ginevra.

WHO (World Health Organization), 2006. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture*, Ginevra.

Wilén C., Moilanen A., Kurkula E. (1996). *Biomass feedstock analyses*. VTT publications, 282.

Williams A., Pourkashanian M., Jones J.M. (2001). Combustion of pulverised coal and biomass. *Progress in Energy and Combustion Science*, 27 (6), pp. 587–610.

Williams G.H. (1992). Fuel from biomass. *Chemical & Engineering News* 70 (47), 3-3.

Wyman C.E. (1996). Ethanol production from lignocellulosic biomass: overview. In: Wyman C.E. (Ed.), *Handbook on Bioethanol, Production and Utilisation*. Taylor & Francis, Washington DC, USA.

Zhao, C., Nan, Z., Cheng, G.(2005). Methods for estimating irrigation needs of spring wheat in the middle Heihe basin, China. *Agr. Water Manage.* 75 (1), 54-70.

Zhou, L., Zhou, G., 2009. Measurement and modelling of evapotranspiration over a reed (*Phragmites australis*) marsh in Northeast China. *J. Hydrol.* 372 (1-4), 41-47.

Zimbardi F., Viola E., Ricci E. (2000). Miglioramento dell'utilizzo delle biomasse mediante trattamento di Steam Explosion. *L'ambiente*, 6, pp. 8-12.

Zub H.W., Brancourt-Hulmel M. (2010). Agronomic and physiological performances of different species of *Miscanthus*, a major energy crop. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30 pp. 201–214.