

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

**VALORIZAÇÃO AGRO-AMBIENTAL DAS  
LEGUMINOSAS ANUAIS COMO POTENCIAL FONTE  
DE AZOTO NO SOLO**

Tese de Doutoramento em Ciências Agronómicas e Florestais

Maria Adelaide Homem Perdigão Pito

Orientadores:

Professor Doutor João Coutinho  
Professor Doutor Henrique Trindade  
Professor Doutor Nuno Moreira

Composição do Jurí:

Professor Doutor Vicente de Seixas e Sousa  
Professor Doutor Mário de Carvalho  
Professor Doutor David Paulo Figueiro  
Professor Doutor José Luis da Silva Pereira  
Professor Doutor João Filipe Coutinho Mendes



Vila Real, 2016



Este trabalho foi expressamente elaborado como Tese original para obtenção do grau de Doutor em Ciências Agronómicas e Florestais na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro de acordo com Decreto-Lei n.º 74/2006, de 24 Março, alterado pelo Decreto-Lei n.º 107/2008, de 25 de Junho, e pelo Decreto-Lei n.º 230/2009, de 14 de Setembro.



Este trabalho foi financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Ministério da Educação e Ciência: (SFRH/BD/69105/2010)





*Aos meus Pais*

*Ao Gonçalo*



## **Agradecimentos**

No final de mais esta etapa da minha formação, quero agradecer a todos os que tornaram possível a sua realização:

Ao Professor Doutor João Coutinho por ter aceitado ser orientador deste trabalho, por todo o apoio, disponibilidade e sugestões, o meu reconhecido agradecimento.

Ao Professor Doutor Nuno Moreira por ter aceitado co-orientar este trabalho e por todo o apoio, conselhos e disponibilidade ao longo de toda a sua realização, o meu mais sincero agradecimento.

Ao Professor Doutor Henrique Trindade por ter aceitado co-orientador este trabalho, por toda a disponibilidade e sugestões, o meu reconhecido agradecimento.

À Fertiprado, na pessoa do Sr. Eng.º David Crespo, agradeço a disponibilização gratuita de todas as sementes para que este trabalho fosse possível.

À Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro o terem cedido gratuitamente os dados registados durante o período do ensaio na estação meteorológica de Viseu, o meu reconhecido agradecimento.

Ao Laboratório de Solos e Plantas J. Quelhas dos Santos (UTAD) e a todos os seus funcionários por toda a ajuda prestada, simpatia e bom ambiente o meu obrigado.

À Escola Superior Agrária de Viseu por ter cedido o terreno para instalação do ensaio de campo e ter facilitado a realização deste trabalho, o meu agradecimento.

A todos os amigos, familiares e colegas que sempre me apoiaram e que estão sempre presentes na minha vida a minha sentida gratidão.

Um agradecimento especial a todos os meus Professores, pois todos eles contribuíram para chegar a este patamar de formação.

Agradeço por último, mas sempre em primeiro lugar na minha vida:

Aos meus Pais, por TUDO e por SEMPRE!

Ao meu Irmão, por toda a amizade e amor que nos une!

Ao Luís, a minha âncora, por estar sempre presente, por todo o amor e compreensão!

Ao Ber e à Bia, por toda a alegria em cada regresso a casa...



## Resumo

As crescentes preocupações ambientais, os preços crescentes dos adubos minerais e a necessidade de dar respostas às limitações da fertilização azotada em agricultura biológica levam à necessidade de avaliar as culturas intercalares, nomeadamente as leguminosas, como uma potencial fonte de azoto (N). A reduzida investigação em Portugal sobre o tema e a reduzida investigação à escala mundial sobre as espécies de leguminosas forrageiras anuais conduziu-nos ao presente estudo sob duas perspetivas: uma perspetiva agronómica, em que se avaliaram as espécies de plantas que melhor se adaptam a determinadas condições edafo-climáticas e que melhor suplementam a cultura principal em N e, uma perspetiva científica/ambiental, em que se pretendeu conhecer melhor a dinâmica do N presente nas diferentes culturas intercalares. Para o efeito foram realizados dois ensaios: um ensaio de campo e um ensaio/incubação em laboratório.

No ensaio de campo que decorreu nos anos de 2007/08, 2008/09 e 2011/12, testaram-se as seguintes culturas intercalares: trevo balansa (*Trifolium michelianum* Savi) Cv. Paradana, trevo glandulífero (*Trifolium glanduliferum* Boiss.) Cv. Prima, trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum* Savi) Cv. Cefalu, trevo encarnado (*Trifolium incarnatum* L.) Cv. Contea, serradela vulgar (*Ornithopus sativus* Brot.) Cv. Cadiz e tremocilha (*Lupinus luteus* L.) população regional, como leguminosas estremes, e ainda o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) Westerwoldicum diplóide Cv. Liforia, uma consociação de azevém com trevo balansa, e a vegetação espontânea. Procedeu-se à sementeira destas em duas datas diferentes (meados de setembro e de outubro). Na altura da plena floração procedeu-se ao corte e incorporação no solo. De seguida foi realizada a sementeira de milho, que completou o seu ciclo cultural, tendo sido efetuada a colheita em princípios de Setembro. Neste ensaio foram avaliados os teores de N mineral no solo, a quantidade de matéria seca (MS) produzida pelas culturas intercalares e pelo milho, o teor de N, P e K e o valor de N acumulado na biomassa aérea das mesmas.

No último ano de ensaio foi instalado um outro trabalho experimental no mesmo campo, onde foi avaliada a mineralização do N, através de uma incubação “*in situ*” durante o ciclo vegetativo do milho, nos tratamentos relativos ao azevém, tremocilha e trevo balansa.

O ensaio de laboratório foi realizado no Laboratório de Solos e Plantas da UTAD. Neste foi avaliado, ao longo de 196 dias, o N mineralizado pelos resíduos das plantas

(azevém, tremocilha e trevo balansa) incorporados no solo, bem como a libertação de CO<sub>2</sub> no processo de decomposição dos resíduos.

Das culturas intercalares estudadas, verificou-se ser a tremocilha que apresenta maior teor de N (41,3 g N kg<sup>-1</sup>) e maior quantidade de N acumulado (148 kg N ha<sup>-1</sup>). A MS produzida foi muito variável entre anos, realçando-se o efeito das condições climáticas sobre este parâmetro. O efeito da data de sementeira apenas se fez sentir no teor de N, obtendo valores mais elevados as culturas provenientes da segunda data de sementeira.

Quando analisámos o efeito destas culturas, na cultura principal (milho), verificou-se ser o tratamento relativo ao trevo balansa aquele que induziu um maior valor de N acumulado no milho (48,0 kg N ha<sup>-1</sup>) e também aquele que satisfez maior proporção da quantidade crítica de N para a cultura do milho (cerca de 70%). Em termos ambientais também este tratamento se mostrou bastante eficiente, pois no fim do ciclo cultural do milho restava um reduzido teor de N mineral no solo susceptível de ser lixiviado, não apresentando diferenças significativas com o tratamento onde se observou o menor teor de N mineral no solo (azevém).

No estudo da mineralização do N “*in situ*”, verificou-se ser o tratamento relativo à tremocilha aquele que registou maior taxa de mineralização diária (0,71 mg N kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>), e um maior valor de N mineralizado (82 mg N kg<sup>-1</sup>).

Da análise laboratorial feita à mineralização dos resíduos incorporados ao solo, verificou-se uma maior mineralização nos resíduos da tremocilha, na qual, ao fim de 196 dias, mais de 40% do N adicionado foi mineralizado. O resíduo que libertou uma maior quantidade de CO<sub>2</sub> durante o seu processo de decomposição foi a mistura da parte aérea e parte radicular do azevém (2142 mg C kg<sup>-1</sup> solo).

Genericamente comprovou-se a eficiência das leguminosas anuais como fonte de N para a cultura principal, para as nossas condições edafo-climáticas. Apesar destas não fornecerem todo o N necessário à cultura principal, verificou-se conseguirem fornecer uma grande parte do N e no seu processo de decomposição verificou-se serem eficientes em reter C no solo, apresentando taxas reduzidas de emissão de CO<sub>2</sub>.

Palavras-chave: azoto, incubação, leguminosas, milho, mineralização, sideração

---

Perdigão, A. 2016. Valorização Agro-Ambiental das Leguminosas Anuais como Potencial Fonte de Azoto no Solo. Tese de Doutoramento em Ciências Agronómicas e Florestais, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal, pp. 161.

## Abstract

The growing environmental concerns, rising prices of mineral fertilizers and the need to answer the limitations of nitrogen fertilization in organic farming led us to consider the cover crops, especially annual legumes, as a potential source of nitrogen (N). The limited research in Portugal on the subject and the limited research worldwide on the species of annual forage legumes led us to this study from two perspectives: an agronomic one where the plant species better appropriate to environmental conditions were evaluated to find the better to supplement N to the main crop and also a scientific / environmental perspective, which sought to better understand the N dynamics present in the crop residues. For this purpose two experiments were conducted: a field and a laboratory experiment. The field experiment was conducted in Agrarian School of Viseu, Portugal. In this trial, which took place in the years 2007/08, 2008/09 and 2011/12, we tested the following intercropping: balansa clover (*Trifolium michelianum* Savi) Cv. Paradana, gland clover (*Trifolium glanduliferum* Boiss.) Cv. Prima, Arrowleaf clover (*Trifolium vesiculosum* Savi) Cv. Cefalu, crimson clover (*Trifolium incarnatum* L.) Cv. Contea, French serradella (*Ornithopus sativus* Brot.) Cv. Cadiz and yellow lupine (*Lupinus luteus* L.) regional population, as annual legumes, Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) Westerwoldicum diploid Cv. Liforia, as a grass test, a mixture of Italian ryegrass with balansa clover and weed vegetation (natural vegetation). These plant treatments were sown in two different dates (mid-September and mid-October). At the time of full bloom (late April) we proceeded to cut and incorporate into the soil. Then a main crop of corn was seeded. Completed maize maturation was harvested in early September. The content of N in the soil, dry matter (DM) yield, N content and N uptake of cover crops and maize were evaluated. In the last year of experiment another experimental work was installed in the same field: an "in situ" incubation, during the maize cycle, for N mineralization estimate in ryegrass, yellow lupine and balansa clover treatments.

A laboratory experiment was carried out to evaluate the N mineralized and CO<sub>2</sub> emission of the residues decomposition process. Plant residues (ryegrass, yellow lupine and balansa clover) were incorporated into the soil by 196 days. These residues are separated in roots, stems and mixture of them.

Yellow lupine was the cover crop with higher N content (41.3 g N kg<sup>-1</sup>) and greater N uptake (148 kg N ha<sup>-1</sup>). DM production was very variable between years, highlighting the effects of different environmental conditions of the experimental years. Sowing date effect

was only significant in N content, with higher values from the latter sowing date. The analysis of the effect of cover crops in the main crop (maize) showed that balansa clover induced a higher value of N uptake in maize ( $48.0 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) and also satisfied most the amount of critical concentration of N for maize (about 70%). In environmental requisites, balansa clover was very efficient, because at the end of cultural cycle of maize low N content remained in the soil available to leaching.

In the experiment of “*in situ*” incubation the yellow lupine treatment has a higher N mineralization rate ( $0.71 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$ ) and a greater N mineralized ( $82 \text{ mg N kg}^{-1}$ ).

In laboratory analysis of residues mineralization, yellow lupine was the best treatment because more than 40% N added was mineralized in 196 days. Italian ryegrass (mixture roots and stems) was the residue that, during the process of decomposition release higher  $\text{CO}_2$  content ( $2142 \text{ mg C kg}^{-1} \text{ soil}$ ).

Generally it was shown the efficiency of annual legumes as nitrogen source for the main crop, to our soil and climate conditions. Although these do not provide all the main crop N needed, it deliver a large portion of N and its process of decomposition were found to be effective in storage C in soil because they have low rates of  $\text{CO}_2$  emission.

Keywords: green manure, nitrogen, mineralization, incubation, legumes, maize

---

Perdigão, A. 2016. Agro-Environmental valorization of annual legumes as a potencial nitrogen source [in Portuguese]. Ph.D. Thesis in Agricultural and Forestry Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal, pp. 161.

Índice	
Agradecimentos .....	ix
Resumo .....	xi
Abstract .....	xiii
Índice .....	xv
Índice de Figuras:.....	xix
Índice de Quadros: .....	xxi
Abreviaturas:.....	xxii
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
1.1 Introdução.....	2
1.2 Objetivos e estrutura da tese .....	3
1.3 Referências Bibliográficas .....	5
<b>2 ESTADO DO CONHECIMENTO .....</b>	<b>7</b>
2.1 Agricultura e ambiente .....	8
2.2 A agricultura em modo de produção biológico .....	9
2.3 A rotação de culturas e as culturas intercalares.....	11
2.4 Importância das leguminosas .....	15
2.5 Transformação dos resíduos orgânicos no solo .....	21
2.6 Novos desafios.....	25
2.7 Referências Bibliográficas .....	26
<b>3 AVALIAÇÃO DE LEGUMINOSAS ANUAIS COMO CULTURAS INTERCALARES .....</b>	<b>37</b>
3.1 Introdução.....	38
3.2 Material e métodos .....	39
3.2.1 Localização.....	39

3.2.2	<i>Caracterização climática</i> .....	41
3.2.3	<i>Delineamento experimental e condução do ensaio</i> .....	42
3.2.4	<i>Cálculos e análise estatística</i> .....	44
<b>3.3</b>	<b>Resultados</b> .....	<b>45</b>
3.3.1	<i>Produção de matéria seca</i> .....	45
3.3.2	<i>Teor de N</i> .....	47
3.3.3	<i>N acumulado</i> .....	49
3.3.4	<i>N mineral no solo</i> .....	50
3.3.5	<i>Fixação aparente de N (FAN)</i> .....	52
3.3.6	<i>Coefficiente Relativo de Eficiência da Sustentabilidade Ambiental do C e do N (CSACN)</i> .....	53
3.3.7	<i>Teor de P</i> .....	55
3.3.8	<i>Teor de K</i> .....	57
<b>3.4</b>	<b>Discussão</b> .....	<b>58</b>
<b>3.5</b>	<b>Conclusão</b> .....	<b>63</b>
<b>3.6</b>	<b>Referências Bibliográficas</b> .....	<b>64</b>
<b>4</b>	<b>RESPOSTA DO MILHO ÀS CULTURAS INTERCALARES PRECEDENTES...</b>	<b>69</b>
<b>4.1</b>	<b>Introdução</b> .....	<b>70</b>
<b>4.2</b>	<b>Material e métodos</b> .....	<b>71</b>
4.2.1	<i>Localização/condução do ensaio</i> .....	71
4.2.2	<i>Caracterização climática</i> .....	72
4.2.3	<i>Cálculos e análise estatística</i> .....	73
<b>4.3</b>	<b>Resultados</b> .....	<b>74</b>
4.3.1	<i>Produção de matéria seca</i> .....	74
4.3.2	<i>Teor de N</i> .....	76
4.3.3	<i>N acumulado</i> .....	82
4.3.4	<i>Quantidade Crítica de N (QCN) e % de N fornecido pelas culturas intercalares</i> ...	86
4.3.5	<i>Balanço do N no solo</i> .....	88
4.3.6	<i>Teor de P</i> .....	90
4.3.7	<i>Teor de K</i> .....	92
<b>4.4</b>	<b>Discussão</b> .....	<b>94</b>
<b>4.5</b>	<b>Conclusão</b> .....	<b>99</b>
<b>4.6</b>	<b>Referências Bibliográficas</b> .....	<b>100</b>

<b>5 AVALIAÇÃO “IN SITU” DA MINERALIZAÇÃO DE N DAS CULTURAS INTERCALARES .....</b>	<b>103</b>
<b>5.1 Introdução.....</b>	<b>104</b>
<b>5.2 Material e métodos .....</b>	<b>106</b>
5.2.1 <i>Instalação e condução do ensaio</i> .....	106
5.2.2 <i>Dados meteorológicos</i> .....	107
5.2.3 <i>N adicionado</i> .....	108
5.2.4 <i>Cálculos e análise estatística</i> .....	108
<b>5.3 Resultados .....</b>	<b>109</b>
5.3.1 <i>N mineral no solo</i> .....	109
5.3.2 <i>N mineralizado</i> .....	112
5.3.3 <i>Modelo de mineralização do N</i> .....	114
<b>5.4 Discussão .....</b>	<b>115</b>
<b>5.5 Conclusão .....</b>	<b>118</b>
<b>5.6 Referências Bibliográficas .....</b>	<b>118</b>
<b>6 MINERALIZAÇÃO DO N DAS CULTURAS INTERCALARES EM ENSAIO DE INCUBAÇÃO EM LABORATÓRIO .....</b>	<b>123</b>
<b>6.1 Introdução.....</b>	<b>124</b>
<b>6.2 Material e métodos .....</b>	<b>125</b>
6.2.1 <i>Caracterização do solo e das plantas utilizadas</i> .....	125
6.2.2 <i>Instalação e condução do ensaio</i> .....	126
6.2.3 <i>Análises laboratoriais</i> .....	129
6.2.4 <i>Cálculos e análise estatística</i> .....	130
<b>6.3 Resultados .....</b>	<b>131</b>
6.3.1 <i>Propriedades químicas iniciais dos resíduos</i> .....	131
6.3.2 <i>N mineral no solo</i> .....	131
6.3.3 <i>Mineralização/Imobilização do N</i> .....	133
6.3.4 <i>Emissão de C-CO<sub>2</sub></i> .....	136
6.3.5 <i>Emissão de NH<sub>3</sub></i> .....	140
<b>6.4 Discussão .....</b>	<b>140</b>
<b>6.5 Conclusão .....</b>	<b>145</b>
<b>6.6 Referências bibliográficas.....</b>	<b>146</b>

<b>7</b>	<b>DISCUSSÃO GERAL .....</b>	<b>151</b>
<b>7.1</b>	<b>Discussão Geral .....</b>	<b>152</b>
	7.1.1 <i>Valorização agronômica dos resíduos das culturas sideradas .....</i>	152
	7.1.2 <i>Eficiência agroambiental dos resíduos das culturas sideradas .....</i>	156
<b>7.2</b>	<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>157</b>
<b>8</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>159</b>
<b>8.1</b>	<b>Conclusões gerais.....</b>	<b>160</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>162</b>

## Índice de Figuras:

Figura 3.1 - Dados meteorológicos registados durante o ensaio. ....	41
Figura 3.2 - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre a produção de matéria seca ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) nos três anos de ensaio. ....	46
Figura 3.3 - Efeito das diferentes culturas intercalares por data de sementeira sobre o teor de N na matéria seca ( $\text{g N kg}^{-1}$ ). ....	47
Figura 3.4 - N mineral no solo ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) na data de sementeira (Setembro) das culturas intercalares durante os 3 anos de ensaio. ....	50
Figura 3.5 - Efeito das diferentes culturas para sideração sobre a fixação aparente de $\text{N}_2$ nos três anos de ensaio. ....	52
Figura 3.6 - Relação entre o teor de N das plantas e a quantidade estimada de $\text{N}_2$ fixado. ....	53
Figura 3.7 - Coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N. ....	54
Figura 3.8 - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre o teor de P presente na biomassa aérea ( $\text{g P kg}^{-1}$ ) nos três anos de ensaio. ....	55
Figura 3.9 - Relação entre os teores de P e os teores de N. ....	56
Figura 3.10 - Teores de potássio ( $\text{g K kg}^{-1}$ ) na média das diferentes culturas intercalares. ....	57
Figura 4.1 - Dados meteorológicos registados durante o período de ensaio. ....	72
Figura 4.2 - Teor de N ( $\text{g N kg}^{-1}$ ) na palha após as diversas culturas intercalares. ....	76
Figura 4.3 - Teor de N ( $\text{g N kg}^{-1}$ ) no grão após as diversas culturas intercalares. ....	77
Figura 4.4 - Teor de N ( $\text{g N kg}^{-1}$ ) na biomassa total aérea do milho nos 3 anos de ensaio após as diversas culturas intercalares. ....	78
Figura 4.5 - Teor de N ( $\text{g N kg}^{-1}$ ) na biomassa aérea total do milho nos 3 anos de ensaio após as diversas culturas intercalares. ....	79
Figura 4.6 - Relação entre o teor de N e a produção de MS na biomassa aérea (a), palha (b) e grão (c) do milho. ....	81
Figura 4.7 - Relação entre o teor de N na biomassa aérea total do milho (a), na palha (b) e no grão (c) e o teor de N mineral nos primeiros 20 cm de solo à data de sementeira do milho. ....	82
Figura 4.8 - N acumulado ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) no grão do milho após os diversos precedentes culturais. ....	83
Figura 4.9 - N acumulado ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) na biomassa aérea do milho após os diversos precedentes culturais. ....	85
Figura 4.10 - Relação entre a produção de MS pela biomassa aérea do milho e o N acumulado. ....	85

Figura 4.11 - Relação entre o N mineral no solo à data de sementeira do milho e o valor de N acumulado na biomassa aérea. ....	86
Figura 4.12 - Percentagem da QCN do milho satisfeita pelo N fornecido pelas culturas intercalares, em função do ano. ....	87
Figura 4.13 - Percentagem da QCN do milho satisfeita pelo N fornecido pelas culturas intercalares em função da data de sementeira.....	88
Figura 4.14 - Balanço de N no solo ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) no final da cultura do milho em função dos diversos precedentes culturais em ensaio. ....	89
Figura 4.15 - Teor de P ( $\text{g P kg}^{-1}$ ) na palha de milho após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio.....	91
Figura 4.16 - Teor de P ( $\text{g P kg}^{-1}$ ) na palha de milho após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio.....	92
Figura 4.17 - Teor de K ( $\text{g K kg}^{-1}$ ) no grão após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio.....	93
Figura 4.18 - Teor de K ( $\text{g K kg}^{-1}$ ) na palha após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio.....	93
Figura 5.1 - Temperaturas médias diárias ( $^{\circ}\text{C}$ ) e precipitação (mm).....	108
Figura 5.2 – Teor de N mineral no solo, referente a t0. ....	109
Figura 5.3 - Teores médios de $\text{N-NO}_3^-$ e $\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg N kg}^{-1}$ ) medidos na camada 0-15 cm de profundidade, com os resíduos provenientes da 1 <sup>a</sup> data de sementeira (a) e da 2 <sup>a</sup> data de sementeira (b). .....	111
Figura 5.4 - Mineralização líquida diária ( $\text{mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) nos diferentes tratamentos.....	112
Figura 5.5 - Mineralização líquida acumulada ( $\text{mg N kg}^{-1}$ ) nos diferentes tratamentos. ....	113
Figura 6.1 - Evolução do teor de $\text{N-NH}_4^+$ no solo com os diversos resíduos. ....	132
Figura 6.2 - Evolução do teor de $\text{N-NO}_3^-$ no solo com os diversos resíduos .....	133
Figura 6.3 - Mineralização líquida do N ao longo do ensaio de incubação.....	134
Figura 6.4 - Mineralização líquida aparente de N 196 dias após a adição dos resíduos ao solo .....	135
Figura 6.5 - Mineralização líquida aparente de N expressa como percentagem do N orgânico adicionado nos diferentes resíduos.....	136
Figura 6.6 - Valores de emissão de $\text{C-CO}_2$ acumulados ao longo do período de incubação.....	137
Figura 6.7 - Mineralização líquida aparente de C .....	138
Figura 6.8 Relação entre o C mineralizado e o C adicionado .....	139

## Índice de Quadros:

Quadro 3.1 - Valores médios da análise de rotina e análise granulométrica do solo para as profundidades 0-20 cm e 20-40cm. ....	40
Quadro 3.2 - Densidades de sementeira das culturas intercalares. ....	43
Quadro 3.3 - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre o N acumulado na biomassa aérea (kg N ha <sup>-1</sup> ) nos três anos de ensaio. ....	49
Quadro 3.4 - N mineral no solo (kg N ha <sup>-1</sup> ) na data de corte (Abril) das culturas intercalares durante os 3 anos de ensaio. ....	51
Quadro 3.5 - Coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N na interação ano×data. ....	54
Quadro 3.6 - Teor de fósforo (g P kg <sup>-1</sup> ) na média das culturas intercalares. ....	56
Quadro 4.1 - Efeito do ano, da cultura intercalar siderada e sua data de sementeira na produção de MS do milho após as diversas culturas intercalares (Mg ha <sup>-1</sup> ). ....	74
Quadro 4.2 - Teor de P no grão do milho cultivado após as diferentes culturas intercalares e respectivas datas de sementeira nos três anos de ensaio (g P kg <sup>-1</sup> ). ....	90
Quadro 5.1 - Quantidade de N adicionado pelos resíduos incorporados no solo. ....	108
Quadro 5.2 - Estimativas do N potencialmente mineralizável (mg kg <sup>-1</sup> ). ....	115
Quadro 6.1 - Características iniciais do solo. ....	126
Quadro 6.2 - Proporção de parte aérea e radicular das plantas utilizadas como resíduos para o ensaio de incubação. ....	126
Quadro 6.3 - Quantidade de resíduo adicionado. ....	127
Quadro 6.4 - Características químicas iniciais dos resíduos (base MS). ....	131
Quadro 6.5 - Estimativa de C <sub>0</sub> (g kg <sup>-1</sup> ), k (dia <sup>-1</sup> ) e R <sup>2</sup> . ....	139
Quadro 7.1 – Comparação do N mineralizado nos diferentes ensaios. ....	154

## Abreviaturas:

AA – azevém parte aérea

AM – azevém mistura (parte aérea + parte radicular)

AR – azevém parte radicular

°C – graus centígrados

C – carbono

CMA – capacidade máxima para a água

CO<sub>2</sub> – dióxido de carbono

CSACN – coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do carbono e do azoto

EUA – Estados Unidos da América

FAO - Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

HCl – ácido clorídrico

H<sub>2</sub>O – água

K – potássio

MPB – modo de produção biológico

MS – matéria seca

N – azoto

NH<sub>3</sub> - amoníaco

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - azoto amoniacal

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - azoto nítrico

NaOH – hidróxido de sódio

P – fósforo

PVC – policloreto de vinilo

QCN – quantidade crítica de azoto

rpm – rotações por minuto

TA – tremocilha parte aérea

TBA – trevo balansa parte aérea

TBR – trevo balansa parte radicular

TM – mistura de tremocilha (parte aérea + parte radicular)

TR – tremocilha parte radicular

UTAD – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro



# **1 Introdução**

## 1.1 Introdução

A agricultura portuguesa é uma atividade com grande peso na economia nacional, quando comparada com a média da União Europeia.

A agricultura biológica é tida como uma oportunidade para a agricultura nacional. Este modo de produção tenta fazer uso de métodos e práticas respeitadoras do ambiente, com o objetivo de permitir uma gestão sustentável do ambiente e da paisagem. As preocupações ambientais estão cada vez mais na ordem do dia e as exigências na defesa da qualidade do ambiente impõem a utilização de novas práticas agrícolas que minimizem os efeitos adversos da agricultura no ambiente. Com este propósito, assistiu-se, nos últimos anos, a um crescimento significativo da agricultura biológica. Na década 2002-2011, segundo dados da comissão europeia publicados em 2013 (EC, 2013), a área de agricultura biológica na União Europeia (EU 27) aumentou dos 5,7 para 9,6 milhões de ha, representando um aumento de cerca de 6% ao ano. Esta área representa já cerca de 5,4% da área agrícola utilizada. Em Portugal, e perante o último recenseamento agrícola realizado (2009), a agricultura biológica ocupava cerca de 3% da superfície agrícola útil.

Os maiores problemas ambientais apontados à agricultura estão relacionados com o excesso de fertilizações de azoto e de fósforo (Klein e Agne, 2012; Anglade *et al.*, 2015) e também com a emissão de gases com efeito de estufa (Abdalla *et al.*, 2014).

As fertilizações azotadas acarretam um duplo problema, pois associado aos riscos de excesso de nitratos que contaminam as águas, têm também os elevados custos que atualmente estes adubos apresentam. Para além dos custos económicos que os agricultores suportam na compra dos fertilizantes, existem também os custos ambientais e energéticos decorrentes do processo de produção destes. Deste modo, será necessária uma eficiente fertilização azotada de forma a manter a produtividade e, ao mesmo tempo, reduzir os diferentes problemas ambientais associados (Radicetti *et al.*, 2016).

Uma das formas de reduzir os custos (económicos e ambientais) associados à fertilização azotada e manter os níveis de azoto no solo necessários às culturas passa pela utilização de culturas intercalares para sideração (Campiglia *et al.*, 2014). Estas podem ser leguminosas ou não leguminosas que, com a sua capacidade de fixação/retenção de azoto,

melhoram os níveis deste no solo após a sua decomposição e podem reduzir as perdas deste elemento por lixiviação.

Dada a grande diversidade de leguminosas anuais disponíveis para ambientes mediterrânicos e a reduzida informação sobre a sua aplicabilidade como potenciais fontes de azoto (para a cultura que precedem), bem como o reduzido conhecimento sobre o seu processo de decomposição e libertação de N e de C, considerou-se fundamentada e justificada a realização deste trabalho experimental.

## 1.2 Objetivos e estrutura da tese

O objetivo principal deste trabalho de doutoramento foi avaliar a disponibilização de N para uma cultura principal (milho) pelo cultivo de diferentes leguminosas anuais de estação fria em condições de campo, determinar a mineralização de N em condições de campo e quantificar a mineralização do N e do C em condições de laboratório.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

1. Determinar para as condições mediterrâneas, qual a cultura intercalar de inverno, com destaque para as leguminosas anuais, que produz maior quantidade de matéria seca;
2. Dessas leguminosas anuais, verificar qual delas possui maior teor de azoto na sua biomassa aérea;
3. Determinar a cultura intercalar que mais N consegue acumular, para posterior disponibilização para a cultura seguinte;
4. Comparar o efeito dessas leguminosas com o do azevém e com o da vegetação espontânea;
5. Avaliar o efeito de duas datas de sementeira nas culturas de inverno;
6. Estimar a disponibilidade de N proveniente da mineralização de N do solo com resíduos das culturas de inverno, em condições de campo;
7. Determinar a mineralização do N das diferentes partes das culturas de inverno (biomassa aérea, biomassa radicular e mistura de ambas) em condições de laboratório;

8. Avaliar a mineralização de C das culturas de inverno em condições de ambiente controlado, através da emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera;

9. Determinar a cultura de inverno que mais N disponibiliza para a cultura principal e com menor impacto ambiental (menor emissão de CO<sub>2</sub> e menor quantidade de N residual no solo no final da cultura).

Para dar resposta a estes objetivos foram realizados ensaios de campo e um ensaio de laboratório. O ensaio de campo foi instalado na Escola Superior Agrária de Viseu, onde avaliámos as culturas intercalares, a sua adaptabilidade às condições edafoclimáticas locais e o seu efeito na cultura principal. Neste ensaio avaliámos, também, a mineralização do N proveniente do solo com resíduos das culturas intercalares, através de um ensaio de incubação. O ensaio de laboratório foi realizado no Laboratório de Solos e Plantas J. Quelhas dos Santos, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, onde se avaliou a mineralização do C e do N em condições controladas de temperatura e humidade.

A estrutura desta tese está organizada em oito capítulos. No Capítulo 1 é efetuada uma pequena introdução ao tema, a justificação para a elaboração deste trabalho e são apresentados os objetivos e estrutura da tese.

No Capítulo 2 é feita uma revisão bibliográfica (de enquadramento), onde são citados os trabalhos mais relevantes publicados sobre o tema nos últimos anos. Abordam-se os principais problemas (efeitos prejudiciais) da agricultura no ambiente, faz-se uma análise ao conhecimento atual sobre a utilização de culturas para sideração e ao processo de decomposição dos resíduos.

No Capítulo 3 apresenta-se o trabalho experimental de campo relativo ao período das culturas de estação fria (culturas intercalares) ao longo dos 3 anos. Faz-se referência ao material e métodos utilizados, uma breve caracterização do local e descreve-se o delineamento experimental, técnicas culturais (plantas utilizadas, densidades de sementeira), técnicas de amostragem e análise estatística. Apresentam-se também os resultados obtidos pelas culturas intercalares, a discussão desses resultados e principais conclusões.

No Capítulo 4 apresenta-se o trabalho experimental de campo relativo ao ciclo da cultura principal, o milho, e avaliam-se os efeitos das culturas intercalares na cultura principal, durante os três anos de ensaio.

No Capítulo 5 é abordado o trabalho relativo à incubação de campo, que decorreu no terceiro ano do ensaio de campo, desde a sideração das culturas intercalares até à maturação da cultura principal. É apresentada toda a descrição do método utilizado para determinação do N mineralizado, resultados, sua discussão e conclusões.

No Capítulo 6 é apresentado o trabalho de incubação em laboratório que decorreu na UTAD, seus resultados, discussão e conclusões.

No Capítulo 7 apresenta-se uma discussão geral dos resultados obtidos.

No Capítulo 8 apresentam-se as conclusões de todo o trabalho realizado, bem como perspectivas de trabalhos futuros.

### 1.3 Referências Bibliográficas

- Abdalla, M., Hastings, A., Helmy, M., Prescher, A., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Killi, D., Maratha, P., Williams, M., Rueangritsarakul, K., Smith, P., Nolan, P., Jones, M.B. 2014. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma* 223-225: 9-20.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C. 2015. Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural systems* 139:82-92.
- Campiglia, E., Mancinelli, R., Felice, V.D., Radicetti, E. 2014. Long-term residual effects of the management of cover crop biomass on soil nitrogen and yield of endive (*Cichorium endívia* L.) and savoy cabbage (*Brassica olerácea* var. *sabauda*). *Soil & Tillage Research* 139: 1-7.
- European Commission. 2013. Facts and figures on organic agriculture in the European Union. [http://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices/more-reports/pdf/organic-2013\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices/more-reports/pdf/organic-2013_en.pdf) - consultado em 05/11/2015
- Klein, C., Agne, S.A.A. 2012. Fósforo: de nutriente a poluente. *Revista Eletrónica de Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* 8: 1713-1721.

Radicetti, E., Mancinelli, R., Moschetti, R., Campiglia, E. 2016. Management of winter cover crops residues under different tillage conditions affects nitrogen utilization efficiency and yield of eggplant (*Solanum melanogena* L.) in Mediterranean environment. Soil & Tillage Research 155: 329-338.

Recenseamento Agrícola 2009.

[http://www.ine.pt/ngt\\_server/attachfileu.jsp?look\\_parentBoui=104559610&att\\_displasy=n&att\\_download=y](http://www.ine.pt/ngt_server/attachfileu.jsp?look_parentBoui=104559610&att_displasy=n&att_download=y) – consultado em 15/04/2015.

## **2 Estado do Conhecimento**

## **2.1 Agricultura e ambiente**

A agricultura é uma atividade com um potencial impacto adverso no ambiente, impacto que tem merecido especial atenção nas últimas décadas (Korsaeth, 2008), levando à necessidade de desenvolver práticas e formas de agricultura que favoreçam a utilização de recursos naturais, em detrimento dos produtos de síntese, sem alterar a rentabilidade das explorações. Surge assim a necessidade, de maximizar a eficiência de recursos e nutrientes, de forma a minimizar as perdas para o ambiente (Vos e Putten, 2001).

Entre os principais efeitos prejudiciais para o ambiente provocados pela agricultura destacam-se os relacionados com as fertilizações azotadas, pois o azoto é o principal nutriente limitante da produção vegetal (Campiglia *et al.*, 2014a) e, dos fornecidos através do solo, o requerido em maiores quantidades pelas plantas (Thiessen-Martens e Entz, 2011). As fertilizações azotadas são fulcrais no aumento da produtividade, mas podem acarretar consigo problemas ambientais, pois o azoto é facilmente perdido por lixiviação, volatilização de amoníaco e desnitrificação, levando à contaminação de águas, à poluição atmosférica e ao aumento da concentração dos gases com efeito de estufa (Congreves *et al.*, 2013). Nos últimos trinta anos houve uma intensificação da utilização de fertilizantes, que levou ao aparecimento e agravamento da poluição com nitratos das águas superficiais e subterrâneas (Constantin *et al.*, 2010). A poluição com nitratos é reconhecida como um grave problema ambiental na Europa (Berntsen *et al.*, 2006). Cerca de 90% do N aplicado mundialmente é nas formas amídica e amoniacal, que são facilmente transformados na forma  $N-NO_3^-$  através das bactérias nitrificantes, sendo esta forma de N facilmente lixiviável (Canfield *et al.*, 2010).

Também a emissão de gases com efeito estufa é um dos efeitos adversos associados à agricultura, sendo responsável por cerca de 13 % das emissões globais destes gases (Abdalla *et al.*, 2014). Um dos gases é o  $N_2O$ , produzido pela transformação microbiana do N no solo em condições de reduzida oxigenação (Abdalla *et al.*, 2014), sendo a agricultura responsável por cerca de 25% das emissões globais de  $N_2O$  (Canfield *et al.*, 2010). Estas transformações e perdas são reforçadas por más práticas agrícolas, nomeadamente quando o N disponível excede o N necessário para as culturas.

È normalmente referido que menos de metade do azoto fornecido às plantas é efetivamente utilizado, sendo o restante desperdiçado no ecossistema (Tonitto *et al.*, 2006;

Campiglia *et al.*, 2014a; Lassaleta *et al.*, 2014), contribuindo para efeitos adversos no ambiente e na saúde humana (Galloway *et al.*, 2008). A perda de N por lixiviação (na forma  $\text{NO}_3^-$ ) representa um fluxo importante no ciclo do N na agricultura e também uma considerável perda financeira para o agricultor (Premrov *et al.*, 2014).

É necessário um uso eficiente do azoto de forma a manter os níveis de produção e minimizar os efeitos negativos no ambiente (Gaskell e Smith, 2007; Radicetti *et al.*, 2016). Há uma crescente necessidade de reduzir as perdas de N provenientes dos sistemas agrícolas, reduzindo os impactos ambientais adversos (Premrov *et al.*, 2014). O uso ineficiente das fertilizações azotadas é um problema que deve ser abordado de forma a reduzir significativamente a ação antropogénica no ciclo do N (Tonitto *et al.*, 2006). Estas preocupações ambientais associadas aos elevados custos de produção dos adubos de síntese (Canfield *et al.*, 2010) têm estimulado a procura de fontes alternativas de azoto, que possibilitem a sua substituição total ou parcial. Estas preocupações ambientais levaram as autoridades e os agricultores a adotarem práticas que otimizem a gestão do carbono (C) e do azoto (N) no solo (Kramberger *et al.*, 2013).

De forma a limitar a perda de nitratos para os aquíferos, as diretivas europeias criaram os Códigos de Boas Práticas Agrícolas, através dos quais promovem a diminuição da aplicação de fertilizantes e o uso de culturas intercalares nas épocas de ocorrência de elevadas precipitações (Constantin *et al.*, 2010). Com a utilização das culturas intercalares pretende-se reduzir o N mineral do solo para níveis cujas perdas por lixiviação sejam minimizadas e ao mesmo tempo manter o nível de produtividade da cultura principal (Gabriel *et al.*, 2016).

## **2.2 A agricultura em modo de produção biológico**

A agricultura biológica, ou mais formalmente, a agricultura em modo de produção biológico (MPB) é uma forma de agricultura que pode dar resposta às preocupações ambientais, pois permite manter a fertilidade dos solos e reduzir os impactos ambientais adversos associados à agricultura (Bergström e Kirchmann, 2004; Torstensson *et al.*, 2006). Vai de encontro aos objetivos de uma agricultura sustentável pela não utilização de adubos de síntese e de pesticidas (Casagrande *et al.*, 2009), pois estes não são permitidos neste modo de

produção. Neste modo de agricultura, o uso de estrumes e adubos orgânicos é restrito (Askegaard *et al.*, 2005; Askegaard e Eriksen, 2007) e a utilização destes tem um elevado custo e uma eficiência questionável na nutrição das culturas (Rodrigues *et al.*, 2004).

A agricultura em MPB requer práticas que mantenham ou melhorem a qualidade do solo e que ao mesmo tempo mantenham ou melhorem a produtividade (Hanly e Gregg, 2004). A agricultura em MPB necessita do desenvolvimento de novas práticas que lhe permita a diferenciação na qualidade dos produtos, ao mesmo tempo que a produtividade aumente de forma a tornar a produção viável comercialmente e dar resposta à necessidade mundial crescente em alimentos.

Uma das principais restrições na agricultura em MPB é o uso de adubos azotados de síntese (Tejada *et al.*, 2008), pois o uso destes adubos é expressamente proibido neste tipo de agricultura (Hanly e Gregg, 2004). Este obstáculo é acentuado nas situações em que os solos têm pouco azoto disponível, como frequentemente acontece nas condições de agricultura mediterrânica.

Em Portugal, a área de cultivo em MPB era, no ano de 2011, cerca de 220 000 ha, sendo que a maioria dessa área respeita a pastagens e forragens (GPP, 2012).

Um dos pontos fulcrais da agricultura em MPB é a necessidade dos sistemas culturais se tornarem menos dependentes da importação de recursos e a minimização dos efeitos ambientais negativos (Thorup-Kristensen *et al.*, 2012).

Os agricultores em MPB têm, como fontes de N, a sideração de leguminosas e/ou os corretivos e adubos orgânicos (Cavigelli *et al.*, 2008). Na ausência de utilização de estrumes, o recurso a uma adequada rotação de culturas é fulcral para a manutenção e/ou aumento do teor de matéria orgânica no solo e um eficiente ciclo de nutrientes (Mazzoncini *et al.*, 2004). A utilização de culturas intercalares de leguminosas é uma ferramenta importante na gestão do N, pois através da sua capacidade de fixação biológica de N ou retenção de N, é considerada a principal fonte de N em agricultura biológica (Fowler *et al.*, 2004; Möller *et al.*, 2008; Brozyna *et al.*, 2013). Nas zonas temperadas, as leguminosas forrageiras são muito importantes como fonte natural de N (Carlsson e Huss-Danell, 2003). Canfield *et al.* (2010) apontam a sistematização da rotação de culturas como uma das formas de utilizar o N de forma sustentável. Na região de Gisborne (Nova Zelândia), a rotação de culturas é utilizada

como a prática agrícola mais econômica na manutenção/aumento do teor de matéria orgânica no solo e dos níveis de azoto (Hanly e Gregg, 2004).

Para além do N, o fósforo (P) também pode ser um elemento limitante na agricultura em MPB (Cornish, 2009; Welsh *et al.*, 2009), pois este é um recurso não renovável e as práticas agrícolas, nomeadamente as práticas agrícolas com reduzidas entradas de P, podem diminuir a sua disponibilidade para as plantas (Welsh *et al.*, 2009), levando a que o P seja um elemento limitante da produção agrícola (Richardson *et al.*, 2011). Também o potássio (K) pode ser um fator limitante neste modo de agricultura e a necessidade das plantas em K é tanto maior quanto maior a disponibilidade de N (Fortuna *et al.*, 2008).

### **2.3 A rotação de culturas e as culturas intercalares**

Uma rotação cultural diversificada, usando culturas de cobertura ou intercalares, permite manter os níveis de produção das culturas principais e reduzir as perdas de N por lixiviação (Tonitto *et al.*, 2006). As culturas intercalares são culturas herbáceas que revestem o solo entre as culturas principais, não têm valor comercial direto e proporcionam serviços ao ecossistema, tais como a redução dos impactos negativos da agricultura, e melhoram a eficiência produtiva (Tribouillois *et al.*, 2015). Podem ser anuais, bienais ou perenes, estemes ou em consociação (Abdalla *et al.*, 2014).

No nosso país sempre existiu uma grande tradição de cultura intercalar nos sistemas de culturas de Primavera-Verão, tendo por objetivo aproveitar o remanescente de nutrientes (N) da cultura principal.

O interesse nas culturas intercalares está de novo em grande destaque, após um grande período de declínio da sua utilização (Thorup – Kristensen *et al.*, 2003). O uso de culturas intercalares é importante, pois elas permitem a redução do uso de adubos de síntese e mantêm a fertilidade dos solos (Sarrantonio e Gallandt, 2003; Tonitto *et al.*, 2006), assim como contribuem para a proteção ambiental dos sistemas agrícolas e estímulo da utilização dos recursos naturais (Ćupina *et al.*, 2011). As culturas intercalares, para além dos benefícios ambientais podem proporcionar benefícios agronómicos e económicos (Gabriel *et al.*, 2016). Nas últimas décadas, vários estudos dedicaram-se ao uso das culturas intercalares, podendo

estas ser utilizadas para diferentes propósitos (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003): controlo de infestantes (Cheruiyot *et al.*, 2003; Campiglia *et al.*, 2010; Andersen, 2015), aumento do teor de matéria orgânica (Snapp *et al.*, 2005; Cherr *et al.*, 2006; Sainju *et al.*, 2006; Olensen *et al.*, 2007), melhoria das propriedades físicas do solo (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003), controlo de pragas e doenças (Snapp *et al.*, 2005; Cherr *et al.*, 2006) e aumento da atividade microbiana do solo (Dinesh *et al.*, 2009). Contudo, o principal interesse reside sempre no seu efeito sobre o azoto (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). As culturas intercalares melhoram as qualidades físicas, químicas e biológicas do solo, nomeadamente o teor de carbono no solo, a capacidade de troca catiónica, a estabilidade dos agregados e a infiltração (Dabney *et al.*, 2001). Quando estas culturas são incorporadas no solo, parte do N contido nos seus resíduos mineraliza-se e fica disponível para a cultura seguinte (Salmerón *et al.*, 2011).

Para maximizar os benefícios das culturas intercalares deve dar-se especial atenção à escolha das espécies: as de crescimento rápido, tolerância à seca e de manejo simples são as preferidas (Ćupina *et al.*, 2011). Em condições mediterrânicas, as culturas intercalares utilizadas são, essencialmente, de estação fria (Mazzoncini *et al.*, 2004).

As principais questões que se colocam na escolha das espécies usadas como intercalares são: a adaptação às condições edafo-climáticas, produção de biomassa, duração do ciclo vegetativo e libertação de N no processo de decomposição (Mazzoncini *et al.*, 2004), pois a quantidade de N acumulado por estas culturas depende da espécie utilizada e de algumas condições ambientais, como por exemplo o teor de N disponível no solo, as condições climáticas e a data de sementeira (Dabney *et al.*, 2001). Uma das limitações apresentadas por estas culturas prende-se com o reduzido período de tempo disponível para o seu desenvolvimento até à ocorrência das primeiras geadas (Salmerón *et al.*, 2011).

Existem, na bibliografia, várias referências a diferentes plantas e locais/ condições climáticas (Tonitto *et al.*, 2006, Hooker *et al.*, 2008, Premrov *et al.*, 2014).

As leguminosas e não leguminosas de estação fria foram usadas como culturas intercalares durante séculos em diversos sistemas de agricultura, sendo reduzida a sua utilização nas últimas décadas (Campiglia *et al.*, 2014b). Enquanto as não leguminosas conseguem absorver o excesso de N no solo e melhorar a estrutura do solo, as leguminosas têm a capacidade de fixar o N atmosférico e transferi-lo à cultura seguinte após a sua incorporação no solo. Assim, é possível dividir as culturas intercalares em dois grandes

grupos: as que têm a capacidade de fixar o azoto atmosférico (adubação verde) e as que retêm o azoto que está no solo, impedindo a sua perda por lixiviação (“catch crops”). Estas últimas conservam o teor de azoto do solo, fornecendo também benefícios a nível económico e ambiental (Baggs *et al.*, 2000), pois limitam as perdas de azoto por lixiviação (Cicek *et al.*, 2015), diminuindo, desta forma, o impacto negativo da atividade agrícola no ambiente. Não adicionam azoto ao solo, uma vez que o azoto que estas culturas absorvem resulta do efeito residual da cultura prévia e libertam para o solo, na Primavera, o N anteriormente imobilizado, numa época em que os riscos de lixiviação são mais atenuados (Thorup – Kristensen *et al.*, 2003). Isto é, absorvem o azoto mineral em excesso do solo, retêm-no na biomassa vegetal durante o seu desenvolvimento (que deverá coincidir com a época mais suscetível à lixiviação) e após a sua incorporação no solo, libertam-no, ficando disponível para a cultura principal (Hooker *et al.*, 2008; Kramberger *et al.*, 2009). Esta sua capacidade de retenção do azoto do solo confere-lhes elevado valor agronómico e ambiental (Thorup – Kristensen, 2001).

Num estudo desenvolvido em França por Constantin *et al.* (2010), demonstrou-se que a utilização de culturas intercalares à base de não leguminosas mostrou ser uma forma eficiente na redução das perdas por lixiviação, conseguindo manter as concentrações de nitratos abaixo dos 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>, limite máximo admissível nas águas de consumo. Também em estudos realizados em França, Cohan *et al.* (2014) demonstraram que as leguminosas têm igualmente a capacidade de reduzir as perdas de N por lixiviação.

Estudos desenvolvidos por Tonitto *et al.* (2006) apontam para que a utilização de espécies não leguminosas permite reduzir as perdas por lixiviação em cerca de 70%. De uma forma geral, as gramíneas e brássicas (não leguminosas) reduzem as perdas de N por lixiviação, enquanto as leguminosas têm capacidade de fornecer N adicional à cultura seguinte (principal) (Dabney *et al.*, 2001). Askegaard *et al.* (2005) demonstraram que a introdução de culturas retentoras de azoto em sistemas culturais semelhantes reduziu as perdas de azoto por lixiviação em 38, 30 e 26% em solos arenosos, areno-licosos e limo-arenosos, respetivamente. Segundo Vos e Putten (1997), as culturas retentoras de N podem chegar a absorver/imobilizar cerca de 3-4 kg N ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>.

As propriedades das espécies que as tornam melhor adaptadas para reterem o excesso de azoto são: expansão foliar rápida, distribuição da matéria seca nas raízes, crescimento

rápido e desenvolvimento em profundidade do sistema radicular (Vos e Putten, 1997). A capacidade da planta se estabelecer rapidamente e desenvolver o seu sistema radicular influencia a sua capacidade de absorção de azoto do solo: as não leguminosas têm sistemas radiculares com maior superfície específica, o que lhes permite retirar, mais facilmente o azoto mineral do solo (Sainju *et al.*, 1998).

Estudos efetuados por Askegaard e Eriksen (2008) concluíram que o azevém perene é muito eficiente na redução da lixiviação do azoto nos solos, especialmente em situações com elevadas quantidades de azoto mineral. Conclusões semelhantes foram obtidas por Torstenson *et al.* (2006), que, igualmente referem, melhores resultados do azevém perene na redução da lixiviação do azoto.

As mesmas observações são referidas em ensaios de Sainju *et al.* (1998; 2007), ao demonstrarem que as culturas não leguminosas são mais eficientes do que as leguminosas na absorção do azoto mineral residual do solo e redução da lixiviação do azoto.

A eficiência na redução da lixiviação está também dependente do tipo de solo e das condições climáticas (Berntsen *et al.*, 2006), pois o processo de lixiviação dos nitratos é função do sistema cultural, tipo de solo, clima, topografia, hidrologia e gestão dos nutrientes (Kirchmann *et al.*, 2002). Em complemento a estes fatores, Thorup-Kristensen *et al.* (2003) apontam três razões fundamentais para a variabilidade na capacidade de reter o N do solo: (1) variação no crescimento e no potencial de acumular N das culturas intercalares em função das condições climáticas; (2) variabilidade do crescimento radicular e contacto com o N disponível no solo; (3) variabilidade da quantidade de N no solo. Os mesmos autores referem que a quantidade de N retido pelas culturas intercalares está mais dependente da quantidade de N disponível no solo do que da capacidade da própria cultura intercalar em reter o N.

A data de sementeira influencia, também, a redução das perdas de azoto. Estudos efetuados por Feyereisen *et al.* (2006), no Minnesota (EUA), concluíram que uma sementeira precoce de centeio (meados de Setembro), como cultura retentora de azoto, pode reduzir as perdas em 11,1 kg N ha<sup>-1</sup>, enquanto, para sementeiras tardias (final de Outubro), essa redução é de apenas 4,6 kg N ha<sup>-1</sup>.

Quando o objetivo é fixar o N atmosférico para o facultar à cultura seguinte utiliza-se, também, o termo *adubação verde*. Os termos *adubação verde* e *culturas de cobertura* ou *intercalares* são muitas vezes utilizados como sinónimos (Richards *et al.*, 1996 citado por

Baggs *et al.*, 2000). A adubação verde implica a incorporação de culturas em verde ou após a floração com o objetivo de melhorar a fertilidade do solo (Sullivan, 2003).

## **2.4 Importância das leguminosas**

A utilização de leguminosas como culturas intercalares é prática ancestral, que permite a redução da aplicação de adubos de síntese ou, até mesmo, produzir sem qualquer aplicação de azoto de síntese (Griffin *et al.*, 2000). A utilização de leguminosas como culturas precedentes permite melhorar o nível de fertilidade dos solos e preservar o ambiente (Cherr *et al.*, 2006; Salmerón *et al.*, 2011; Rasmussen *et al.*, 2012), levando a um interesse renovado nas leguminosas pela sua capacidade de fornecer N à cultura seguinte (Gselman e Kramberger, 2008; Radicetti *et al.*, 2016). Este interesse é justificado pela Diretiva dos Nitratos, a qual incentiva o uso de leguminosas em determinadas condições, facto que desencadeou uma grande investigação sobre o uso destas espécies (Cohan *et al.*, 2014).

As leguminosas fornecem ao solo grandes quantidades de azoto, proveniente da fixação simbiótica (Abdalla *et al.*, 2014; Hackett, 2014; Tribouillois *et al.*, 2015), em formas rapidamente disponíveis para as culturas principais (Kuo *et al.*, 1997; Bergkvist *et al.*, 2011). Reduzem a necessidade em adubos azotados, aumentam o teor de matéria orgânica do solo e reduzem as infestantes (Abdalla *et al.*, 2014). A utilização de espécies leguminosas é uma forma eficiente de fornecer azoto à cultura seguinte (Mazzoncini *et al.*, 2004; Cohan *et al.*, 2014), pois através da mineralização após a sua incorporação no solo, o N da biomassa vegetal é disponibilizado no solo para a cultura seguinte (Ćupina *et al.*, 2011). São mesmo consideradas como a maior fonte de azoto natural dos solos (Beillouin *et al.*, 2014). A sua capacidade de fixar o N simbioticamente e de o transferir à cultura seguinte torna-as de especial interesse em agricultura biológica/sustentável (Amossé *et al.*, 2013). Algumas espécies de leguminosas, utilizadas em adubação verde, conseguem fornecer à cultura principal todo o N necessário (Griffin *et al.*, 2000; Gül *et al.*, 2008; Brozyna *et al.*, 2013) ou até mesmo uma quantidade de N superior ao necessitado pela cultura principal (Tonitto *et al.*, 2006; Campiglia *et al.*, 2014a). Mazzoncini *et al.* (2008) verificaram que, na Toscânia (Itália), as culturas intercalares conseguiram aumentar a disponibilidade de N na ausência de

fertilização mineral. Gül *et al.* (2008) afirmam que as leguminosas têm um grande potencial como fonte de N na cultura do milho silagem.

Para além da capacidade de fixar N biologicamente, o uso de leguminosas entre culturas principais também se mostra eficiente no controlo de infestantes (Amossé *et al.*, 2013).

As adubações verdes podem substituir os adubos azotados de síntese (Bergström e Kirchmann, 2004), dada a sua elevada acumulação de azoto. A contribuição em azoto pelas leguminosas pode ser muito variável. O azoto disponibilizado pelas adubações verdes com leguminosas pode, segundo alguns autores, variar entre os 0 e os 159 kg N ha<sup>-1</sup> (Oyer e Touchton, 1990; Reinbott *et al.*, 2004). Já Connor (2008) aponta valores compreendidos entre 95 kg N ha<sup>-1</sup> e 108 kg N ha<sup>-1</sup> para condições de clima temperado e zonas de clima tropical, respetivamente. Em termos gerais, as leguminosas tendem a fixar biologicamente mais azoto quanto menor for a disponibilidade deste nutriente no solo (Cherr *et al.*, 2006). Em trabalhos desenvolvidos por Bergkvist *et al.* (2011), a produção de biomassa das leguminosas foi maior à medida que a aplicação de N de síntese diminuiu, ou seja, os maiores valores de biomassa nas leguminosas foram encontrados quando não se procedeu a nenhuma aplicação de N. Os melhores resultados das adubações verdes são obtidos quando existe interação positiva entre as culturas, as condições ambientais e as práticas culturais (Cherr *et al.*, 2006). Assim, quando se pretende obter os melhores resultados desta prática deve ter-se em atenção: se as condições agro-ecológicas (clima, solo e suscetibilidade a pragas e doenças) são favoráveis ao desenvolvimento das plantas; escolher a(s) espécie(s) em função da finalidade pretendida (fornecer azoto, diminuir lixiviação de nitratos, controlo de infestantes ou outra) e, de acordo com esta escolha, determinar as práticas culturais necessárias ao bom desenvolvimento das plantas (Cherr *et al.*, 2006).

A adaptação das leguminosas forrageiras a determinado local depende muito das condições climáticas e do tipo de solo (Nichols *et al.*, 2007; Thiessen Martens *et al.*, 2001). As leguminosas são muito sensíveis à competição pela luz, pois necessitam dela para manter o bom funcionamento da simbiose com o rizóbio e fixar o N (Bergkvist *et al.*, 2011). As condições climáticas são o factor que mais limita a escolha da espécie (Cherr *et al.*, 2006). As adubações verdes podem ser obtidas com os dois grupos de plantas: tropicais e temperadas (Cherr *et al.*, 2006). As primeiras não sobrevivem a temperaturas inferiores a -2°C e

conseguem tolerar temperaturas superiores a 35°C. As segundas resistem a temperaturas inferiores a -10°C, mas não suportam temperaturas superiores a 30°C. Para o grupo das temperadas são exemplos, entre outras, os trevos e as ervilhacas (Cherr *et al.*, 2006).

Nos climas temperados, as leguminosas vivazes têm papel importante no fornecimento de azoto biológico (Carlsson e Huss-Danell, 2003). Estas conseguem fixar biologicamente a maior parte do seu azoto, principalmente quando consociadas com gramíneas (Carlsson e Huss-Danell, 2003). De uma forma geral, as leguminosas vivazes produzem maior quantidade de matéria seca do que as leguminosas anuais, o que se reflete numa maior acumulação de azoto que ficará disponível para a cultura seguinte (Thiessen Martens *et al.*, 2001). Para além deste aspeto, Crews e Peoples (2005) sugerem que as leguminosas vivazes são eficientes na redução das perdas de azoto por lixiviação.

Até há pouco tempo, a diversidade de leguminosas adaptadas às condições mediterrânicas era limitada. As mais utilizadas eram o trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*), as luzernas (*Medicago spp.*) (Nichols *et al.*, 2007), podendo também encontrar-se a tremocilha (*Lupinus luteus*) e o trevo encarnado (*Trifolium incarnatum*), embora com utilizações mais limitadas. Com as mudanças nos sistemas de agricultura, houve a necessidade de adaptar uma nova geração de leguminosas forrageiras, que viessem colmatar as deficiências existentes, principalmente a necessidade de diminuir o declínio dos níveis de fertilidade dos solos (Nichols *et al.*, 2007). As razões que levaram à adoção de uma nova geração de leguminosas forrageiras foram: (1) reduzida adaptação das espécies existentes a solos profundos, arenosos ácidos e a solos sujeitos a encharcamento ou a salinidade elevada; (2) reduzida adaptação de algumas variedades de trevo subterrâneo a falsas condições de germinação; (3) mudanças nos sistemas culturais, como por exemplo presença de infestantes resistentes a herbicidas; (4) as preocupações ambientais causadas pela erosão do solo; (5) a necessidade de reduzir custos de sementeira; (6) necessidade de longos períodos para maximizar a produtividade; (7) necessidade de melhorar a diversidade de leguminosas anuais para estabilizar a produtividade dentro e entre estações; (9) necessidade de reduzir suscetibilidades a pragas e doenças (Nichols *et al.*, 2007). Assim, existe atualmente um maior potencial de leguminosas forrageiras melhoradas para os sistemas de agricultura mediterrânicos (Loi *et al.*, 2005).

De entre estas novas espécies utilizadas incluem-se a serradela vulgar (*Ornithopus sativus*), o trevo glandulífero (*Trifolium glanduliferum*), o trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum*), o trevo balansa (*Trifolium michelianum*) e a senra (*Biserrula pelecinus*) (Loi *et al.*, 2005).

A serradela adapta-se a solos arenosos a francos (delgados e inférteis), a valores de pH(CaCl<sub>2</sub>) entre 3,5 a 6,5 (ácidos), aptidão forrageira, sistema radicular profundo. Atinge a maturação após 95 – 109 dias, o que a torna indicada para zonas de média precipitação (Nichols *et al.*, 2007).

O trevo glandulífero prefere solos de texturas mais finas (desde franco arenosos a franco argilosos), pH (CaCl<sub>2</sub>) de 4,5 a 8,0, e atinge a maturação entre os 95 – 109 dias, o que também o torna indicado para zonas de precipitação média, enquanto que o trevo vesiculoso se adapta a solos arenosos a francos e a valores de pH (CaCl<sub>2</sub>) entre 4,5 a 7,5, apresenta aptidão forrageira, possui sistema radicular profundo, e atinge a maturação mais tardiamente quando comparado com os anteriores, podendo variar entre 125-139 e os 154 dias, consoante a cultivar (Cefalu e Arrotas respetivamente), o que o torna adaptado para zonas que permitem longas estações de crescimento e zonas com precipitação mais elevada (Nichols *et al.*, 2007).

O mesmo autor refere, para o trevo balansa, solos entre franco arenosos a argilosos, valores de pH (CaCl<sub>2</sub>) entre 4,5 e 8,0, aptidão forrageira, tolerância ao encharcamento e para o trevo encarnado adaptabilidade a solos entre arenoso a francos, valores de pH (CaCl<sub>2</sub>) entre 4,2 e 7,0, aptidão forrageira, sistema radicular profundo e, para a cultivar Caprera, maturações após 125 – 139 dias. Quanto mais precocemente ocorrer a floração, melhor as espécies se adaptam a zonas de reduzida precipitação. Para o trevo balansa, foram desenvolvidas duas cultivares, Bolta e Frontier, adaptadas a zonas de elevada e de reduzida precipitação, respetivamente (Nichols *et al.*, 2007).

Um dos aspetos a ter em atenção na utilização de leguminosas como potencial fonte de N é a data de sementeira destas; contudo, a data de sementeira e corte das culturas intercalares estará sempre dependente das datas de sementeira e maturação da cultura principal. Sainju *et al.* (2005) afirmam que a temperatura e a precipitação têm grande influência na produção de matéria seca destas culturas. Odhiambo e Bomke (2001) verificaram uma redução entre 15% a 75% em sementeiras tardias, quando comparadas com sementeiras precoces. Estudos efetuados por Vos e Putten (1997) chegaram a valores de 2,58 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca, para

sementeiras precoces e valores de 0,28 Mg ha<sup>-1</sup> para sementeiras tardias. Assim, nas nossas condições em cultivo outonal, as datas de sementeira são um fator cuja importância é necessário esclarecer, já que em outras condições agro-ecológicas, o atraso na data de sementeira pode comprometer o potencial das leguminosas anuais de Inverno como culturas para sideração (Teasdale *et al.*, 2004). Sementeiras tardias resultam em deficiências no desenvolvimento das culturas, devido às temperaturas desfavoráveis e a níveis de radiação baixos (Vos e Putten, 1997).

Vos (1992), citado por Vos e Putten (1997), através de trabalhos desenvolvidos na Holanda, estabeleceu uma fórmula que permite quantificar o azoto acumulado em função da data de sementeira das culturas para sideração, que varia no caso entre o dia 230 (meados de Agosto) e o dia 285 (início de Outubro). Afirma que, por cada dia de atraso na sementeira, ocorre uma redução no azoto acumulado de 3,4 kg ha<sup>-1</sup>. Vos e Putten (1997) demonstraram que mais do que 100 kg ha<sup>-1</sup> de azoto pode ser acumulado entre finais de Agosto e Novembro, e que este potencial de acumulação é fortemente reduzido à medida que se atrasa a data de sementeira das culturas.

A quantidade de azoto acumulado pode variar, no Sul de Vancouver (Canadá), entre os 3 e os 74 kg N ha<sup>-1</sup> para as sementeiras precoces e entre os 3 e os 47 kg N ha<sup>-1</sup> para as sementeiras tardias (Odhiambo e Bomke, 2001), enquanto em Wageningen (Holanda), os valores variaram entre 57 kg N ha<sup>-1</sup> para sementeiras precoces e 11 kg N ha<sup>-1</sup> para sementeiras tardias (Vos e Putten, 1997). Estudos efetuados por Clark *et al.* (1995), em Maryland (EUA), determinaram que a data de corte das culturas tem também grande influência na produção de biomassa e, conseqüentemente, na quantidade de azoto. Utilizando, como cultura para sideração, a ervilhaca das areias (*Vicia villosa*), determinaram que esta tem um aumento significativo de biomassa (de 2800 para 4630 kg MS ha<sup>-1</sup>) entre princípios de Abril até meados de Maio, o que se repercute na quantidade de azoto que aumenta de 96 para 149 kg N ha<sup>-1</sup>.

Nem todas as espécies de leguminosas forrageiras têm o mesmo potencial de produção de biomassa e transferência de azoto; assim, será necessário identificar as espécies com maior potencial (Snapp *et al.*, 2005) e determinar se os melhores resultados são obtidos em estreme ou em consociação com gramíneas. As diferenças genéticas entre espécies e variedades fazem com que determinadas leguminosas tenham melhores crescimentos e maiores acumulações de

azoto do que outras (Cherr *et al.*, 2006). Para além destas, também a fertilidade do solo e a disponibilidade de água condicionam a fixação de azoto (Cherr *et al.*, 2006).

Estudos conduzidos por Thiessen Martens *et al.* (2001), realizados no Sul de Manitoba (Canadá), determinaram que o trevo violeta, quando comparado com a luzerna, produz maior quantidade de matéria seca. Reinbott *et al.* (2004) mostraram que as leguminosas, quando em consociação, tendem a diminuir a produção de matéria seca e, conseqüentemente o azoto acumulado.

O teor de azoto acumulado pelas culturas é maior nas leguminosas quando comparado com as não leguminosas e com a consociação entre leguminosas e não leguminosas (Fowler *et al.*, 2004). Assim, a acumulação de azoto no solo é maior nas culturas de leguminosas estremes e diminui quando estas se encontram consociadas com as gramíneas, de forma proporcional ao aumento da quantidade de gramíneas (Aita *et al.*, 2004; Kuo e Jellum, 2002). Em estudos desenvolvidos por Fowler *et al.* (2004), na Nova Zelândia, obtiveram-se valores de 100, 162 e 126 kg N ha<sup>-1</sup> acumulado em gramíneas, leguminosas e consociação, respetivamente.

Contudo, em sistemas produtivos pouco favoráveis ao bom desenvolvimento das leguminosas, as gramíneas ou a mistura de leguminosas com gramíneas apresentam os melhores resultados (Cherr *et al.*, 2006). Kramberger *et al.* (2013) calcularam o coeficiente de eficiência de gestão ambiental sustentável do C e N, que nos permite comparar tratamentos no mesmo ensaio no que se refere à eficiência de absorver C e N, e verificaram ser na consociação entre leguminosas e não leguminosas que este coeficiente era maior.

Para serem fontes eficientes de N para a cultura seguinte, o N acumulado tem de ser mineralizado no solo durante a estação de desenvolvimento da cultura principal (Hackett, 2014). Uma grande parte do N das leguminosas é mineralizada num curto período de tempo após a incorporação destas no solo; contudo a taxa de mineralização é bastante variável entre espécies (Bergkvist *et al.*, 2011).

A escolha das espécies para um determinado local é muito importante (Mazzoncini *et al.*, 2008; Brozyna *et al.*, 2013) para obter os melhores resultados, pois a taxa de mineralização de N difere entre espécies (Cherr *et al.*, 2006; Bergkvist *et al.*, 2011). A *performance* das leguminosas é afetada pela relação entre a espécie em causa, o ambiente e o manejo cultural (Cherr *et al.*, 2006).

Em resumo, a obtenção dos melhores resultados, quer agronômicos quer ambientais, do uso das culturas intercalares, está dependente das condições edafoclimáticas do local, da cultura principal, do tipo/sistema de agricultura e dos problemas ambientais encontrados na área em questão (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

## **2.5 Transformação dos resíduos orgânicos no solo**

Obter elevadas produções, ao mesmo tempo que se minimizam os impactos ambientais adversos, exige um conhecimento aprofundado da dinâmica da mineralização do N em função das necessidades da cultura principal (Tonitto *et al.*, 2006). A mineralização do N é o processo central do solo, pois controla a quantidade do N disponível para as plantas (Yan *et al.*, 2006) e para os variados processos de perdas, mas é também um processo de difícil medição (Durán *et al.*, 2012) e controlo.

A transformação dos resíduos no solo é um processo cujo conhecimento ainda é limitado e é reconhecido como um tópico prioritário na investigação (Kätterer *et al.*, 2011).

Nos resíduos orgânicos, o N encontra-se predominantemente na forma orgânica, estando a sua disponibilidade para as plantas dependente da mineralização (Carneiro, 2010). A mineralização é o processo pelo qual os nutrientes constituintes da matéria orgânica são libertados para o solo numa forma mineral (Jarvis *et al.*, 1996). Após a incorporação dos resíduos no solo, estes são decompostos pelos microrganismos do solo, que convertem as macromoléculas (normalmente proteínas) em unidades mais simples (como os aminoácidos) e finalmente em formas inorgânicas de N ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) (Okamoto e Okada, 2004; Carneiro, 2010). O processo inverso também pode ocorrer em simultâneo, ou seja a conversão de N inorgânico em N orgânico, fluxo designando por imobilização (Cabrera *et al.*, 2005). A mineralização e a imobilização são dois processos intimamente ligados e dependentes, sendo o balanço entre eles designado por mineralização líquida (Jarvis *et al.*, 1996).

A transformação dos resíduos no solo é um processo natural, biológico, mas de alguma complexidade. A decomposição dos resíduos é controlada pela disponibilidade de N (Redin *et al.*, 2014) e conduzida pela atividade microbiana (Abril *et al.*, 2001) em condições de aero- e anaerobiose (Jarvis *et al.*, 1996). Para realizar a mineralização, os microrganismos

do solo usam também os compostos orgânicos contendo N como fonte de energia para o seu metabolismo e libertam CO<sub>2</sub>, N mineral e água (Carneiro, 2010).

A transformação de compostos orgânicos no solo controla importantes propriedades e processos do ecossistema, tais como as taxas de fixação e armazenamento do C, a emissão de gases com efeito estufa e a manutenção dos teores de água e biodiversidade no solo (Khanna e Raison, 2013). O carbono contido nos resíduos orgânicos é parcialmente libertado na forma de CO<sub>2</sub>, parte é assimilado na biomassa microbiana (Cabrera *et al.*, 2005) e parte fica recalcitrante no solo.

Uma das principais razões para a diferente quantidade de N fornecida pelas culturas intercalares à cultura principal está relacionada com a diferente dinâmica da mineralização e/ou imobilização do N das culturas intercalares (Kramberger *et al.*, 2014).

A taxa de mineralização após a incorporação dos resíduos no solo é muito variável entre leguminosas (Bergkvist *et al.*, 2011). Geralmente, a mineralização das culturas intercalares é rápida, com a maioria do N a ser mineralizado entre 1 a 2 meses após a incorporação (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Em condições de campo, todo o N disponível para os decompositores depende do teor de N do solo, da quantidade e tipo de resíduo e, particularmente, da relação C/N dos resíduos, bem como do modo de colocação dos resíduos: incorporados no solo ou deixados à superfície (Redin *et al.*, 2014). Thorup-Kristensen *et al.* (2003) afirmam que a qualidade do resíduo é o fator mais determinante na taxa de mineralização. De entre os parâmetros que caracterizam a qualidade do resíduo estão a relação dos teores de carbono (C) e N (C/N), o teor em lenhina e polifenóis e a solubilidade em água dos componentes C e N (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Cabrera *et al.*, 2005). Este último parâmetro é de especial importância. Referem os mesmos autores que os componentes solúveis em água são rapidamente disponibilizados e que podem facilmente ser arrastados pelas chuvas, levando a uma redução do teor de N disponível para a mineralização dos resíduos recalcitrantes, induzindo a imobilização. A mineralização líquida está, geralmente, positivamente correlacionada com o teor em N dos resíduos e negativamente correlacionada com o valor da relação C/N e o teor em lenhina e polifenóis (Lupwayi *et al.*, 2006; Vahdat *et al.*, 2011). Segundo Cabrera *et al.* (2005), sempre que o teor de N nos resíduos for superior ao teor de N requerido pela biomassa microbiana ocorre mineralização líquida, com libertação de N na forma inorgânica; quando o teor de N nos resíduos é inferior ao teor de N necessário à

biomassa microbiana, é necessário retirar N mineral do solo para continuar o processo de decomposição, ocorrendo, desta forma, a imobilização líquida. Elevadas taxas de mineralização estão associadas a resíduos ricos em N, com baixas concentrações de lenhina e celulose e baixa relação C/N (Chen *et al.*, 2014). A lenhina é um composto recalcitrante natural que exerce controlo sobre a biodegradabilidade do material vegetal no solo, pois é resistente à decomposição microbiana (Vahdat *et al.*, 2011). Os mesmos autores verificaram uma correlação negativa ( $r^2 = 0,97$ ) entre o teor inicial de lenhina nos resíduos e o N mineralizado.

O teor de humidade do solo e a temperatura são fatores determinantes na decomposição dos resíduos incorporados no solo (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Jarvis *et al.* (1993) e Lupwayi *et al.* (2006) afirmam que a mineralização reflete as propriedades dos resíduos e a sua interação com as condições ambientais.

Os métodos utilizados para avaliar a decomposição dos resíduos e estimar o N mineralizado podem ser agrupados em três grupos: balanço de N na cultura, ensaios de laboratório e ensaios em condições de campo, também designados por ensaios de incubação “*in situ*” (Jarvis *et al.*, 1996). O primeiro é dos mais simples e baseia-se no facto de (se assumir) que todo o N que é absorvido pela planta é igual ao N mineralizado no período cultural da planta. Este método apresenta, como desvantagens, o facto de não considerar as possíveis perdas de N por lixiviação (Jarvis *et al.*, 1996). Os mesmos autores referem que estes dados são apenas aplicáveis para uma combinação específica solo/planta/condições ambientais.

Os métodos utilizados nos ensaios em laboratório podem dividir-se em ensaios de incubação e métodos químicos (Gill *et al.*, 1995). Nos ensaios de incubação, os resíduos são normalmente secos, finamente triturados e misturados homogeneamente com o solo (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Nestes ensaios, a temperatura é mantida constante e muitas vezes superior à temperatura ambiente aquando da incorporação dos resíduos no solo e o teor de humidade no solo não sofre variações (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Os ensaios de incubação de longa duração em laboratório são tidos como os mais fiáveis na estimativa da mineralização do N, embora sejam pouco utilizados devido à sua exigência em tempo (Quemada e Díez, 2007). As principais desvantagens dos ensaios de laboratório prendem-se

com as perturbações que ocorrem no solo (armazenamento, mistura e crivagem) e que perturbam as características físicas e microbiológicas do solo (Monaco *et al.*, 2010).

Nos métodos químicos são, normalmente, utilizadas soluções extrativas com um poder de extração diferente de acordo com as suas características (Jarvis *et al.*, 1996). Estes métodos são mais rápidos do que os métodos de incubação (Quemada e Díez, 2007).

Nos ensaios de campo, a mineralização do N pode ser determinada através de: alteração do teor de N mineral no solo, ensaios de incubação, uso de N marcado ( $^{15}\text{N}$ ) (Jarvis *et al.*, 1996). Nos ensaios de incubação, a mineralização líquida é estimada pela medição da variação temporal do teor de N nos solos (Monaco *et al.*, 2010). Nestes, os resíduos das plantas são grosseiramente triturados, ficando em grandes dimensões e são misturados no solo de modo heterogéneo (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

Na literatura são poucas as referências à dinâmica da mineralização do N em condições de campo e após a adição de resíduos (Logah *et al.*, 2011) e também são poucos os estudos que comparam a decomposição de leguminosas e não leguminosas (Carranca *et al.*, 2009). Vários são os métodos utilizados para estimar a mineralização de N através de ensaios de incubação descritos por vários autores e mencionados por Monaco *et al.* (2010): cilindros tapados, sacos de polietileno, resinas de troca iónica, adição de acetileno e as armadilhas solo-resina.

De entre os métodos de avaliação da mineralização do N, o método dos sacos enterrados (“buried bags”) é dos mais comuns (Durán *et al.*, 2012), mais simples, causa moderada perturbação no solo e permite a investigação da dinâmica do N nas camadas superficiais do solo (Monaco *et al.*, 2010). É uma técnica que foi proposta para monitorizar o N libertado pela decomposição das plantas incorporadas no solo (adubação verde) e também a capacidade em o fornecer à cultura seguinte (Carsky *et al.*, 1990). Uma das vantagens deste método em condições de campo é o facto de impedir que o  $\text{N-NO}_3^-$  seja absorvido pelas plantas (Carsky *et al.*, 1990); contudo, outros autores referem esta característica como uma desvantagem (Monaco *et al.*, 2010).

Na maioria dos estudos sobre incubação de resíduos no solo, são utilizadas misturas dos diferentes componentes das plantas (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

## **2.6 Novos desafios**

Estima-se que, em 2050, a população global atinja os 9 bilhões, levando a um incremento de 70% a 90% na procura de alimentos (Godfray *et al.*, 2010). Desta forma, é requerida uma intensificação sustentável na produção de alimentos, reduzindo, ao mesmo tempo, os impactos negativos da agricultura no ambiente, como por exemplo as perdas de N por lixiviação e a redução da emissão de gases com efeito estufa (Premrov *et al.*, 2014). Melhorias na eficiência da nutrição azotada a nível global requerem a implementação do uso de culturas intercalares nos sistemas de produção intensivos (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003). Assim, o desafio para a investigação é obter elevadas produções, não alterando a área cultivada, reduzindo a utilização de adubos de síntese (Rasmussen *et al.*, 2012). Uma contribuição para este equilíbrio pode ser conseguida pela inclusão de leguminosas nas rotações culturais (Canfield *et al.*, 2010). De forma a manter a sustentabilidade ambiental e a sustentabilidade económica das explorações, a gestão das culturas intercalares deve ser investigada e melhorada, para que a mineralização do N ocorra de forma sincronizada com as necessidades da cultura principal (Kramberger *et al.*, 2009).

A necessidade de um fornecimento controlado de N nos sistemas produtivos anuais e o conhecimento incompleto sobre os complexos processos biológicos que regem a disponibilidade do N tornam a gestão precisa do N num grande desafio (Tonitto *et al.*, 2006).

Assim, torna-se necessário estimar o efeito dos resíduos das culturas intercalares, nomeadamente das leguminosas, na mineralização do N, de forma a obter a melhor sincronia entre a libertação do N pelos resíduos e as necessidades da cultura principal, de forma a aumentar a eficiência do N e reduzir as suas perdas para o ambiente (Radicetti *et al.*, 2016).

## **2.7 Referências Bibliográficas**

- Abdalla, M., Hastings, A., Helmy, M., Prescher, A., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Killi, D., Maratha, P., Williams, M., Rueangritsarakul, K., Smith, P., Nolan, P., Jones, M.B. 2014. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. *Geoderma* 223-225: 9-20.
- Abril, A., Caucas, V., Bucher, E.H., 2001. Reliability of the in situ incubation methods used to assess nitrogen mineralization: a microbiological perspective. *Applied Soil Ecology* 17: 125-130.
- Aita, C., Giacomini, S.J., Hübner, A.P., Chiapinotto, I.C. & Fries, M.R. 2004 Consociação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio directo. I – Dinâmica do nitrogénio no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28: 739 – 749.
- Amossé, C., Jeuffroy, M.H., David, C. 2013. Relay intercropping legume cover crops in organic winter wheat: effects on performance and resource availability. *Field Crops Research* 145: 78-87.
- Andersen, R.L. 2015. Suppressing weed growth after wheat harvest with underseeded red clover in organic farming. *Renewable Agriculture and Food Systems*, available on CJO2015. doi:10.1017/S1742170515000022.
- Askegaard, M., Eriksen, J. 2007. Growth of legumes and nonlegumes catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170: 773-780.
- Askegaard, M., Eriksen, J. 2008. Residual effect and leaching of N and K in cropping systems with clover and ryegrass catch crops on a coarse sand. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 123: 99 – 108.
- Askegaard, M., Olsen, J.E., Kristensen, K. 2005. Nitrate leaching from organic arable crop rotations: effects of location, manure and catch crop. *Soil Use and Management* 21: 181-188.
- Baggs, E.M., Watson, C.A., Rees, R.M. 2000. The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56: 153 – 163.

- Beillouin, D., Schneider, A., Carrouee, B., Champolivier, L., Le Gall, C., Jeuffroy, M.H. 2014. Short and medium term effects on nitrogen leaching of the introduction of a pea or an oilseed rape crop in wheat-based successions. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.372-374.
- Bergkvist, G., Stenberg, M., Wetterlind, J., Båth, B., Elfstrand, S. 2011. Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley – Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research* 120: 292-298.
- Bergström, L., Kirchmann, H. 2004. Leaching and crop uptake of nitrogen from nitrogen -15-labeled green manures and ammonium nitrate. *Journal of Environmental Quality* 33: 1786-1792.
- Berntsen, J., Olesen, J.E., Petersen, B.M., Hansen, E.M. 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy* 25: 383-390.
- Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N., Olesen, J. 2013. Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 181: 115-126.
- Cabrera, M.L., Kissel, D.E., Vigil, M.F. 2005. Nitrogen mineralization from organic residues. *Journal of Environmental Quality* 34 (1): 75-79.
- Campiglia, E., Mancinelli, R., Felice, V.D., Radicetti, E. 2014a. Long-term residual effects of the management of cover crop biomass on soil nitrogen and yield of endive (*Cichorium endívia* L.) and savoy cabbage (*Brassica olerácea* var. *sabauda*). *Soil & Tillage Research* 139: 1-7.
- Campiglia, E., Mancinelli, R., Radicetti, E., Caporali, F. 2010. Effect of cover crops and mulches on weed control and nitrogen fertilization in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.). *Crop Protection* 29: 354-363.
- Campiglia, E., Radicetti, E., Brunetti, P., Mancinelli, R. 2014b. Do cover crop species and residue management play a leading role in pepper productivity? *Scientia Horticulturae* 166: 97-104.

- Canfield, D.E., Glazer, A.N., Falkowski, P.G. 2010. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science* 330 192-196.
- Carlsson, G., Huss-Danell, K. 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253: 353-372.
- Carneiro, J.P. 2010. Valorização agronómica dos resíduos orgânicos: gestão da sua aplicação ao solo e impactes agro-ambientais. Tese de Doutoramento em Ciências Agrárias e Florestais, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal, pp.374.
- Carranca, C., Oliveira, A., Pampulha, E., Torres, M.O. 2009. Temporal dynamics of soil nitrogen, carbon and microbial activity in conservative and disturbed fields amended with mature white lupine and oat residues. *Geoderma* 151: 50-59.
- Casagrande, M., David, C., Valantin\_Morison, M., Makowski, D., Jeuffroy, M.H. 2009. Factors limiting the grain protein content of organic winter wheat in south-eastern France: a mixed – model approach. *Agronomy for Sustainable Development* 29: 565-574.
- Carsky,R.J., Reid, W.S., Suhet, A.R. and Lathwell, D.J., 1990. Screening legume green manures as nitrogen sources to succeeding non-legume crops. III. The buried bag method. *Plant and Soil* 128, 275-282.
- Cavigelli, M.A., Teasdale, J.R., Conklin, A.E. 2008. Long-term agronomic performance of organic and conventional field crops in the Mid-Atlantic region. *Agronomy Journal* 100: 785-794.
- Chen, B., Liu, E., Tian, Q., Yan, C., Zhang, Y. 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for sustainable Development* 34(2): 429-442.
- Cherr, C.M., Scholberg, J.M.S., McSorley, R. 2006. Green manures approaches to crop production: A synthesis. *Agronomy Journal* 98: 302-319.
- Cheruiyot, E.K., Mumera, L.M., Nakhone, L.N., Mwonga, S.M. 2003. Effect of legume-managed fallow on weeds and soil nitrogen in following maize (*Zea mays* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.) crops in the Rift Valley Highlands of Kenya. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 43 (6): 597-604.
- Cicek, H., Thiessen Martens, J.R., Bamford, K.C., Entz, M.H. 2015. Late-season catch crops reduce nitrate leaching risk after grazed green manures but release N slower than wheat demand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 202: 31-41.

- Clark, A.J., Decker, A.M., Meisinger, J.J., Mulford, F.R., McIntosh, M.S. 1995. Hairy Vetch kill date effects on soil water and corn production. *Agronomy Journal* 87: 579-585.
- Cohan, J., Bouthier, A., Labreuche, J., Justes, E. 2014. Leguminous cover-crops effects compared to non-leguminous on nitrate leaching and nitrogen supplying to the succeeding corn and spring barley. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.400-401.
- Congreves, K.A., Voroney, R.P., O'Halloran, I.P., Van Eerd, L.L. 2013. Broccoli residue-derived nitrogen immobilization following amendments of organic carbon: An incubation study. *Canadian Journal of Soil Science* 93 (1): 23-31.
- Connor, D.J. 2008. Organic agriculture cannot feed the world. *Field Crops Research* 106: 187-190. Short communication.
- Constantin, J., Mary, B., Laurent, F., Aubrion, G., Fontaine, A., Kerveillant, P., Beaudoin, N. 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 268-278.
- Cornish, P.S. 2009. Phosphorus management on extensive organic and low-input farms. *Crop and Pasture Science* 60 (2): 105-115.
- Crews, T.E., Peoples, M.B. 2005. Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer – based agroecosystems? A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 101 – 120.
- Ćupina, B., Manojlović, M., Kristić, Dj., Čabilovski, R., Mikić, A., Ignjatović-Ćupina, A., Erić, P. 2011. Effect of winter cover crops on the dynamics of soil mineral nitrogen and yield and quality of Sudan grass [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. *Australian Journal of Crop Science* 5 (7): 839-845.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32: 1221-1250.
- Dinesh, R., Chaudhuri, S.G., Sheeja, T.E., Shiva, K.N. 2009. Soil microbial activity and biomass is stimulated by leguminous cover crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172:288-296.

- Durán, J., Morse, J.L., Groffman, P.M., 2012. Comparison of in situ methods to measure N mineralization rates in forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 46: 145-147.
- Feyereisen, G.W., Wilson, B.N., Sands, G.R., Strock, J.S., Porter, P.M. 2006. Potential for a rye cover crop to reduce nitrate loss in South-western Minnesota. *Agronomy Journal* 98: 1416 – 1426.
- Fortuna, A., Blevins, R.L., Frye, W.W., Grove, J., Cornelius, P. 2008. Sustaining soil quality with legumes in no-tillage systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39: 1680-1699.
- Fowler, C.J.E., Condrón, L.M., McLenaghan, R.D. 2004. Effects of green manures on nitrogen loss and availability in an organic cropping system. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 47: 95-100. Short communication
- Gabriel, J.L., Alonso-Ayuso, M., García-González, I., Hontoria, C., Quemada, M. 2016. Nitrogen use efficiency and fertiliser fate in a long-term experiment with winter cover crops. *European Journal of Agronomy* 79:14-22.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z.E., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889-892.
- Gaskell, M., Smith, R. 2007. Nitrogen sources for organic vegetable crops. *HortTechnology* 17: 431-441.
- Gill, K., Jarvis, S.C., Hatch, D.J. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: effects of management. *Plant and Soil* 172: 153-162.
- Griffin, T., Liebman, M., Jemison Jr, J. 2000. Cover crops for sweet corn production in a short-season environment. *Agronomy Journal* 92: 144-151.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C. 2010. Food Security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327: 812-818.
- Gül, I., Yildirim, M., Akinci, C., Doran, I., Kiliç, H. 2008. Response of silage maize (*Zea mays* L.) to nitrogen fertilizer after different crops in a semi arid environment. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 32: 513-520.
- GPP – Gabinete de Planeamento e Políticas – Agricultura, Silvicultura e Pescas – Indicadores 2012. <http://www.gpp.pt/pbl/Period/Indicadores2012.pdf>, consultado em 27-11-2014.

- Gselman, A., Kramberger, B. 2008. Benefits of winter legume cover crops require early seeding. *Australian Journal of Agricultural Research* 59, 1156–1163.
- Hackett, R. 2012. Effects of overwinter vegetation cover on soil nitrogen supply to Spring barley in Ireland. In: Richards, K.G., Fenton, O., Watson, C.J. (Eds). *Proceedings of the 17<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – Innovations for sustainable use of nitrogen resources*. 26<sup>th</sup> – 29<sup>th</sup> June 2012, Wexford, Ireland, pp. 88-89.
- Hackett, R. 2014. Effects of leguminous cover crops on Spring barley production on an light textured soil in Ireland. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.115-116.
- Hanly, J.A., Gregg, P.E.H. 2004. Green-manure impacts on nitrogen availability to organic sweetcorn (*Zea mays*). *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 32: 295-307.
- Hooker, K.V, Coxon, C.E., Hackett, R., Kitwan, L.E, O’Keeffe, E., Richards, K.G. 2008. Evaluation of cover crop and reduced cultivation for reducing nitrate leaching in Ireland. *Journal of Environmental Quality* 37: 138-145.
- Jarvis, C. S., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187 – 235.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 184-192.
- Khanna, P.K., Raison, R.J. 2013. *In situ* core methods for estimating soil mineral-N fluxes: Re-evaluation based on 25 years of application and experience. *Soil Biology & Biochemistry* 64: 203-210.
- Kirchmann, H., Johnny Johnston, A.E., Berström, L.F. 2002. Possibilities for reducing nitrate leaching from agricultural land. *Ambio* 31 N°5: 404 – 408.
- Korsaeth, A. 2008. Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in long-term field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 177-188.

- Kramberger, B., Gselman, A., Janzekovic, M., Kaligaric, M., Bracko, B. 2009. Effects of cover crops on soil mineral nitrogen and on the yield and nitrogen content of maize. *European Journal of Agronomy* 31: 103-109.
- Kramberger, B., Gselman, A., Kristl, J., Lešnik, M., Šuštar, V., Muršec, M., Podvršnik, M. 2014. Winter cover crop: the effects of grass-clover mixture proportion and biomass management on maize and the apparent residual N in the soil. *European Journal of Agronomy* 55: 63-71.
- Kramberger, B., Gselman, A., Podvršnik, M., Kristl, J., Lešnik, M. 2013. Environmental advantages of binary mixtures of *Trifolium incarnatum* and *Lolium multiflorum* over individual pure stands. *Plant Soil and Environment* 59: 22-28.
- Kuo, S., Sainju, U.M., Jellum, E.J. 1997. Winter cover cropping influence on nitrogen in soil organic carbon and carbohydrate in soil. *Soil Science Society of America Journal* 61: 145-152.
- Kuo, S., Jellum, E.J. 2002. Influence of winter cover crop and residue management on soil nitrogen availability and corn. *Agronomy Journal* 94: 501 – 508.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., Garnier, J. 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters* 9: 105011.
- Logah, V., Safo, E.Y., Quansah, C. 2011. Evaluation of nitrogen mineralization dynamics following amendments application under cropping systems on a Ferric Acrisol in Ghana. *International Journal of Environmental Science and Development* 2, 133-137.
- Loi, A., Howieson, J.G., Nutt, B.J., Carr, J. 2005. A second generation of annual pasture legumes and their potential inclusion in Mediterranean – type farming systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 45 (3): 289-299.
- Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., harker, K.N., Turkington, T.K., Soon, Y.K. 2006. Nitrogen release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Canadian Journal of Soil Science* 86:11-19.

- Mazzoncini, M., Bàrberi, P., Cerrai, D., Rinaudo, V., Belloni, P. 2004. Effects of green manure on soil nitrogen availability and crop productivity in a Mediterranean organic farming system. In: Scheurer, N.W.a.M. (Ed.), Eurosoil 2004. Freiburg, Germany [http://www.bodenkunde2.unifreiburg.de/eurosoil/abstracts/id671\\_Mazzoncini\\_full.pdf](http://www.bodenkunde2.unifreiburg.de/eurosoil/abstracts/id671_Mazzoncini_full.pdf) – consultado em 2014-09-02.
- Möller, K., Stinner, W., Leithold, G. 2008. Growth, composition, biological N<sub>2</sub> fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82 (3): 233-249.
- Monaco, S., Sacco, D., Borda, T., Grignani, C. 2010. Field measurement of net nitrogen mineralization of manured soil cropped to maize. *Biology and Fertility of Soils* 46: 179-184.
- Nichols, P.G.H., Loi, A., Nutt, B.J., Evans, P.M., Craig, A.D., Pengelly, B.C., Dear, B.S., Lloyd, D.L., Revell, C.K., Nair, R.M., Ewing, M.A., Howieson, J.G., Auricht, G.A., Howie, J.H., Sandral, G.A., Carr, S.J., De Koning, C.T., Hackney, B.F., Crocker, G.J., Snowball, R., Hughes, S.J., Hall, E.J., Foster, K.J., Skinner, P.W., Barbetti, M.J., You, M.P. 2007. New annual and short-lived perennial pasture legumes for Australian agriculture – 15 years of revolution. *Fields Crops Research* 104: 10-23.
- Odhiambo, J.J.O., Bomke, A.A. 2001. Grass and legume cover crop effects on dry matter and nitrogen accumulation. *Agronomy Journal* 93: 299-307.
- Okamoto, M., Okada, K. 2004. Differential responses of growth and nitrogen uptake to organic nitrogen in four gramineous crops. *Journal of Experimental Botany* 402: 1577-1585.
- Olesen, J.E., Hansen, E.M., Askegaard, M., Rasmussen, I.A. 2007. The value of catch crops and organic manures for spring barley in organic arable farming. *Fields Crops Research* 100: 168-178.
- Oyer, L.J., Touchton, J.T. 1990. Utilizing legume cropping systems to reduce N fertilizer requirements for conservation – tilled corn. *Agronomy Journal* 82: 1123 – 1127.
- Premrov, A., Coxon, C.E., Hackett, R., Kirwan, L., Richards, K.G. 2014. Effects of over-winter green cover on soil solution nitrate concentrations beneath tillage land. *Science of the Total Environment* 470-471: 967-974.

- Quemada, M., Díez, J.A. 2007. Available nitrogen for corn and winter cereal in Spanish soils measured by electro-ultrafiltration, calcium chloride, and incubation methods. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38:2061-2075.
- Radicetti, E., Mancinelli, R., Moschetti, R., Campiglia, E. 2016. Management of winter cover crops residues under different tillage conditions affects nitrogen utilization efficiency and yield of eggplant (*Solanum melanogena* L.) in Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research* 155: 329-338.
- Rasmussen, J., Sørengaard, K., Pirhofer-Walzl, K., Eriksen, J. 2012. N<sub>2</sub>-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *European Journal of Agronomy* 36: 66-74.
- Redin, M., Recous, S., Dietrich, G., Skolaude, A.C., Chaves, B., Pfeifer, I.C., Aita, C., Giacomini, S.J. 2014. Interactions between the chemical quality of crop residues and their location in soil: how nitrogen availability controls mineralization of C and N? In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June-3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.332-333.
- Reinbott, T.M., Conley, S.P., Blevins, D.G. 2004. No-tillage corn and grain sorghum response to cover crop and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal* 96: 1158 – 1163.
- Richardson, A.E., Lynch, J.P., Ryan, P.R., Delhaize, E., Smith, F.A., Smith, S.E., Harvey, P.R., Ryan, M.H., Veneklaas, E.J., Lambers, H., Oberson, A., Culvenor, R.A., Simpson, R.J. 2011. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and Soil* 349: 121-156.
- Rodrigues, M.A., Carneiro, J.C., Pires, J., Moreira, N. 2004. Crop's use-efficiency of nitrogen from a manure allowed for organic-farming. In *European agriculture in a global context*. Proceedings of the VII ESA Congress, Copenhagen, Denmark 11-15 July 2004, pp.993-994.
- Sainju, U.M., Sing, B.P., Whitehead, W.F. 1998. Cover crop root distribution and its effects on soil nitrogen cycling. *Agronomy Journal* 90: 511 - 518.
- Sainju, U.M., Sing, B.P., Whitehead, W.F., Wang, S. 2007. Accumulation and crop uptake of soil mineral nitrogen as influenced by tillage, cover crops and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal* 99: 682 – 691.

- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Sing, B.P. 2005. Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. *Agronomy Journal* 97: 1403-1412.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Sing, B.P., Wang, S. 2006. Tillage, cover crops, and nitrogen fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *European Journal of Agronomy* 25: 372-382.
- Salmerón, M., Isla, R., Cavero, J. 2011. Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Field Crops Research* 123: 89-99.
- Sarrantonio, M., Gallandt, E. 2003. The role of cover crops in North American cropping systems. *Journal of Crop Production* 8: 53-74.
- Snapp, S.S., Swinton, S.M., Labarta, R., Muthc, D., Black, J.R., Leep, R., Nyiraneza, J., O'Neil, K. 2005. Evaluated cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. *Agronomy Journal* 97: 322- 332.
- Sullivan, P. 2003. Overview of cover crops and green manures. <http://attra.ncat.org/attra-pub/PDF/covercrop.pdf>
- Teasdale, J.R., Devine, T.E., Mosjidis, J.A., Bellinder, R.R., Beste, C.E. 2004. Growth and development of hairy vetch cultivars in the North-eastern United States as influenced by planting and harvesting date. *Agronomy Journal* 96: 1266-1271.
- Tejada, M., González, J.L., Garcia-Martinez, A.M., Parrado, J. 2008. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. *Bioresource Technology* 99: 1758-1767.
- Thiessen Martens, J.R., Entz, M.H. 2011. Integrating green manure and grazing systems: A review. *Canadian Journal of Plant Science* 91: 811-824.
- Thiessen Martens, J.R., Hoepfner, J.W., Entz, M.H. 2001. Legume cover crops with winter cereals in Southern Manitoba: establishment, productivity, and microclimate effects. *Agronomy Journal* 93: 1086 – 1096.
- Thorup – Kristensen, K. 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate – N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230: 185 – 195.

- Thorup-Kristensen, K., Dresbøll, D.B., Kristensen, H.L. 2012. Crop yield, root growth, and nutrient dynamics in a conventional and three organic cropping systems with different levels of external inputs and N re-cycling through fertility building crops. *European Journal of Agronomy* 37: 66-82.
- Thorup – Kristensen, K.; Magid, J. & Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227 – 302.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 58-72.
- Torstensson, G., Aronsson, H., Bergström, L. 2006. Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal* 98: 603-615.
- Tribouillois, H., Cruz, P., Cohan, J.P., Justes, E. 2015. Modelling agroecosystem nitrogen functions provide by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 207: 218-228.
- Vahadat, E., Nourbakhsh, F., Basiri, M. 2011. Lignin content of range plant residues controls N mineralization in soil. *European Journal of Soil Biology* 47: 243-246.
- Vos, J., Putten, V.P.E.L. 1997. Field observations on nitrogen catch crops. I. Potential and actual growth and nitrogen accumulation in relation to sowing date and crop species. *Plant and Soil* 195: 299-309.
- Vos, J., Putten, V.P.E.L. 2001. Field observations on nitrogen catch crops. III. Transfer of nitrogen to the succeeding main crop. *Plant and Soil* 236: 263-273.
- Welsh, C., Tenuta, M., Flaten, D.N., Thiessen-Martens, J.R., Entz, M.H. 2009. High yielding organic crop management decreases plant-available but not recalcitrant soil phosphorus. *Agronomy Journal* 101: 1027-1035.
- Yan, D.Z., Wang, D.J., Sun, R.J., Lin, J.H. 2006. N mineralization as affected by long-term N fertilization and its relationship with crop N uptake. *Pedosphere* 16 (1): 125-130.

### **3 Avaliação de leguminosas anuais como culturas intercalares**

Parte dos resultados deste capítulo foram apresentados nas seguintes publicações:

- Perdigão, A.,** Coutinho, J., Moreira, N. 2009. *Potencialidade de leguminosas forrageiras anuais como fonte de azoto em agricultura biológica*. EACS'09 – Encontro Anual da Ciência do Solo, Universidade do Algarve, Faro, 8 a 10 Julho de 2009, Livro de Resumos, pp. 70.
- Perdigão, A.,** Coutinho, J., Moreira, N. 2010. *Cover Crops as a Nitrogen Source for Organic Farming in Southwest Europe*. IHC Lisboa 2010 – 28<sup>th</sup> International Horticultural Congress, Lisbon, August 22-27, 2010, Book of Abstracts Vol. II, pp. 641.
- Perdigão, A.,** Coutinho, J., Moreira, N. 2011. *Potencialidade de leguminosas forrageiras anuais como fonte de azoto em agricultura biológica*. Revista das Ciências Agrárias Volume XXXIV n°2 pp: 141-153.
- Perdigão, A.,** Coutinho, J., Moreira, N. 2012. *Cover Crops as Nitrogen Source for Organic Farming in Southwest Europe*. In: Proceedings of the XXVIII International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People. Acta Horticulturae 933: 355-361.

### **3.1 Introdução**

Nas últimas décadas, o modo de produção biológica desenvolveu-se consideravelmente por todo o mundo (Campiglia *et al.*, 2009). Associado a este desenvolvimento, o aumento dos custos dos fertilizantes inorgânicos e o aumento das preocupações ambientais induziram a procura de estratégias que melhorassem a eficiência da fertilização azotada (Rao e Northup, 2008; Kramberger *et al.*, 2009). As culturas intercalares de inverno, para sideração, podem ser tidas como uma possível solução em ambiente mediterrâneo (Bergström e Kirchmann, 2004; Campiglia *et al.*, 2009).

As culturas intercalares são culturas que entram em rotação com a cultura principal. Estas podem assumir duas finalidades diferentes: apenas revestir o solo para diminuir a erosão (culturas de revestimento ou de cobertura) e as culturas para melhorar os níveis de fertilidade do solo (através da sua incorporação no solo), designadas culturas para sideração. Nas culturas para sideração podem diferenciar-se a adubação verde, constituída por culturas que fixam o N atmosférico e o disponibilizam ao solo, aumentando desta forma os níveis de N no solo (Ambrosano *et al.*, 2013), e as culturas retentoras de N (“catch crops”), culturas que retêm o N do solo durante o seu ciclo vegetativo e que depois o repõem no solo, minimizando desta forma as perdas de N por lixiviação durante o período de chuvas (Sullivan, 2003; Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Askegaard e Eriksen, 2007; Sainju *et al.*, 2007). Enquanto as não leguminosas são eficientes em reter o N disponível no solo, evitando perdas por lixiviação (Kuo e Sainju, 1998; Thorup-Kristensen, 2001; Kramberger *et al.*, 2009), as leguminosas fixam biologicamente o N e melhoram os teores de N do solo, aumentando a sua fertilidade (Kuo e Sainju, 1998; Gselman e Kramberger, 2008). As leguminosas são uma alternativa no fornecimento de nutrientes às culturas seguintes, complementando ou mesmo substituindo uma adubação mineral (Ambrosano *et al.*, 2013) e reduzindo os impactos ambientais negativos associados aos fertilizantes de síntese (Beillouin *et al.*, 2014).

Para que as plantas utilizadas para sideração sejam eficientes, é necessário conhecer as espécies e cultivares mais adaptadas à latitude e às condições ambientais do local, bem como determinar a melhor data de sementeira (Brandsæter *et al.*, 2008), pois nem todas as espécies de leguminosas têm o mesmo potencial de produção de biomassa e fornecimento de N, sendo necessário identificar as espécies com maior potencial (Snapp *et al.*, 2005) e determinar se

obtêm melhores resultados isoladas ou em consociação com gramíneas. Apenas um pequeno número de espécies foram testadas como potencial fonte de N (Askegaard e Eriksen, 2007) e existem muitas outras espécies com potencial (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

O teor de N acumulado por estas culturas é condicionado pela data de sementeira e esta, por sua vez, é condicionada pela cultura precedente e pelas condições climáticas (Teasdale *et al.*, 2004).

Com a introdução desta prática, aumenta-se, de forma natural, o teor de N no solo, o que acabará por melhorar a produtividade do solo e a qualidade ambiental, reduzindo as perdas de N por lixiviação e a emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera (Sainju e Singh, 2008). Assim, é importante conhecer o efeito das culturas para sideração na mineralização do N, para desenvolver estratégias de gestão do N no solo (Schomberg *et al.*, 2006).

Foram objetivos do trabalho experimental apresentado neste capítulo: (1) quantificar a produção de matéria seca das culturas forrageiras de estação fria em condições mediterrânicas; (2) quantificar o N na biomassa dessas forrageiras anuais de estação fria; (3) quantificar o N disponibilizado pelo cultivo de diversas leguminosas anuais de estação fria para a cultura seguinte; (4) comparar o efeito dessas leguminosas com o azevém e com a vegetação espontânea e (5) avaliar o efeito de duas datas de sementeira.

## **3.2 Material e métodos**

### *3.2.1 Localização*

O campo de ensaio foi instalado na Escola Superior Agrária de Viseu (Latitude:40° 40' N; Longitude 7° 55' W; Altitude 450m), Portugal, em Setembro de 2007, 2008 e 2011. O ensaio foi instalado num Flúvissolo Dístrico, segundo a classificação da FAO, que apresenta reduzido declive e, portanto, baixo risco de perdas por erosão. Antes da instalação do ensaio efetuaram-se determinações da composição granulométrica e dos parâmetros de análise de rotina apresentados no quadro 3.1:

**Quadro 3.1** - Valores médios da análise de rotina e análise granulométrica do solo para as profundidades 0-20 cm e 20-40cm.

	0 - 20 cm	20 - 40 cm
% MO	3,68	3,20
pH <sub>H2O</sub>	6,0	6,0
pH <sub>KCl</sub>	5,4	5,5
Azoto total (g N kg <sup>-1</sup> )	1,84	1,58
Fósforo (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg <sup>-1</sup> ) *	179	201
Potássio (mg K <sub>2</sub> O kg <sup>-1</sup> ) *	336	384
Boro (mg B kg <sup>-1</sup> )	0,74	0,69
Cobre (mg Cu kg <sup>-1</sup> )	2,77	2,74
Zinco (mg Zn kg <sup>-1</sup> )	2,5	2,6
Ferro (mg Fe kg <sup>-1</sup> )	197,1	211,7
Manganês (mg Mn kg <sup>-1</sup> )	22,8	24,2
Cálcio de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	6,22	6,60
Magnésio de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,91	0,98
Potássio de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,82	0,92
Sódio de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,17	0,19
Alumínio de troca (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0,00	0,00
CTC potencial 7,0 (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	9,62	10,20
Grau de saturação em bases (%)	100	100
Grau de saturação em alumínio (%)	0,0	0,0
Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	0,02	0,02
Relação C/N	11,5	11,7
Dap	0,92	1,07
Areia grossa g kg <sup>-1</sup>	442	450
Areia fina g kg <sup>-1</sup>	240	272
Limo g kg <sup>-1</sup>	163	125
Argila g kg <sup>-1</sup>	154	153
Classe de textura	Franco - arenoso	Franco-arenoso

\* extraível (método Egner – Riehm)

### 3.2.2 Caracterização climática

Segundo o Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Viseu é caracterizado por apresentar Verões quentes (temperaturas médias de 21,4°C no mês de julho, tendo a temperatura máxima extrema registada no período 1981-2010, sido de 40,5°C, também no mês de julho), e secos (precipitação mínima de 17,8 mm registada no mês de agosto) e por Invernos frios (temperaturas médias de 6,9°C em janeiro, tendo atingido a temperatura mínima extrema de -7,3°C no mês de fevereiro, também no mesmo período). A maior precipitação média mensal é registada no mês de dezembro, com 203,4 mm, sendo a precipitação média anual no período 1981-2010 de, aproximadamente, 1200 mm.

Os dados meteorológicos de temperatura média de ar mensal e de precipitação acumulada mensal durante o período do ensaio foram registados na Estação Meteorológica de Viseu da Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro e são apresentados na fig. 3.1.

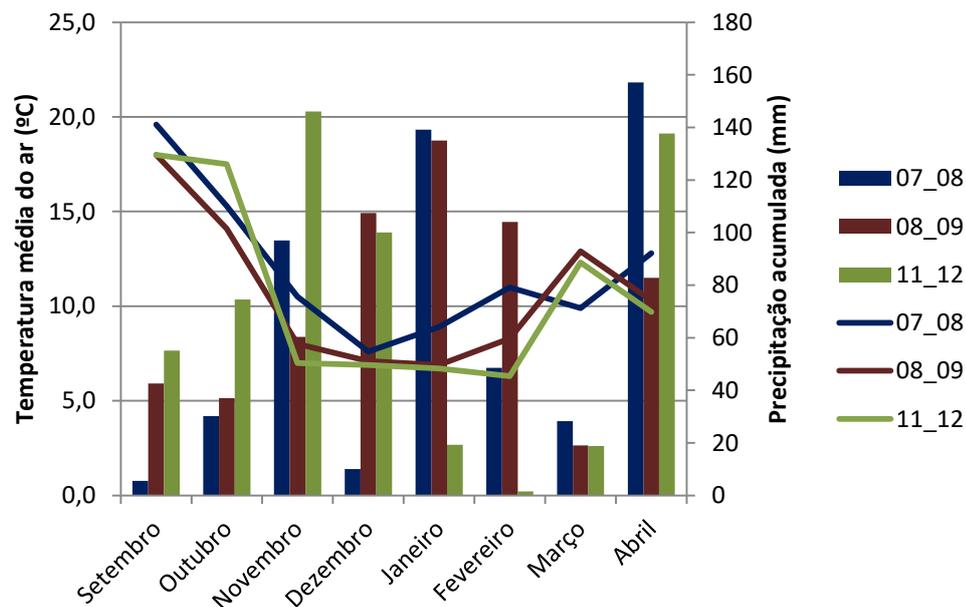


Figura 3.1 - Dados meteorológicos registados durante o ensaio.

Verificou-se que foram anos heterogéneos no que diz respeito às condições climáticas, principalmente em relação à precipitação acumulada. No mês de dezembro de 2007/08 quase

não choveu quando comparado com os restantes anos do ensaio. Em fevereiro também há grandes diferenças, com o ultimo ano de ensaio com valores de precipitação muito reduzidos comparado com os anos de 2007/08 e 2008/09.

### *3.2.3 Delineamento experimental e condução do ensaio*

Foi avaliado o efeito de nove culturas intercalares, sujeitas a duas datas de sementeira diferentes. As culturas ensaiadas foram o trevo balansa (*Trifolium michelianum* Savi) Cv. Paradana, trevo glandulífero (*Trifolium glanduliferum* Boiss.) Cv. Prima, trevo vesiculoso (*Trifolium vesiculosum* Savi) Cv. Cefalu, trevo encarnado (*Trifolium incarnatum* L.) Cv. Contea, serradela vulgar (*Ornithopus sativus* Brot.) Cv. Cadiz e tremocilha (*Lupinus luteus* L.) população regional, como leguminosas estremes, e ainda o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) Westerwoldicum diplóide Cv. Liforia, uma consociação de azevém com trevo balansa, e a vegetação espontânea.

Para a preparação inicial do terreno foram efetuadas uma mobilização profunda (lavoura) para controlo de infestantes e, posteriormente, uma passagem com a grade de discos para preparar uma boa cama de sementeira.

Aquando da lavoura, foram aplicados fertilizantes de acordo com as recomendações de análises do solo realizadas para o efeito: 2000 kg ha<sup>-1</sup> de calcário com magnésio e 250 kg ha<sup>-1</sup> de sulfato de potássio. Esta fertilização realizou-se apenas no primeiro ano de ensaio.

Procedeu-se à marcação dos grandes e pequenos talhões. Essa marcação foi efetuada com recurso a estacas de aproximadamente 65cm de comprimento e cordas.

O ensaio foi delineado em talhões subdivididos (“split plot”), em que os talhões principais, ou grandes talhões, foram as datas de sementeira e os pequenos talhões (subtalhões) as diferentes espécies/modalidades de culturas. Foram conduzidas quatro repetições. A dimensão de cada subtalhão foi de 3m × 5m.

As culturas intercalares foram semeadas no final de setembro e no final de outubro de 2007 e de 2008, pretendendo representar uma data precoce e uma data tardia, respetivamente. No ano de 2011, as sementeiras foram atrasadas cerca de 15 dias na primeira data devido às condições climáticas (falta de água no solo no final de setembro) e cerca de 1 mês na segunda

data, pois ocorreu elevada precipitação, não tendo sido possível proceder à sementeira mais cedo.

Os tratamentos foram sempre instalados no mesmo talhão ao longo dos três anos de ensaio. As densidades de sementeira utilizadas são apresentadas no quadro 3.2.

**Quadro 3.2** - Densidades de sementeira das culturas intercalares.

Planta	Densidade	Planta	Densidade
Serradela	20kg ha <sup>-1</sup>	Trevo encarnado	20 kg ha <sup>-1</sup>
Trevo balansa	10kg ha <sup>-1</sup>	Azevém	30 kg ha <sup>-1</sup>
Trevo vesiculoso	10kg ha <sup>-1</sup>	Tremocilha	60 sementes m <sup>-2</sup>
Trevo glandulífero	10 kg ha <sup>-1</sup>	Consociação	60% dos valores estremes

No final de abril/início de maio foram recolhidas amostras das culturas intercalares (29/04/08; 04/05/2009 e 09/05/2012). Cada amostra de 0,25m<sup>2</sup> (0,5x0,5m) foi recolhida numa parte pré determinada de cada pequeno talhão. Foram colocadas em sacos devidamente etiquetados e levadas para o laboratório. Já no laboratório, as amostras foram de imediato pesadas e registado o seu peso verde. As amostras foram colocadas na estufa a 65°C até atingirem peso constante. Após a secagem, foram de novo pesadas e retirou-se uma subamostra de cerca de 150 g que foi moída (crivo de 1mm de diâmetro) para posterior quantificação de azoto, fósforo e potássio totais. Esta quantificação foi feita por digestão por via húmida com ácido sulfúrico e o doseamento por espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador (SanPlus, Skalar, Breda, NL), no caso do N e P, e por espectrofotometria de emissão de chama, no caso do K.

Foram também realizadas recolhas de amostras de solo na data inicial de sementeira das culturas intercalares e na data de corte. Estas amostras foram crivadas (malha 2 mm) e foi retirada uma pequena amostra para determinação do teor de N mineral. Para extração do N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) das amostras de solo foram pesados 6g de cada tratamento, foi-lhe adicionado 30mL de KCL (1M) e foram levadas a agitar durante 1 hora. De seguida foram a centrifugar a 3000 rpm. Os estratos recolhidos foram depois determinados por espectrofotometria de absorção molecular pela reação de Berthelot (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e pelo reagente de Griess–Ilosvay (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) em analisador de fluxo contínuo (SanPlus, Skalar, Breda, NL)

após diálise dos extratos, afim de prevenir interferências de sólidos em suspensão e da coloração dos extratos.

Após a amostragem da produção em todos os pequenos talhões do ensaio, procedeu-se de imediato ao corte, destroçamento e incorporação da vegetação no solo dos respectivos tratamentos.

### 3.2.4 Cálculos e análise estatística

Para cálculo do potencial de N acumulado, multiplicou-se a produção de matéria seca (MS) pelo teor de N das plantas.

De acordo com Askegaard e Eriksen (2007), a fixação aparente de N (FAN) é estimada pelo método da simples diferença: FAN = N na leguminosa – N na não leguminosa de referência. Este método é também referido por Carlsson e Huss-Danell (2003). No presente trabalho, o azevém foi utilizado como não leguminosa de referência.

Com o objetivo de comparar os diferentes tratamentos em termos ambientais, foi calculado o coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N (CSACN). Este coeficiente foi proposto por Kramberger *et al.* (2013) e calcula-se da seguinte forma:

$$CSACN_{\text{tratamento}} = \frac{1}{3} \left( \frac{N_{\text{acumulado tratamento}}}{N_{\text{acumulado média do ensaio}}} + \frac{C_{\text{acumulado tratamento}}}{C_{\text{acumulado média do ensaio}}} - \frac{N_{\text{mineral no solo tratamento}}}{N_{\text{mineral no solo média do ensaio}}} \right)$$

em que:

CSACN<sub>tratamento</sub> – coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental de C e N para cada tratamento individual;

N<sub>acumulado tratamento</sub> – N acumulado em cada tratamento individualmente;

N<sub>acumulado média do ensaio</sub> – média de N acumulado em todo o ensaio;

C<sub>acumulado tratamento</sub> – C acumulado em cada tratamento individualmente;

C<sub>acumulado média do ensaio</sub> - média de C acumulado em todo o ensaio;

N<sub>mineral no solo tratamento</sub> - quantidade de N mineral no solo em cada tratamento individual antes da incorporação das culturas intercalares;

N mineral no solo  $\text{média do ensaio} - \text{média do N mineral no solo antes da incorporação das culturas intercalares}$ .

No nosso trabalho, o valor de N mineral foi medido na camada entre os 0-20 cm. Para o cálculo do N mineral do solo procedeu-se da seguinte forma:

$\text{Nmin (kg N ha}^{-1}\text{)} = 10000 * 0,2 * \text{dap} * \% \text{ terra fina (TF)} * \text{teor de N}$ , considerando uma dap de 0,9. A % de TF variou entre tratamentos, mas foi, em média, de cerca de 55%.

O teor de Nmin corresponde ao somatório do teor de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  provenientes da análise laboratorial.

Como não foi avaliado o valor de C acumulado, este foi estimado como sendo 40% da MS, como referido por Hanly e Gregg (2004).

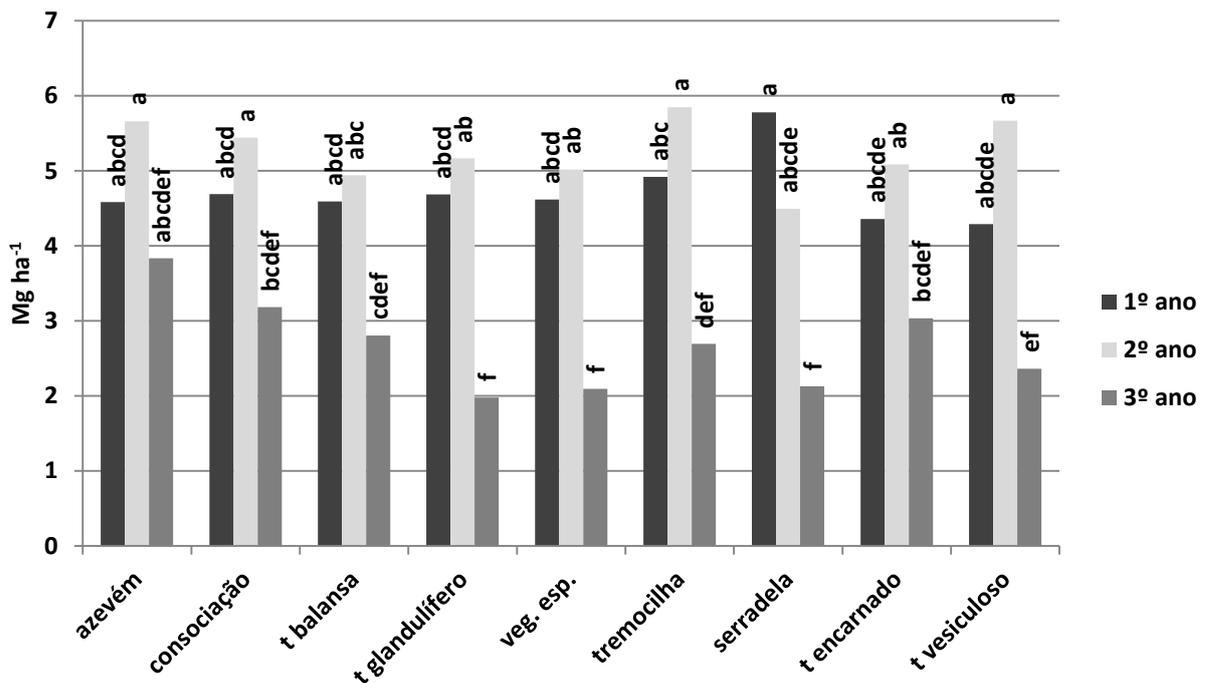
Para análise estatística utilizou-se o programa Statistix 7.0. A significância das diferenças observadas foi avaliada por análise de variância (“General AOV”) e a separação de médias efetuada pelo teste de Bonferroni para um nível de significância de 5%.

### **3.3 Resultados**

#### *3.3.1 Produção de matéria seca*

A produção MS das culturas em ensaio nos diferentes anos é apresentada na fig. 3.2. Esta produção variou em função do ano ( $p \leq 0,001$ ), sendo a produção média ( $2,68 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) do último ano significativamente inferior à produção dos restantes ( $4,72 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $5,26 \text{ Mg ha}^{-1}$ , no 1º e 2º ano respetivamente), as quais não apresentaram diferenças significativas entre si.

A produção de MS no 3º ano de ensaio sofreu uma redução de cerca de 43% em relação à produção de MS registada no primeiro ano de ensaio. Não se verificaram diferenças significativas na produção de MS entre datas de sementeira nem entre plantas, mas verificaram-se na interação ano  $\times$  planta ( $p \leq 0,05$ ).



**Figura 3.2** - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre a produção de matéria seca (Mg ha<sup>-1</sup>) nos três anos de ensaio.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas segundo o teste de Bonferroni ( $p=0,05$ ).

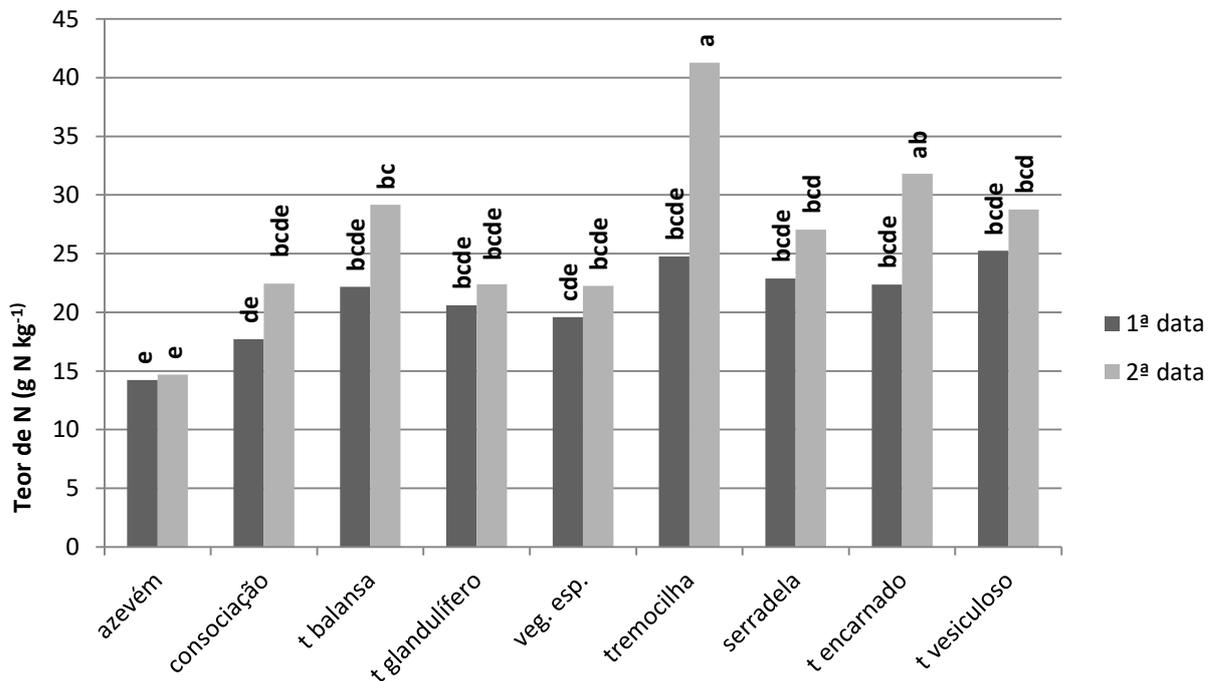
A produção de MS variou entre os 5,85 Mg ha<sup>-1</sup> para a tremocilha no segundo ano de ensaio e os 1,98 Mg ha<sup>-1</sup> para o trevo glandulífero no terceiro ano de ensaio. A produção de MS de azevém no terceiro ano (3,83 Mg ha<sup>-1</sup>) foi o tratamento com maior produção de MS relativo a este ano, embora sem apresentar diferenças significativas com nenhum outro tratamento.

A MS produzida no segundo ano de ensaio pelos tratamentos relativos à consociação, ao trevo glandulífero, à vegetação espontânea, à tremocilha, à serradela e ao trevo vesiculoso apresentaram diferenças significativas com a produção de MS dos mesmos tratamentos no terceiro ano de ensaio. Em nenhum dos anos se verificaram diferenças significativas na MS entre a consociação, o azevém e o trevo balansa.

### 3.3.2 Teor de N

Para avaliar a capacidade de fixar o N, foi determinado o teor de N de cada tratamento, valores que são apresentados na fig. 3.3. Neste parâmetro foram observadas diferenças significativas entre anos ( $p \leq 0,001$ ), datas de sementeira ( $p \leq 0,001$ ), plantas ( $p \leq 0,001$ ) e nas interações ano  $\times$  data ( $p \leq 0,001$ ) e data  $\times$  planta ( $p \leq 0,05$ ).

O maior teor médio de N nas plantas dos tratamentos ensaiados foi verificado no segundo ano (32,8 g N kg<sup>-1</sup>) e o menor no primeiro ano de ensaio (14,6 g N kg<sup>-1</sup>). Estes valores são significativamente diferentes entre si e também do teor de N registado no terceiro ano de ensaio (24,1 g N kg<sup>-1</sup>). Estes valores correspondem a 125% no 2º ano de ensaio e de 85% no terceiro ano de ensaio, quando comparados com o ano inicial. Em todos os tratamentos verificou-se que o teor de N é superior nos tratamentos relativos à segunda data de sementeira, quando comparados com a 1ª data de sementeira. Esta diferença é, em média, de cerca de 25%.



**Figura 3.3** - Efeito das diferentes culturas intercalares por data de sementeira sobre o teor de N na matéria seca (g N kg<sup>-1</sup>).

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Na interação ano × data verifica-se que o valor mais elevado do teor de N foi de 37,5 g N kg<sup>-1</sup> e registou-se na 2<sup>a</sup> data de sementeira do segundo ano de ensaio. Este valor é significativamente maior que todos os restantes. O teor de N mais reduzido foi encontrado nos tratamentos referentes à 1<sup>a</sup> data de sementeira e no primeiro ano de ensaio (9,52 g N kg<sup>-1</sup>) e foi significativamente inferior a todos os restantes. Nesta data e ano houve uma grande quantidade de infestantes gramíneas em todos os tratamentos. O valor encontrado para a 1<sup>a</sup> data do segundo ano de ensaio (28,1 g N kg<sup>-1</sup>) foi ainda significativamente diferente do teor de N registado na 2<sup>a</sup> data de sementeira do primeiro ano (19,8 g N kg<sup>-1</sup>), ou seja, o teor de N de ambas as datas de sementeira do segundo ano de ensaio é significativamente diferente (superior) ao teor de N de ambas as datas do primeiro ano de ensaio.

O teor de N observado nas duas datas de sementeira no terceiro ano de ensaio não apresentou diferenças significativas entre si.

Foi o tratamento relativo à tremocilha da 2<sup>a</sup> data de sementeira que apresentou o maior teor de N (41,3 g N kg<sup>-1</sup>) e, com exceção do trevo encarnado, também da 2<sup>a</sup> data de sementeira (31,8 g N kg<sup>-1</sup>), o valor foi significativamente superior a todos os restantes. Foi nos tratamentos relativos ao azevém (1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> data de sementeira) que se observam os menores teores de N (14,2 g N kg<sup>-1</sup> e 14,7 g N kg<sup>-1</sup>), valores que foram significativamente inferiores aos encontrados para os trevos encarnado (31,8 g N kg<sup>-1</sup>), balansa (29,2 g N kg<sup>-1</sup>), vesiculoso (28,8 g N kg<sup>-1</sup>) e para a serradela (27,1 g N kg<sup>-1</sup>), todos relativos à 2<sup>a</sup> data de sementeira. De todos os tratamentos, apenas a tremocilha apresentou teores de N significativamente diferentes entre datas de sementeira, sendo o valor da 2<sup>a</sup> data de sementeira cerca de 67% superior ao teor de N da 1<sup>a</sup> data de sementeira. A consociação, em ambas as datas de sementeira apresentou um teor de N intermédio ao trevo balansa e ao azevém. Ao comparar o teor de N da tremocilha (proveniente da 2<sup>a</sup> data de sementeira), com o do azevém e o da vegetação espontânea (também da 2<sup>a</sup> data de sementeira), verificou-se um incremento do teor de N das respetivas biomassas de 119% e de 85%, respetivamente.

### 3.3.3 N acumulado

O N acumulado respeita ao N que a biomassa aérea das culturas sideradas incorpora no solo e que, posteriormente poderá fornecer à cultura seguinte. Os valores são apresentados no quadro 3.3. Verificou-se existirem diferenças significativas no que respeita ao ano ( $p \leq 0,001$ ), às plantas ( $p \leq 0,001$ ) e à interação ano  $\times$  data ( $p \leq 0,001$ ).

No que respeita ao ano, verificou-se que o N acumulado no segundo ano foi significativamente superior ( $169,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) ao N acumulado nos restantes anos. Esta diferença é da ordem dos 150%.

Ambas as datas de sementeira do segundo ano de ensaio apresentaram valores de N acumulado ( $173,1 \text{ kg N ha}^{-1}$  e  $165,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) significativamente superiores às restantes. Verificaram-se diferenças significativas entre o N acumulado na 1ª data de sementeira ( $41,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e a 2ª data de sementeira ( $94,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) do primeiro ano de ensaio. No terceiro ano de ensaio não se verificaram diferenças significativas entre datas de sementeira.

No conjunto dos anos e datas em ensaio, foi no tratamento relativo à tremocilha que se verificou o maior valor de N acumulado ( $147,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Somente o N acumulado pelos trevos encarnado ( $114,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e vesiculoso ( $113,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) não diferiram significativamente do N acumulado pela tremocilha. O azevém foi o tratamento em que se observou o menor valor de N acumulado ( $68,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), sendo significativamente inferior aos três mencionados anteriormente.

**Quadro 3.3** - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre o N acumulado na biomassa aérea ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) nos três anos de ensaio.

		<i>Azev.</i>	<i>Con.</i>	<i>Bal.</i>	<i>Gland.</i>	<i>Veg. Esp.</i>	<i>Trem.</i>	<i>Serra.</i>	<i>Enc.</i>	<i>Ves.</i>	<i>Média</i>
1º ano	1ª data	22,8	29,0	43,8	36,5	36,4	61,9	48,7	40,5	55,0	41,6 <sup>c</sup>
	2ª data	54,1	115,1	123,7	53,9	76,4	116,8	115,9	109,2	82,8	94,2 <sup>b</sup>
2º ano	1ª data	105,5	155,8	166,8	157,9	140,4	208,2	150,1	196,2	212,7	165,9 <sup>a</sup>
	2ª data	120,7	159,1	150,3	153,2	112,3	311,0	173,7	185,4	194,1	173,3 <sup>a</sup>
3º ano	1ª data	63,0	73,5	102,9	70,0	59,6	94,1	61,3	83,5	95,0	78,1 <sup>b,c</sup>
	2ª data	44,8	37,9	43,7	32,9	40,9	94,3	39,5	70,7	39,4	49,4 <sup>c</sup>
Média		68,5 <sup>c</sup>	95,1 <sup>b,c</sup>	105,2 <sup>b,c</sup>	84,1 <sup>b,c</sup>	77,7 <sup>b,c</sup>	147,7 <sup>a</sup>	98,2 <sup>b,c</sup>	114,2 <sup>a,b</sup>	113,2 <sup>a,b</sup>	

Dentro da mesma linha ou coluna, valores seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

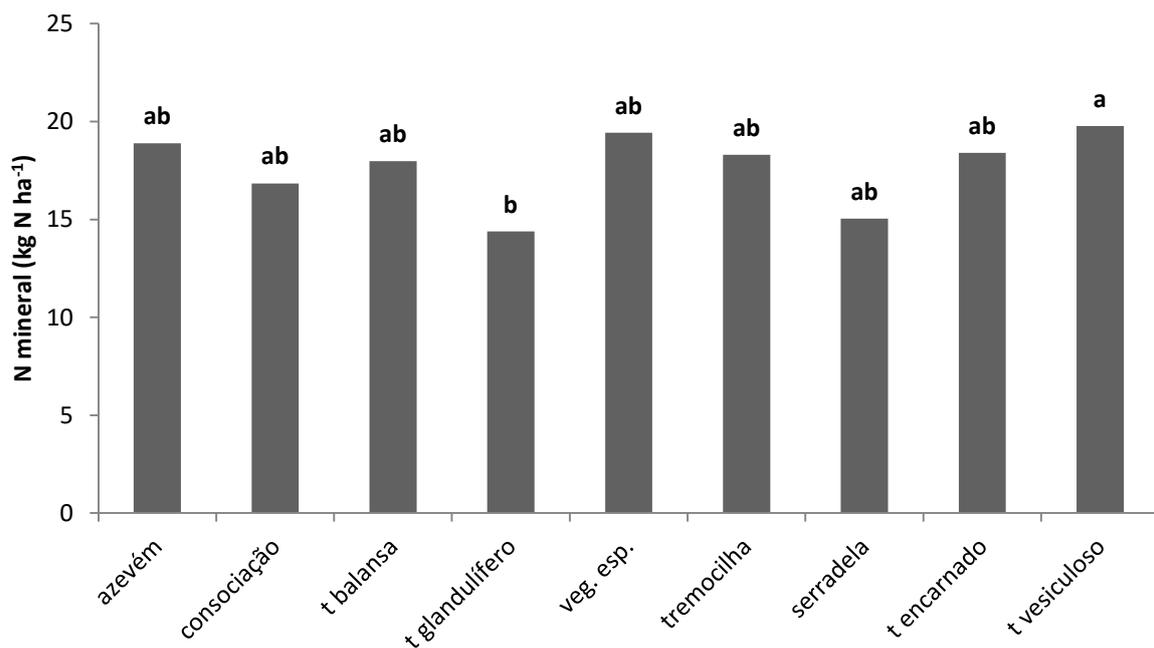
O valor referente à consociação não diferiu significativamente nem do trevo balansa ( $105,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) nem do azevém e apresentou um valor intermédio ( $95,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ).

Comparando o valor de N acumulado na tremocilha com o do azevém e da vegetação espontânea, verificámos um acréscimo de N acumulado de 116% e 90%, respetivamente.

Apenas no terceiro ano de ensaio, o N acumulado nos tratamentos referentes à 1ª data de sementeira foi superior ao acumulado na 2ª data de sementeira, apesar destes valores não serem significativamente diferentes.

### 3.3.4 N mineral no solo

O N mineral no solo foi avaliado em dois momentos diferentes: no momento da sementeira (fig. 3.4) e imediatamente antes da incorporação das culturas intercalares no solo (quadro 3.4) em todos os anos que decorreu o ensaio.



**Figura 3.4** - N mineral no solo ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) na data de sementeira (Setembro) das culturas intercalares durante os 3 anos de ensaio.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Nos resultados relativos ao momento da sementeira (setembro), só se verificaram diferenças significativas entre plantas ( $p < 0,01$ ), sendo a média dos três anos do N mineral relativo ao tratamento com trevo vesiculoso diferente do tratamento com o trevo glandulífero.

Na recolha efetuada em abril verificaram-se diferenças significativas entre plantas ( $p < 0,01$ ), ano  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ) e ano  $\times$  data  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ).

Os valores de N mineral no solo em abril variaram entre 1,44 kg N ha<sup>-1</sup> para o azevém referente ao terceiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira e 9,21 kg N ha<sup>-1</sup> para o trevo glandulífero referente ao terceiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira.

No que respeita às diferenças entre plantas, verificou-se que o teor de N no solo do tratamento relativo ao trevo glandulífero foi significativamente superior ao do tratamento relativo ao trevo vesiculoso, consociação e azevém, sendo este último o tratamento onde se verificou existir um menor teor de N no solo.

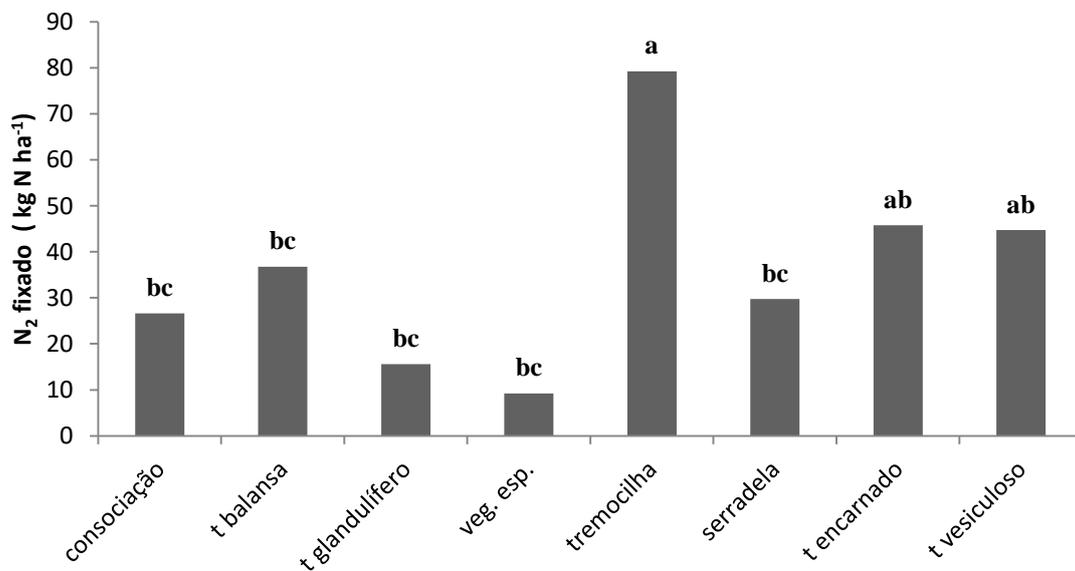
**Quadro 3.4** - N mineral no solo (kg N ha<sup>-1</sup>) na data de corte (Abril) das culturas intercalares durante os 3 anos de ensaio.

	<i>1ª data</i>			<i>2ª data</i>		
	2008	2009	2012	2008	2009	2012
Azevém	3,90 <sup>bc</sup>	4,89 <sup>bc</sup>	5,63 <sup>abc</sup>	4,04 <sup>bc</sup>	4,93 <sup>bc</sup>	1,44 <sup>c</sup>
Consociação	3,40 <sup>bc</sup>	4,28 <sup>bc</sup>	5,60 <sup>abc</sup>	4,40 <sup>bc</sup>	4,88 <sup>bc</sup>	3,52 <sup>bc</sup>
T balansa	4,17 <sup>bc</sup>	5,12 <sup>abc</sup>	7,07 <sup>ab</sup>	4,41 <sup>bc</sup>	4,70 <sup>bc</sup>	3,36 <sup>bc</sup>
T glandulífero	4,35 <sup>bc</sup>	5,74 <sup>ab</sup>	5,76 <sup>ab</sup>	4,15 <sup>bc</sup>	5,58 <sup>abc</sup>	9,21 <sup>a</sup>
Veg. Esp.	3,30 <sup>bc</sup>	5,41 <sup>abc</sup>	6,41 <sup>ab</sup>	4,45 <sup>bc</sup>	5,01 <sup>abc</sup>	4,37 <sup>bc</sup>
Tremocilha	4,01 <sup>bc</sup>	4,80 <sup>bc</sup>	6,53 <sup>ab</sup>	3,83 <sup>bc</sup>	5,72 <sup>ab</sup>	6,24 <sup>ab</sup>
Serradela	3,66 <sup>bc</sup>	5,83 <sup>ab</sup>	5,04 <sup>abc</sup>	3,63 <sup>bc</sup>	5,22 <sup>abc</sup>	6,98 <sup>ab</sup>
T encarnado	3,56 <sup>bc</sup>	5,02 <sup>abc</sup>	5,84 <sup>ab</sup>	4,48 <sup>bc</sup>	4,91 <sup>bc</sup>	6,36 <sup>ab</sup>
T vesiculoso	3,80 <sup>bc</sup>	5,36 <sup>abc</sup>	3,53 <sup>bc</sup>	4,89 <sup>bc</sup>	5,34 <sup>abc</sup>	3,06 <sup>bc</sup>

### 3.3.5 Fixação aparente de N (FAN)

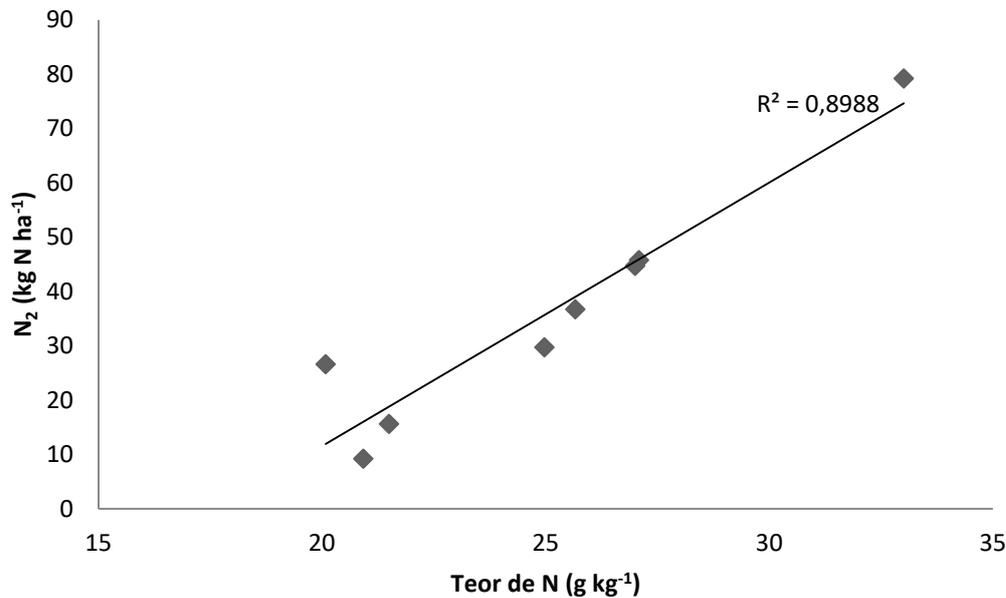
Quando analisamos a fixação aparente de N<sub>2</sub> verificámos apenas existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,05$ ) e entre plantas ( $p < 0,001$ ). Tal como foi verificado em relação à MS, também foi no segundo ano de ensaio onde se verificou uma maior fixação de N<sub>2</sub> (56,5 kg N ha<sup>-1</sup>), embora não seja significativamente diferente do valor encontrado para o primeiro ano de ensaio (29,5 kg N ha<sup>-1</sup>). Foi no terceiro ano de ensaio onde se verificou uma menor quantidade de N<sub>2</sub> fixado (9,85 kg N ha<sup>-1</sup>), embora não sendo significativamente diferente do primeiro ano.

No que respeita às plantas (fig. 3.5), a tremocilha (79, 2 kg N ha<sup>-1</sup>) foi o tratamento que apresentou maior quantidade de N<sub>2</sub> fixado e não diferindo significativamente apenas dos trevos encarnado e vesiculoso.



**Figura 3.5** - Efeito das diferentes culturas para sideração sobre a fixação aparente de N<sub>2</sub> nos três anos de ensaio. Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Foi testada uma regressão linear entre a FAN e o teor de N dos sete tratamentos em ensaio com leguminosas e verificou-se ser uma regressão significativa ( $p < 0,001$ ) com  $r^2 = 0,90$ , tal como representado na fig. 3.6. Esta regressão teve por base as médias dos valores obtidos nos três anos de ensaio.

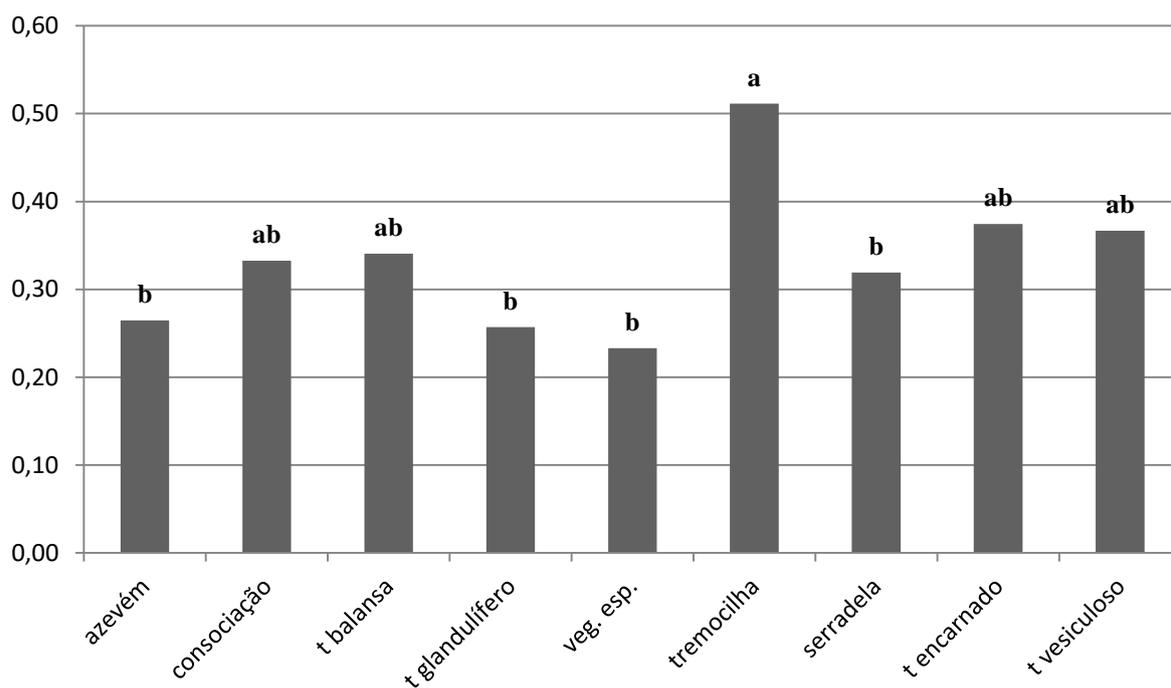


**Figura 3.6** - Relação entre o teor de N das plantas e a quantidade estimada de N<sub>2</sub> fixado.

### 3.3.6 Coeficiente Relativo de Eficiência da Sustentabilidade Ambiental do C e do N (CSACN)

O coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N (CSACN), proposto por Kramberger *et al.* (2013), permite avaliar a eficiência ambiental das culturas intercalares dentro do mesmo ensaio. Quanto maior for o valor deste coeficiente, mais eficientes são as culturas em termos ambientais, ou seja, maior a sua capacidade em fixar o C e o N. Da análise deste coeficiente verificámos, no nosso ensaio, existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), plantas ( $p < 0,001$ ) e na interação ano  $\times$  data ( $p < 0,05$ ). Entre os anos, este coeficiente variou entre 0,12 para o primeiro ano de ensaio, 0,25 para o terceiro ano de ensaio e 0,64 para o segundo ano de ensaio, sendo significativamente diferentes entre eles.

O coeficiente em função das plantas, apresentado na fig. 3.7, variou entre 0,23 para a vegetação espontânea e 0,51 para a tremocilha.



**Figura 3.7** - Coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

A interação ano×data é apresentada no quadro 3.5 e os valores do coeficiente variaram entre 0,0086 para os tratamentos do primeiro ano de ensaio e 1ª data de sementeira e 0,67 para os tratamentos do segundo ano de ensaio e 1ª data de sementeira. Os valores mais elevados verificaram-se em ambas as datas do segundo ano de ensaio.

**Quadro 3.5** - Coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental do C e do N na interação ano×data

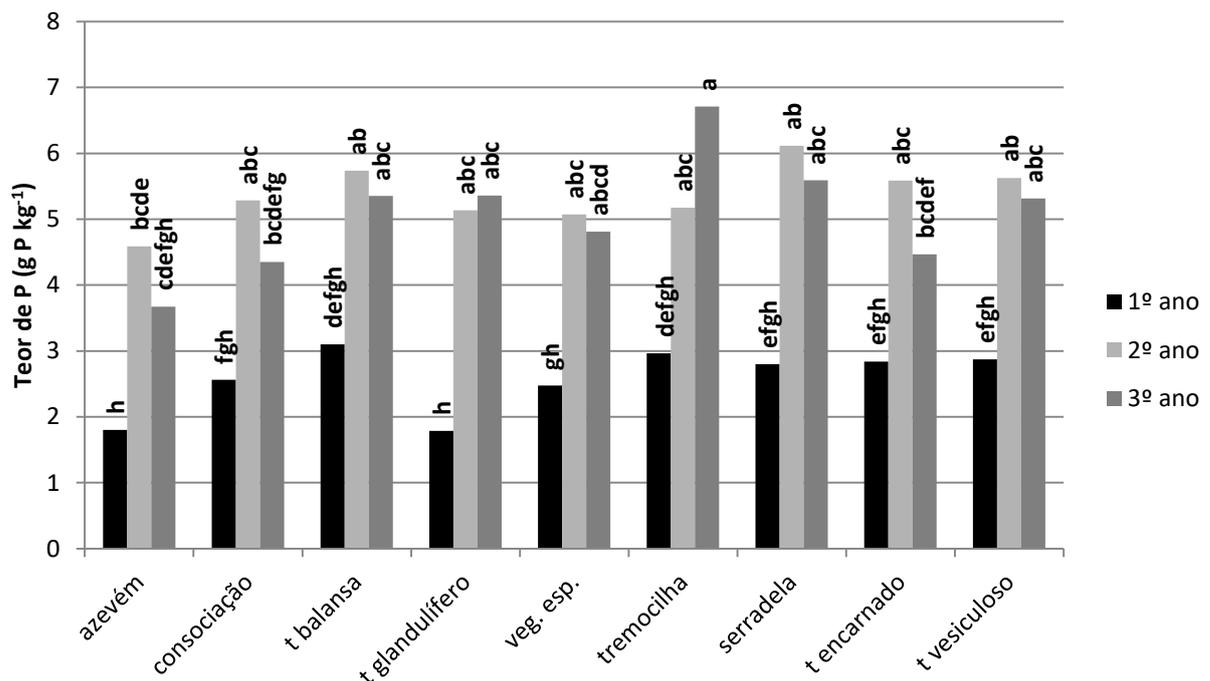
	1ª Data	2ª Data
1º Ano	0,0086 <sup>c</sup>	0,22 <sup>b,c</sup>
2º Ano	0,67 <sup>a</sup>	0,60 <sup>a</sup>
3º Ano	0,34 <sup>b</sup>	0,17 <sup>b,c</sup>

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

### 3.3.7 Teor de P

Quando analisado o teor de P presente na matéria seca das culturas intercalares verificou-se existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), datas ( $p < 0,05$ ), plantas ( $p < 0,001$ ) e nas interações ano×plantas ( $p < 0,05$ ) e ano×data ( $p < 0,05$ ).

Em relação à interação ano×planta, os resultados são apresentados na fig. 3.8. Os valores variam entre os 6,71 g P kg<sup>-1</sup> para a tremocilha do terceiro ano de ensaio e os 1,79 g P kg<sup>-1</sup> para o trevo glandulífero proveniente do primeiro ano de ensaio.



**Figura 3.8** - Efeito das diferentes culturas intercalares sobre o teor de P presente na biomassa aérea (g P kg<sup>-1</sup>) nos três anos de ensaio.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

No que respeita à interação ano×data, ambas as datas de sementeira do primeiro ano de ensaio foram significativamente inferiores às datas de sementeira dos restantes anos de ensaio (quadro 3.6).

Os valores de P da tremocilha do primeiro ano são significativamente inferiores aos valores de P das tremocilhas do segundo e terceiro ano de ensaio. Verificou-se o mesmo

comportamento para o trevo balansa, trevo glandulífero, vegetação espontânea, serradela e trevo encarnado.

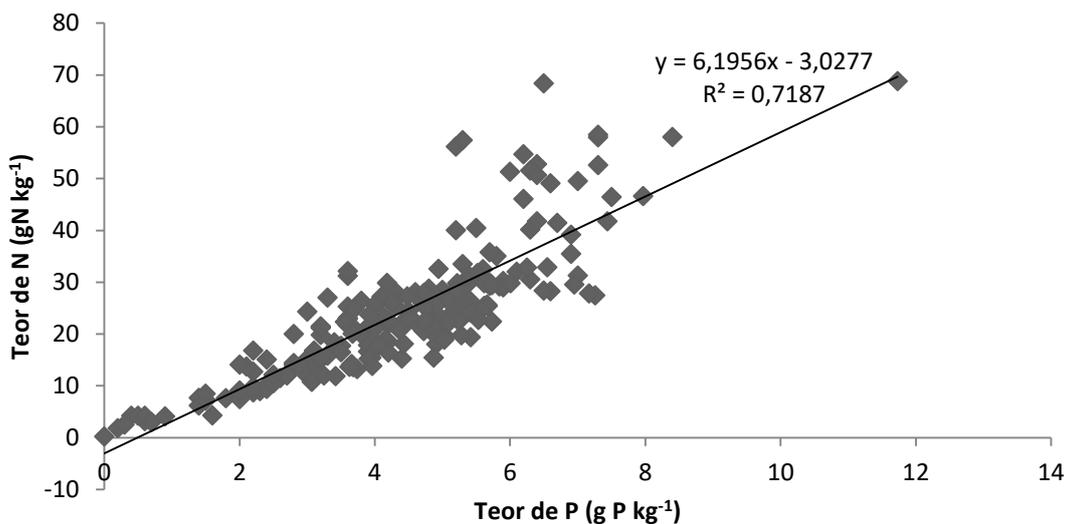
**Quadro 3.6** - Teor de fósforo (g P kg<sup>-1</sup>) na média das culturas intercalares

	1 <sup>o</sup> Ano	2 <sup>o</sup> Ano	3 <sup>o</sup> Ano
1 <sup>a</sup> Data sementeira	2,06 <sup>b</sup>	5,01 <sup>a</sup>	5,17 <sup>a</sup>
2 <sup>a</sup> Data sementeira	3,10 <sup>b</sup>	5,73 <sup>a</sup>	4,97 <sup>a</sup>

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Em todos os tratamentos, os teores de P referentes ao primeiro ano de ensaio foram inferiores aos teores de P dos restantes anos. Em todos os anos, a consociação apresentou valores intermédios entre o trevo balansa e o azevém. Com exceção do primeiro ano, o azevém foi sempre o tratamento onde se verificou menor teor de P. No primeiro ano, o azevém e o trevo glandulífero apresentaram valores muito próximos (1,79 g P kg<sup>-1</sup> e 1,80 g P kg<sup>-1</sup>, respetivamente).

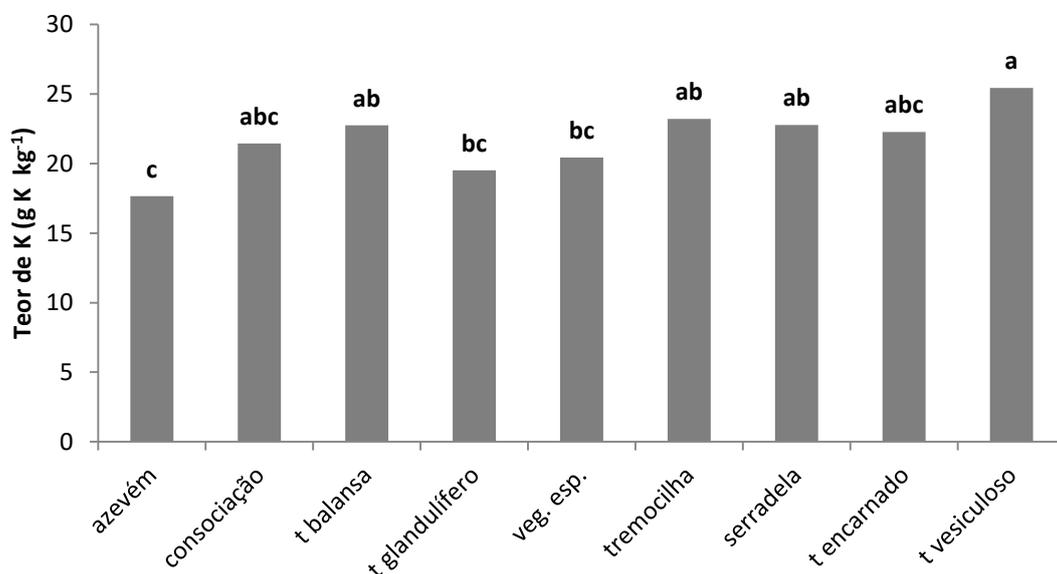
Foi testada a correlação entre os teores de N e os teores de P, através da correlação de Pearson, e verificou-se existir uma forte correlação positiva ( $r = 0,85$ ). Feita a regressão linear (fig.3.9), verificou-se que esta é significativa ( $p < 0,001$ ) e que apresenta  $r^2 = 0,72$ .



**Figura 3.9** - Relação entre os teores de P e os teores de N.

### 3.3.8 Teor de K

O teor de potássio foi apenas analisado nos dois primeiros anos de ensaio. Verificou-se existirem diferenças significativas entre datas ( $p < 0,05$ ) e plantas ( $p < 0,001$ ). O teor foi de 23,2 g K kg<sup>-1</sup> para a 2ª data de sementeira e de 20,3 g K kg<sup>-1</sup> para a 1ª data de sementeira. No que respeita às plantas (fig. 3.10) verificou-se que os valores variam entre os 25,5 g K kg<sup>-1</sup> para o trevo vesiculoso e os 17,7 g K kg<sup>-1</sup> para o azevém. Este último é significativamente diferente do trevo vesiculoso, da tremocilha, do trevo balansa e da serradela.



**Figura 3.10** - Teores de potássio (g K kg<sup>-1</sup>) na média das diferentes culturas intercalares.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

A consociação não apresentou diferenças significativas dos tratamentos extremos que a compõem.

Foi testada uma regressão linear entre o teor de K e o teor de N que se apresenta significativa ( $p < 0,001$ ), mas com um coeficiente de determinação muito baixo ( $r^2 = 0,19$ ).

### **3.4 Discussão**

As diferenças verificadas entre os anos de ensaio, no que respeita à produção de MS, podem ser devidas às diferentes condições climáticas ocorridas (Gabriel e Quemada, 2011) e também ao atraso substancial nas datas de sementeira do último ano, justificado pelas condições meteorológicas que não permitiram as sementeiras nas datas previstas. A 1ª data de sementeira realizou-se apenas na 2ª semana de outubro, porque estavam temperaturas muito altas e pouca humidade no solo e, segundo Gabriel e Quemada (2011), uma das maiores restrições ao desenvolvimento das culturas intercalares é a falta de água no solo na época da sementeira. A 2ª data de sementeira realizou-se aproximadamente um mês depois mas, neste caso, com o terreno muito húmido, pois o mês de novembro foi muito chuvoso. Após a emergência das plantas choveu bastante, atrasando o seu desenvolvimento e, nos meses de janeiro a março quase não ocorreu precipitação. Sainju *et al.* (2005) observaram que as temperaturas e a precipitação ocorridas durante o período de desenvolvimento das plantas têm grande influência na produção de biomassa. Também a ausência de diferenças significativas entre datas de sementeira pode ser justificada pelas condições climáticas, dificultando um rápido desenvolvimento nas plantas referentes à 1ª data de sementeira. Dabney *et al.* (2001) e Cherr *et al.* (2006) realçam a importância da altura em que ocorrem as precipitações para o desenvolvimento de plantas de sementes pequenas. As produções de MS variaram em função do ano, entre 2,68 Mg ha<sup>-1</sup> e 5,26 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo estes valores semelhantes aos encontrados por Gabriel e Quemada (2011), também em condições mediterrânicas.

Não se verificaram diferenças entre leguminosas e não leguminosas no que respeita à produção de MS. Também Fowler *et al.* (2004) em trabalhos realizados na Nova Zelândia, não encontraram diferenças significativas na produção de MS entre leguminosas, não leguminosas e consociação. Estes autores apontam valores de produção de MS de 4,23 Mg ha<sup>-1</sup> para a gramínea (*Avena sativa*), 4,85 Mg ha<sup>-1</sup> para a leguminosa (*Lupinus angustifolius*) e 4,84 Mg ha<sup>-1</sup> para a consociação. Valores inferiores são apresentados por Kuo e Jellum (2002), que indicam valores médios de 1,83 Mg ha<sup>-1</sup> para as leguminosas, 1,40 Mg ha<sup>-1</sup> para as não leguminosas e 2,34 Mg ha<sup>-1</sup> para a consociação.

Diversos são os valores de produção de MS encontrados na bibliografia para o azevém, sendo de uma maneira geral inferiores aos encontrados neste trabalho. Trabalhos

desenvolvidos por Cherr *et al.* (2006) indicam valores entre os 1,30 Mg ha<sup>-1</sup> e 2,50 Mg ha<sup>-1</sup>. Kuo e Jellum (2002) encontraram, em Washington (EUA), valores entre 1,24 Mg ha<sup>-1</sup> e 1,54 Mg ha<sup>-1</sup>. Stopes *et al.* (1996), citados por Cherr *et al.* (2006), indicam valores entre 0,70 Mg ha<sup>-1</sup> e os 17,50 Mg ha<sup>-1</sup>.

Para o trevo balansa são referidos, na bibliografia, valores da mesma ordem de grandeza dos apresentados neste trabalho. Cherr *et al.* (2006) registaram valores de MS entre os 2,50 Mg ha<sup>-1</sup> e os 4,50 Mg ha<sup>-1</sup>, Dabney *et al.* (2001) obtiveram valores de MS entre 1,82 Mg ha<sup>-1</sup> e 5,67 Mg ha<sup>-1</sup>. Shomberg *et al.* (2006) registaram produções de MS do trevo balansa inferiores, entre os 1,14 Mg ha<sup>-1</sup> e os 2,48 Mg ha<sup>-1</sup>.

Para o trevo encarnado foram encontrados, na bibliografia, valores de produção de MS entre 4,20 Mg ha<sup>-1</sup> e 7,30 Mg ha<sup>-1</sup> (Cherr *et al.*, 2006), 0,91 Mg ha<sup>-1</sup> a 3,22 Mg ha<sup>-1</sup> (Schomberg *et al.*, 2006), 3,92 Mg ha<sup>-1</sup> a 6,16 Mg ha<sup>-1</sup> (Clarck, 2007). No presente trabalho os valores variaram entre os 3,04 Mg ha<sup>-1</sup> e os 5,09 Mg ha<sup>-1</sup>.

A produção de MS pelo azevém atingiu sempre dos valores mais elevados e até mesmo o maior valor absoluto (no terceiro ano de ensaio). Čupina *et al.* (2011) afirmam que as culturas intercalares à base de não leguminosas são responsáveis pelas maiores produções de biomassa. Resultados semelhantes foram obtidos por Gabriel e Quemada (2011). Também Salmerón *et al.* (2011), testando gramíneas, brássicas e leguminosas, encontraram maiores produções de biomassa nas gramíneas. De acordo com Thorup-Kristensen *et al.* (2003), sempre que a produção de MS pelas não leguminosas é superior à produção de MS pelas leguminosas é indicação de que a quantidade de N disponível no solo não foi fator limitante para o seu desenvolvimento, o que nos permite concluir que a quantidade de N do solo no caso do presente ensaio não foi fator limitante do desenvolvimento das diferentes culturas intercalares.

Em relação ao teor de N, e tal como é largamente referido na bibliografia (Fowler *et al.*, 2004; Kuo e Jellum, 2002; Sainju e Sing, 2008; Gabriel e Quemada, 2011; Kramberger *et al.*, 2014), foi nas leguminosas que se registaram os maiores teores de N, comparados com as não leguminosas. Esta diferença é justificada pelo facto de todo o azoto que as não leguminosas possuem ser resultado da absorção de azoto nativo do solo, enquanto as leguminosas conseguem também fixar o azoto atmosférico (Sainju *et al.*, 2002). O facto de o teor de N ser superior na 2<sup>a</sup> data pode ser, pelo menos em parte, devido às plantas serem

colhidas num estágio de desenvolvimento mais precoce, já que a data de colheita foi a mesma para as duas modalidades de data de sementeira.

Quando avaliamos o N acumulado, este variou entre 63,7 kg N ha<sup>-1</sup> e 169,7 kg N ha<sup>-1</sup> em função do ano. Valores semelhantes foram obtidos por Gabriel e Quemada (2011), cujos valores variaram entre 29,8 kg N ha<sup>-1</sup> e 168,1 kg N ha<sup>-1</sup>. Estes autores justificam esta diferença entre anos com base na produção de MS. Também no presente trabalho, no ano em que se registou maior produção de MS foi o mesmo em que se obtiveram maiores valores de N acumulado (segundo ano de ensaio), observando-se a mesma relação para o ano em que se obtiveram os menores valores de MS e N acumulado (terceiro ano).

Tal como evidenciaram Kramberger *et al.* (2014), também o N acumulado na consociação apresenta, no presente trabalho, um valor intermédio entre as espécies que a constituem (leguminosas e não leguminosas). Kuo e Jellum (2002) em Washington, encontraram valores de 17,9 kg N ha<sup>-1</sup> para as não leguminosas, 58,3 kg N ha<sup>-1</sup> para as leguminosas, 56,9 kg N ha<sup>-1</sup> para a consociação e 9,0 kg N ha<sup>-1</sup> para a vegetação espontânea. Fowler *et al.* (2004) na Nova Zelândia indicaram valores de 100 kg N ha<sup>-1</sup> para as gramíneas, 162 kg N ha<sup>-1</sup> nas leguminosas e o valor intermédio de 126 kg N ha<sup>-1</sup> na consociação. Nas consociações, a presença de leguminosas é uma forma de aumentar os valores de azoto relativamente às culturas estremes de não leguminosas (Kuo e Jellum, 2002). Kramberger *et al.* (2013) tendo avaliado o valor de N acumulado em função da proporção de leguminosa na mistura leguminosa/não leguminosa, verificaram que o valor de N acumulado diminuía à medida que a proporção de não leguminosa aumentava.

Para o trevo encarnado são encontrados, na bibliografia, valores muito próximos aos encontrados no presente trabalho. Clark (2007) refere valores entre os 78,5 kg N ha<sup>-1</sup> e os 168,1 kg N ha<sup>-1</sup>. Sullivan (2003) apresenta valores na ordem dos 129 kg ha<sup>-1</sup>. Cherr *et al.* (2006) indicam valores entre os 117 e 151 kg N ha<sup>-1</sup> e Kramberger *et al.* (2014) em Maribor (Eslóvénia) encontraram, para o trevo encarnado, o valor de 135,1 kg N ha<sup>-1</sup>.

Vários são os valores de N acumulado no azevém citados na bibliografia. Cherr *et al.* (2006) apontam o N acumulado no azevém a variar entre 15 a 346 kg N ha<sup>-1</sup>, Hanly e Gregg (2004) indicam valores entre 54-79 kg N ha<sup>-1</sup> e Kuo e Jellum (2002) valores entre 12,5 e 22,2 kg N ha<sup>-1</sup>. Kramberger *et al.* (2014) registaram para o azevém o valor de 51,1 kg N ha<sup>-1</sup>. Moreira e Trindade (2001) apresentam valores acumulados antes do início do inverno entre

90 a 120 kg N ha<sup>-1</sup> para sementeiras precoces. Esta variabilidade de valores estará relacionada com a diferente disponibilidade de azoto nos solos dos diferentes ensaios e com o facto de as plantas serem ou não objeto de fertilização azotada. No presente trabalho não foi efetuada qualquer fertilização azotada.

Para o trevo balansa, os valores encontrados no presente trabalho são superiores aos referidos na bibliografia. Schomberg *et al.* (2006) referem valores entre os 30,2 - 53,5 kg N ha<sup>-1</sup> e Clark (2007) indica como valor médio de N acumulado no trevo balansa 67,3 kg N ha<sup>-1</sup>.

O valor acumulado de N pelas leguminosas é superior ao valor de N acumulado pelas não leguminosas, neste caso o azevém, tal como nos trabalhos desenvolvidos por Kramberger *et al.* (2013 e 2014). Contudo, o mesmo não se verificou em trabalhos desenvolvidos por Salmerón *et al.* (2011), onde no primeiro ano de ensaio se observou um maior valor de N acumulado na não leguminosa comparada com a leguminosa. Este resultado deveu-se ao facto de o ensaio ser iniciado após a cultura de milho com elevados níveis de adubação azotada (300 kg N ha<sup>-1</sup>), tendo a não leguminosa beneficiado de parte do azoto remanescente e as leguminosas sido prejudicadas por esse mesmo azoto remanescente excessivo (Cherr *et al.*, 2006).

Todas as leguminosas registaram valores de N acumulado superiores à vegetação espontânea, evidenciando, desta forma, o incremento de N obtido pela sementeira de leguminosas, ao invés de deixar o campo com vegetação espontânea. Apenas o azevém obteve valores inferiores aos da vegetação espontânea. Resultados obtidos por Kramberger *et al.* (2014) demonstraram que mesmo o azevém conseguiu obter valores de N acumulado superiores aos da vegetação espontânea. Esta diferença está muito relacionada com as espécies que compõem a vegetação espontânea local. No nosso caso, a vegetação espontânea era constituída por uma mistura de leguminosas e não leguminosas, cuja proporção variou de ano para ano e até de data de sementeira para data de sementeira. De uma maneira geral, a vegetação espontânea era maioritariamente constituída por espécies de folha larga e incluía também leguminosas espontâneas, o que poderá justificar os resultados obtidos. O N acumulado pelas não leguminosas apenas depende da disponibilidade de N no solo, enquanto nas leguminosas o N acumulado é essencialmente devido à fixação simbiótica (Kramberger *et al.*, 2013).

Quando analisamos os teores de N no solo antes da incorporação das plantas, verificámos que o tratamento mais eficiente em retirar N do solo foi o azevém, o que está de acordo com Thorup-Kristensen *et al.* (2003), que referem que as culturas retentoras de N (não leguminosas) removem maior quantidade de N mineral do solo e antes do momento de corte das culturas intercalares, o teor de N mineral no solo referente a estas culturas é geralmente menor quando comparado com os restantes tratamentos. Também em estudos desenvolvidos por Kramberger *et al.* (2013) na Eslovénia e por Bergkvist *et al.* (2011) na Suécia, se registou que foi no tratamento relativo à não leguminosa estreme em que se observou um menor teor de N mineral no solo.

O coeficiente relativo de eficiência da sustentabilidade ambiental demonstrou que a tremocilha foi o tratamento mais eficiente em termos ambientais e a vegetação espontânea aquele que demonstrou uma menor eficiência ambiental. Introduziu-se na designação deste coeficiente o termo relativo, já que apenas permite comparar tratamentos dentro do mesmo ensaio. No nosso trabalho, e ao contrário do apresentado por Kramberger *et al.* (2013), a consociação apresentou um CSACN inferior ao da leguminosa quando estreme, contudo maior do que o da não leguminosa estreme. O facto deste coeficiente apresentar os maiores valores e significativamente diferentes de todos os restantes em ambas as datas do segundo ano de ensaio, permite-nos inferir que o uso de culturas intercalares ao longo do tempo melhora a sua eficiência ambiental.

Para além de fornecer N à cultura principal, as culturas intercalares podem também ser uma fonte eficiente de fornecimento de outros elementos. Podem também aumentar os teores de P através da sua absorção em profundidade (dado o seu sistema radicular aprumado e profundante) e posterior libertação nas camadas mais superficiais, aquando da sua decomposição (Maltais-Landry *et al.*, 2014). Os teores de P e K foram analisados no sentido de avaliar qual o tratamento que os conseguiria acumular em maior quantidade, para depois os fornecer à cultura seguinte, já que a sua libertação, em especial de P, pelos resíduos constitui uma importante fonte de P para a cultura principal (Jalali e Ranjbar, 2009; Noack *et al.*, 2012). Diferentes autores citados por Varela *et al.* (2014) indicam que para teores de P inferiores a 2 g P kg<sup>-1</sup> se espera que ocorra imobilização, em formas orgânicas, deste elemento, enquanto para teores superiores a 2 a 3 g P kg<sup>-1</sup> se espera que haja mineralização; perante os nossos resultados, será de esperar que ocorra uma mineralização líquida de P.

Valores semelhantes aos encontrados no presente trabalho são referidos por Maltais-Landry *et al.* (2014). Tal como referido por Alamgir *et al.* (2012) verificou-se, no nosso estudo, de uma maneira geral, maior teor de P nas leguminosas que no azevém.

A falta de diferenças significativas entre alguns tratamentos e a vegetação espontânea pode ser devida ao facto das culturas terem tido alguma dificuldade na emergência nos primeiros períodos de desenvolvimento, levando a uma grande percentagem de infestantes, o que fez assemelhar os resultados com a vegetação espontânea. Culturas intercalares com rápida germinação e bom poder germinativo são preferidas pois competem melhor com as infestantes (Olorunmaiye, 2010).

### **3.5 Conclusão**

Com base nos resultados apresentados é-nos permitido concluir que as plantas anuais utilizadas se adaptam bem nas condições edafoclimáticas locais como culturas intercalares.

Apresentaram um bom desenvolvimento, que lhes permitiu obter bons resultados na produção de matéria seca e na acumulação de N, podendo então ser utilizadas como potencial fonte de azoto, nomeadamente em sistemas culturais em que o seu uso é restrito, como no caso da agricultura biológica.

A produção de MS foi condicionada pela variável ano, o que nos permite concluir que as condições climáticas têm grande significado no comportamento e na produção de MS destas plantas e na sua aptidão para funcionarem como adubação verde, particularmente em condições de sequeiro no clima mediterrânico, dada a elevada flutuação interanual.

Na acumulação de N, as leguminosas mostraram ser mais eficientes e, dentro destas, os melhores resultados foram obtidos pela tremocilha, que atingiu em média cerca de 148 kg N ha<sup>-1</sup>. De uma maneira geral, o maior valor de N acumulado está mais dependente de uma maior produção de MS do que do teor de N presente.

A data de sementeira não condicionou a produção de MS e apenas condicionou o teor de N das plantas; de uma maneira geral, foi na 2ª data de sementeira que se verificaram os maiores teores de N nas plantas. O teor de N também é variável em função da planta, sendo que as leguminosas apresentam maiores teores de N que as não leguminosas, muito devido à

sua capacidade de fixar biologicamente o N<sub>2</sub>. Em relação a esta capacidade destaca-se a tremocilha, que obteve a maior quantidade de N<sub>2</sub> fixado biologicamente. Quanto maior a capacidade de fixar o N<sub>2</sub>, maior a quantidade de N presente nas culturas intercalares.

Para além de fixarem o N<sub>2</sub>, as leguminosas anuais também são eficientes em absorver P, eventualmente de camadas mais profundas, tendo-se registado uma relação linear positiva entre o teor de N presente nas plantas e o teor de P.

Em termos gerais podemos concluir que, de todas as plantas testadas, a tremocilha é a que apresenta um maior potencial como fonte de N para a cultura seguinte e para as condições edafoclimáticas locais.

### **3.6 Referências Bibliográficas**

- Alamgir, M., McNeill, A., Tang, C., Marschner, P. 2012. Changes in soil P pools during legume residue decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 49: 70-77.
- Ambrosano, E.J., Cantarella, H., Ambrosano, G.M.B., Dias, F.L.F., Rossi, F., Trivelin, P.C.O., Muraoka, T. 2013. The role of green manure nitrogen use by corn and sugarcane crops in Brazil. *Agricultural Sciences* 4: 89-108.
- Askegaard, M. & Eriksen, J. 2007. Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *Journal of Plant Nutrition. and Soil Science* 170: 773 – 780
- Beillouin, D., Schneider, A., Carrouee, B., Champolivier, L., Le Gall, C., Jeuffroy, M.H. 2014. Short and medium term effects on nitrogen leaching of the introduction of a pea or an oilseed rape crop in wheat-based successions. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal*, pp.372-374.
- Bergkvist, G., Stenberg, M., Wetterlind, J., Båth, B., Elfstrand, S. 2011. Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequeute Spring barley – Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research* 120: 292-298.

- Bergström, L. and Kirchmann, H. 2004. Leaching and crop uptake from nitrogen-15-labeled green manures and ammonium nitrate. *Journal of Environmental Quality* 33: 1786-1792.
- Brandsæter, L.O., Heggen, H., Riley, H., Stubhaug, E., Henriksen, T.M. 2008. Winter survival, biomass accumulation and N mineralization of winter annual and biennial legumes sown at various times of year in Northern Temperate Regions. *European Journal of Agronomy* 28: 437-448.
- Campiglia, E., Paolini, R., Colla, G., Mancinelli, R. 2009. The effects of cover cropping on yield and weed control of potato in a transitional system. *Fields Crop Research* 112:16-23.
- Carlsson, G., Huss-Danell, K. 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253: 353-372.
- Cherr, C.M., Scholberg, J.M.S., McSorley, R. 2006. Green manure approaches to crop production: A synthesis. *Agronomy Journal* 98: 302-319.
- Clark, A. 2007. *Managing Cover Crops Profitably*. 3<sup>rd</sup> Edition. Handbook Series Book 9. Beltsville, MD: Sustainable Agriculture Network. 244pp.
- Ćupina, B., Manojlović, M., Kristić, Dj., Čabilovski, R., Mikić, A., Ignjatović-Ćupina, A., Erić, P. 2011. Effect of winter cover crops on the dynamics of soil mineral nitrogen and yield and quality of Sudan grass [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. *Australian Journal of Crop Science* 5 (7): 839-845.
- Dabney, S.M., Delgado, J.A., Reeves, D.W. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32: 1221-1250
- Fowler, C.J.E., Condon, L.M., McLenaghan, R.D. 2004. Effects of green manures on nitrogen loss and availability in an organic cropping system. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 47: 95-100. Short communication.
- Gabriel, J.L., Quemada, M. 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: yield, N uptake and fertiliser fate. *European Journal of Agronomy* 34(3): 133-143.
- Gselman, A., Kramberger, B. 2008. Benefits of winter legume cover crops require early seeding. *Australian Journal of Agricultural Research* 59, 1156–1163.

- Hanly, J.A., Gregg, P.E.H. 2004. Green-manure impacts of nitrogen availability to organic sweetcorn (*Zea mays*). *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 32: 295-307.
- Jalali, M., Ranjbar, F. 2009. Rates of decomposition and phosphorus release from organic residues related to residue composition. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172 (3): 353-359.
- Kramberger, B., Gselman, A., Janzekovic, M., Kaligarić, M., Bracko, B., 2009. Effects of cover crops on soil mineral nitrogen and on the yield and content of maize. *European Journal of Agronomy* 31: 103 – 109.
- Kramberger, B., Gselman, A., Kristl, J., Lešnik, M., Šuštar, V., Muršec, M., Podvršnik, M. 2014. Winter cover crop: the effects of grass-clover mixture proportion and biomass management on maize and the apparent residual N in the soil. *European Journal of Agronomy* 55: 63-71.
- Kramberger, B., Gselman, A., Podvršnik, M., Kristl, J., Lešnik, M. 2013. Environmental advantages of binary mixtures of *Trifolium incarnatum* and *Lolium multiflorum* over individual pure stands. *Plant Soil and Environment* 59:22-28.
- Kuo, S., Jellum, E.J. 2002. Influence of winter cover crop and residue management on soil nitrogen availability and corn. *Agronomy Journal* 94: 501-508.
- Kuo, S., Sainju, U.M., 1998. Nitrogen mineralization and availability of mixed leguminous and non-leguminous cover crop residues in soil. *Biology and Fertility of Soils* 26: 346–353.
- Maltais-Landry, G., Scow, K., Brennan, E. 2014. Soil phosphorus mobilization in the rhizosphere of cover crops has little effect on phosphorus cycling in California agricultural soils. *Soils Biology & Biochemistry* 78:255-262.
- Moreira, N., Trindade, H. 2001. Efeitos da data de sementeira no número de cortes, produção e recuperação de azoto pelo azevém anual (*Lolium multiflorum* Lam. ssp *westerwoldicum*). *Pastagens e Forragens*, 22: 37-44.
- Noack, S.R., McLaughlin, M.J., Smernik, R.J., McBeath, T.M., Armstrong, R.D. 2012. Crop residue phosphorus: speciation and potential bio-availability. *Plant and Soil* 359:375-385.

- Olorunmaiye, P.M. 2010. Weed control potential of five legume cover crops in maize/cassava intercrop in a Southern Guinea savana ecosystem of Nigeria. *Australian Journal of Crop Science* 4 (5): 324-329.
- Rao, S.C., Northup, B.K. 2008. Planting date affects production and quality of grass pea forage. *Crop Science* 48: 1629 – 1635.
- Sainju, U.M., Singh, B.P. 2008. Nitrogen storage with cover crops and nitrogen fertilization in tilled and nontilled soils. *Agronomy Journal* 100: 619 – 627.
- Sainju, U.M., Sing, B.P., Whitehead, W.F. 2002. Long term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentration in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil & Tillage Research* 63:167-179.
- Sainju, U.M., Sing, B.P., Whitehead, W.F., Wang, S. 2007. Accumulation and crop uptake of soil mineral nitrogen as influenced by tillage, cover crops and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal* 99: 682 – 691.
- Sainju, U.M.; Whitehead, W.F.; Sing, B.P. 2005. Biculture legume-cereal cover crops enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. *Agronomy Journal* 97: 1403-1412.
- Salmerón, M., Isla, R., Caveró, J. 2011. Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Fields Crops Research* 123: 89-99.
- Schomberg, H.H., McDaniel, R.G., Mallard, E., Endale, D.M., Fisher, D.S., Cabrera, M.L. 2006. Conservation tillage and cover crop influences on cotton production on a Southeastern U.S. coastal plain soil. *Agronomy Journal* 98: 1247-1256.
- Snapp, S.S.; Swinton, S.M.; Labarta, R.; Muthc, D.; Black, J.R.; Leep, R.; Nyiraneza, J. & O’Neil, K. 2005. Evaluated cover crops for benefits, costs and performance within cropping system niches. *Agronomy Journal* 97: 322- 332.
- Sullivan, P. 2003. Overview of cover crops and green manures. <http://attra.ncat.org/attra-pub/PDF/covercrop.pdf>
- Teasdale, J.R., Devine, T.E., Mosjidis, J.A., Bellinder, R.R., Beste, C.E. 2004. Growth and development of hairy vetch cultivars in the Northeastern United States as influenced by planting and harvesting date. *Agronomy Journal* 96: 1266- 1271.

- Thorup-Kristensen, K., 2001. Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate-N content, and how can this be measured? *Plant and Soil* 230: 185–195.
- Thorup – Kristensen, K.; Magid, J. & Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227 – 302.
- Varela, M.F., Scianca, C.M., Taboada, M.A., Rubio, G. 2014. Cover crops effects on soybean residue decomposition and P release in no-tillage systems of Argentina. *Soil & Tillage Research* 143: 59-66.

## **4 Resposta do milho às culturas intercalares precedentes**

Parte dos resultados deste capítulo foram apresentados nas seguintes publicações:

**Perdigão, A.,** Trindade, H., Coutinho, J., Moreira, N. 2011. *Efeito da leguminosas forrageiras na produção biológica do milho*. 3º Colóquio Nacional de Horticultura Biológica e 1º Colóquio Nacional de Produção Animal Biológica. 22-24 de Setembro de 2011, Braga, Portugal, Livro de Resumos, pp.41.

**Perdigão, A.,** Trindade, H., Coutinho, J., Moreira, N. 2011. *Efeito das leguminosas forrageiras na produção biológica do milho*. Actas Portuguesas de Horticultura nº 17, ISBN: 978-972-8936-09-9, pp: 41-47.

**Perdigão, A.,** Coutinho, J., Trindade, H., Moreira, N. 2012. *Valor das leguminosas forrageiras anuais na nutrição azotada do milho*. XIV Simpósio Hispano – Luso de Nutrición Mineral de las Plantas, 23-26 de Julho, Madrid, Livro de Resumos, pp.31.

## **4.1 Introdução**

O milho (*Zea mays*) é uma planta C4 e a sua elevada produção de grão e biomassa para alimentação levou ao aumento da área cultivada em diversos países (Yeganehpoor *et al.*, 2014).

O milho é a cultura arvense mais importante em Portugal, com uma área de cultivo de cerca de 140000 ha (Anpromis, 2014) e uma produção de cerca de 850000 Mg no ano de 2012 (GPP, 2014), embora o grau de auto-provisionamento nacional seja de apenas 33% (GPP, 2014). O milho é, também largamente cultivado à escala mundial (Gabriel e Quemada, 2011) e vários foram os estudos efetuados nas últimas três décadas sobre a produção do milho e a sua relação com o N (Ciampitti e Vyn, 2012).

As atuais preocupações ambientais levam à procura de estratégias de maximizar a eficiência das fertilizações azotadas na cultura do milho (Kramberger *et al.*, 2009, Setiyono *et al.*, 2011; Ciampitti e Vyn, 2014), pois, em condições mediterrânicas, a cultura do milho está frequentemente associada ao risco de poluição com nitratos (Salmerón *et al.*, 2011).

A introdução de culturas intercalares na rotação desta cultura principal alterou as práticas convencionais europeias, melhorando a gestão do azoto nas rotações culturais (Kramberger *et al.*, 2009), pois estas permitem reduzir os riscos de lixiviação do N enquanto mantêm a produtividade do milho (Salmerón *et al.*, 2011). Contudo, e segundo os mesmos autores, esta não é uma prática usual em condições semiáridas com baixas precipitações.

Em termos ambientais, é de vital importância a eficiente exploração do N disponível, isto é, a utilização de todo o N disponibilizado pela mineralização das culturas intercalares durante a fase de crescimento do milho (Kramberger *et al.*, 2014).

O impacto das diferentes leguminosas forrageiras no teor de N e produção da cultura principal é importante para melhorar a eficiência da fertilização azotada na agricultura (Rasmussen *et al.*, 2012). Uma razão importante para a variação dos efeitos das diferentes culturas intercalares no fornecimento de N à cultura do milho é a diferente dinâmica da mineralização/imobilização líquida do N durante a decomposição dos resíduos (Kramberger *et al.*, 2014).

Sendo o milho uma cultura exigente em azoto e estando a fertilização azotada limitada em agricultura biológica, há a necessidade de estudar fontes alternativas de N (Hanly e Gregg, 2004), nomeadamente o uso de leguminosas.

Foram objetivos deste capítulo avaliar o efeito das culturas intercalares, referidas no capítulo 3, e da sua data de sementeira na produção de MS, teor de N e N acumulado do milho, avaliar a percentagem da concentração crítica de N que é satisfeita por estas culturas, bem como avaliar o balanço do N no solo no final do ciclo do milho.

## **4.2 Material e métodos**

### *4.2.1 Localização/condução do ensaio*

Este trabalho experimental foi complementar ao trabalho experimental exposto no capítulo anterior, tendo decorrido no mesmo local.

Após a incorporação das culturas de Inverno no solo (tema tratado no capítulo anterior), procedeu-se à sementeira de milho numa só data (09/05/2008; 08/05/2009; 31/05/2012), variedade regional, com o mesmo delineamento experimental. O tratamento “datas de sementeira” refere-se aos respeitantes das culturas intercalares. Este ensaio repetiu-se nos mesmos anos que o ensaio tratado no capítulo anterior. A densidade de sementeira utilizada foi de aproximadamente 90000 sementes/hectare. A sementeira foi efetuada com recurso a um semeador manual de baixa precisão, em linhas espaçadas cerca de 0,6 m. Em cada tratamento, o comprimento de cada linha foi de 5 m.

A rega do milho foi iniciada a meio/final de junho e foi efetuada de forma homogénea em toda a parcela do ensaio, recorrendo a aspersão nos dois primeiros anos e a gota a gota no último ano de ensaio.

A colheita do milho foi efetuada em setembro. As amostras foram separadas em palha (cana, folhas e espátulas) e espigas. Foram recolhidas as espigas das duas linhas centrais de cada pequeno talhão e foram imediatamente pesadas. Retirou-se, de cada amostra, uma espiga que foi levada para laboratório onde se registou o peso húmido e foram colocadas na estufa a 65°C até atingir peso constante. Foi de novo pesado e determinado o peso seco do grão e do

carolo separadamente. O grão foi moído e posteriormente quantificado o teor de N. Efetuou-se o mesmo procedimento para a palha. Os valores recolhidos para o carolo foram adicionados aos relativos à palha. Para obtenção da biomassa total, foram somados os valores relativos à palha e ao grão.

A quantificação de N, P e K foi feita por digestão por via húmida com ácido sulfúrico e o doseamento por espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador (SanPlus, Skalar, Breda, NL), no caso do N e P, e por espectrofotometria de emissão de chama, no caso do K.

Foram recolhidas amostras de solo por subtalhão para a determinação do N mineral imediatamente antes da incorporação das culturas de inverno no solo e no final do ciclo cultural do milho, análises estas que coincidiram com as análises de solo referentes às culturas intercalares.

#### 4.2.2 Caracterização climática

Os dados meteorológicos temperatura média de ar mensal e precipitação acumulada mensal foram os registados na Estação Meteorológica de Viseu da Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro e são apresentados na fig. 4.1. Verifica-se que foram anos heterogéneos no que diz respeito às condições climáticas, principalmente em relação à precipitação acumulada.

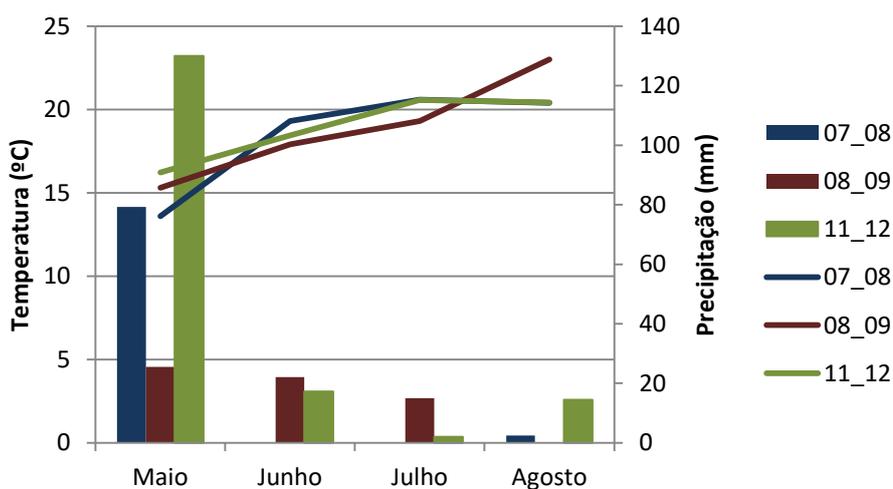


Figura 4.1 - Dados meteorológicos registados durante o período de ensaio.

Não se verificaram grandes diferenças entre anos no que respeita à temperatura. A quantidade de precipitação mensal apresentou grandes diferenças entre os anos do decorrer do ensaio. No primeiro ano não ocorreu precipitação nos meses de Junho e Julho e, no último ano, registou-se uma ocorrência elevada de chuva durante mês de Maio.

#### *4.2.3 Cálculos e análise estatística*

O valor de N acumulado foi calculado pela multiplicação da produção de MS pelo teor de N.

Para cálculo da quantidade crítica de N (QCN) no milho, foi utilizada a fórmula proposta por Lemaire *et al.* (2004), onde  $QCN (kg N ha^{-1}) = 34 (biomassa\ parte\ aérea)^{0,63}$ . A quantidade crítica de N diz respeito à quantidade de N mínima que permite obter uma máxima produção.

Para cálculo do balanço de N no final de cada ciclo cultural foi utilizada a fórmula proposta por Kramberger *et al.*, (2009), em que:

Balanço de N no solo ( $kg N ha^{-1}$ ) = (N acumulado nas culturas intercalares + N mineral no solo (até 20 cm) na sementeira do milho + N adicionado pelos fertilizantes) – N acumulado no milho.

No nosso caso, como não foi utilizado nenhum fertilizante, esta parcela foi considerada nula.

Para análise estatística utilizou-se o programa Statistix 7.0. A significância das diferenças observadas foi avaliada por análise de variância (“General AOV”) e a separação de médias foi efetuada utilizando o teste de Bonferroni para um nível de significância de 5%.

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Produção de matéria seca

A quantidade de matéria seca foi determinada em relação ao grão e à palha em separado e também em relação à biomassa aérea total (somatório dos dois anteriores). Os valores são apresentados no Quadro 4.1.

**Quadro 4.1** - Efeito do ano, da cultura intercalar siderada e sua data de sementeira na produção de MS do milho após as diversas culturas intercalares (Mg ha<sup>-1</sup>).

	Palha			Grão				Total		
	1º Ano	2º Ano	3º Ano	1º Ano	2º Ano	3º Ano	Média	1º Ano	2º Ano	3º Ano
	1ª Data									
Azevém	4,68 <sup>abc</sup>	2,32 <sup>b</sup>	4,70 <sup>abc</sup>	2,74	2,19	1,70	2,21 <sup>abc</sup>	7,42 <sup>ab</sup>	4,52 <sup>ab</sup>	6,40 <sup>ab</sup>
Consociação	5,09 <sup>abc</sup>	3,31 <sup>abc</sup>	2,29 <sup>b</sup>	2,82	3,95	1,02	2,60 <sup>ab</sup>	7,91 <sup>ab</sup>	7,26 <sup>ab</sup>	3,31 <sup>b</sup>
T. balansa	5,08 <sup>abc</sup>	3,63 <sup>abc</sup>	2,53 <sup>b</sup>	2,77	3,64	1,71	2,70 <sup>a</sup>	7,85 <sup>ab</sup>	7,26 <sup>ab</sup>	4,25 <sup>ab</sup>
T.glandulífero	6,16 <sup>a</sup>	2,92 <sup>abc</sup>	2,57 <sup>b</sup>	2,96	3,38	1,66	2,67 <sup>a</sup>	9,12 <sup>a</sup>	6,31 <sup>ab</sup>	4,23 <sup>ab</sup>
Veg. esp.	3,83 <sup>abc</sup>	1,88 <sup>c</sup>	3,25 <sup>abc</sup>	2,30	1,74	1,19	1,75 <sup>abc</sup>	6,13 <sup>ab</sup>	3,62 <sup>b</sup>	4,44 <sup>ab</sup>
Tremocilha	5,79 <sup>ab</sup>	3,53 <sup>abc</sup>	3,32 <sup>abc</sup>	2,65	2,89	1,52	2,36 <sup>abc</sup>	8,44 <sup>ab</sup>	6,42 <sup>ab</sup>	4,84 <sup>ab</sup>
Serradela	3,70 <sup>abc</sup>	2,92 <sup>abc</sup>	3,03 <sup>abc</sup>	2,07	2,41	2,39	2,29 <sup>abc</sup>	5,77 <sup>ab</sup>	5,32 <sup>ab</sup>	5,42 <sup>ab</sup>
T. encarnado	5,03 <sup>abc</sup>	3,51 <sup>abc</sup>	2,45 <sup>b</sup>	2,35	3,50	1,02	2,29 <sup>abc</sup>	7,38 <sup>ab</sup>	7,01 <sup>ab</sup>	3,47 <sup>b</sup>
T. vesiculoso	4,66 <sup>abc</sup>	3,53 <sup>abc</sup>	3,91 <sup>abc</sup>	2,55	3,32	1,06	2,31 <sup>abc</sup>	7,21 <sup>ab</sup>	6,85 <sup>ab</sup>	4,96 <sup>ab</sup>
	2ª Data									
Azevém	5,08 <sup>abc</sup>	3,68 <sup>abc</sup>	2,15 <sup>c</sup>	2,44	3,12	1,20	2,25 <sup>abc</sup>	7,51 <sup>ab</sup>	6,80 <sup>ab</sup>	3,34 <sup>b</sup>
Consociação	4,32 <sup>abc</sup>	2,12 <sup>c</sup>	3,05 <sup>abc</sup>	1,94	2,05	0,86	1,62 <sup>abc</sup>	6,26 <sup>ab</sup>	4,17 <sup>ab</sup>	3,91 <sup>ab</sup>
T. balansa	4,38 <sup>abc</sup>	3,51 <sup>abc</sup>	4,04 <sup>abc</sup>	1,63	3,13	1,13	1,96 <sup>abc</sup>	6,01 <sup>ab</sup>	6,64 <sup>ab</sup>	5,17 <sup>ab</sup>
T.glandulífero	3,06 <sup>abc</sup>	2,27 <sup>b</sup>	3,76 <sup>abc</sup>	1,19	1,67	1,09	1,32 <sup>c</sup>	4,25 <sup>ab</sup>	3,94 <sup>ab</sup>	4,84 <sup>ab</sup>
Veg. esp.	3,89 <sup>abc</sup>	3,24 <sup>abc</sup>	3,18 <sup>abc</sup>	1,66	3,22	0,91	1,93 <sup>abc</sup>	5,55 <sup>ab</sup>	6,46 <sup>ab</sup>	4,10 <sup>ab</sup>
Tremocilha	4,38 <sup>abc</sup>	1,81 <sup>c</sup>	3,59 <sup>abc</sup>	1,74	1,99	0,99	1,57 <sup>abc</sup>	6,12 <sup>ab</sup>	3,80 <sup>ab</sup>	4,58 <sup>ab</sup>
Serradela	3,37 <sup>abc</sup>	2,64 <sup>abc</sup>	4,91 <sup>abc</sup>	1,59	1,36	1,23	1,39 <sup>b</sup>	4,96 <sup>ab</sup>	4,00 <sup>ab</sup>	6,13 <sup>ab</sup>
T. encarnado	3,56 <sup>abc</sup>	2,93 <sup>abc</sup>	3,30 <sup>abc</sup>	2,19	3,14	1,24	2,19 <sup>abc</sup>	5,74 <sup>ab</sup>	6,06 <sup>ab</sup>	4,54 <sup>ab</sup>
T. vesiculoso	4,29 <sup>abc</sup>	2,20 <sup>c</sup>	2,84 <sup>abc</sup>	1,77	2,86	1,53	2,06 <sup>abc</sup>	6,06 <sup>ab</sup>	5,07 <sup>ab</sup>	4,37 <sup>ab</sup>

Dentro do mesmo componente (palha, grão e biomassa total), valores seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes, segundo o Teste de Bonferroni ( $p=0,05$ ).

No que se refere à palha, verificaram-se diferenças significativas entre anos de ensaio ( $p < 0,001$ ) e na interação ano  $\times$  data  $\times$  plantas ( $p < 0,01$ ). A produção de MS, no primeiro ano de ensaio, foi significativamente superior à produção de MS nos restantes anos. Em termos médios, a produção de MS foi de 4,46 Mg ha<sup>-1</sup> para o primeiro ano, 3,27 Mg ha<sup>-1</sup> para o

terceiro ano e 2,89 Mg ha<sup>-1</sup> para o segundo ano. Na interação referida, os valores variaram entre os 6,16 Mg ha<sup>-1</sup> para o tratamento que sucedeu o trevo glandulífero relativo à 1ª data de sementeira e primeiro ano de ensaio e os 1,81 Mg ha<sup>-1</sup> para o tratamento relativo à tremocilha da 2ª data e segundo ano de ensaio.

Quando se analisou a produção de MS relativa ao grão, verificou-se existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), datas de sementeira ( $p < 0,01$ ) e na interação data × planta ( $p < 0,05$ ). No que respeita ao ano, verificou-se que a produção de MS variou significativamente entre todos os anos em ensaio. A maior produção registou-se no segundo ano de ensaio, com 2,75 Mg ha<sup>-1</sup>, seguida da produção do primeiro ano de ensaio com 2,19 Mg ha<sup>-1</sup>; o valor mais baixo foi registado no terceiro ano de ensaio, com 1,30 Mg ha<sup>-1</sup>. A produção de MS de grão foi mais elevada no tratamento proveniente do trevo balansa da primeira data de sementeira (2,70 Mg ha<sup>-1</sup>) e o menor valor foi observado no tratamento proveniente do trevo glandulífero da segunda data de sementeira (1,32 Mg ha<sup>-1</sup>). De realçar a diferença significativa entre datas de sementeira para os tratamentos provenientes do trevo glandulífero.

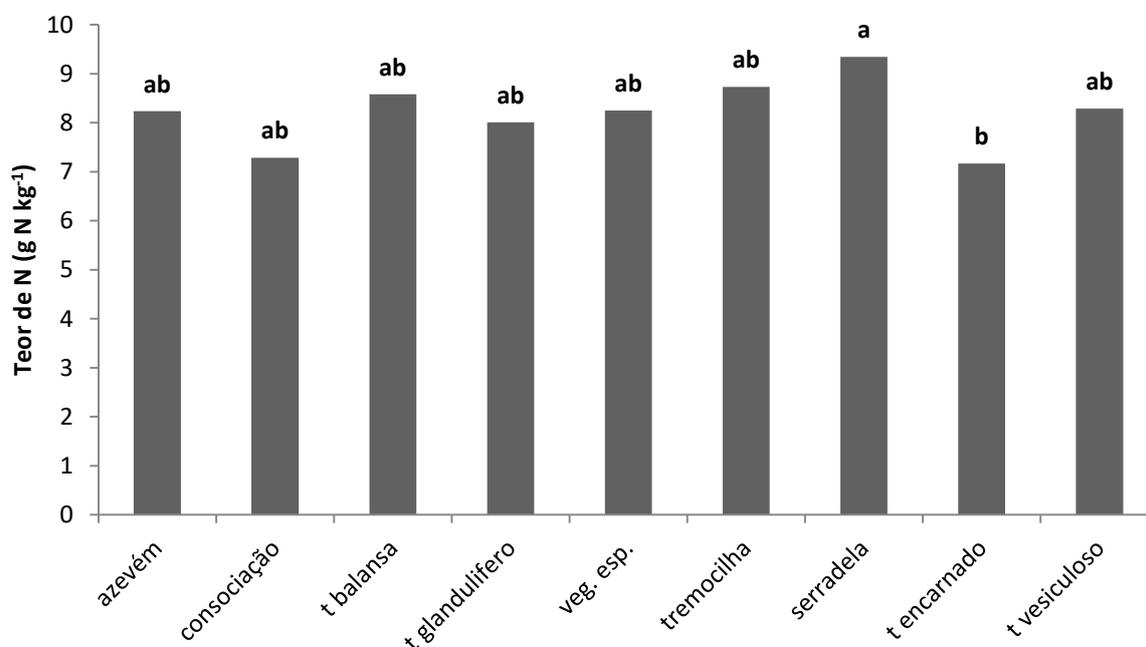
Em relação à biomassa aérea total (somatório da MS da palha e do grão), observaram-se diferenças significativas entre anos ( $p < 0,01$ ), datas de sementeira ( $p < 0,05$ ) e na interação ano × data × plantas ( $p < 0,05$ ). A produção de MS da biomassa total foi mais elevada no primeiro ano de ensaio (6,65 Mg ha<sup>-1</sup>) e significativamente diferente da registada no terceiro ano de ensaio, em que se registou a menor produção de MS (4,57 Mg ha<sup>-1</sup>). O valor registado no segundo ano de ensaio (5,64 Mg ha<sup>-1</sup>) não apresenta diferenças significativas de nenhum dos restantes anos. Em termos médios, foi nos tratamentos provenientes da 1ª data de sementeira em que se registou a maior produção de MS (6,04 Mg ha<sup>-1</sup>), a qual foi significativamente diferente da produção registada nos tratamentos provenientes da 2ª data de sementeira (5,20 Mg ha<sup>-1</sup>). Na interação das três variáveis, verifica-se que a maior produção de MS foi verificada no tratamento proveniente do trevo glandulífero relativo ao primeiro ano de ensaio e 1ª data de sementeira, com uma produção de 9,12 Mg ha<sup>-1</sup>. O menor valor de produção foi observado no tratamento proveniente da consociação relativa ao terceiro ano de ensaio e 1ª data de sementeira.

### 4.3.2 Teor de N

O teor de N foi determinado em relação à palha e ao grão em separado e, também, em relação à biomassa aérea total (somatório dos dois anteriores).

No que respeita à palha, verificámos existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ) e entre plantas ( $p < 0,05$ ). Registou-se uma descida do teor médio do N ao longo dos anos de ensaio, sendo os valores de 12,7 g N kg<sup>-1</sup>, 7,79 g N kg<sup>-1</sup> e 4,15 g N kg<sup>-1</sup>, respetivamente no primeiro, segundo e terceiro anos de ensaio.

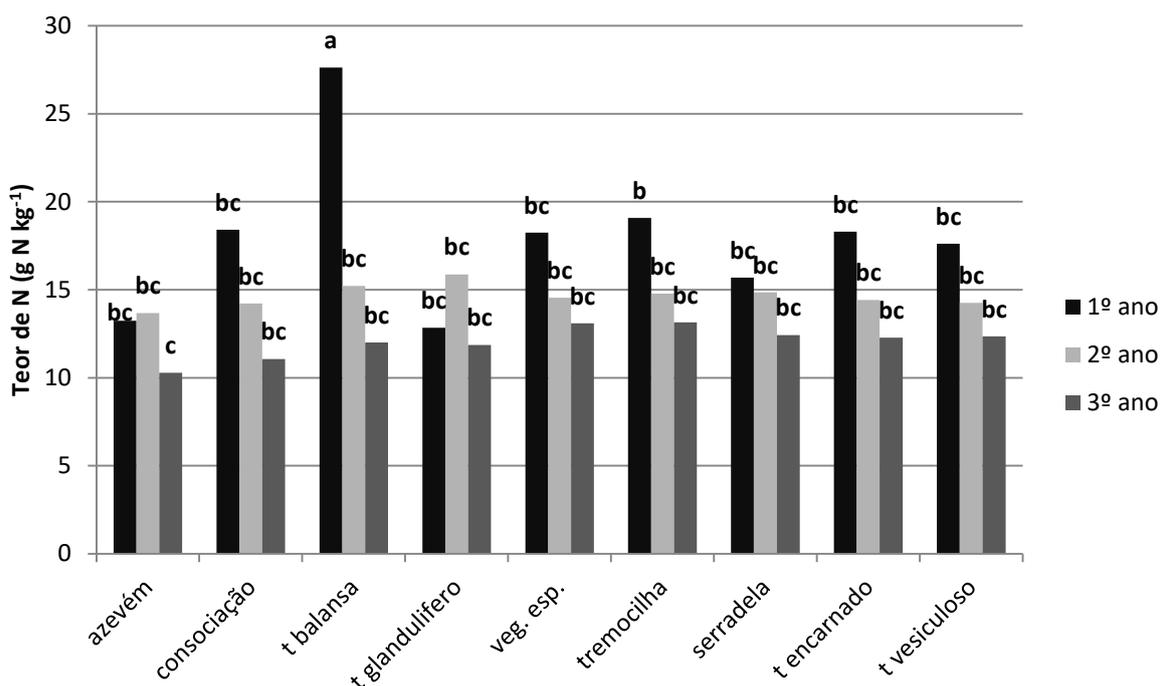
Em relação ao efeito das culturas intercalares os resultados são apresentados na fig. 4.2. e variam entre os 9,35 g N kg<sup>-1</sup> para a serradela e os 7,17 g N kg<sup>-1</sup> para o trevo encarnado.



**Figura 4.2** - Teor de N (g N kg<sup>-1</sup>) na palha após as diversas culturas intercalares.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

No grão observaram-se diferenças significativas em relação ao ano ( $p < 0,001$ ), às plantas ( $p < 0,01$ ) e à interação ano  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ). Os valores são apresentados na fig. 4.3.



**Figura 4.3** - Teor de N (g N kg<sup>-1</sup>) no grão após as diversas culturas intercalares.

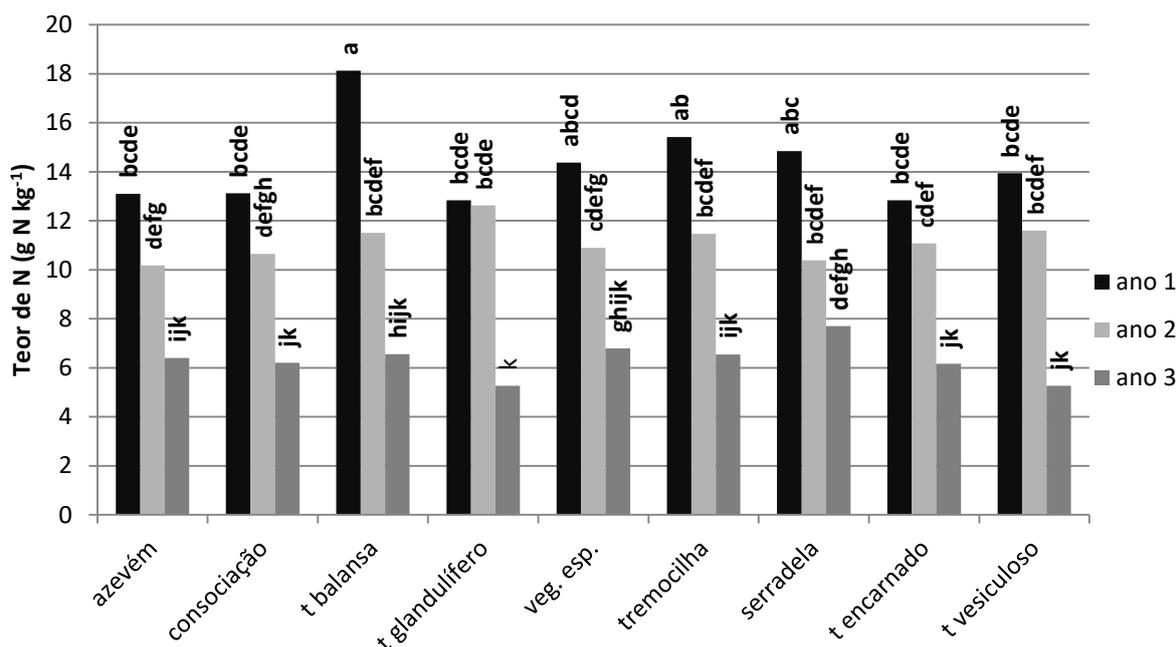
Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

O teor de N observado após a consociação tem sempre um valor intermédio entre os registados após o trevo balansa e o azevém, sendo superior o valor registado após o trevo balansa, embora sem diferenças significativas (com exceção do primeiro ano).

O teor de N do grão nos tratamentos relativos ao trevo balansa variou ao longo dos anos, embora sem diferenças significativas entre o segundo e terceiro ano de ensaio. Quando comparado com o terceiro ano de ensaio, no segundo ano o teor de N foi superior em 27% e o teor de N observado no primeiro ano de ensaio foi cerca de 130% superior.

Quando avaliámos o teor de N na biomassa total aérea, verificou-se existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), plantas ( $p < 0,01$ ), nas interações ano  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ) e data  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ).

Na interação ano  $\times$  planta, verificou-se que todos os tratamentos do primeiro ano de ensaio são superiores aos do segundo ano de ensaio e estes maiores que todos os tratamentos relativos ao terceiro ano de ensaio, como se pode observar na fig.4.4.



**Figura 4.4** - Teor de N (g N kg<sup>-1</sup>) na biomassa total aérea do milho nos 3 anos de ensaio após as diversas culturas intercalares.

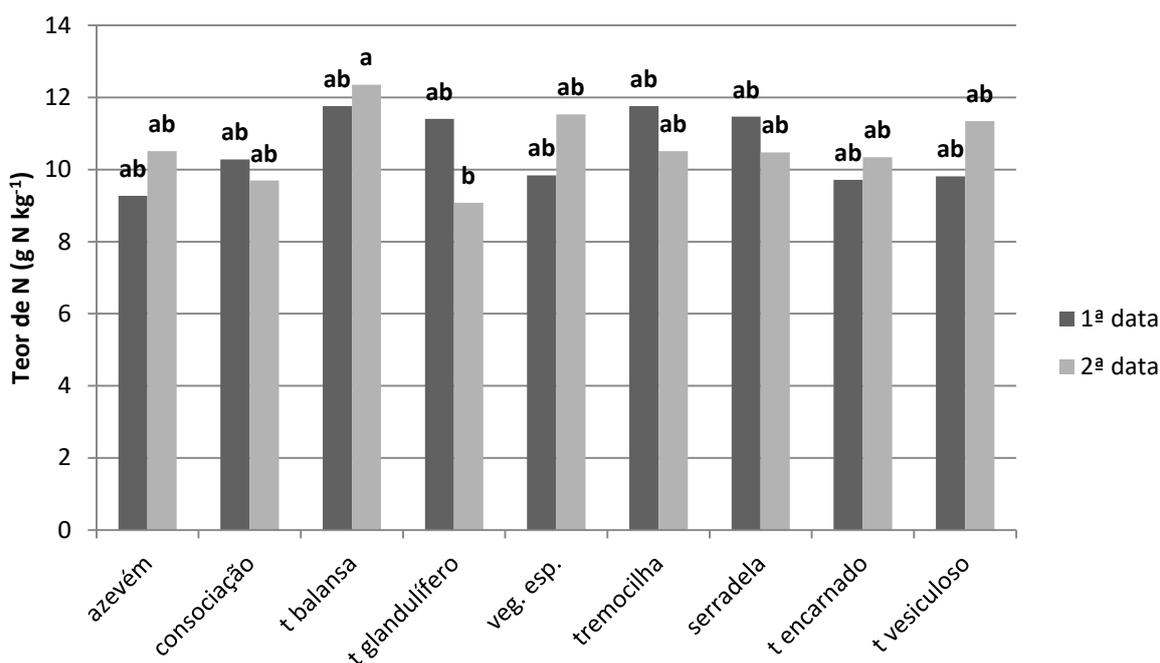
Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Os valores do teor de N da biomassa aérea variaram entre os 18,1 g N kg<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo balansa do primeiro ano de ensaio e 5,27 g N kg<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo glandulífero do terceiro ano de ensaio. Em todos os tratamentos se verificou um maior teor de N no primeiro ano de ensaio e um menor teor de N no terceiro ano de ensaio.

Só no primeiro ano de ensaio se verificaram diferenças significativas entre o tratamento relativo ao trevo balansa e à consociação, correspondendo a um incremento no teor de N no trevo balansa de 38% comparado com a consociação. Neste ano, o tratamento relativo ao trevo balansa só não apresentou diferenças significativas dos tratamentos relativos à tremocilha (15,4 g N kg<sup>-1</sup>), serradela (14,8 g N kg<sup>-1</sup>) e vegetação espontânea (14,4 g N kg<sup>-1</sup>).

No segundo e terceiro anos de ensaio não se verificaram diferenças significativas entre os vários tratamentos em cada ano.

Na interação data  $\times$  planta só existiram diferenças significativas entre o tratamento relativo ao trevo balansa proveniente da 2ª data de sementeira (12,4 g N kg<sup>-1</sup>) e o tratamento relativo ao trevo glandulífero, também proveniente da 2ª data de sementeira (9,08 g N kg<sup>-1</sup>). Na 2ª data de sementeira, o tratamento relativo à consociação (9,70 g N kg<sup>-1</sup>) apresentou teores de N inferiores aos registados no azevém (10,5 g N kg<sup>-1</sup>) e no trevo balansa (12,4 g N kg<sup>-1</sup>), apesar de estes valores não serem significativamente diferentes, como pode ser observado na fig. 4.5.



**Figura 4.5** - Teor de N (g N kg<sup>-1</sup>) na biomassa aérea total do milho nos 3 anos de ensaio após as diversas culturas intercalares.

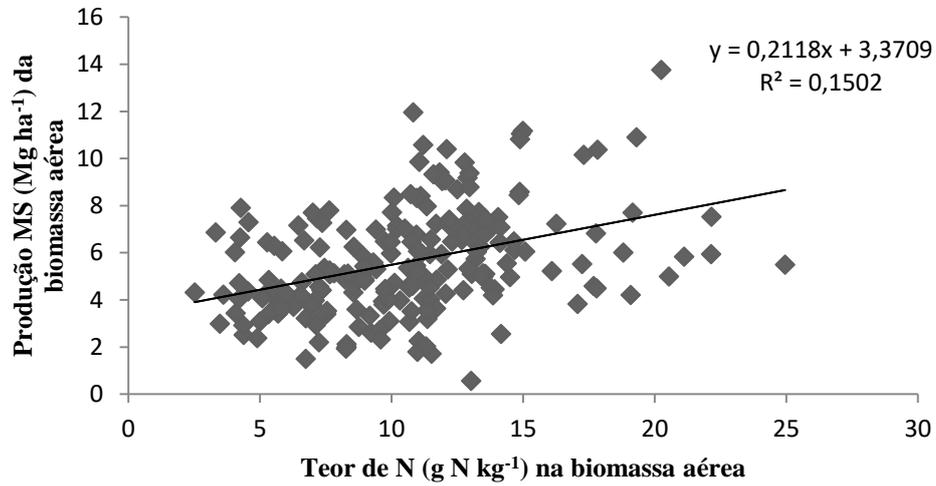
Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Apesar de os valores não serem significativamente diferentes, verificou-se uma tendência para que os tratamentos relativos ao azevém, trevo balansa, vegetação espontânea, trevo encarnado e trevo vesiculoso apresentem um maior teor de N no milho quando semeados após a intercalar de sementeira tardia (2ª data de sementeira).

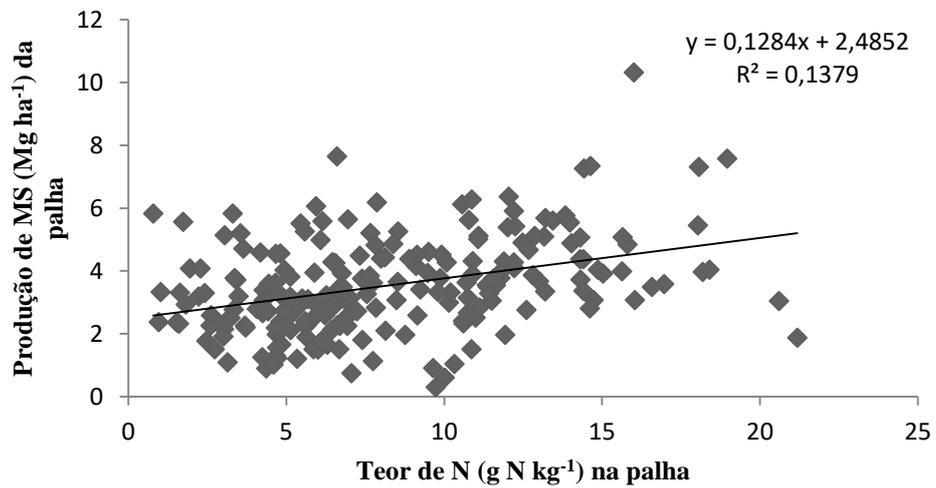
Quando analisada a relação entre o teor de N e a produção de MS para a biomassa aérea, palha e grão verificou-se que, embora significativas para a biomassa aérea e para a

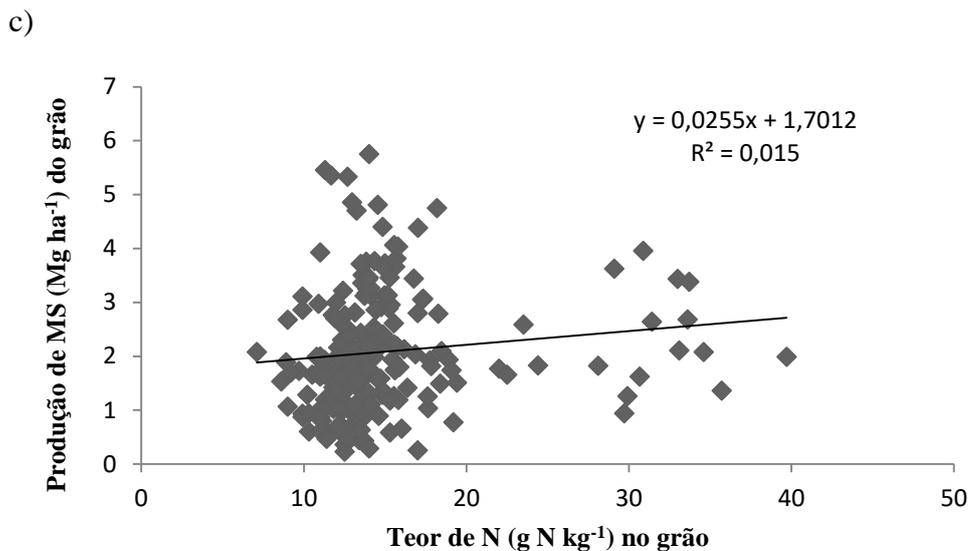
palha ( $p < 0,001$ ), as relações apresentam coeficientes de determinação muito baixos, tal como se observa na fig 4.6.

a)



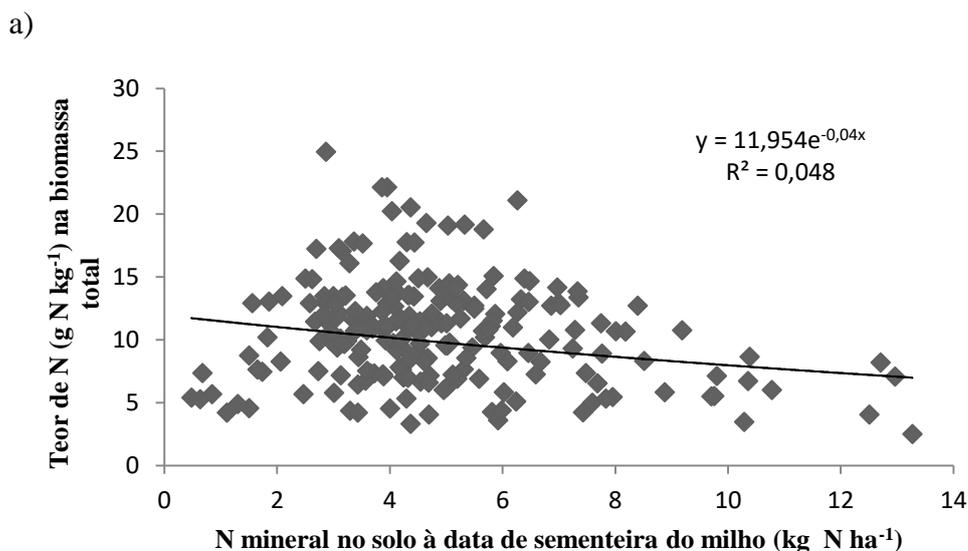
b)



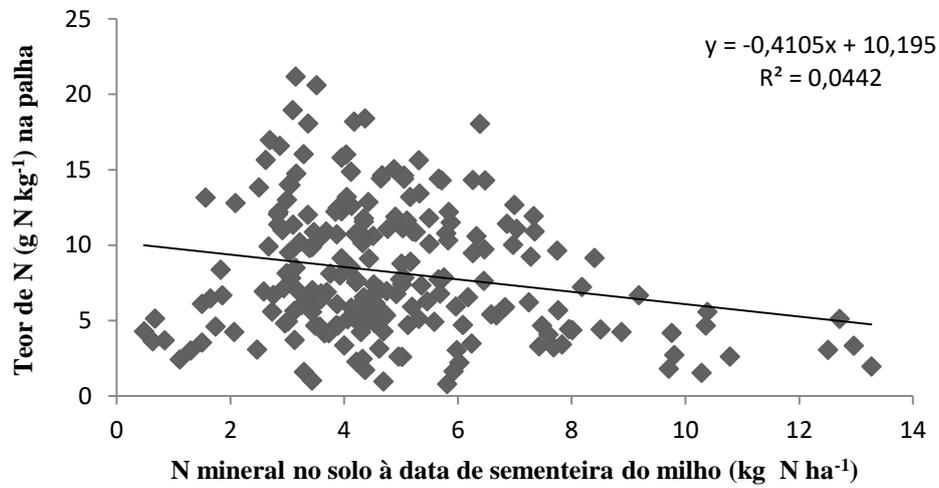


**Figura 4.6** - Relação entre o teor de N e a produção de MS na biomassa aérea (a), palha (b) e grão (c) do milho.

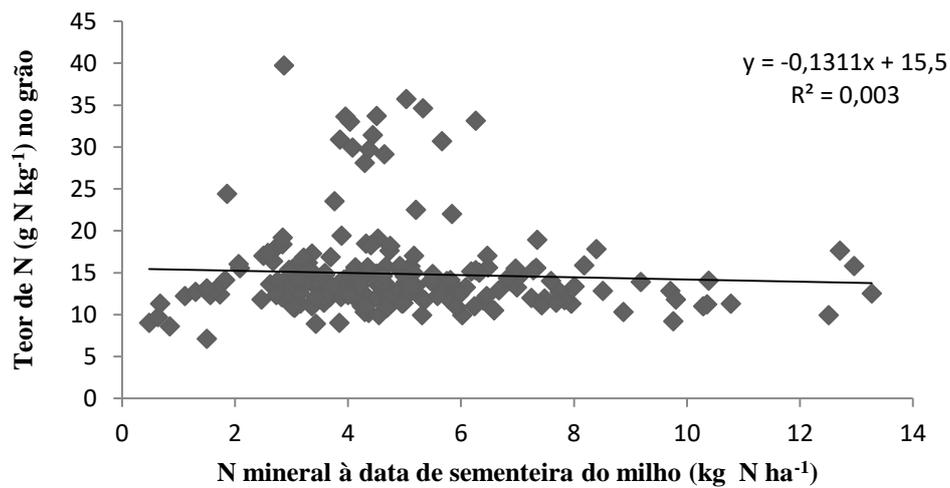
Foi avaliada a relação entre o teor de N mineral no solo (20 cm) à data de sementeira do milho e o teor de N presente na biomassa aérea total do milho e nos seus dois componentes. Apesar desta regressão ser significativa ( $p < 0,0011$ ), os coeficientes de determinação são muito baixos, apresentando valores inferiores a 0,05, tal como observado na fig. 4.7. Igualmente inesperados são os valores negativos dos declives das equações que traduzem as referidas relações.



b)



c)



**Figura 4.7** - Relação entre o teor de N na biomassa aérea total do milho (a), na palha (b) e no grão (c) e o teor de N mineral nos primeiros 20 cm de solo à data de sementeira do milho.

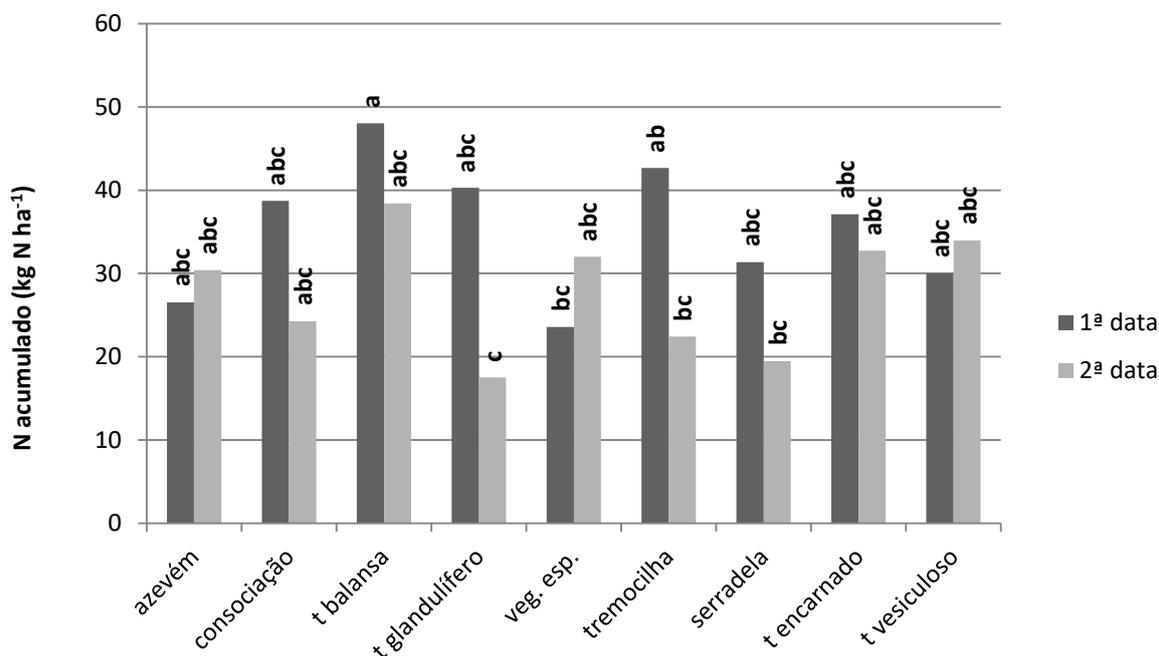
### 4.3.3 N acumulado

Para avaliar o N acumulado, foram analisados separadamente a palha, o grão e a biomassa total. No que respeita ao N acumulado na palha, verificaram-se apenas diferenças

significativas entre anos ( $p < 0,001$ ). O maior valor de N acumulado observou-se no primeiro ano de ensaio ( $57,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e foi significativamente diferente dos restantes ( $23,5 \text{ kg N ha}^{-1}$  e  $13,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ , para o segundo e terceiro anos, respetivamente).

No grão verificaram-se diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), datas de sementeira ( $p < 0,05$ ), plantas ( $p < 0,05$ ) e na interação data  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ). Foi no segundo ano de ensaio em que se observou um maior valor de N acumulado ( $40,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), embora este valor não seja significativamente diferente do valor observado no primeiro ano de ensaio ( $38,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). O menor valor ( $15,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) foi observado no terceiro ano de ensaio e foi significativamente inferior aos restantes.

Os valores de N acumulado variaram entre os  $48,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  para o tratamento relativo ao trevo balansa da 1ª data de sementeira e os  $17,5 \text{ kg N ha}^{-1}$  para o tratamento relativo ao trevo glandulífero da 2ª data de sementeira. O tratamento relativo ao trevo balansa da 1ª data de sementeira foi significativamente diferente da tremocilha, serradela e trevo glandulífero da 2ª data de sementeira e da vegetação espontânea da 1ª data de sementeira, tal como se pode observar na fig. 4.8.



**Figura 4.8** - N acumulado ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) no grão do milho após os diversos precedentes culturais.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Os tratamentos relativos ao trevo vesiculoso, vegetação espontânea e azevém registaram um maior valor de N acumulado nos tratamentos provenientes da 2ª data de sementeira comparativamente à primeira data, embora com diferenças não significativas.

Quando comparamos o N acumulado pelo grão proveniente do tratamento trevo balansa com o proveniente da vegetação espontânea verificámos um aumento de 104% na 1ª data de sementeira e de 20% na 2ª data de sementeira. Se compararmos com o tratamento após azevém, o aumento observado no tratamento do trevo balansa é de 81% para a 1ª data e de 26% para a 2ª data de sementeira.

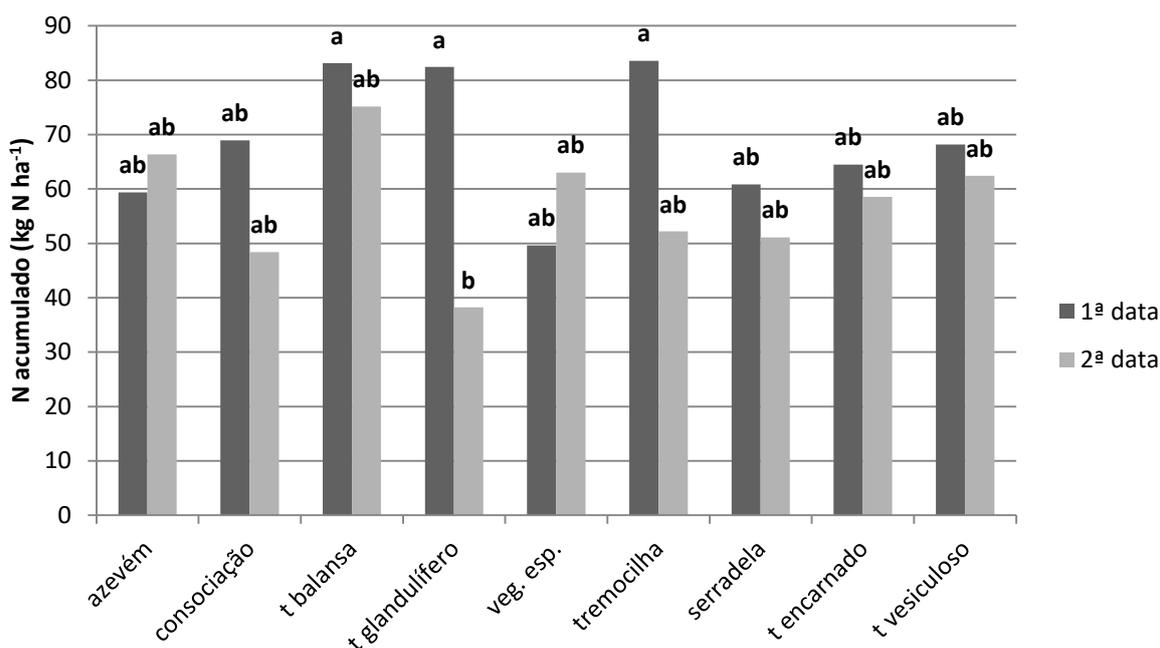
Para a 1ª data de sementeira, o valor de N acumulado no tratamento após consociação foi intermédio ao observado após trevo balansa e após azevém. Na 2ª data de sementeira, o N acumulado após consociação foi inferior ao observado no tratamento após o azevém. O N acumulado em cada data de sementeira após trevo balansa não foi significativamente diferente do acumulado após tremocilha e a diferença é reduzida na 1ª data de sementeira (0,8%), mas com algum significado na 2ª data de sementeira (71%).

Quando avaliamos a biomassa aérea na sua totalidade, verificou-se existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ) e na interação data  $\times$  plantas ( $p < 0,01$ ).

O valor de N acumulado foi maior no primeiro ano de ensaio (96,0 kg N ha<sup>-1</sup>) e foi diminuindo no decorrer do ensaio (64,0 kg N ha<sup>-1</sup> no segundo ano e 29,3 kg N ha<sup>-1</sup> no terceiro ano), sendo os valores todos significativamente diferentes entre si. O valor de N acumulado variou entre os 83,6 kg N ha<sup>-1</sup> para o tratamento da tremocilha da 1ª data de sementeira e os 38,2 kg N ha<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo glandulífero da 2ª data de sementeira, tal como observado na fig. 4.9.

Para a 1ª data de sementeira, o efeito da tremocilha e do trevo balansa, comparado com a vegetação espontânea, traduziu-se num aumento do valor de N acumulado de 68%. Este aumento já não se verifica para os valores da 2ª data de sementeira, em que o trevo balansa acumulou mais 20% de N comparado com a vegetação espontânea e a tremocilha obteve um valor de N acumulado inferior à vegetação espontânea (cerca de 20% inferior).

Na 1ª data de sementeira, o N acumulado após consociação foi intermédio ao das plantas estremes (trevo balansa e azevém), mas na 2ª data já isso não se verifica e o N acumulado após consociação foi inferior ao valor acumulado pelo tratamento relativo ao azevém (37% inferior).

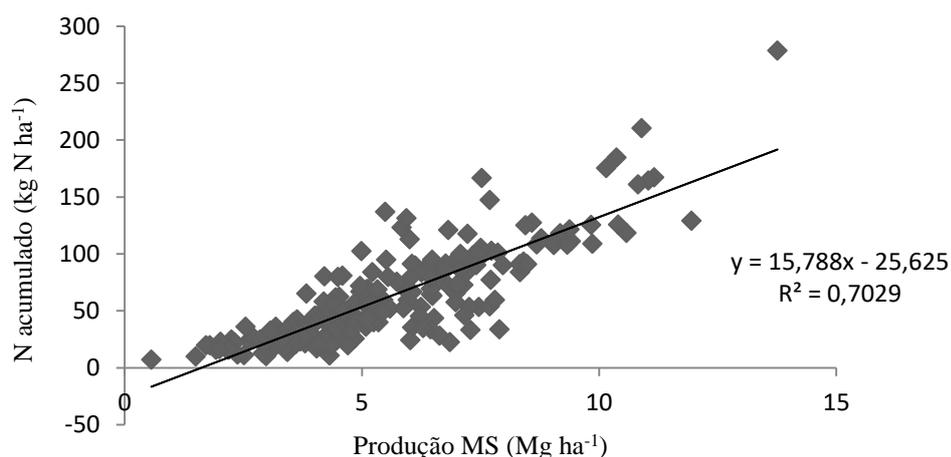


**Figura 4.9** - N acumulado (kg N ha<sup>-1</sup>) na biomassa aérea do milho após os diversos precedentes culturais.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

De salientar a diferença no tratamento relativo ao trevo glandulífero entre datas de sementeira (significativamente diferentes). Esta diferença foi na ordem dos 116%.

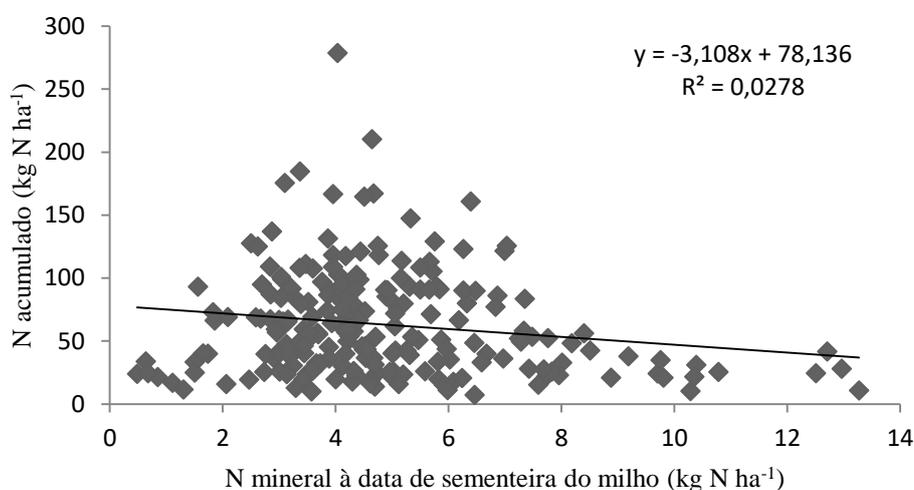
Foi testada uma regressão linear para verificar qual das variáveis (MS e teor de N) teria mais efeito sobre o valor de N acumulado (Fig. 4.10).



**Figura 4.10** - Relação entre a produção de MS pela biomassa aérea do milho e o N acumulado.

A variável MS mostrou ser a que apresentava um maior peso relativo no N acumulado. Assim, avaliou-se a relação direta e linear entre a produção de MS e o valor de N acumulado pela biomassa aérea do milho. Esta regressão linear apresentou-se significativa ( $p < 0,001$ ) e que cerca de 70% de N acumulado na biomassa aérea do milho é função da produção de MS.

Avaliou-se a relação entre o valor de N acumulado pela biomassa aérea e o N mineral presente no solo à data de sementeira do milho, que se apresenta na fig. 4.11. Esta regressão linear mostrou ser significativa ( $p < 0,05$ ), mas pouco expressiva, apresentando um valor de  $R^2 = 0,03$ .



**Figura 4.11** - Relação entre o N mineral no solo à data de sementeira do milho e o valor de N acumulado na biomassa aérea.

#### 4.3.4 Quantidade Crítica de N (QCN) e % de N fornecido pelas culturas intercalares

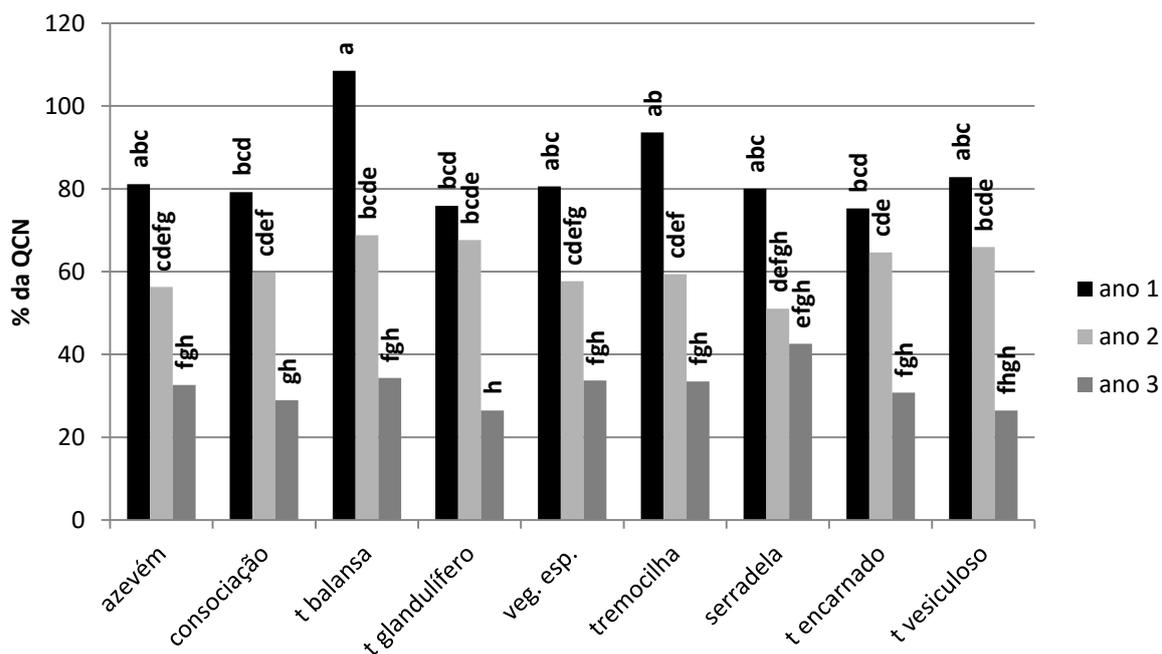
Quando analisámos a quantidade crítica de N (QCN), verificou-se existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), datas de sementeira ( $p < 0,05$ ) e na interação ano  $\times$  data  $\times$  planta ( $p < 0,05$ ). Para o primeiro ano de ensaio, a QCN é de 111 kg N ha<sup>-1</sup> e é significativamente diferente da QCN do segundo e terceiro anos de ensaio (98,7 kg N ha<sup>-1</sup> e 87,4 kg N ha<sup>-1</sup>, respetivamente). No que respeita à interação ano  $\times$  data  $\times$  planta, apenas se verificaram diferenças significativas entre o tratamento relativo ao trevo glandulífero do

primeiro ano de ensaio e 1ª data de sementeira (136 kg N ha<sup>-1</sup>) e os tratamentos relativos ao azevém do terceiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira (72,6 kg N ha<sup>-1</sup>) e ao tratamento após a consociação do terceiro ano de ensaio e 1ª data de sementeira (70,8 kg N ha<sup>-1</sup>).

Para averiguar quanto desta quantidade crítica de N foi satisfeita pelo N fornecido pelas culturas intercalares, calculou-se a % da QCN em função do N acumulado na biomassa aérea das culturas intercalares. Nesta análise verificámos existirem diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), plantas ( $p < 0,05$ ) e na interação ano × planta ( $p < 0,05$ ) e data × planta ( $p < 0,01$ ).

Em relação ao ano, verificaram-se diferenças significativas entre todos os anos. No primeiro ano as culturas intercalares satisfizeram 84% da QCN, no segundo ano 61% e no terceiro ano apenas 33%.

Na interação ano × planta (Figura 4.12) verificou-se que a percentagem de QCN satisfeita pelas culturas intercalares variou entre os mais de 100% para o trevo balansa no primeiro ano de ensaio e os 26% para o trevo glandulífero no terceiro ano.

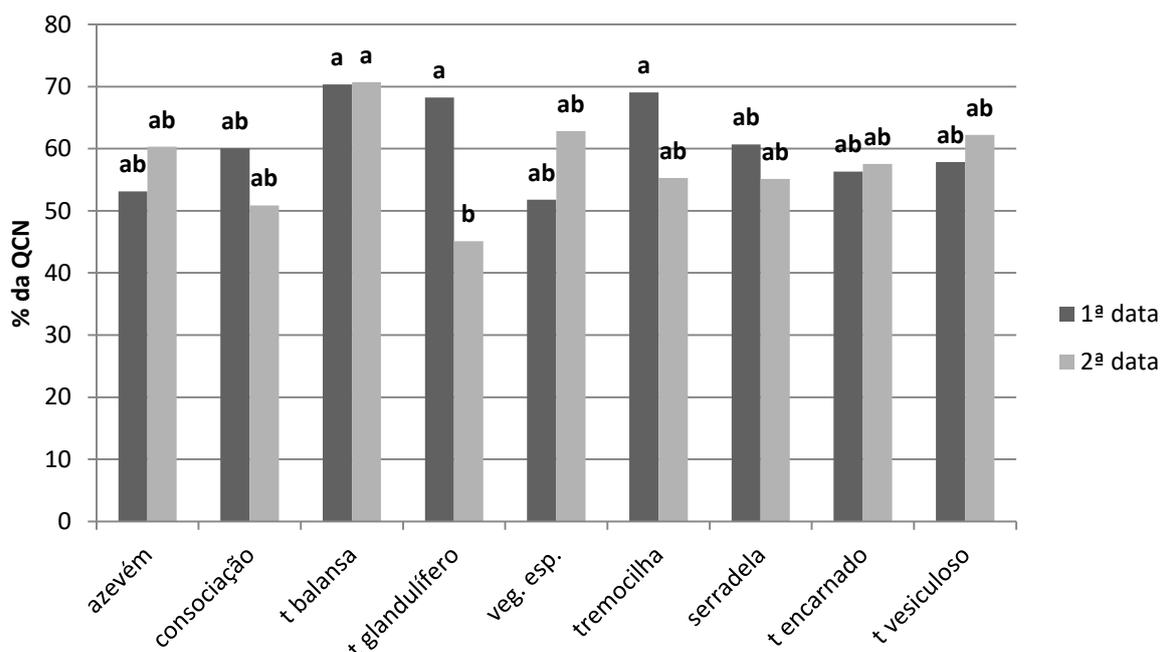


**Figura 4.12** - Percentagem da QCN do milho satisfeita pelo N fornecido pelas culturas intercalares, em função do ano.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

De realçar o trevo balansa, que apresentou diferenças significativas entre todos os anos.

Quando analisamos a interação data × planta, os valores variaram entre os 71% para o trevo balansa da 2ª data de sementeira e os 45% para o trevo glandulífero da 2ª data de sementeira (fig. 4.13).



**Figura 4.13** - Percentagem da QCN do milho satisfeita pelo N fornecido pelas culturas intercalares em função da data de sementeira.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

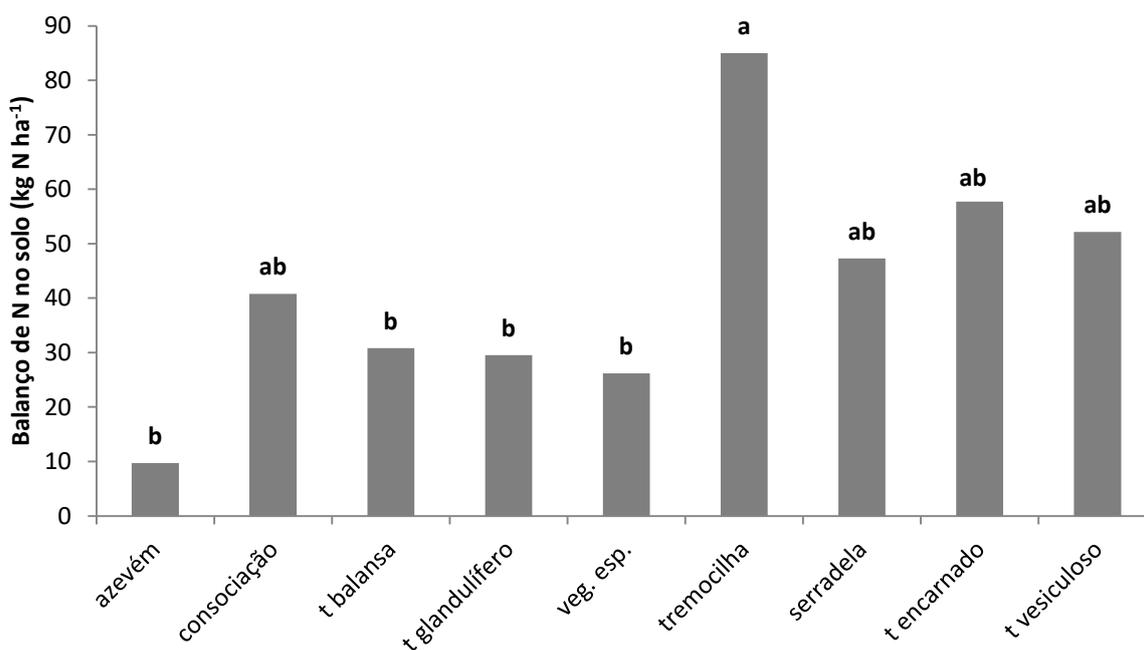
Da análise da figura, verifica-se ser o trevo balansa, em ambas as datas de sementeira, o tratamento que satisfaz a maior percentagem da concentração crítica de N, fornecendo cerca de 70% do N necessário para a produção máxima do milho.

#### 4.3.5 Balanço do N no solo

O balanço de N no solo apresentou diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), plantas ( $p < 0,001$ ) e na interação ano × data ( $p < 0,05$ ). Verificou-se que o saldo de N no solo

no final do primeiro ano é negativo ( $-24,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) e significativamente inferior a todos os restantes. No final do segundo ano o valor foi de  $111 \text{ kg N ha}^{-1}$  e é significativamente superior a todos os restantes. No terceiro ano, o valor é de  $39,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Na interação ano  $\times$  data observámos não existirem diferenças significativas entre as datas de sementeira referentes ao segundo ano de ensaio e ao terceiro ano de ensaio, existindo apenas diferenças entre datas de sementeira referentes ao primeiro ano de ensaio, onde o valor referente à 2ª data de sementeira ( $14,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) foi superior ao da 1ª data de sementeira ( $-62,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Os valores da 1ª data de sementeira do segundo e terceiro ano de ensaios não apresentaram diferenças significativas ( $101 \text{ kg N ha}^{-1}$  e  $53,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ , respetivamente). Também não existiram diferenças significativas entre os valores da 2ª data de sementeira do primeiro e terceiro anos de ensaio ( $14,0 \text{ kg N ha}^{-1}$  e  $24,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ , respetivamente).

Quando analisamos em função da planta, verificou-se que o valor do balanço de N no solo variou entre os  $9,72 \text{ kg N ha}^{-1}$  e os  $85,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ , como se pode observar na fig. 4.14.



**Figura 4.14** - Balanço de N no solo ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ) no final da cultura do milho em função dos diversos precedentes culturais em ensaio.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Verificou-se ser o tratamento relativo ao azevém o que permitiu atingir um menor excesso de N do solo, embora não apresente diferenças significativas com o trevo balansa ou com a vegetação espontânea. Por sua vez, observou-se ser o tratamento relativo à tremocilha, aquele que, no final do ciclo cultural após o milho, deixou mais N no solo.

#### 4.3.6 Teor de P

O teor de P foi analisado em relação ao grão e à palha separadamente. No que respeita ao grão, verificaram-se diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ) e efeitos significativos das interações ano  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ), data  $\times$  planta ( $p < 0,05$ ) e ano  $\times$  data  $\times$  planta ( $p < 0,05$ ). Os maiores valores de teor de P registaram-se no primeiro e terceiro ano de ensaio (3,96 g P kg<sup>-1</sup> e 3,87 g P kg<sup>-1</sup>, respetivamente) e são significativamente diferentes dos valores registados no segundo ano de ensaio (2,96 g P kg<sup>-1</sup>). Na interação ano  $\times$  data  $\times$  planta os teores de P variaram entre os 2,73 g P kg<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo vesiculoso do segundo ano de ensaio e 2ª data de sementeira e os 5,85 g P kg<sup>-1</sup> também para o tratamento relativo ao trevo vesiculoso mas proveniente do terceiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira, tal como se pode observar no quadro 4.2.

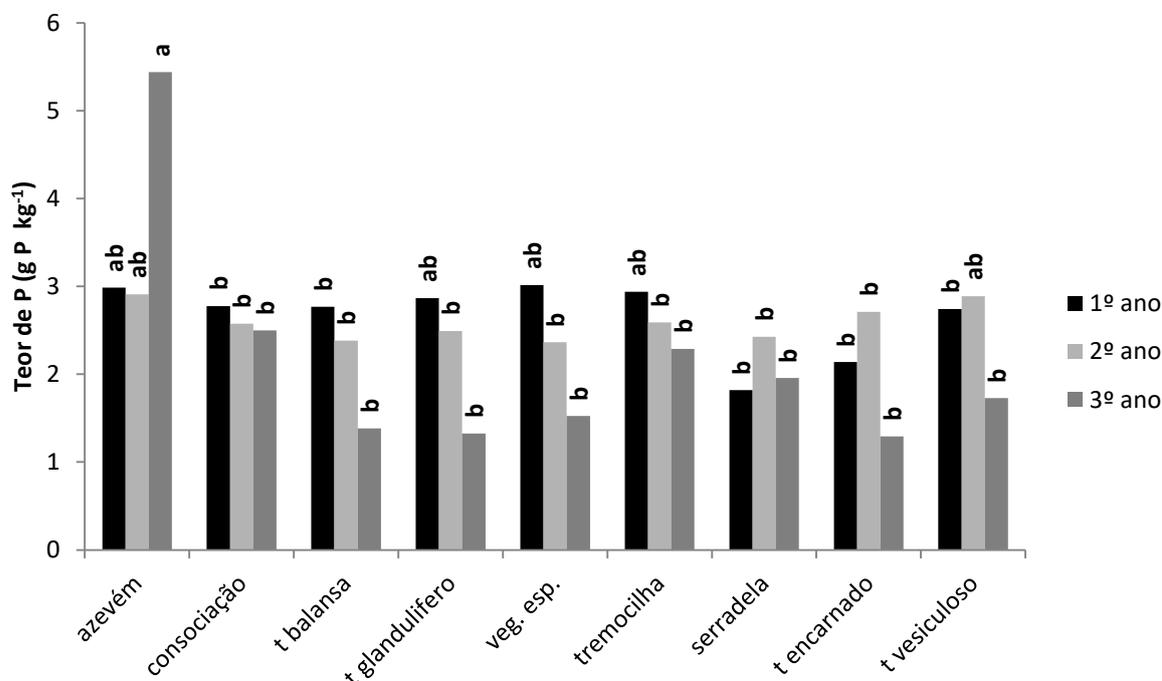
**Quadro 4.2** - Teor de P no grão do milho cultivado após as diferentes culturas intercalares e respetivas datas de sementeira nos três anos de ensaio (g P kg<sup>-1</sup>).

		<i>azev.</i>	<i>cons.</i>	<i>t bal.</i>	<i>t gland.</i>	<i>veg. esp.</i>	<i>trem.</i>	<i>serr.</i>	<i>t encar.</i>	<i>t vesic.</i>
1º Ano	1ª Data	3,63 <sup>a,b,c</sup>	3,85 <sup>a,b,c</sup>	5,15 <sup>a,b,c</sup>	3,13 <sup>b,c</sup>	3,45 <sup>a,b,c</sup>	5,05 <sup>a,b,c</sup>	3,83 <sup>a,b,c</sup>	4,58 <sup>a,b,c</sup>	3,00 <sup>b,c</sup>
	2ª Data	3,10 <sup>b,c</sup>	4,37 <sup>a,b,c</sup>	5,47 <sup>a,b</sup>	3,20 <sup>b,c</sup>	4,53 <sup>a,b,c</sup>	3,57 <sup>a,b,c</sup>	3,43 <sup>a,b,c</sup>	3,60 <sup>a,b,c</sup>	4,43 <sup>a,b,c</sup>
2º Ano	1ª Data	3,02 <sup>b,c</sup>	2,90 <sup>c</sup>	2,91 <sup>c</sup>	2,92 <sup>b,c</sup>	2,74 <sup>c</sup>	2,91 <sup>c</sup>	3,01 <sup>b,c</sup>	3,05 <sup>b,c</sup>	3,03 <sup>b,c</sup>
	2ª Data	3,06 <sup>b,c</sup>	3,08 <sup>b,c</sup>	3,08 <sup>b,c</sup>	2,80 <sup>c</sup>	2,92 <sup>b,c</sup>	3,01 <sup>b,c</sup>	3,27 <sup>b,c</sup>	2,82 <sup>c</sup>	2,73 <sup>c</sup>
3º Ano	1ª Data	3,13 <sup>b,c</sup>	3,63 <sup>a,b,c</sup>	3,53 <sup>a,b,c</sup>	3,50 <sup>a,b,c</sup>	5,28 <sup>a,b,c</sup>	3,90 <sup>a,b,c</sup>	4,10 <sup>a,b,c</sup>	3,37 <sup>a,b,c</sup>	3,35 <sup>a,b,c</sup>
	2ª Data	3,93 <sup>a,b,c</sup>	3,58 <sup>a,b,c</sup>	3,95 <sup>a,b,c</sup>	3,70 <sup>a,b,c</sup>	3,78 <sup>a,b,c</sup>	3,60 <sup>a,b,c</sup>	3,47 <sup>a,b,c</sup>	3,93 <sup>a,b,c</sup>	5,85 <sup>a</sup>

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Apenas os tratamentos relativos ao trevo balansa e ao trevo vesiculoso apresentaram diferenças significativas entre anos e/ou datas. O tratamento relativo ao trevo balansa do primeiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira foi significativamente diferente do relativo ao segundo ano de ensaio e 1ª data de sementeira. No trevo vesiculoso foi o tratamento relativo ao terceiro ano de ensaio e 2ª data de sementeira que foi significativamente superior aos do segundo ano de ensaio e ao relativo à 1ª data de sementeira do primeiro ano de ensaio.

Os valores de P presentes na palha apresentaram diferenças significativas entre plantas ( $p < 0,001$ ), na interação ano  $\times$  planta ( $p < 0,01$ ) que se observa na fig. 4.15 e na interação data  $\times$  planta ( $p < 0,05$ ), que se apresenta na fig. 4.16.

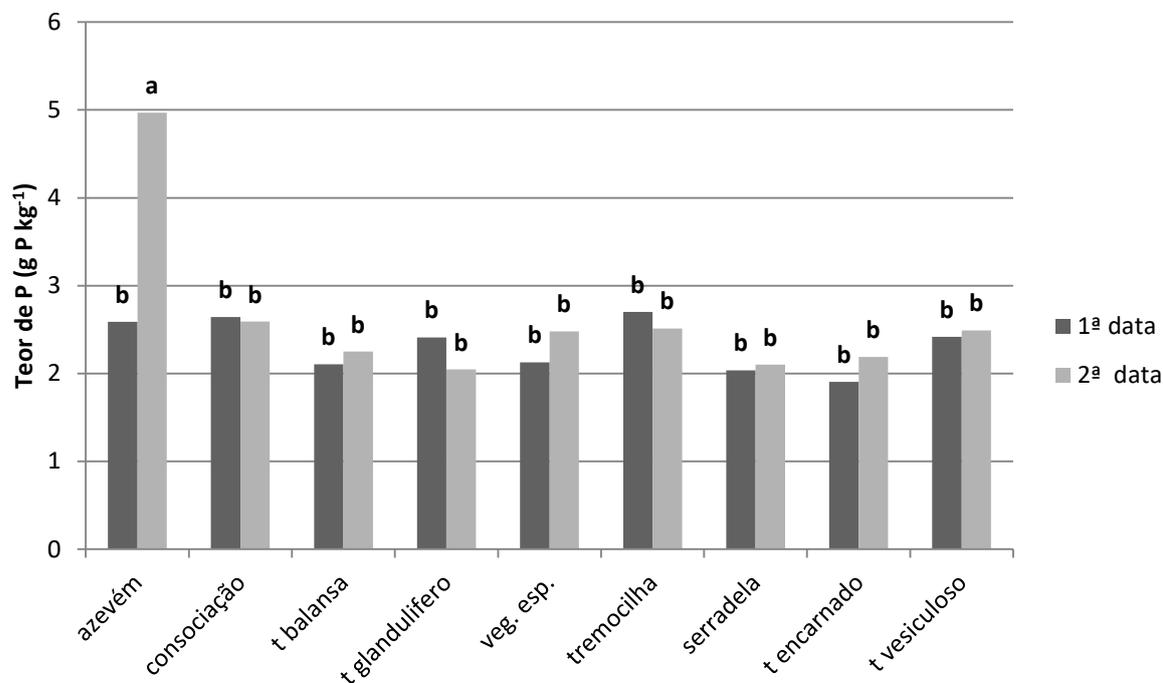


**Figura 4.15** - Teor de P ( $\text{g P kg}^{-1}$ ) na palha de milho após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Na interação ano  $\times$  planta, os valores variaram entre  $5,44 \text{ g P kg}^{-1}$  para o tratamento relativo ao azevém do terceiro ano de ensaio e  $1,29 \text{ g P kg}^{-1}$  para o tratamento relativo ao trevo encarnado, também do terceiro ano de ensaio.

Na interação data×planta os valores de P variaram entre 4,97 g P kg<sup>-1</sup> para o tratamento de azevém da 2ª data de sementeira e os 1,91 g P kg<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo encarnado da 1ª data de sementeira.

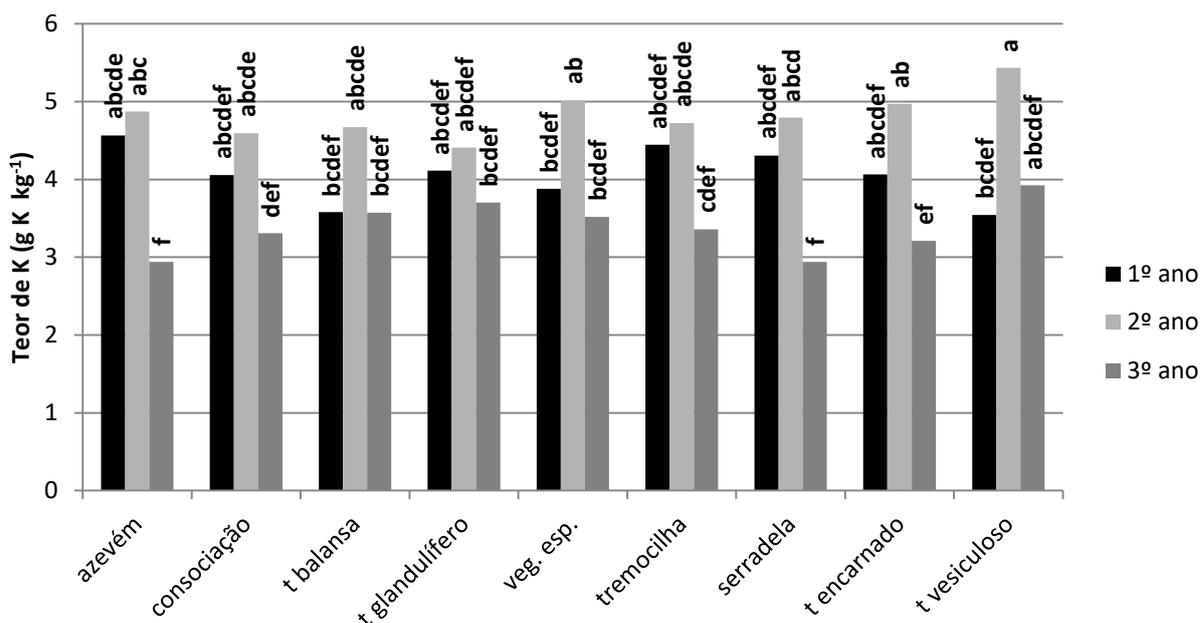


**Figura 4.16** - Teor de P (g P kg<sup>-1</sup>) na palha de milho após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

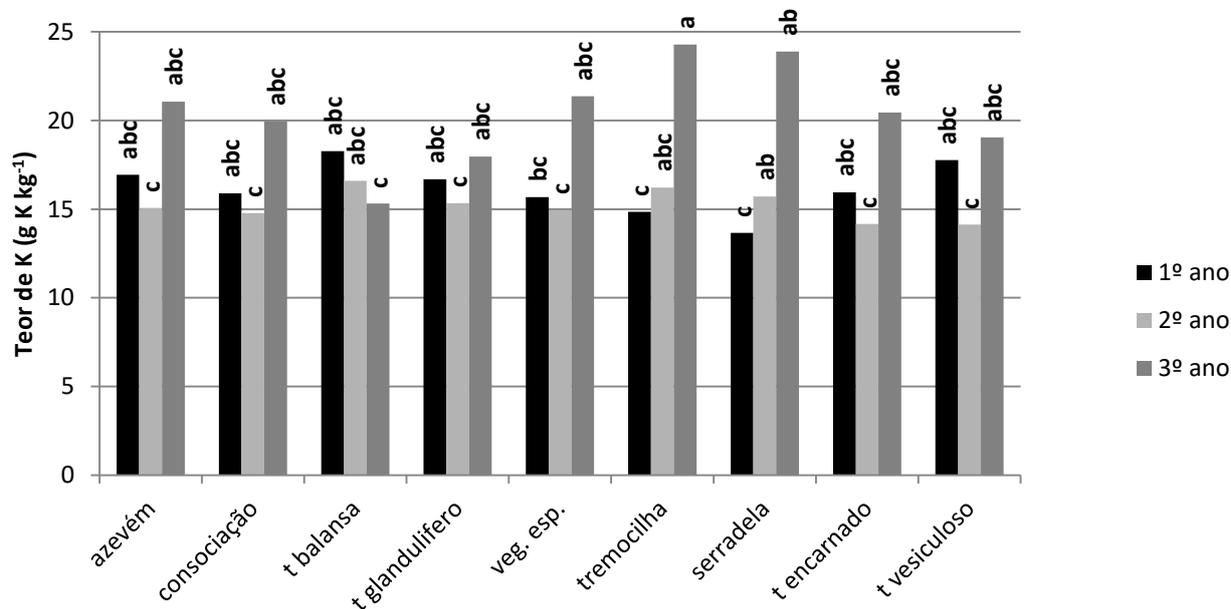
#### 4.3.7 Teor de K

Os valores de K presentes no grão apresentaram diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ), datas ( $p < 0,01$ ) e na interação ano × planta ( $p < 0,05$ ). O teor de K médio da 2ª data de sementeira (4,23 g K kg<sup>-1</sup>) foi significativamente superior ao da 1ª data (3,95 g K kg<sup>-1</sup>). Na interação ano × planta os valores variaram entre 5,43 g K kg<sup>-1</sup> para o tratamento relativo ao trevo vesiculoso do segundo ano de ensaio e 2,94 g K kg<sup>-1</sup> após o azevém do terceiro ano de ensaio, como se visualiza na fig, 4.17.



**Figura 4.17** - Teor de K (g K kg<sup>-1</sup>) no grão após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio. Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Os teores de K na palha são apresentados na fig. 4.18.



**Figura 4.18** - Teor de K (g K kg<sup>-1</sup>) na palha após as diferentes culturas intercalares nos três anos de ensaio. Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Bonferroni ( $p = 0,05$ ).

Apresentaram diferenças significativas entre anos ( $p < 0,001$ ) e na interação ano  $\times$  planta ( $p < 0,05$ ). Os teores de K variaram entre 24,3 g K kg<sup>-1</sup> após a tremocilha do terceiro ano de ensaio e 13,7 g K kg<sup>-1</sup> após a serradela do primeiro ano de ensaio.

Apenas os tratamentos após tremocilha e serradela apresentaram diferenças significativas entre anos. O teor de K do primeiro ano de ensaio (14,8 g K kg<sup>-1</sup> e 13,7 g K kg<sup>-1</sup> após tremocilha e serradela, respetivamente) foi significativamente inferior ao teor do terceiro ano de ensaio (24,3 g K kg<sup>-1</sup> e 23,9 g K kg<sup>-1</sup> após tremocilha e serradela respetivamente).

#### **4.4 Discussão**

A introdução de leguminosas intercalares para sideração na rotação com o milho ainda não é prática comum em Portugal, talvez pela reduzida informação disponível sobre esta prática. O grande período entre a colheita e nova sementeira do milho (Setembro/Outubro - Abril/Maio) permite o bom desenvolvimento das culturas intercalares, fazendo desta, uma prática possível nas condições mediterrânicas, tal como afirmado por Salmerón *et al.* (2011).

Para todos os parâmetros analisados foram observadas diferenças significativas entre anos. Estas diferenças são devidas às diferentes condições climáticas observadas nesses anos, principalmente à precipitação ocorrida, pois as temperaturas foram semelhantes ao longo dos três anos. Também o início da rega, a quantidade de água aplicada e o tipo de rega foi diferente entre os anos do ensaio, podendo mesmo ter ocorrido tardiamente ou em quantidade insuficiente.

Verificaram-se diferenças na produção de MS entre componentes e entre anos e observou-se que a maior produção de MS para a componente palha não ocorreu no mesmo ano em que se registou a maior produção de MS para o componente grão, pelo que os fatores que induzem maior produção de MS no grão poderão não ser os mesmos que induzem uma maior produção de MS na palha. Analisando os registos meteorológicos, podemos afirmar que uma precipitação moderada e semelhante ao longo dos três primeiros meses após a sementeira do milho poderá favorecer a produção de MS no grão, tal como se verificou no segundo ano de ensaio. Gabriel e Quemada (2011) também registaram diferenças significativas na produção de MS entre anos.

A produção de MS no grão, que variou entre 1,32 Mg ha<sup>-1</sup> e 2,70 Mg ha<sup>-1</sup>, foi inferior aos valores registados na bibliografia. Por exemplo, Yeganehpoor *et al.* (2014), utilizando o trevo e a ervilhaca consociadas com o milho (cultivadas em conjunto) no Irão, registaram produções de grão de 4,06 Mg ha<sup>-1</sup> e 3,69 Mg ha<sup>-1</sup>. Neste trabalho, tal como no nosso, não houve aplicação de N na sementeira do milho nem durante o seu crescimento/desenvolvimento. Resultados muito diferentes são apontados por Kramberger *et al.* (2014), onde a produção de grão variou entre 5,5 Mg ha<sup>-1</sup> após o azevém e 10,2 Mg ha<sup>-1</sup> após o trevo encarnado. Contudo neste trabalho foi efetuada uma aplicação de N (120 kg N ha<sup>-1</sup>) durante a sementeira/crescimento do milho. Gabriel e Quemada (2011), em Madrid, aplicando também 120 kg N ha<sup>-1</sup> no momento da sementeira do milho, obtiveram produções de grão entre os 8,4 Mg ha<sup>-1</sup> após a vegetação espontânea e 14,5 Mg ha<sup>-1</sup> após a ervilhaca. Também Salmerón *et al.* (2011), com aplicação de 300 kg N ha<sup>-1</sup> durante a sementeira/crescimento do milho registaram valores muito superiores de produção de MS (entre os 11,7 Mg ha<sup>-1</sup> após uma não leguminosa e 15,7 Mg ha<sup>-1</sup> após leguminosa). De realçar que nestes três últimos trabalhos citados, o milho utilizado era uma variedade híbrida, e que o utilizado no nosso trabalho foi uma variedade regional, bem menos produtiva. Também quando analisada a biomassa aérea do milho na sua totalidade, os valores por nós encontrados (3,47 Mg ha<sup>-1</sup> – 9,12 Mg ha<sup>-1</sup>) são inferiores aos registados na bibliografia: 20,7 Mg ha<sup>-1</sup> – 26,7 Mg ha<sup>-1</sup> (Salmerón *et al.*, 2011); 17,1 Mg ha<sup>-1</sup> – 25,2 Mg ha<sup>-1</sup> (Gabriel e Quemada, 2011); 9,0 Mg ha<sup>-1</sup> – 20,1 Mg ha<sup>-1</sup> (Kramberger *et al.*, 2014). Valores semelhantes aos deste trabalho são referidos num trabalho realizado por Tonitto *et al.* (2006), onde, com base numa revisão de diferentes trabalhos publicados, apontam um valor médio na produção de milho de 6,4 Mg ha<sup>-1</sup>, com um valor mínimo de 0,6 Mg ha<sup>-1</sup> e um valor máximo de 13,4 Mg ha<sup>-1</sup>. Para estes valores só contribuíram trabalhos onde a fonte de N foram leguminosas e onde não se procedeu a nenhuma aplicação de N mineral. Também em trabalhos realizados por Mazzoncini *et al.* (2008), foram obtidos valores de MS da biomassa aérea do milho semelhantes aos agora apresentados (4,1 Mg ha<sup>-1</sup> – 7,4 Mg ha<sup>-1</sup>) para os tratamentos onde não foi feita aplicação de fertilizante mineral.

Apesar da grande diferença entre os valores de MS agora obtidos e os registados na bibliografia, o mesmo não acontece no que diz respeito ao teor de N no grão. Estes valores, em alguns tratamentos, são semelhantes aos encontrados por Gabriel e Quemada (2011) que,

na média dos tratamentos e anos, obtiveram um valor de 13,0 g N kg<sup>-1</sup> para o grão. De realçar que no trabalho citado houve uma aplicação de N antes da sementeira do milho de 210 kg N ha<sup>-1</sup> e no nosso trabalho não houve qualquer aplicação de N mineral. Também no que respeita ao teor de N presente na palha, os valores obtidos no nosso trabalho assemelham-se, em alguns tratamentos, aos obtidos pelos autores atrás citados (7,0 g N kg<sup>-1</sup>). Em estudos conduzidos por Salmerón *et al.* (2011), o teor de N no grão variou entre 11,6 g N kg<sup>-1</sup> e 14,2 g N kg<sup>-1</sup>, e na restante planta entre 5,4 g N kg<sup>-1</sup> e 7,7 g N kg<sup>-1</sup>. Também estes autores procederam a uma aplicação de N durante a fase de desenvolvimento do milho. Os teores de N presentes na palha e no grão são bastante diferentes, tendo o grão maior teor de N, tal como em Gabriel e Quemada (2011).

Quando analisamos o teor de N na biomassa aérea total, os nossos valores variaram entre os 5,3 g N kg<sup>-1</sup> e os 18,1 g kg<sup>-1</sup> e na bibliografia encontramos valores a variarem entre 4,0 g N kg<sup>-1</sup> – 8,0 g N kg<sup>-1</sup> (Gabriel e Quemada, 2011) e os 5,4 g N kg<sup>-1</sup>- 8,3 g N kg<sup>-1</sup> (Salmerón *et al.*, 2011).

A fraca relação entre a produção de MS e teor de N ( $R^2= 0,15$ ), encontrada para a biomassa aérea total, vem ao encontro do que atrás foi exposto, ou seja, quando comparamos os nossos resultados de produção de MS e teor de N com os registados na bibliografia, verificamos que a nossa produção de MS ficou aquém da encontrada na bibliografia, mas o teor de N superou ou igualou os valores encontrados na bibliografia, indicando a inexistência ou fraca relação entre a produção de MS e o teor de N no milho.

Os maiores valores de N acumulado na biomassa aérea total e no grão registados nos tratamentos provenientes do trevo balansa e da tremocilha e os menores valores registados para o tratamento relativo ao azevém estão de acordo com outros já referidos na bibliografia (Hanly e Gregg, 2004; Salmerón *et al.*, 2011; Kramberger *et al.*, 2014). Estes resultados são explicados pela capacidade de fixação de N atmosférico por parte das leguminosas e posterior enriquecimento do solo em N. Esta capacidade resultou numa maior disponibilidade de N para o milho, em comparação com o azevém e a consociação.

Em termos ambientais, uma eficiente utilização de N na rotação consiste numa eficiente exploração de todo o N disponível (Kramberger *et al.*, 2014). No nosso estudo, verificámos um saldo positivo de N no solo, embora não tivesse havido N disponível para preencher a quantidade crítica de N, o que nos permite concluir que a mineralização de N

poderá não estar sincronizada com as necessidades do milho, resultando num défice de N para a cultura e num remanescente de N mineral no final da cultura. Valores positivos no balanço de N no solo indicam a possibilidade de efeitos positivos destes tratamentos em culturas posteriores (Kramberger *et al.*, 2014). Tonitto *et al.* (2006) indicam que uma grande parte do N acumulado nas culturas intercalares permanece na forma orgânica, decorrendo a sua mineralização mais tarde. De salientar que o presente trabalho decorreu em três anos, embora não consecutivos. O primeiro e segundo ano foram consecutivos (2007/08 e 2008/09), depois houve dois anos de intervalo, onde no primeiro apenas existiu vegetação espontânea e no segundo ano procedeu-se à sementeira das culturas intercalares, mas que não emergiram/desenvolveram. Contudo, neste ano, procedeu-se à sementeira do milho com o objetivo de esgotar o N que pudesse existir no solo. O terceiro ano de ensaio correspondeu ao ano 2011/12. Campiglia *et al.* (2014) afirmaram que a biomassa das culturas intercalares de inverno não se decompõe totalmente ao longo da estação de desenvolvimento da cultura principal.

Tonitto *et al.* (2006) referem que os reservatórios de matéria orgânica do solo exercem um controlo significativo na dinâmica do N proveniente das leguminosas e determinam a forma como o ciclo de N é gerido.

Uma eficiente exploração do N é a utilização do N mineral do solo presente no solo no momento da sementeira do milho e do N disponibilizado pela mineralização da matéria orgânica do solo durante o crescimento do milho (Kramberger *et al.*, 2014).

É referida, em alguma bibliografia (Kramberger *et al.*, 2014), a associação entre elevados valores no balanço de N no solo, baixas produções de milho e baixos valores de N acumulado no milho. No nosso trabalho verifica-se o contrário, pois foi nos tratamentos onde se obtiveram as maiores produções, que temos maiores valores de N acumulado, os maiores valores no balanço de N do solo e também a maior percentagem de QCN fornecida à cultura principal.

Vários são os estudos que indicam que, do ponto de vista ecológico, misturas de leguminosas/não leguminosas são mais vantajosas quando comparadas com as componentes estremes (Sainju *et al.*, 2006; Möller *et al.*, 2008; Brenman *et al.*, 2011, Kramberger *et al.*, 2013). No nosso estudo, a consociação, quando comparada com o trevo balansa, forneceu cerca de 20% menos N da QCN e ficou com um balanço de N no solo cerca de 86% superior,

o que faz este tratamento menos eficiente em fornecer N à cultura principal quando comparado com o trevo balansa. Também Kramberger *et al.* (2014) não encontraram benefícios na utilização de misturas comparadas com a leguminosa estreme.

No que respeita à produção de milho (produção de MS, teor de N e N acumulado), a consociação apresentou, de uma forma geral, valores intermédios entre o trevo balansa e o azevém. O efeito da consociação na produção da cultura principal é reportado de diferentes formas: por vezes não ocorrem diferenças significativas entre a consociação e as culturas estremes que a constituem e, por vezes, é menor que a leguminosa e maior do que a não leguminosa (Clark *et al.*, 1997; Vaughan *et al.*, 2000; Kuo e Jellum, 2002; Hanly e Gregg, 2004; Čupina *et al.*, 2011). De uma maneira geral, a consociação não apresentou, no nosso estudo, diferenças significativas com as culturas estremes que a constituíam.

Quando analisamos a proporção da QCN que é satisfeita pelas culturas intercalares, verificamos que estas não fornecem todo o N que a cultura principal necessita, embora forneçam uma grande parte, o que poderá justificar a aplicação de fertilizantes de síntese em doses moderadas ou, no caso da agricultura biológica, reduzir as perdas de produção associadas a deficiências graves de N. Tonitto *et al.* (2006) afirmam que em situações onde as leguminosas não forneçam todo o N necessário à cultura principal, estas necessidades podem ser complementadas com N mineral. Para tal, é necessário desenvolver medidas que permitam quantificar o N mineral necessário. As recomendações da fertilização azotada para o milho não podem apenas ser baseadas no N acumulado pelas culturas intercalares e no teor de N no solo à data de sementeira, sendo necessário ter em conta a qualidade das culturas intercalares, o teor de N no solo e as condições climáticas, o que poderá acarretar algumas dificuldades em condições de campo (Salmerón *et al.*, 2011), possivelmente ultrapassadas por uma gestão muito próxima dos teores de N mineral no solo e ou na planta, em especial durante o período de crescimento mais intenso.

Tal como seria de esperar, o valor do balanço do N no solo foi superior nas leguminosas quando comparado com as não leguminosas.

Thorup-Kristensen *et al.* (2003) afirmam que o conhecimento da dinâmica do N permite ajudar a explicar a resposta do milho ao efeito das culturas intercalares precedentes.

## **4.5 Conclusão**

Perante as condições edafoclimáticas testadas, as culturas intercalares mostraram-se, de uma forma geral, eficientes em fornecer azoto ao milho.

O diferente efeito entre culturas não se fez sentir na produção de MS por parte do milho, onde apenas as variáveis anos e data de sementeira apresentaram efeitos globalmente significativos. A biomassa aérea do milho apresentou maior produção de MS quando as culturas intercalares foram instaladas em sementeiras precoces.

O efeito das culturas intercalares fez-se notar no teor de N no milho; contudo, a cultura de inverno que induziu maior teor de N no milho variou em função das condições climáticas (ano) e também em função da componente considerada (grão, palha ou biomassa aérea total). No que respeita ao teor de N no milho, não se observaram diferenças significativas entre as leguminosas anuais e a vegetação espontânea, constituída essencialmente por leguminosas.

As datas de sementeira também influíram no valor de N acumulado e foram os tratamentos relativos à sementeira precoce que induziram maior valor de N acumulado.

As culturas intercalares revelaram a sua importância no valor de N acumulado; na generalidade, foi o tratamento relativo ao trevo balansa aquele em que se observou um maior valor de N acumulado. E foi também o trevo balansa o tratamento que satisfez uma maior proporção da quantidade crítica de N (cerca de 70%).

Em relação à eficiência em esgotar o N mineral do solo até ao final do ciclo cultural do milho, foi com o tratamento do azevém, como cultura intercalar, que se verificaram os melhores resultados, embora não diferindo muito do trevo balansa, o qual também apresentou bons resultados. A tremocilha foi o tratamento no qual restou maior quantidade de N mineral no solo no final do ciclo cultural do milho, imediatamente antes do período em que ocorrem riscos de lixiviação.

Por último, todas as culturas intercalares testadas, para além de contribuírem com N para o milho, também apresentam, de um modo geral, efeitos positivos sobre os teores de P e K do milho.

## 4.6 Referências Bibliográficas

- Anpromis – Associação Nacional de Produtores de Milho e Sorgo. 2014. <http://www.anpromis.pt/images/dados/milhototnac.pdf> - consultado em 17-10-2014.
- Brennan, E.B., Boyd, N.C., Smith, R.F., Foster, P. 2011. Comparison of rye and legume-rye cover crop mixtures for vegetable production in California. *Agronomy Journal* 103: 449–463.
- Campiglia, E., Mancinelli, R., Felice, V.D., Radicetti, E. 2014. Long-term residual effects of the management of cover crop biomass on soil nitrogen and yield of endive (*Cichorium endívia* L.) and savoy cabbage (*Brassica olerácea* var. *sabauda*). *Soil & Tillage Research* 139: 1-7.
- Ciampitti, I.A., Vyn, T.J. 2012. Physiological perspectives of changes over time in maize yield dependency on nitrogen uptake and associated nitrogen efficiencies: a review. *Fields Crops Research* 133: 48-67.
- Ciampitti, I.A., Vyn, T.J. 2014. Understanding global and historical nutrient use efficiencies for closing maize yield gaps. *Agronomy Journal* 106: 2107 – 2117.
- Clark, A.J., Decker, A.M., Meisinger, J.J., McIntosh, M.S. 1997. Kill date of hairy vetch, rye and vetch/rye mixture. I. Cover crops and corn nitrogen. *Agronomy Journal* 89: 427-434.
- Ćupina, B., Manojlović, M., Kristić, Dj., Čabilovski, R., Mikić, A., Ignjatović-Ćupina, A., Erić, P. 2011. Effect of winter cover crops on the dynamics of soil mineral nitrogen and yield and quality of Sudan grass [*Sorghum bicolor* (L.) Moench]. *Australian Journal of Crop Science* 5 (7): 839-845.
- Gabriel, J., Quemada, M. 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: yield, N uptake and fertiliser fate. *European Journal of Agronomy* 34: 133-143.
- GPP - Gabinete de Planeamento e Políticas. 2014. Anuário Agrícola. [http://www.gpp.pt/pbl/Period/AnuarioAgricola\\_2013.pdf](http://www.gpp.pt/pbl/Period/AnuarioAgricola_2013.pdf), consultado em 11-11-2014.
- Hanly, J.A., Gregg, P.E.H. 2004. Green-manure impacts on nitrogen availability to organic sweetcorn (*Zea mays*). *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 32: 295-307.

- Kramberger, B., Gselman, A., Janzekovic, M., Kaligaric, M., Bracko, B. 2009. Effects of cover crops on soil mineral nitrogen and on the yield and nitrogen content of maize. *European Journal of Agronomy* 31: 103-109.
- Kramberger, B., Gselman, A., Kristl, J., Lešnik, M., Šuštar, V., Muršec, M., Podvršnik, M. 2014. Winter cover crop: the effects of grass-clover mixture proportion and biomass management on maize and the apparent residual N in the soil. *European Journal of Agronomy* 55: 63-71.
- Kramberger, B., Gselman, A., Podvršnik, M., Kristl, J., Lešnik, M. 2013. Environmental advantages of binary mixtures of *Trifolium incarnatum* and *Lolium multiflorum* over individual pure stands. *Plant Soil and Environment* 59:22-28.
- Kuo, S., Jellum, E.J. 2002. Influence of winter cover crop and residue management on soil nitrogen availability and corn. *Agronomy Journal* 94: 501-508.
- Lemaire, G., Recous, S., Mary, B. 2004. Managing residues and nitrogen in intensive cropping systems. New understanding for efficient recovery by crops. In: Proceedings of 4<sup>th</sup> international Crop Science Congress, 26 Sept-1<sup>st</sup> October 2004, Brisbane, Australia.
- Mazzoncini, M., Migliorini, P., Antichi, D., Vazzana, C. 2008. Effects of green-manure and organic fertilizer on organic maize (*Zea Mays* L.) in south Tuscany. In: Proceedings of the ISOFAR International Scientific Conference, 16th IFOAM Organic World Congress, Modena, Italy. Modena, June 16-20 2008, vol.1, p.199-202, ISOFAR, ISBN: 978-3-03736-023-1.
- Möller, K., Stinner, W., Leithold, G. 2008. Growth, composition, biological N<sub>2</sub> fixation and nutrient uptake of a leguminous cover crop mixture and the effect of their removal on field nitrogen balances and nitrate leaching risk. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 233–249.
- Rasmussen, J., Sørensen, K., Pirhofer-Walzl, K., Eriksen, J. 2012. N<sub>2</sub>-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *European Journal of Agronomy* 36: 66-74.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Sing, B.P., Wang, S. 2006. Tillage, cover crops, and nitrogen fertilization effects on soil nitrogen and cotton and sorghum yields. *European Journal of Agronomy* 25: 372-382.

- Salmerón, M., Isla, R., Caveró, J. 2011. Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Fields Crops Research* 123: 89-99.
- Setiyono, T.D., Yang, H., Walters, D.T., Dobermann, A., Ferguson, R.B., Roberts, D.F., Lyon, D.J., Clay, D.E., Cassman, K.G. 2011. Maize-N: a decision tool for nitrogen management in maize. *Agronomy Journal* 103(4): 1276-1283.
- Thorup – Kristensen, K.; Magid, J. & Jensen, L.S. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy* 79: 227 – 302.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 58-72.
- Vaughan, J.D., Hoyt, G.D., Wollum II, A.G. 2000. Cover crop nitrogen availability to conventional and no-till corn: Soil mineral nitrogen, corn nitrogen status, and corn yield. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31: 1017– 1041.
- Yeganehpour, F., Salmasi, S.Z., Abedi, G., Samadiyan, F., Beyginya, V. 2014. Effects of cover crops and weed management on corn yield. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jssas.2014.02.001>.

## **5 Avaliação “in situ” da mineralização de N das culturas intercalares**

Parte dos resultados deste capítulo foram apresentados nas seguintes publicações:

**Perdigão, A.,** Trindade, H., Moreira, N., Coutinho, J. 2013. *N mineralization from green manures: a field study*. VII Congresso Ibérico de Agroingeniería y Ciências Hortícolas, 26-29 de Agosto de 2013, Madrid, Spain, Livro de Resumos, pp. 383. ISBN – 13: 978-84-695-8844-4

**Perdigão, A.,** Trindade, H., Moreira, N., Coutinho, J. 2014. N mineralization from green manures: a field study. In "VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas: Innovar y Producir para el Futuro" (F. G. UPM, ed.), pp. 2080-2085, Madrid. ISBN 13: 978-84-695-9055-3

## 5.1 Introdução

Quando se pretende avaliar o N mineralizado em condições de campo, ou seja, sem que haja alteração profunda das condições edafo-climáticas naturais, recorre-se às designadas avaliações “*in situ*”.

O trabalho reportado neste capítulo enquadra-se na metodologia designada por incubação “*in situ*”. Neste método, o N mineralizado é estimado pelo aumento dos valores de N mineral nas amostras de solo incubadas em condições de campo (Monaco *et al.*, 2010). Comparando com os restantes métodos de avaliação do N mineralizado, a incubação “*in situ*” apresenta, como principais vantagens, ser de uso simples, permitir medições em condições ambientais por longos períodos de tempo (Jarvis *et al.*, 1996) e permitir estimativas mais próximas da realidade, pois a dinâmica do azoto no solo é fortemente afetada pelas condições ambientais (Raison *et al.*, 1987; Pereira, 2000; Khanna e Raison, 2013).

Várias técnicas foram propostas para quantificar a mineralização e/ou imobilização de N através de incubações “*in situ*” (Jarvis *et al.*, 1996; Pereira, 2000; Monaco *et al.*, 2010). As mais divulgadas são a utilização de sacos de polietileno (Eno, 1960) com ou sem a adição de acetileno (Hatch *et al.*, 1990), resinas de troca iónica (Di Stefano e Gholz, 1986), cilindros tapados (Raison *et al.*, 1987), e as “novas” armadilhas com resinas de troca – “new resin-soil traps” (Hanselman *et al.*, 2004). Os métodos mais antigos (sacos de polietileno – “burried bags”) podem ser utilizados em períodos de elevada pluviosidade sem que haja perdas por lixiviação (Carsky *et al.*, 1990). Apresentam a desvantagem de subestimar o total de N mineralizado, já que não consideram a presença da planta e estas podem, por um lado, aumentar a mineralização devido à libertação de exsudados radiculares, ricos em N orgânico, que promovem a atividade microbiana e, por outro, reduzir o N imobilizado, pela competição que estabelecem com os microrganismos pelo N do solo (Monaco *et al.*, 2010). Abril *et al.* (2001) justificam esta subestimativa com a redução dos processos aeróbicos provocada pela diminuição de oxigénio resultante da atividade dos microrganismos. Para além disso, esta técnica também pode provocar alteração nas amostras de solo, alterações essas que podem interferir no teor de N mineralizado (Khanna e Raison, 2013). Contudo, Monaco *et al.* (2010) consideram a metodologia de “burried bags” como um bom indicador da mineralização de N no solo. De forma a reduzir esta desvantagem, Di Stefano e Gholz (1986) propuseram um

método que permite a estimativa da mineralização líquida “*in situ*” utilizando cilindros de solo intactos, conjugados com uma resina de troca iônica (“resin core method”). O método proposto por Raison *et al.*, (1987) foi largamente utilizado em diversos estudos com diferentes condições e com diferentes adaptações (Khanna e Raison, 2013). Este método consiste na utilização de cilindros de solo intactos confinados em tubos enterrados no solo, combinando-se tubos tapados com tampas que permitem o arejamento e a lixiviação e tubos não tapados (Pereira, 2000; Khanna e Raison, 2013). Baseia-se no pressuposto de que a maior parte da transferência de N ocorre através das formas minerais de N e pode ser descrita por três processos: mineralização líquida, perdas por lixiviação e absorção por plantas e microrganismos (Khanna e Raison, 2013). A diferença do N mineral entre os tubos tapados e não tapados permite calcular as perdas por lixiviação (Khanna e Raison, 2013). O método apresentado por Hatch (1990) consiste em colocar amostras de solo em recipientes fechados com acetileno. A mineralização é estimada pela diferença de N mineral no final e início de cada período de incubação. Por último, o método designado como “new resin-soil traps” foi comparado com os restantes (“burried bags”, cilindros tapados e resinas de troca catiónica) por Hanselman (2004). Este constatou melhores resultados com a utilização deste novo método. Também Sousa *et al.* (2010) testaram este novo método de incubação “*in situ*” e obtiveram bons resultados, considerando-o uma alternativa fiável a utilizar em estudos de campo.

Durán *et al.* (2012) analisaram cerca de 30 artigos científicos sobre mineralização de N “*in situ*” nos últimos anos e verificaram que em 48% dos casos se utilizou o método “burried bag” e, em 42%, o método dos cilindros tapados.

De uma maneira geral, todas as técnicas de incubação “*in situ*” apresentam limitações, tais como as diferenças ambientais dentro e fora dos recipientes, a necessidade de um elevado número de repetições dada a variabilidade do solo no campo, as perturbações causadas no solo aquando do acondicionamento nos sacos ou tubos (Monaco *et al.*, 2010), a escolha do tempo de duração do período de incubação (Hanselman *et al.*, 2004).

Vários estudos, em que diferentes métodos foram comparados, sugerem que os resultados obtidos pelos diferentes métodos podem não ser equivalentes (Durán *et al.*, 2012) e que uns são mais fiáveis que outros em determinadas condições. Por exemplo, Hanselman *et*

al. (2004) obtiveram resultados bastante satisfatórios na estimativa da mineralização de N utilizando o método “burried bags” em estudos de curta duração (inferior a 45 dias).

Neste capítulo avaliamos o N disponibilizado pela mineralização de N do solo com os resíduos adicionados, em condições de campo, recorrendo à utilização de cilindros de solo colocados no interior de sacos de polietileno microperfurados, de modo a permitir as trocas gasosas sem quaisquer limitações.

## **5.2 Material e métodos**

### *5.2.1 Instalação e condução do ensaio*

O trabalho experimental foi efetuado no campo instalado na Escola Superior Agrária de Viseu, onde decorria o ensaio de campo referido no capítulo 4 e decorreu em simultâneo com este.

Este ensaio decorreu entre maio e setembro de 2012, desde a incorporação no solo das culturas de inverno até à colheita da cultura principal, o milho. O desenho experimental foi em “split plot” com quatro repetições, com as duas datas de sementeira (1<sup>a</sup> data de sementeira ou sementeira precoce e 2<sup>a</sup> data de sementeira ou sementeira tardia) como o fator principal (ou grandes talhões) e os diferentes resíduos incorporados no solo os subfactores (ou pequenos talhões). Os resíduos testados foram o azevém, o trevo balansa e a tremocilha. Os resíduos aplicados foram os provenientes do ensaio referido no capítulo 3.

O ensaio de incubação teve início no dia em que as culturas de Inverno (resíduos) foram incorporadas no solo. A sementeira do milho ocorreu cerca de 15 dias depois.

No início de cada incubação (t<sub>0</sub>) foi recolhida uma amostra de solo para determinação do N mineral. No mesmo dia foi recolhida uma amostra constituída por 6 subamostras colocadas em 6 tubos perfurados de PVC que foram enterrados no solo durante o período de incubação, em saco de plástico microperfurado e fechado. No final deste período foi recolhida a amostra constituída pelas 6 subamostras para determinação do N mineral no tempo t<sub>1</sub>. A

partir da diferença das medições de N mineral no solo, no início (t0) e no final (t1) de cada incubação, foi calculada a mineralização líquida de cada período de tempo.

Os tubos de PVC tinham 15 cm de altura, 4 cm de diâmetro e possuíam perfurações para facilitar o arejamento do solo durante a incubação. Todas as amostras foram recolhidas à profundidade de 0-15 cm. Cada incubação teve uma duração de 14 dias com exceção das 3 primeiras que tiveram uma duração de 7 dias, dada a possibilidade de no início da decomposição poderem ocorrer no solo alterações de maior evidência na mineralização do N. No total foram efetuados 9 períodos de incubação.

As amostras recolhidas foram de imediato crivadas (malha 2mm), pesadas para determinação do seu teor de humidade e retirada uma sub amostra para determinação do N mineral. Para extração do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> das amostras de solo foram pesados 6g de cada tratamento, foi-lhe adicionado 30mL de KCL (1M) e foram levadas a agitar durante 1 hora. De seguida foram a centrifugar a 3000 rpm. Os estratos recolhidos foram depois determinados por espectrofotometria de absorção molecular pela reação de Berthelot (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e pelo reagente de Griess-Ilosvay (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) em analisador de fluxo contínuo (SanPlus, Skalar, Breda, NL) após diálise dos extratos, afim de prevenir interferências de sólidos em suspensão e da coloração dos extratos.

Para conhecer o teor de N adicionado pelos resíduos, foram recolhidas amostras dos materiais, que foram secas, moídas e posteriormente avaliado o seu teor em N.

### *5.2.2 Dados meteorológicos*

Foram recolhidos os dados meteorológicos (temperatura média do ar e precipitação) ocorridos no período de incubação (maio - setembro de 2012) na estação meteorológica de Viseu da Direção Regional de Agricultura e Pescas do Centro. São apresentados na fig. 5.1.

As temperaturas no decorrer do ensaio de campo variaram entre os 9,5 e os 29,2°C. A precipitação acumulada neste período foi de 41,4 mm, realçando que destes 12,5 mm ocorreram num só dia (15 de agosto).

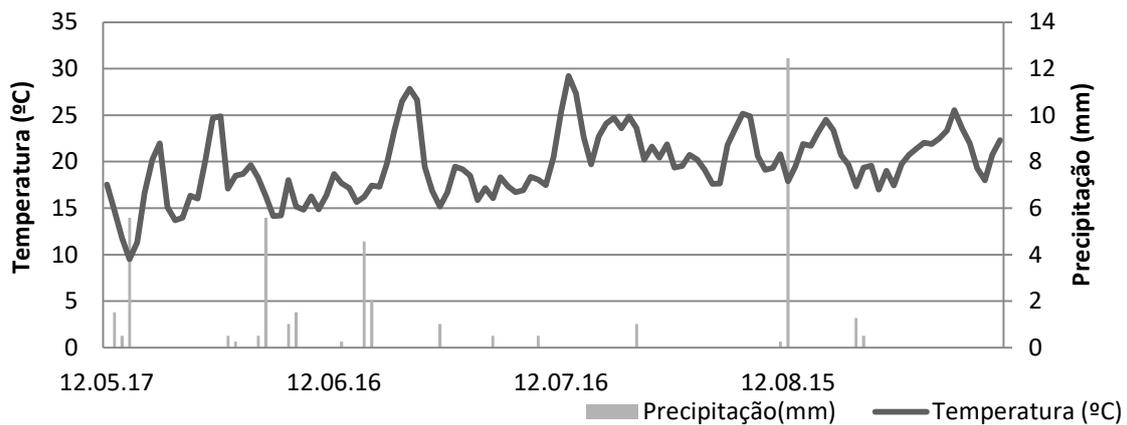


Figura 5.1 - Temperaturas médias diárias (°C) e precipitação (mm)

### 5.2.3 N adicionado

Foi quantificado o teor de N adicionado no solo (0-15cm) por cada um dos tratamentos utilizados para sideração que se apresenta no quadro 5.1.

Quadro 5.1 - Quantidade de N adicionado pelos resíduos incorporados no solo

	<i>mg N kg<sup>-1</sup> solo seco</i>
<i>Azevém</i>	81,0 <sup>c</sup>
<i>Trevo balansa</i>	110,4 <sup>b</sup>
<i>Tremocilha</i>	141,8 <sup>a</sup>

Letras diferentes indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) segundo o teste de Duncan

### 5.2.4 Cálculos e análise estatística

Calculou-se a mineralização líquida do azoto nos vários tratamentos com base na variação do teor de azoto mineral em cada período de incubação ( $t_1-t_0$ ). A mineralização líquida acumulada calculou-se somando à mineralização líquida do período a mineralização líquida de todos os períodos anteriores.

A análise estatística foi efetuada com recurso ao SPSS 17.0. A significância das diferenças observadas foram avaliadas por análise de variância (GLM) e teste de Duncan para um nível de significância de 5%. A variância foi analisada separadamente para cada período.

Foi utilizada uma regressão não linear para estimar o N fornecido pelos resíduos potencialmente mineralizável. Esta regressão foi proposta por Stanford & Smith (1972):

$$N_m = N_0 (1 - \exp [-kt])$$

$N_m$  representa o N mineralizado acumulado no tempo  $t$ ,  $k$  é a constante de mineralização,  $t$  é o tempo e  $N_0$  diz respeito ao N potencialmente mineralizável. Este modelo foi utilizado por ser o mais frequentemente escolhido para estimar a mineralização do N (Cordovil *et al.*, 2005).

## 5.3 Resultados

### 5.3.1 N mineral no solo

Na figura 5.2 apresentam-se os valores de azoto mineral medidos na camada superficial do solo (0-15 cm) durante o decorrer do ensaio, referentes a T0.

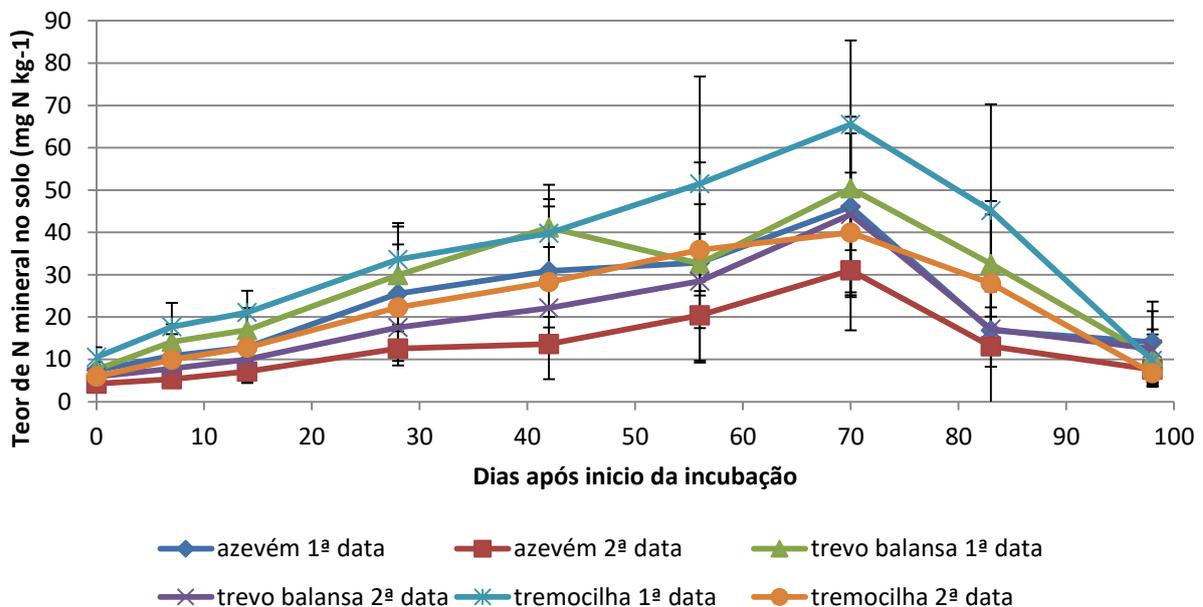


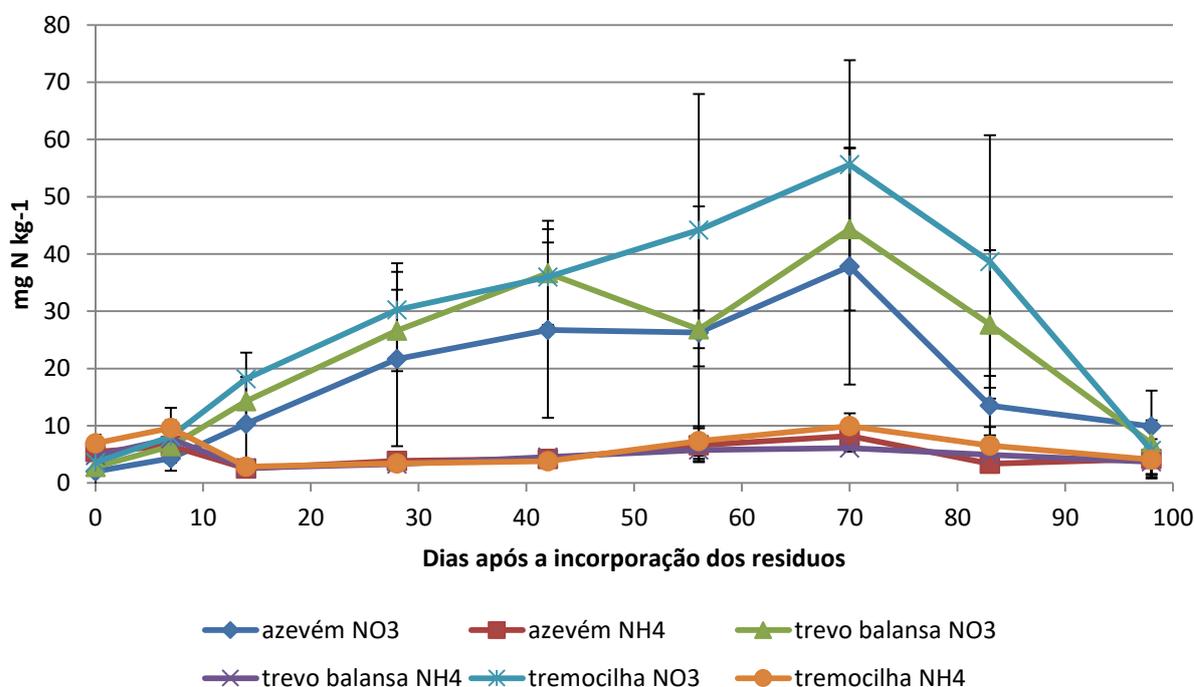
Figura 5.2 – Teor de N mineral no solo, referente a t0.

Verificaram-se diferenças significativas ( $p < 0,01$ ) entre datas de sementeira até 42 dias após a incorporação dos resíduos no solo (e até 27 dias após a sementeira do milho, pois este foi semeado 15 dias após a incorporação dos resíduos). Verificaram-se diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os resíduos no dia 83 após a sua incorporação.

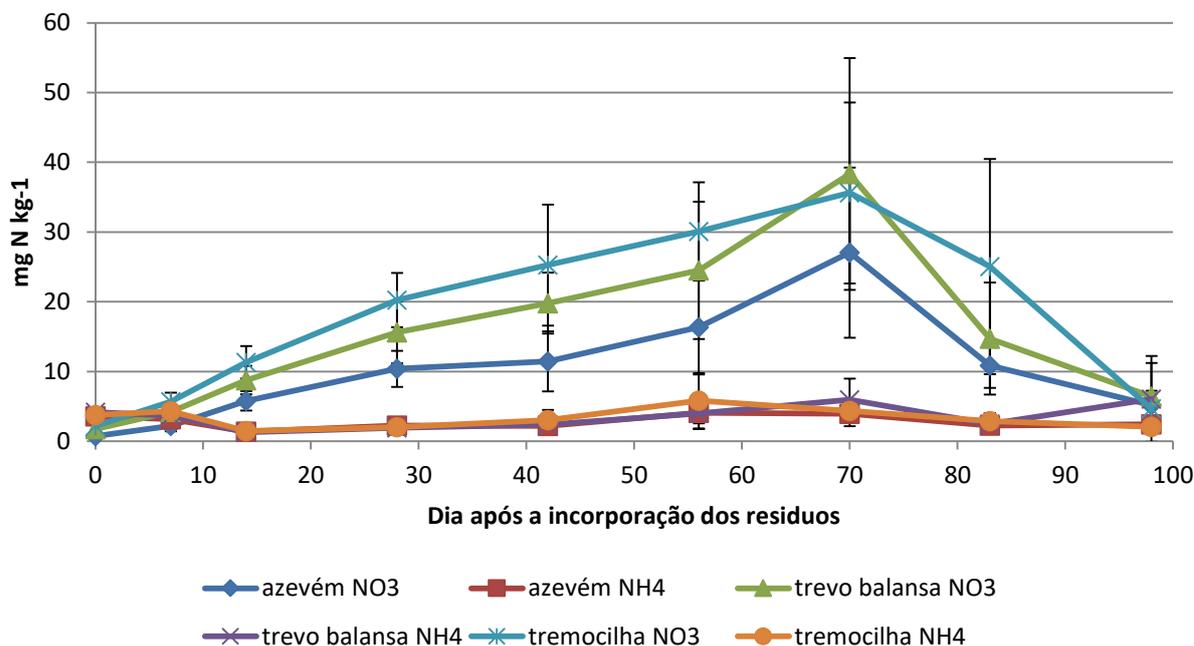
Verificou-se que, independentemente do resíduo, existe um aumento do teor de N mineral no solo até ao dia 70 após a sua incorporação. Uma única exceção foi o tratamento relativo ao trevo balansa da 1ª data de sementeira, em que se verificou uma diminuição no teor de N no solo entre os dias 42 e 56 após a incorporação. A partir do dia 70 verificou-se em todos os tratamentos uma diminuição do teor de N mineral no solo.

No dia da incorporação (dia 0) e no sétimo dia após a incorporação, os níveis de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo foram superiores aos níveis de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Fig. 5.3) para a 1ª data de sementeira e para todos os resíduos. Na 2ª data de sementeira verificou-se o mesmo, com exceção para o trevo balansa no sétimo dia, onde o teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi superior ao teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Nos restantes períodos, o teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi sempre muito superior ao teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

a)



b)



**Figura 5.3** - Teores médios de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg N kg<sup>-1</sup>) medidos na camada 0-15 cm de profundidade, com os resíduos provenientes da 1ª data de sementeira (a) e da 2ª data de sementeira (b).

Em relação ao teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo, existiram diferenças significativas entre datas de sementeira até ao dia 83 após incorporação dos resíduos, tendo nesse período a 1ª data sempre valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> superiores aos da 2ª data de sementeira. No que respeita aos diferentes resíduos, em nenhum período se verificaram diferenças significativas em relação ao teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

No dia da incorporação dos resíduos apenas se verificaram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) nos valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em relação às datas de sementeira, com a 1ª data com um valor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (2,79 mg N kg<sup>-1</sup>) superior ao da 2ª data (1,56 mg N kg<sup>-1</sup>). Sete dias após a incorporação, verificaram-se diferenças significativas em relação às datas de sementeira ( $p < 0,01$ ) e aos resíduos ( $p < 0,01$ ). A 1ª data de sementeira continuou a ter os maiores valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (6,28 mg N kg<sup>-1</sup>) comparada com a 2ª data de sementeira (4,02 mg N kg<sup>-1</sup>). No que respeita aos resíduos, o azevém foi significativamente inferior (3,26 mg N kg<sup>-1</sup>) ao trevo balansa (5,31 mg N kg<sup>-1</sup>) e à tremocilha (6,89 mg N kg<sup>-1</sup>). Verificaram-se diferenças

significativas entre datas de sementeira até 42 dias após a incorporação dos resíduos, tendo a 1ª data sempre valores de  $N-NO_3^-$  superiores aos da 2ª data. Só voltaram a ocorrer diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre resíduos no dia 83 após incorporação, onde o azevém ( $12,2 \text{ mg N kg}^{-1}$ ) foi significativamente inferior à tremocilha ( $31,9 \text{ mg N kg}^{-1}$ ).

### 5.3.2 N mineralizado

Em todos os tratamentos ocorreu mineralização de N até ao dia 56 após a incorporação, verificando-se, entre os dias 56 e 83, um fluxo de imobilização. O único tratamento onde não se verificou imobilização foi no azevém proveniente da segunda data de sementeira. As diferenças significativas entre tratamentos são apresentadas em anexo.

Em todos os tratamentos verificou-se a maior taxa de mineralização no último período de incubação, que variou entre  $0,78 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  e  $1,84 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  ambos para o trevo balansa da segunda data de sementeira e da primeira data de sementeira, respetivamente, como se observa na fig. 5.4.

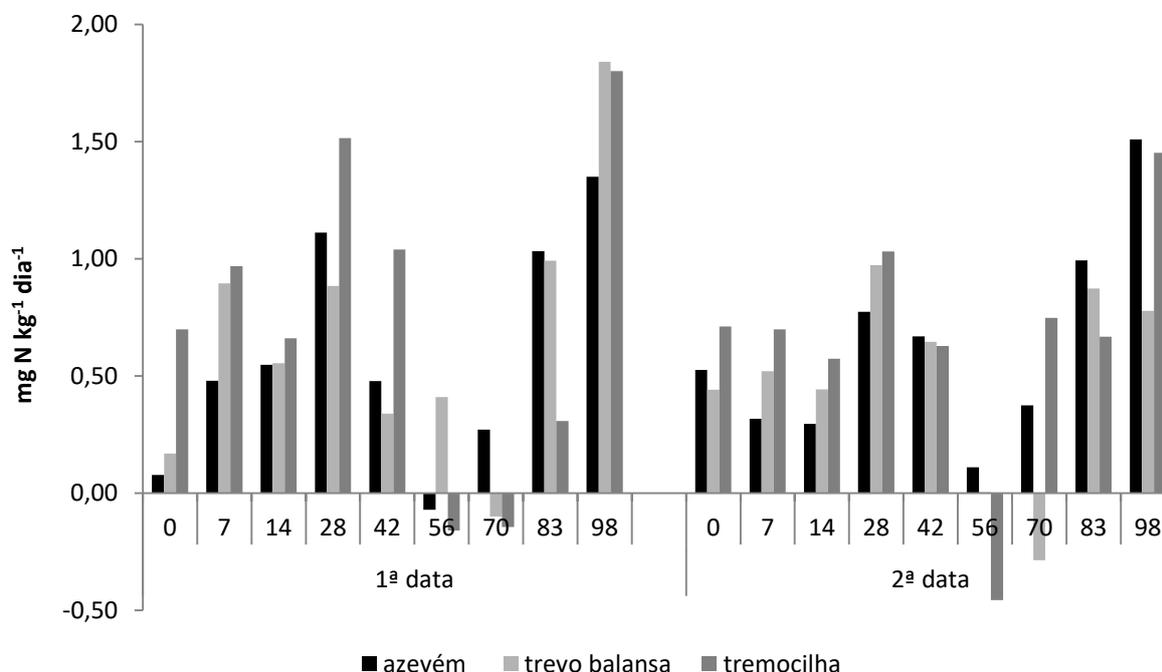


Figura 5.4 - Mineralização líquida diária ( $\text{mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) nos diferentes tratamentos

Para avaliarmos o N mineralizado nos diferentes tratamentos ao longo de todo o ensaio, foram somados os valores obtidos em cada período, obtendo deste modo, a mineralização líquida acumulada ao longo do período de ensaio, apresentada na fig. 5.5.

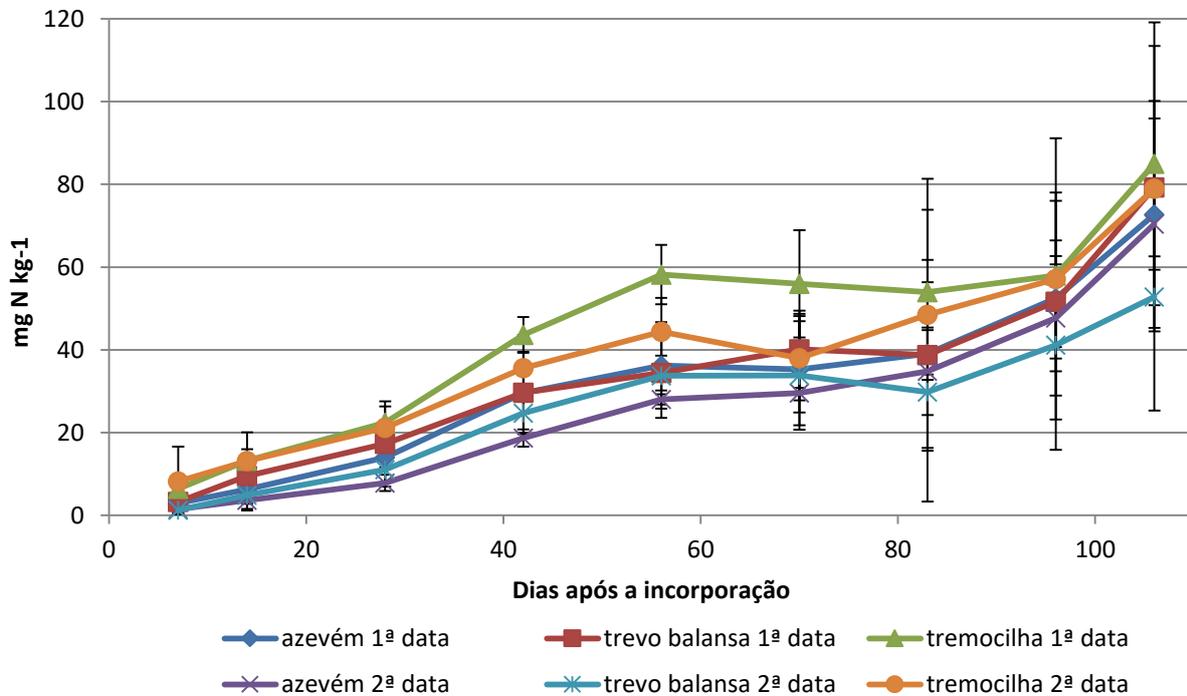


Figura 5.5 - Mineralização líquida acumulada (mg N kg<sup>-1</sup>) nos diferentes tratamentos.

No que respeita ao N mineralizado acumulado, verificaram-se diferenças significativas entre datas de sementeira no dia 42 e no dia 70 após a sideração dos resíduos ( $p < 0,01$  e  $p < 0,05$ , respetivamente). O N mineralizado 42 dias após a incorporação dos resíduos nos talhões provenientes da 1ª data de sementeira foi superior aos valores da 2ª data. Verificaram-se diferenças significativas entre os resíduos da 1ª data de sementeira. Nesta data, o N mineralizado pela tremocilha (43,6 mg N kg<sup>-1</sup>) foi significativamente superior ao do trevo balansa (29,7 mg N kg<sup>-1</sup>) e do azevém (29,6 mg N kg<sup>-1</sup>). No que respeita à 2ª data de sementeira, também se registaram diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ), verificando-se também o maior valor mineralizado pelo tratamento com a tremocilha (35,6 mg N kg<sup>-1</sup>) e sendo significativamente diferente do N mineralizado pelos tratamentos relativos ao trevo balansa (24,7 mg N kg<sup>-1</sup>) e ao azevém (18,6 mg N kg<sup>-1</sup>).

Setenta dias após a incorporação dos resíduos também se verificaram diferenças significativas entre datas de sementeira, com a 1ª data a apresentar resultados superiores aos da 2ª data de sementeira (43,8 mg N kg<sup>-1</sup> e 33,8 mg N kg<sup>-1</sup>, respetivamente).

No que respeita às diferenças entre os tratamentos, verificaram-se diferenças significativas até ao final do 5º período de incubação (56 dias após a incorporação). Em todos estes períodos verificou-se ser o tratamento da tremocilha aquele em que se observou o maior valor de N mineralizado.

No final do ensaio, os valores de N mineralizado acumulado variaram entre os 81,9 mg N kg<sup>-1</sup> para o tratamento com tremocilha, 71,5 mg N kg<sup>-1</sup> para o tratamento com azevém e 66,0 mg N kg<sup>-1</sup> para o tratamento com trevo balansa. Ao longo de todo o ensaio, foi sempre no tratamento respeitante à tremocilha proveniente da 1ª data de sementeira onde se registaram os maiores valores de N mineralizado acumulado (figura 5.5).

Apesar de não apresentar diferenças significativas, é de realçar a diferença de valores para o tratamento com trevo balansa para as duas datas de sementeira, no que diz respeito à mineralização líquida diária média. No tratamento proveniente da 1ª data de sementeira registou-se um valor de 6,0 mg N kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> enquanto para o tratamento proveniente da 2ª data foi de 4,4 mg N kg<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, o que representa uma diferença de aproximadamente 25%.

### *5.3.3 Modelo de mineralização do N*

Vários modelos são propostos para a estimativa da taxa de decomposição dos resíduos de plantas (Nakhone e Tabatabai, 2008). Todos os modelos são compostos por equações com funções exponenciais.

Os resultados da aplicação do modelo ao N mineralizado pelos resíduos (resíduos + solo) são apresentados no quadro 5.2.

O N potencialmente mineralizável variou entre os 105 mg N kg<sup>-1</sup> para os resíduos de tremocilha provenientes da 1ª data de sementeira e os 2721 mg N kg<sup>-1</sup> para os resíduos de azevém referentes à 2ª data de sementeira. Estes valores são irrealistas, quando comparados com o quadro 5.1, levando a considerar o modelo não ajustado a estes resíduos.

**Quadro 5.2** - Estimativas do N potencialmente mineralizável ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

		$N_0$ ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$k$ ( $\text{dia}^{-1}$ )	$r^2$	$t_{1/2}$ (dias)
1ª data	Azevém	1452,39	0,00040	0,96	1738
	Trevo balansa	1384,53	0,00044	0,96	1577
	Tremocilha	105,08	0,01090	0,93	64
2ª data	Azevém	2721,36	0,00019	0,98	3721
	Trevo balansa	130,85	0,00414	0,93	167
	Tremocilha	208,57	0,00364	0,95	190

O tempo de incubação necessário para mineralizar metade de  $\text{N}_0$  ( $t_{1/2}$ ), variou entre os 64 dias e os 3721 dias para os resíduos de tremocilha provenientes da 1ª data de sementeira e os resíduos de azevém provenientes da 2ª data de sementeira respetivamente.

## 5.4 Discussão

A quantificação do N mineralizado no solo é importante tanto por razões económicas como por razões ambientais (Gill *et al.*, 1995; Abril *et al.*, 2001).

Tanto as datas de sementeira como os resíduos interferiram com o N mineralizado, embora essa interferência se tenha anulado com o avançar do tempo após a data de incorporação dos resíduos no solo. Nakhone e Tabatabai (2008) referem que as espécies utilizadas como resíduos condicionam a mineralização do N.

As condições ambientais também influenciaram a taxa de mineralização de azoto. Os períodos em que ocorreu imobilização coincidiram com a ocorrência de temperaturas mais elevadas e também com o menor teor de água no solo. Também Schomberg *et al.* (1998) observaram uma menor taxa de mineralização na presença de temperaturas mais elevadas. Carsky *et al.* (1990) afirmaram que, com este método, diferentes temperaturas podem conduzir a valores diferentes de N mineralizado.

Valores semelhantes de  $\text{N-NH}_4^+$  foram encontrados por Dias *et al.* (2014), quando testaram, também em condições de campo, gramíneas, leguminosas e vegetação espontânea,

variando os valores de  $\text{N-NH}_4^+$  entre 3 e 9 mg N  $\text{kg}^{-1}$ . Os valores de  $\text{N-NH}_4^+$  no presente trabalho variaram entre 1,26 e 9,96 mg N  $\text{kg}^{-1}$ .

No início do ensaio, os teores de  $\text{N-NH}_4^+$  são superiores aos teores de  $\text{N-NO}_3^-$  e depois, no decorrer do ensaio, invertem-se, sendo os níveis de  $\text{N-NO}_3^-$  superiores. O facto de as bactérias nitrificantes transformarem, com rapidez, o N na forma  $\text{N-NH}_4^+$  para a forma  $\text{N-NO}_3^-$  (Canfield *et al.*, 2010), pode explicar esta inversão.

Os teores de N no solo foram, de uma maneira geral, superiores nos tratamentos com resíduos de leguminosas. Rodrigues *et al.* (2013) afirmam que os resíduos de leguminosas aumentam o teor de N mineral no solo. Estes valores foram crescentes até 70 dias após incorporação dos resíduos e a partir daí diminuíram progressivamente. Esta diminuição pode ser justificada por dois factos: início da rega (que teve início cerca de 1,5 meses após a sementeira do milho) e também com a maior absorção de N por parte da cultura principal, pois Ma *et al.* (1999), citados por Carneiro (2010), referem que a planta nas primeiras 6-7 semanas apenas absorve entre 10 a 20% do N total presente nas plantas à colheita. Esta justificação é validada pelos valores da mineralização líquida acumulada, a qual é sempre crescente, apenas diminuindo aos 70 e 83 dias após a incorporação e voltando a ser crescente após essa data. Esta imobilização que se verificou pode ser devida por um lado à carência de água antes do início da rega e, por outro, a excesso de humidade no solo nos primeiros dias de rega e conseqüente ocorrência de lixiviação ou desnitrificação, em virtude da diminuição do arejamento, bem como ao período onde se registaram temperaturas mais elevadas. A temperatura e a humidade do solo são os fatores ambientais que mais influenciam a taxa de mineralização (Jarvis *et al.*, 1996).

A mineralização líquida diária para os diferentes resíduos foi de: 0,59 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para o azevém, 0,67 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para o trevo balansa e 0,74 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para a tremocilha, para os resíduos provenientes da 1ª data de sementeira, e de 0,62 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para o azevém, 0,49 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para o trevo balansa e 0,68 mg N  $\text{kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  para a tremocilha da 2ª data de sementeira. Os valores referentes aos resíduos provenientes da 2ª data de sementeira são o oposto do que era expectável, pois o resíduo do trevo balansa apresenta uma taxa de mineralização inferior à taxa de mineralização do azevém. Li *et al.* (2013) afirmam que os resíduos das leguminosas decompõem-se mais rapidamente do que os resíduos das não leguminosas.

A mineralização líquida acumulada nos talhões com os resíduos de tremocilha foi de 82 mg N kg<sup>-1</sup>, sendo este valor muito superior ao encontrado por Rodrigues *et al.* (2013), também utilizando incubação de campo e tremocilha, onde o valor por eles encontrado foi de 45 mg N kg<sup>-1</sup>. Valores superiores aos observados são referidos por Nakhone e Tabatabai (2008) para outras espécies de leguminosas: entre 170 e 353 mg N kg<sup>-1</sup>.

Quando se analisam os resultados do modelo de mineralização verificámos existirem constantes de mineralização muito reduzidas. A constante de mineralização indica o quão rápido o N mineralizável de um resíduo é libertado, não sendo equivalente à taxa de decomposição dos resíduos (De Neve e Hofman, 1998). Estes valores de  $k$  tão reduzidos indicam que ou as condições de incubação não foram satisfatórias ou a fração ativa de N não foi facilmente decomposta pelos microrganismos do solo. O que também vem de encontro aos valores referentes ao meio tempo de vida ( $t_{1/2}$ ), onde é demonstrado que é necessário um apreciável período de tempo para que o N se mineralize. Também o facto de ser no último período de incubação, aquele em que se observou uma maior taxa de mineralização, pode indicar que a duração do ensaio não foi suficiente para se mineralizar grande parte do N. Como o ensaio decorreu até à colheita do milho, implica que existe N que ficará disponível para ser perdido por lixiviação, caso não ocorra instalação de nova cultura.

Os valores do  $N_0$  variaram muito entre resíduos e até mesmo para o mesmo resíduo entre datas de sementeira, como foi no caso do trevo balansa. O resíduo proveniente da 1ª data de sementeira apresentou um valor de  $N_0$  de 1385 mg N kg<sup>-1</sup> e o resíduo proveniente da 2ª data de sementeira o valor de  $N_0$  foi de 131 mg N kg<sup>-1</sup>. O valor relativo ao resíduo da 1ª data é um valor exagerado, devido, provavelmente a uma previsão pouco fiável da regressão. Cordovil *et al.* (2005) afirmam que o valor de  $N_0$  pode variar em função de vários fatores tais como: humidade, arejamento, temperatura, natureza e quantidade dos resíduos incorporados no solo e outros fatores físicos, químicos e biológicos. Com base nos valores encontrados é possível verificar que o modelo utilizado não se adapta à mineralização dos resíduos utilizados.

Foram testadas regressões lineares para verificar a influência na mineralização do N adicionado pelos resíduos e do teor de N inicial no solo. Apesar de ambas as regressões serem significativas ( $p < 0,05$  e  $p < 0,01$ , respetivamente), apenas cerca de 17% do N mineralizado é explicado pelo teor de N adicionado e cerca de 25% é explicado pelo teor de N inicial no solo.

## **5.5 Conclusão**

Para os resíduos testados e nas condições edafoclimáticas do presente ensaio, todos os resíduos apresentaram mineralização do N na maioria dos períodos de incubação, verificando-se apenas imobilização em um ou dois períodos de incubação, os quais coincidiram com as maiores temperaturas registadas e com o início da rega, o que nos permite concluir que as condições ambientais têm grande importância no processo de mineralização.

Em todos os tratamentos a maior taxa de mineralização verificou-se no último período de incubação.

A data de sementeira das culturas intercalares utilizadas como resíduos influenciou os teores de  $\text{N-NH}_4^+$  e de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo, sendo estes teores maiores nos tratamentos relativos à sementeira precoce. Foi nos tratamentos com os resíduos das leguminosas que se observou um maior aumento do teor de N no solo. No tratamento com azevém, proveniente da segunda data de sementeira, não se verificou imobilização líquida.

Foi no tratamento com resíduo da tremocilha em que se verificou uma maior taxa de mineralização diária ( $0,71 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) e, conseqüentemente, um maior valor de N mineralizado ( $82 \text{ mg N kg}^{-1}$ ).

## **5.6 Referências Bibliográficas**

- Abril, A., Caucas, V., Bucher, E.H., 2001. Reliability of the in situ incubation methods used to assess nitrogen mineralization: a microbiological perspective. *Applied Soil Ecology* 17: 125-130.
- Canfield, D.E., Glazer, A.N., Falkowski, P.G. 2010. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science* 330: 192-196.
- Carneiro, J.P. 2010. Valorização agronómica dos resíduos orgânicos: gestão da sua aplicação ao solo e impactes agro-ambientais. Tese de Doutoramento em Ciências Agrárias e Florestais, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal, 374 pp..

- Carsky, R.J., Reid, W.S., Suhet, A.R., Lathwell, D.J., 1990. Screening legume green manures as nitrogen sources to succeeding non-legume crops. III. The buried bag method. *Plant and Soil* 128, 275-282.
- Cordovil, C.M.d.S., Coutinho, J., Goss, M., Cabral, F. 2005. Potentially mineralizable nitrogen from organic materials applied to a sandy soil: fitting the one-pool exponential model. *Soil Use and Management* 21: 65-72.
- De Neve, S., Hofman, G. 1998. N mineralization and nitrate leaching from vegetable crop residues under field conditions: a model evaluation. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 2067 – 2075.
- Dias, D., Aguiar, C.F., Arrobas, M., Rodrigues, M.A. 2014. Nitrogen mineralized during sorghum growth after soil incorporation of different winter cover crops. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.500-501.
- Di Stefano, J.F., Gholz, H.L., 1986. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 17: 989-998.
- Durán, J., Morse, J.L., Groffman, P.M., 2012. Comparison of in situ methods to measure N mineralization rates in forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 46: 145-147.
- Eno, C.F., 1960. Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Science Society of America Proceedings* 24:277-279.
- Gill, K., Jarvis, S.C., Hatch, D.J. 1995. Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: effects of management. *Plant and Soil* 172: 153-162.
- Hanselman, T.A., Graetz, D.A., Obreza, T.A., 2004. A comparison of in situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. *Journal of Environmental Quality* 33:1098-1105.
- Hatch, D.J., Jarvis, S.C., Reynolds, S.E., 1990. Field measurements of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant and Soil* 124: 97-107.

- Jarvis, C. S., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187 – 235.
- Khanna, P.K., Raison, R.J., 2013. In situ core methods for estimating soil mineral-N fluxes: Re-evaluation based on 25 years of application and experience. *Soil Biology & Biochemistry* 64: 203-210.
- Li, L-J., Han, X-Z., You, M-Y., Yuan, Y-R., Ding, X-L., Qiao, Y-F. 2013. Carbon and nitrogen mineralization patterns of two contrasting crop residues in a Mollisol: effects of residue type and placement in soils. *European Journal of Soil Biology* 54: 1-6.
- Monaco, S., Sacco, D., Borda, T., Grignani, C., 2010. Field measurement of net nitrogen mineralization of manured soil cropped to maize. *Biology and Fertility of Soils* 46: 179 – 184.
- Nakhone, L.N., Ali Tabatabai, M. 2008. Nitrogen mineralization of leguminous crops in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 231-241.
- Pereira, J.L.S., 2000. Comparação de métodos *in situ* de quantificação da mineralização líquida de azoto durante a cultura de milho forragem em solos com diferentes doses de chorume à sementeira. Relatório Final de Estágio. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 86 pp.
- Raison, R.J, Connell, M.J., Khanna, P.K., 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 521-530.
- Rodrigues, M.A., Correia, C.M., Claro, A.M., Ferreira, I.Q., Barbosa, J.C., Moutinho-Pereira, J.M., Bacelar, E.A., Fernandes –Silva, A.A., Arrobas, M. 2013. Soil nitrogen availability in olive orchards after mulching legume cover crops residues. *Scientia Horticulturae* 158: 45-51.
- Schomberg, H.H. 1998. *In Situ* N mineralization and N availability in a no-till cotton-cover crop system. *16th World Congresso of Soil Science (WCSS) Montpellier, France*. <http://natres.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp12/1945-t.pdf>.
- Sousa, J.R., Cabral, F., Coutinho, J., 2010. Assessment of N mineralization and N leaching in soil using a new *in-situ* incubation method. <http://hdl.handle.net/10400.5/2620> (Último acesso 16.02.2014.).

Stanford, G., Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Science Society of America Proceedings 109: 190-196.



## **6 Mineralização do N das culturas intercalares em ensaio de incubação em laboratório**

Parte dos resultados deste capítulo foram apresentados nas seguintes publicações:

**Perdigão, A.,** Moreira, N., Trindade, H., Coutinho, J. 2014. *N mineralization from green manures in a laboratory incubation study.* in: Cordovil C M. d. S. (Ed). Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop - The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security. 30 th June - 3 rd July 2014, Lisboa, Portugal, 571. 323-324.

## **6.1 Introdução**

A incorporação de resíduos no solo é uma prática a que se deve dar especial atenção na produção agrícola sustentável. Esta prática é importante na manutenção do teor de matéria orgânica no solo, no controlo da fertilidade do solo (Muhammad *et al.*, 2007) e consequentemente no ciclo de nutrientes (Raiesi, 2006), pois evita a redução acentuada do teor de matéria orgânica do solo, proporciona uma fonte de nutrientes, nomeadamente azoto (Chèneby *et al.*, 2010) e mantém os níveis de carbono no solo (Cayuela *et al.*, 2009). A maioria do N do solo é proveniente da mineralização da matéria orgânica (Guntiñas *et al.*, 2012). A mineralização do N é um dos principais processos que regula a disponibilidade deste nutriente para as plantas (Cayuela *et al.*, 2009), tal como a mineralização do C que, para além de libertar elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas, regula as emissões de CO<sub>2</sub> e outros gases para a atmosfera (Khalil *et al.*, 2005; Raiesi, 2006; Guntiñas *et al.*, 2011; Ming-Hua *et al.*, 2011).

A mineralização dos resíduos incorporados no solo é controlada por diversos fatores (Giacomini *et al.*, 2007; Awad *et al.*, 2012), entre os quais o tipo de resíduo merece especial atenção (Li *et al.*, 2013). A composição química dos resíduos é o principal regulador da decomposição destes e da emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Hassan, 2013). As diferenças na composição físico-química dos resíduos condicionam a mineralização do N e consequentemente a fertilidade do solo (Cayuela *et al.*, 2009). A diferente composição dos resíduos irá determinar a sua eficiência como potencial fonte de N mineral à cultura seguinte (Nakhone e Tabatabai, 2008). Para que os resíduos utilizados para sideração sejam uma fonte de azoto para a cultura principal é necessário que libertem o azoto gradualmente de acordo com as necessidades da cultura principal (Bergström e Kirchmann, 2004; Kadžiulienė e Kadžiulis, 2007; Vos e Putten, 2001). Esta sincronia entre a libertação de N pelos resíduos e as necessidades em N da cultura principal é importante em termos agronómicos e ambientais (Moreno-Cornejo *et al.*, 2014). Canfield *et al.* (2010) afirmam que a otimização do momento e quantidade de aplicação de N em função das necessidades da cultura principal é um ponto-chave na utilização sustentável do N. A ação dos resíduos adicionados ao solo e às culturas está dependente da sua decomposição e da sua taxa de libertação de nutrientes (Muhammad *et al.*, 2007).

Para estimar a mineralização líquida de N e C, durante a decomposição dos resíduos, utiliza-se muitas vezes a relação C/N ou o teor de N dos resíduos (Trinsoutrot *et al.*, 2000). Resíduos com um elevado teor de N e uma relação C/N baixa tendem a apresentar taxas de mineralização de N elevadas (Raiesi, 2006). Os resíduos com uma relação C/N alta reduzem as perdas de N por lixiviação, pois imobilizam o N durante a decomposição dos resíduos, diminuindo a taxa de mineralização (Raiesi, 2006; Muhammad *et al.*, 2011). É de vital importância conhecer o processo de decomposição dos resíduos, nomeadamente os processos de mineralização do N e do C (Li *et al.*, 2013), pois se por um lado uma rápida decomposição da matéria orgânica pode levar a perdas de N com consequências negativas para o ambiente (Muhammad *et al.*, 2011), por outro a mineralização do C é um processo que regula a emissão de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (Li *et al.*, 2013), levando ao aumento da emissão de gases com efeito estufa.

Cayuela *et al.* (2009) e Moreno-Cornejo *et al.* (2014) afirmam ser necessários mais estudos sobre a mineralização do C e do N para melhor avaliar os benefícios da aplicação de resíduos na qualidade e fertilidade do solo. Também Chen *et al.* (2014b) reforçam a necessidade de se avaliar o efeito da aplicação de resíduos na decomposição da matéria orgânica e nos teores de carbono no solo. Segundo Poeplau *et al.*, (2015) a quantidade de C sequestrado no solo varia de espécie para espécie e este sequestro pode ser otimizado fazendo a escolha de espécies acertada. Neste capítulo abordamos o estudo da mineralização do N e do C dos resíduos das culturas intercalares em condições de laboratório.

## **6.2 Material e métodos**

### *6.2.1 Caracterização do solo e das plantas utilizadas*

Para a realização deste trabalho experimental foi recolhido solo da camada superficial (0-20cm) das bordaduras do ensaio de campo, localizado na Escola Superior Agrária de Viseu. O solo apresentava as características referidas no quadro 6.1 e também as características químicas já apresentadas no capítulo 3.

**Quadro 6.1** - Características iniciais do solo

Solo	Valores
Teor de humidade (g kg <sup>-1</sup> )	144,9
pH (H <sub>2</sub> O)	5,44
N mineral (mg N kg <sup>-1</sup> )	57,0
Capacidade máxima para a água (g kg <sup>-1</sup> )	384,3

As plantas (resíduos) utilizadas foram o azevém, o trevo balansa e a tremocilha. Estas plantas foram recolhidas no campo, a parte radicular foi passada por água de modo a retirar todo o solo das raízes. Foram colocadas a secar ao ar. Depois de secas foram separadas em parte aérea e parte radicular. Foram pesadas de forma a calcular a respetiva percentagem, que é apresentada no quadro 6.2:

**Quadro 6.2** - Proporção de parte aérea e radicular das plantas utilizadas como resíduos para o ensaio de incubação

	<i>Parte aérea</i> (g)	<i>Parte radicular</i> (g)	% <i>Parte Aérea</i>	% <i>Raízes</i>	<i>Total</i>
<i>Tremocilha</i>	273,9	96,4	74,0	26,0	100,00
<i>Trevo balansa</i>	199,4	21,5	90,3	9,7	100,00
<i>Azevém</i>	148,5	164,7	47,4	52,6	100,00

### 6.2.2 *Instalação e condução do ensaio*

O solo foi crivado (malha 2mm), pesaram-se 40 kg e foi-lhe adicionada uma quantidade de água equivalente a 15% do peso do solo (6,5 L). Foi colocado em saco de plástico fechado e ficou a pré incubar durante aproximadamente 1 mês. Decorrido este tempo, o solo foi analisado nos parâmetros referidos no quadro 6.1. Como se pretendia que o solo a utilizar tivesse um teor de humidade equivalente a 60% da CMA e um teor de N de 80 mg N kg<sup>-1</sup> de solo seco, foram adicionados ao solo 3,86 g de CaNO<sub>3</sub> e 2,4 L de água. Foram também adicionados ao solo 40 g de CaCO<sub>3</sub> para simular o tratamento efetuado no início do ensaio de

campo (referido no capítulo 3). O solo ficou de novo a pré incubar cerca de 1 semana. Passado este tempo foi analisado o teor de humidade para verificar se estava cumprida a condição de 60% da CMA.

O solo foi dividido em diferentes subamostras (50g de solo seco por tratamento) e colocado em copos que foram para a câmara de ambiente controlado até ao início do ensaio (dia seguinte).

As plantas foram moídas grosseiramente e foram liofilizadas. Depois foram moídas mais finas (2mm) e foi determinado o seu teor em N (N total).

Foram realizados 9 tratamentos: tremocilha parte radicular – TR; tremocilha parte aérea – TA; tremocilha mistura parte radicular e aérea – TM; azevém parte radicular – AR; azevém parte aérea – AA; azevém mistura parte radicular e parte aérea – AM; trevo balansa parte radicular – TBR; trevo balansa parte aérea – TBA; 1 controlo só com solo, sem adição de resíduos – C.

Como se pretendia adicionar quantidade de planta equivalente a 140 mg N kg<sup>-1</sup> de solo seco, foram pesadas as quantidades de plantas (para 50 g de solo) para incubar, apresentadas no quadro 6.3.

**Quadro 6.3** - Quantidade de resíduo adicionado

<i>Tratamento</i>	<i>Quantidade a adicionar por 50 g de solo seco (mg)</i>
Raízes Tremocilha	241
Biomassa Aérea Tremocilha	173
Raízes Trevo Balansa	301*
Biomassa Aérea Trevo Balansa	285
Raízes Azevém	782
Biomassa Aérea Azevém	387
Mistura Tremocilha	187
Mistura Azevém	527

\* Este valor foi calculado para um teor de 100mg N kg<sup>-1</sup> solo, por não haver quantidade suficiente.

No dia de início deste ensaio (dia 0), o solo que estava em cada um dos copos foi despejado para um recipiente, foi-lhe adicionado o resíduo, misturado homogeneamente e foi de novo colocado nos respetivos copos.

### *Determinação do N mineral*

O N mineral foi determinado através de amostras destrutivas: no dia do início do ensaio (dia 0) repetiu-se o procedimento anterior um número de vezes equivalente ao número de amostragens pretendidas. A 1ª série (8 tratamentos + controlo × 4 repetições) foi colocada nos frascos herméticos (onde decorreram as avaliações) e os restantes copos com tratamento foram colocados em caixas de plástico com 4 perfurações, de modo a permitir as trocas gasosas com o exterior. Estas caixas com os copos foram pesadas e registado o seu peso. Depois foi-lhes colocada uma manta húmida por cima dos copos, fechadas e colocadas na mesma câmara de ambiente controlado, com temperatura constante. Foi-lhes corrigido o teor de humidade quinzenalmente. Esta correção era calculada pela perda de peso observada durante esses períodos.

Para acompanhamento da mineralização de N, foram retirados dos frascos armadilha os copos com o solo e o tratamento e substituídos pelos semelhantes que se encontravam nas caixas de plástico, também na câmara de ambiente controlado. O conteúdo do copo retirado foi colocado em saco de plástico para posterior análise. Esta substituição ocorreu aos 1, 3, 7, 10, 14, 21, 35, 56, 84, 112, 154 e 196 dias após incorporação dos resíduos.

No dia 0 foi também determinado o teor de N mineral do solo.

### *Determinação da emissão de C-CO<sub>2</sub>*

Para determinação da emissão do C-CO<sub>2</sub>, em cada um dos frascos armadilha, para além do copo com o solo + tratamento, foi também colocado um copo com a solução armadilha (20 mL) para o CO<sub>2</sub>. Esta solução era constituída por uma solução de NaOH (0,5M). Cada frasco manteve, ainda, um copo com cerca de 25 mL de água, para manutenção do teor de humidade ambiental. A solução de NaOH foi retirada e substituída por uma nova solução, nos frascos armadilha aos 1, 2, 3, 5, 7, 10, 14, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 70, 84, 98, 112,

126, 140, 154, 168 dias após incorporação dos resíduos. Desta solução era retirada uma pequena amostra que seguia para análise.

Para esta determinação foi também utilizado um branco (B), ou seja, existiram 4 frascos herméticos que continham apenas as soluções armadilha e água.

### *Determinação da emissão de NH<sub>3</sub>*

Para determinação das emissões de NH<sub>3</sub> foi colocado, dentro do frasco hermético um copo com uma solução armadilha (10 mL) para o NH<sub>3</sub>. Esta era uma solução de HCl (0,1M). Para medição do NH<sub>3</sub>, a solução de HCl foi retirada dos frascos armadilha e substituída por uma nova. Esta substituição e posterior análise ocorreram nos dias 1, 3, 7 e 14 após a incubação dos resíduos. Da solução substituída era retirada uma pequena amostra para análise.

Assim, em cada frasco armadilha foi colocado um copo com o tratamento (solo ou solo + resíduo), um copo com a solução de NaOH, um copo com a solução de HCl e um copo com água. Foram fechados hermeticamente e foram colocados em câmara de ambiente controlado a 25 °C. Nos dias das substituições (tratamentos e/ou soluções armadilha) os frascos eram abertos e arejados enquanto decorria o processo de substituição.

### *6.2.3 Análises laboratoriais*

As amostras de solo para caracterização inicial foram analisadas para determinação do N mineral, do pH (água), e do teor de humidade.

Os resíduos orgânicos foram analisados para determinação do teor de N e de C separadamente em biomassa radicular e biomassa aérea.

As soluções recolhidas de NaOH foram para o analisador elementar de carbono (Formac, Skalar, Breda, NL; libertação do CO<sub>2</sub> em meio ácido e deteção por NIRD - near infrared detector) para determinação da quantidade de C-CO<sub>2</sub> emitido.

A solução de HCl foi colocada num analisador de fluxo segmentado para determinação do teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Para extração do  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  das amostras de solo, foram pesados 6g de cada tratamento, foi-lhe adicionado 30 mL de KCl (1M) e foram levadas a agitar durante 1 hora. De seguida foram a centrifugar a 3000 rpm.

Os teores de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_3^-$  em extratos de solos, de  $\text{N-NH}_4^+$  nas armadilhas de HCl e de  $\text{N-NH}_4^+$  nos digeridos de resíduos foram determinados por espectrofotometria de absorção molecular pela reação de Berthelot ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e pelo reagente de Griess–Ilosvay ( $\text{N-NO}_3^-$ ) em analisador de fluxo contínuo (SanPlus, Skalar, Breda, NL) após diálise dos extratos, afim de prevenir interferências de sólidos em suspensão e da coloração dos extratos.

#### *6.2.4 Cálculos e análise estatística*

Calculou-se a mineralização líquida do N nos vários tratamentos com base na variação do teor de azoto mineral entre cada observação considerada e o início da incubação. Para cálculo da mineralização líquida aparente, ao valor obtido anteriormente retirou-se o valor referente ao controlo. Também em relação ao C, ao valor obtido em cada data foi subtraído o valor do controlo.

Tanto para o N como para o C foram efetuadas estimativas iniciais de N e C potencialmente mineralizável ( $N_0$  e  $C_0$ ) e da constante k através da técnica de regressão não linear, assumindo-se que a mineralização poderia ser descrita por um modelo de primeira ordem proposto por Stanford & Smith (1972) e referenciado por Dossa *et al.*, (2009). Este modelo assume a seguinte forma:

$$X_m = X_0 [1 - \exp(-kt)],$$

onde  $X_m$  = mineralização de N ou C acumulada,  $X_0$  = N ou C potencialmente mineralizável,  $k$  = constante de mineralização ( $\text{dia}^{-1}$ ).

A análise estatística foi efetuada com recurso ao SPSS 17.0. A significância das diferenças observadas foi avaliada por análise de variância (one-way ANOVA) e teste de Duncan para um nível de significância de 5%. A variância foi analisada separadamente para cada dia de amostragem.

## 6.3 Resultados

### 6.3.1 Propriedades químicas iniciais dos resíduos

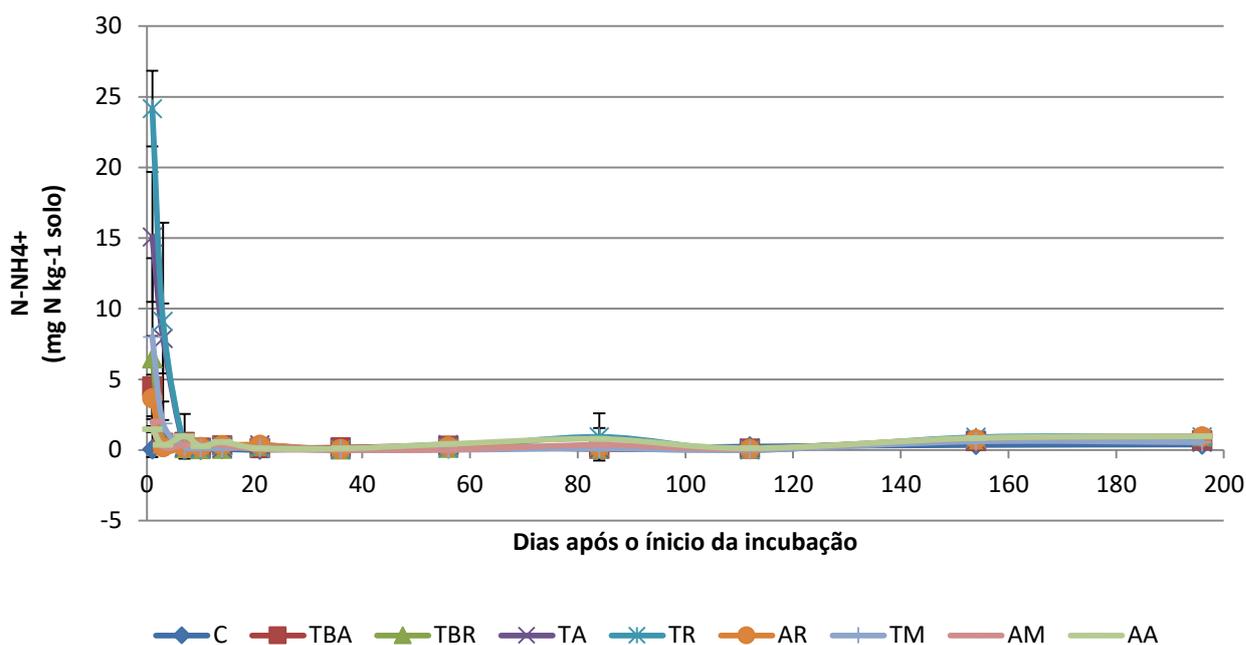
As características químicas iniciais dos resíduos são apresentadas no quadro 6.4. O teor de C variou entre 203,2 g C kg<sup>-1</sup> (raízes de azevém) e 446,3 g C kg<sup>-1</sup> (biomassa aérea da tremocilha). O teor de N variou entre 8,9 g N kg<sup>-1</sup> (raízes de azevém) e 40,3 g N kg<sup>-1</sup> (biomassa aérea da tremocilha). A razão C/N variou entre os 11,1 para a biomassa aérea da tremocilha e 22,7 para as raízes do azevém.

**Quadro 6.4** - Características químicas iniciais dos resíduos (base MS)

Resíduos	C orgânico (g C kg <sup>-1</sup> )	N Total (g N kg <sup>-1</sup> )	C/N
Biomassa aérea Trevo Balansa (TBA)	396,4	24,5	16,1
Raízes Trevo Balansa (TBR)	328,0	16,6	19,7
Biomassa aérea Tremocilha (TA)	446,3	40,3	11,1
Raízes Tremocilha (TR)	424,2	29,1	14,6
Biomassa aérea Azevém (AA)	386,0	18,1	21,3
Raízes Azevém (AR)	203,2	8,9	22,7
Mistura Tremocilha (TM)	440,5	37,4	11,8
Mistura Azevém (AM)	298,8	13,3	21,8

### 6.3.2 N mineral no solo

A aplicação de igual quantidade de N pelos resíduos aumentou de imediato os níveis de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo, comparado com o controlo, com o maior aumento nos tratamentos relativos à tremocilha (TR e TA) e o menor com os tratamentos AA e AM (Fig. 6.1.) no dia 1 do ensaio. Após este dia, os valores diminuíram abruptamente até ao dia 7 e assim se mantiveram durante todo o período de incubação.



**Figura 6.1** - Evolução do teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo com os diversos resíduos.

No dia 1, os valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variaram entre os 24,2 mg N kg<sup>-1</sup> solo para o TR e 15,1 mg N kg<sup>-1</sup> para o TA sendo estes valores significativamente diferentes entre si e de todos os restantes. O menor valor registou-se no AA com 1,5 mg N kg<sup>-1</sup>, não apresentando este valor diferenças significativas com o controlo. No final do ensaio (dia 196) o maior valor registou-se no AM (1,0 mg N kg<sup>-1</sup>) sendo este valor significativamente superior ao registado no controlo (0,4 mg N kg<sup>-1</sup>), no TM e no TA, ambos com 0,5 mg N kg<sup>-1</sup>.

Em todos os tratamentos, o N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> diminui até ao dia 1 da incubação. Os tratamentos com resíduos da tremocilha (TA, TR, e TM) registaram maior teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do que o controlo, tal como demonstrado na fig. 6.2.

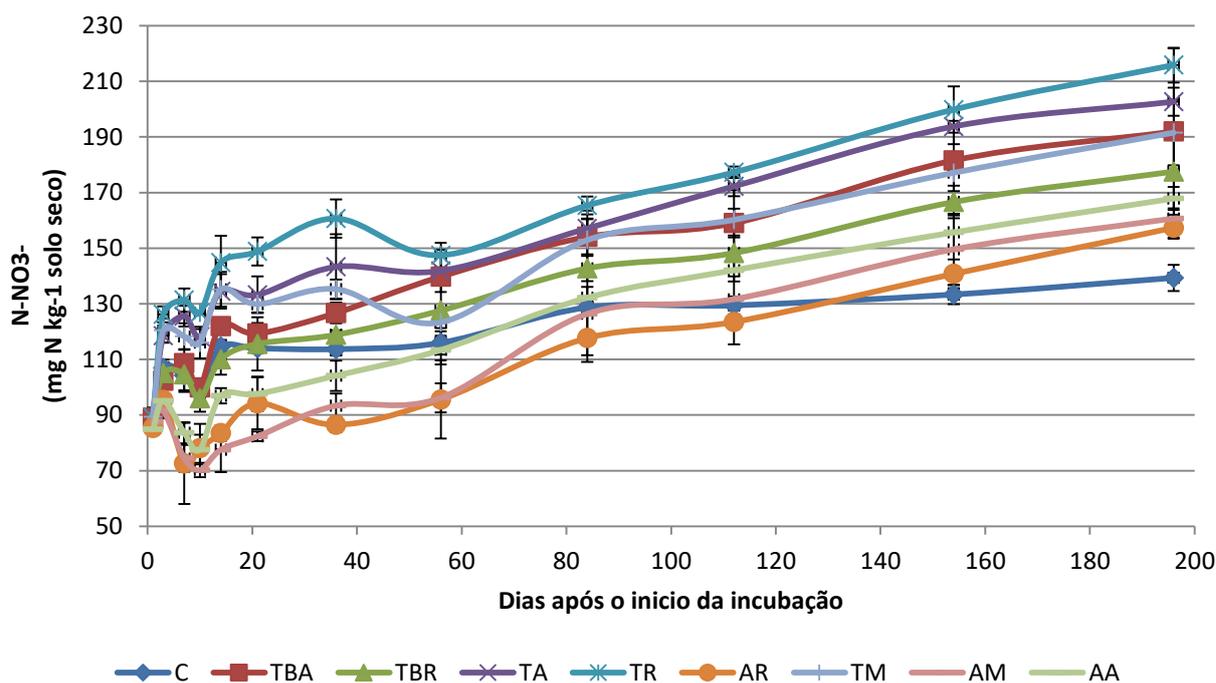


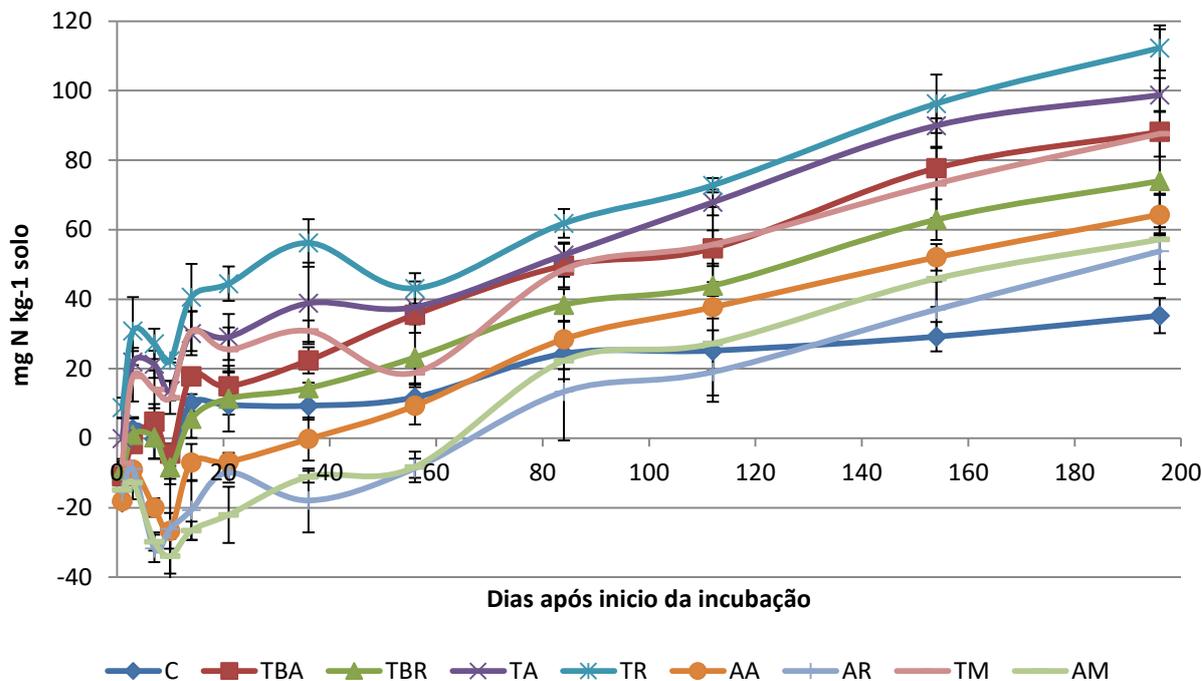
Figura 6.2 - Evolução do teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo com os diversos resíduos .

No final da experiência (dia 196), todos os tratamentos apresentaram um teor de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> significativamente maior ( $p < 0,05$ ) do que o controlo. Os valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> variaram entre 157,3 mg N kg<sup>-1</sup> solo para o AR e 215,8 mg N kg<sup>-1</sup> solo para TR. Com exceção do TA (202,7 mg N kg<sup>-1</sup> solo), TR foi significativamente diferente de todos os restantes.

### 6.3.3 Mineralização/Imobilização do N

A mineralização líquida do N variou consideravelmente entre os resíduos. Em todas as datas de observação se verificou maior valor de N mineralizado no tratamento referente às raízes de tremocilha (Fig. 6.3). Este tratamento diferiu significativamente ( $p < 0,05$ ) de todos os outros tratamentos nos dias 1, 3, 10, 14, 21 e 36. Em todos os tratamentos com tremocilha (raízes, biomassa aérea e mistura) não foi verificada imobilização. O tratamento relativo às raízes do azevém apresentou imobilização ao longo de toda a experiência, com exceção dos períodos com final aos dias 1, 154 e 196. No tratamento da biomassa aérea do azevém foi observada imobilização de N nos dias 3, 7, 10, 14, 21, 36 e 56 da experiência. A mistura do

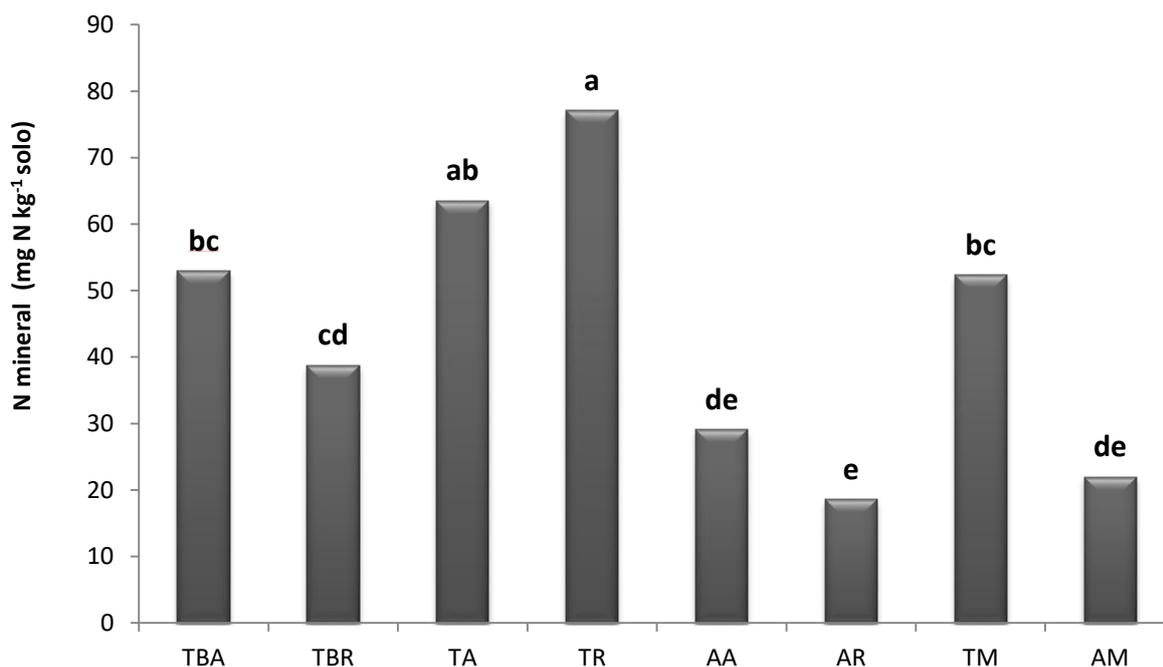
azevém apenas apresentou mineralização nos dias 1, 112, 154 e 196. A biomassa aérea do trevo balansa apenas apresentou imobilização no dia 3 e as raízes nos dias 3, 10 e 14. No final do ensaio, a mineralização líquida do N variou entre os 53,8 mg N kg<sup>-1</sup> solo para o AR e os 112,3 mg N kg<sup>-1</sup> solo para o TR.



**Figura 6.3** - Mineralização líquida do N ao longo do ensaio de incubação  
(mg N kg<sup>-1</sup> solo)

A adição de resíduos ao solo induziu em todos os tratamentos um aumento no valor de N mineralizado quando comparado com o controlo. Este aumento variou entre os +53% para o tratamento AR e os +220% para o tratamento TR.

Em relação à mineralização líquida aparente, o N mineralizado foi maior no solo onde os resíduos adicionados foram leguminosas, comparativamente com aqueles onde foram adicionados resíduos de azevém (fig. 6.4). Os valores variaram entre os 19 mg N kg<sup>-1</sup> de solo para o tratamento AR e os 77 mg N kg<sup>-1</sup> de solo para o tratamento TR.



**Figura 6.4** - Mineralização líquida aparente de N 196 dias após a adição dos resíduos ao solo

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Duncan ( $p < 0,05$ ).

Nos tratamentos relativos aos resíduos TBR e AR registou-se um menor valor de N mineralizado do que nos resíduos da biomassa aérea, embora não sejam significativamente diferentes.

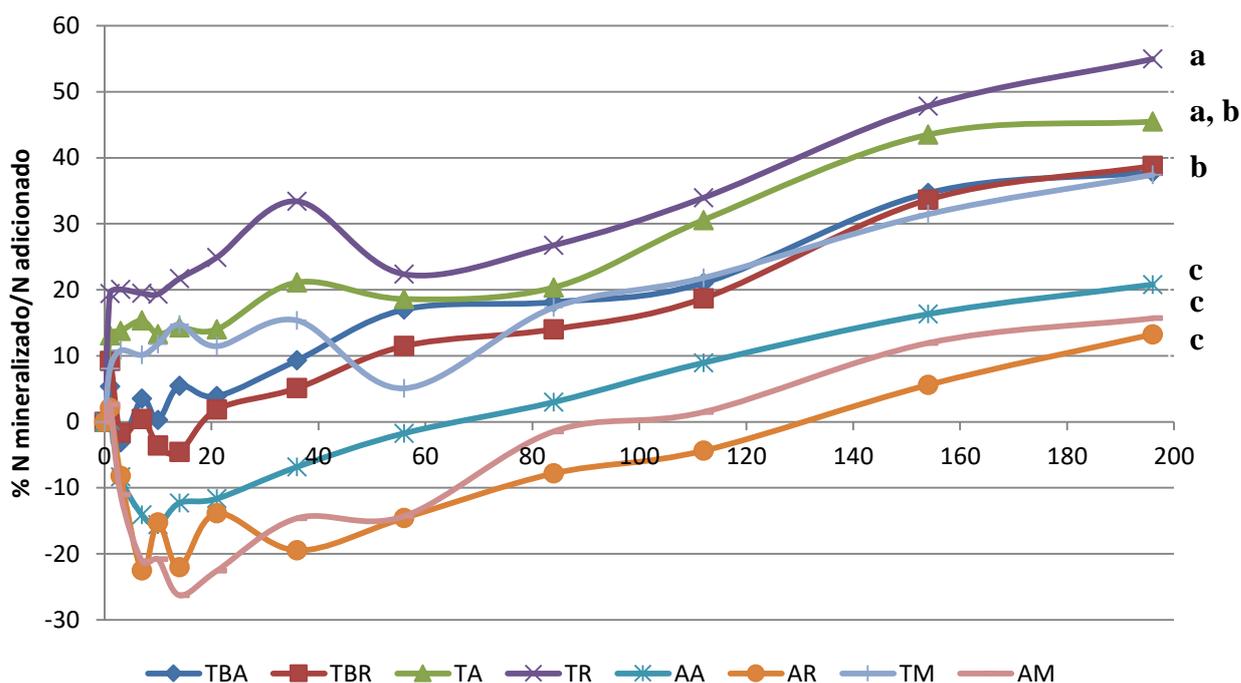
O valor de N mineralizado no TM (52 mg N kg<sup>-1</sup> solo) foi inferior ao valor apresentado pelas raízes (77 mg N kg<sup>-1</sup> solo) e pela biomassa aérea (64 mg N kg<sup>-1</sup> solo) separadamente.

A proporção de N mineralizado por N adicionado é apresentada na fig. 6.5. O teor de N mineralizado variou entre os 55% para os resíduos TR e 13% para o tratamento AR.

Os tratamentos com resíduos de azevém (AR, AA, AM) diferiram significativamente das leguminosas. O tratamento TM foi significativamente menor do que as raízes (TR).

No azevém, a mistura não difere significativamente da biomassa aérea nem das raízes.

No trevo balansa, os tratamentos com raízes e com biomassa aérea apresentaram uma percentagem similar de N mineralizado por N adicionado.



**Figura 6.5** - Mineralização líquida aparente de N expressa como porcentagem do N orgânico adicionado nos diferentes resíduos.

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Duncan ( $p < 0,05$ ).

Foi no tratamento TR que se verificou uma mais rápida e maior disponibilização de azoto. Em todos os resíduos verificou-se mineralização líquida no primeiro dia de ensaio. Após o 1º dia todos os tratamentos com o azevém (AA; AR e AM) registaram imobilização.

#### 6.3.4 Emissão de C-CO<sub>2</sub>

A emissão de C-CO<sub>2</sub> nos tratamentos com resíduos foi significativamente superior aos valores observados no controlo, ao longo de todo o ensaio, como se pode visualizar na fig. 6.6.

Em todos os tratamentos verificou-se que os maiores valores de emissão de CO<sub>2</sub> ocorreram no início do período de incubação. Nos tratamentos com leguminosas mais de 45% do CO<sub>2</sub> emitido ocorreu nos primeiros 5 dias após o início do ensaio.

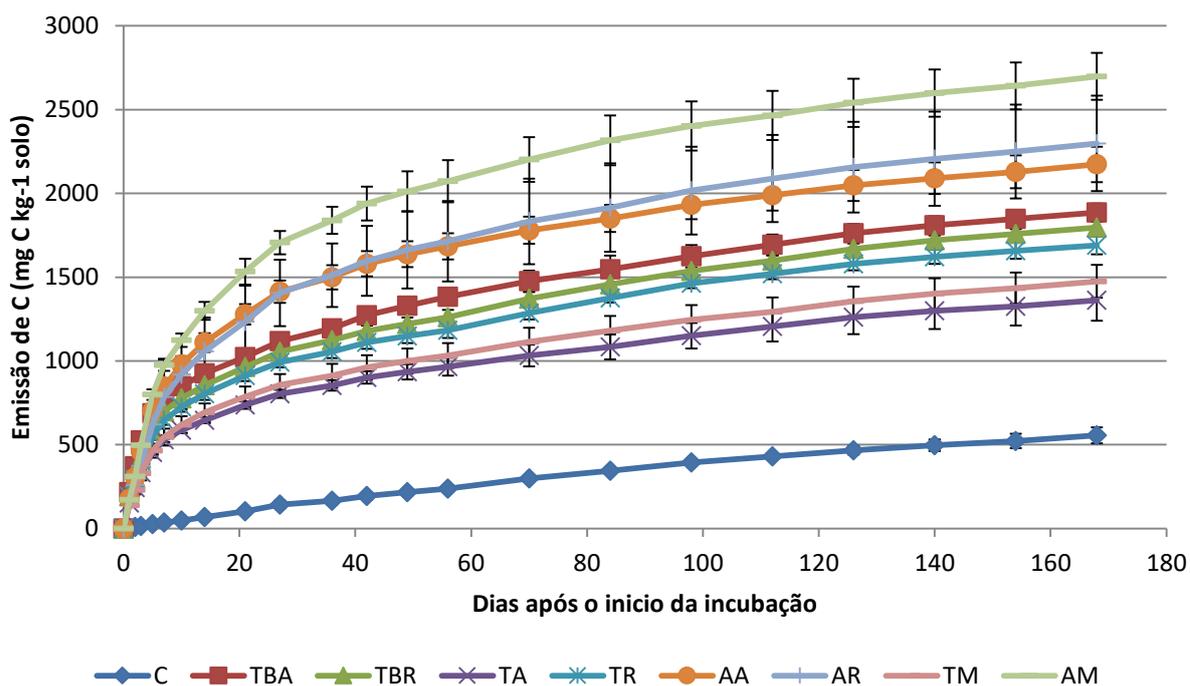


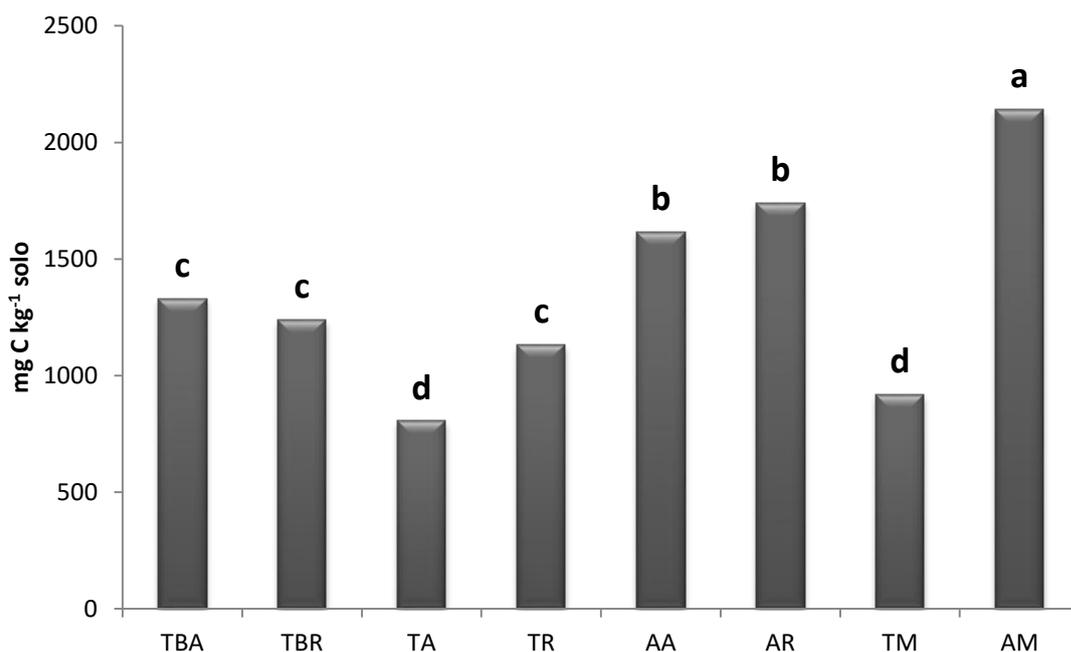
Figura 6.6 - Valores de emissão de C-CO<sub>2</sub> acumulados ao longo do período de incubação

A emissão de CO<sub>2</sub> foi maior no AM com um valor de 2698 mg C kg<sup>-1</sup> solo. Este valor é cerca de 5 vezes superior ao valor registado no controlo.

A mineralização líquida aparente de C, verificada no final do ensaio, é apresentada na fig. 6.7. Os valores variaram entre os 805 mg C kg<sup>-1</sup> solo para o tratamento TA e os 2141 mg C kg<sup>-1</sup> solo para o tratamento AM.

Não existiram diferenças significativas entre os diferentes tratamentos com trevo balansa. Em relação à tremocilha verificou-se que, no processo de decomposição das raízes isoladas, houve maior libertação de CO<sub>2</sub> do que no tratamento em que há mistura de raízes com biomassa aérea (TM) ou no TA.

A mineralização de C no TR foi cerca de 40% superior à mineralização de C ocorrida no TA. Nos tratamentos com azevém registaram-se diferenças significativas entre o AM e os AA e AR, neste caso foi no tratamento relativo à mistura onde se verificou uma maior mineralização de C, cerca de 33% superior ao valor registado no AA.



**Figura 6.7** - Mineralização líquida aparente de C

Tratamentos com letras diferentes apresentam diferenças significativas, segundo o teste de Duncan ( $p < 0,05$ ).

A percentagem de C mineralizado relativamente ao C adicionado apresentou diferenças significativas entre tratamentos ao longo do todo o ensaio. Nos dias 1, 2 e 3 da incubação verificaram-se diferenças significativas entre tratamentos com leguminosas e o azevém, apresentando os diferentes tratamentos da tremocilha (TA, TR e TM) os menores valores da relação entre o C mineralizado / C adicionado. No final do ensaio de incubação (dia 168) o AM apresentou uma relação C mineralizado/C adicionado significativamente superior a todos os restantes tratamentos com exceção do TBR. O TA foi significativamente menor que o TBR. Os valores variaram entre os 52% para o TA e os 70% para o AM, como apresentado na fig. 6.8.

Após 27 dias de incubação já o AM tinha emitido cerca de 50% do C adicionado sob a forma de CO<sub>2</sub>. Esta percentagem foi atingida pelo TBR e TBA aos 49 e 56 dias respetivamente. Nos tratamentos TR, TM e AA, 50% do C adicionado foi mineralizado aos 84 dias de ensaio. O TA apenas mineralizou 50 % do C adicionado após 112 dias de incubação. O AR demorou 96 dias.

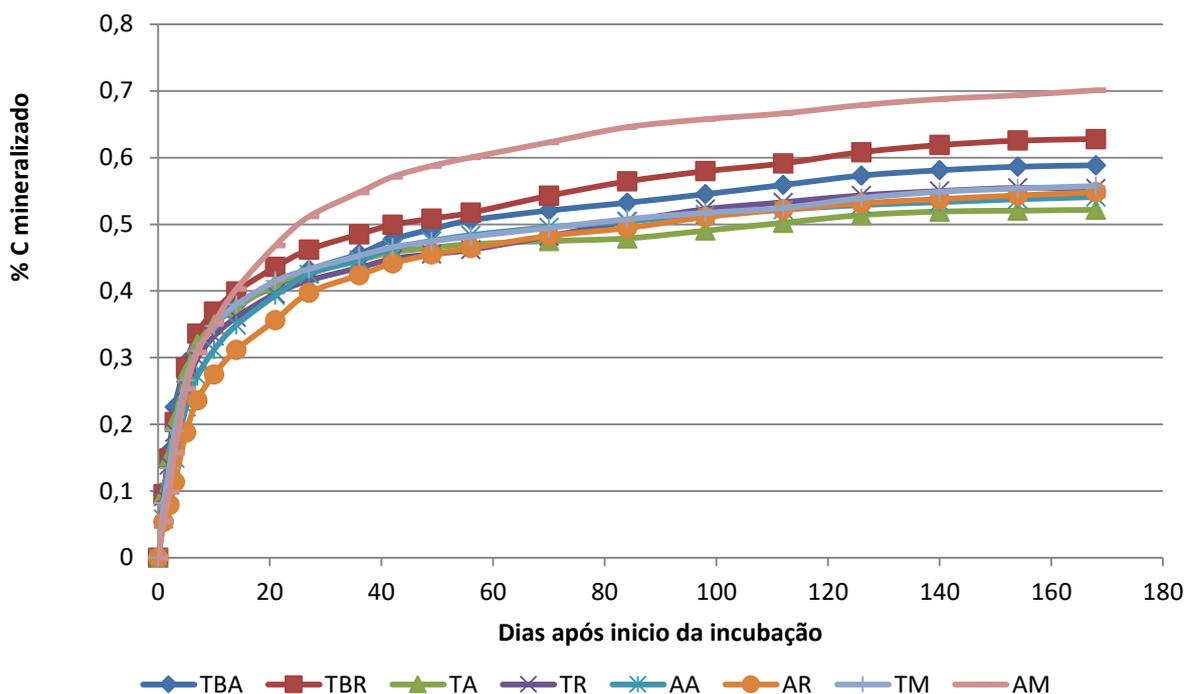


Figura 6.8 Relação entre o C mineralizado e o C adicionado

A mineralização do carbono ajusta-se ao modelo exponencial de primeira ordem ( $R^2 = 0,93-0,99$ , quadro 6.5). Os valores da constante de mineralização variaram entre 0,068 e 0,15  $\text{dia}^{-1}$ . O C potencialmente mineralizável variou entre os 0,48 e os 0,65  $\text{g C kg}^{-1}$ .

Quadro 6.5 - Estimativa de  $C_0$  ( $\text{g kg}^{-1}$ ),  $k$  ( $\text{dia}^{-1}$ ) e  $R^2$

	$C_0$	$k$	$R^2$	$1/2 \text{ vida}_{(\text{dia})}$
TBA	0,52	0,126	0,93	5
TBR	0,56	0,111	0,98	6
TA	0,48	0,150	0,96	5
TR	0,50	0,115	0,94	6
AA	0,50	0,093	0,98	7
AR	0,51	0,068	0,99	10
TM	0,50	0,124	0,97	6
AM	0,65	0,070	0,98	10

O TA foi o tratamento que apresentou uma maior constante de mineralização (0,150 dia<sup>-1</sup>). As leguminosas apresentaram maior constante de mineralização do que o azevém. Os tratamentos com raízes apresentaram menores constantes de mineralização do que os tratamentos com a respetiva biomassa aérea.

### *6.3.5 Emissão de NH<sub>3</sub>*

Foram avaliadas as emissões de NH<sub>3</sub> no início do período de incubação (até ao dia 14). Os valores de emissão de NH<sub>3</sub> foram nulos para todos os tratamentos e períodos de amostragem

## **6.4 Discussão**

Avaliar a mineralização de C e de N dos resíduos adicionados ao solo é essencial para estimar as emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera/sequestro de C no solo e a disponibilidade de N no solo (Hassan, 2013).

O N mineral é libertado para o solo através da decomposição microbiana, mineralização e nitrificação da matéria orgânica do solo e dos resíduos de plantas (Muhammad *et al.*, 2011).

Foi no tratamento TA onde se verificou o maior teor de N total, o maior teor de C orgânico e a menor relação C/N. No tratamento AR foi onde se registou o oposto. Tal como num estudo desenvolvido por Frankenberger e Abdelmagid (1985), a relação C/N é geralmente baixa quando o teor de N dos resíduos é substancialmente elevado.

O N mineral (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) é libertado para o solo através da mineralização dos resíduos (Muhammad *et al.*, 2011). Neste trabalho o teor de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo variou entre os diferentes resíduos e registou-se o maior valor no início do período de incubação. A retenção do N na forma de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N é importante para evitar as perdas de N por lixiviação e na forma de gases (Fangueiro *et al.*, 2010). A incorporação dos resíduos aumentou de imediato os

teores de  $\text{N-NH}_4^+$  no solo comparado com o controlo. Esta diferença deixou de se verificar a partir do dia 7 do período de incubação.

Durante a incubação, de uma forma geral o teor de  $\text{N-NO}_3^-$  aumentou no solo, variando entre os resíduos de acordo com a mineralização do N. Nos tratamentos com resíduos de azevém (AA, AR e AM) os teores de  $\text{N-NO}_3^-$  são menores do que no controlo até ao dia 56 da incubação. O N pode ser o fator limitante e há remoção do N do solo no processo de decomposição, para o crescimento dos microrganismos (Moreno-Cornejo *et al.*, 2014). Geralmente os microrganismos do solo preferem o  $\text{N-NH}_4^+$ , mas quando os níveis deste são muito baixos, tal como no nosso estudo, eles consomem  $\text{N-NO}_3^-$  (Shi e Norton, 2000; Cayuela *et al.*, 2009; Moreno-Cornejo *et al.*, 2014). A partir do dia 7 o teor de N mineral no solo ocorre principalmente na forma  $\text{N-NO}_3^-$  (aproximadamente 99%) e os valores observados neste estudo foram semelhantes aos valores referidos por Moreno-Cornejo *et al.* (2014) num estudo em que utilizaram plantas de pimenta (*Capsicum annuum*) como resíduos, também em condições de ambiente controlado (temperatura de 25°C).

Os resíduos das leguminosas mineralizaram N mais rapidamente do que os resíduos das não leguminosas (azevém), tal como apontado por Li *et al.* (2013). Nos tratamentos com resíduos de tremocilha, com uma relação C/N baixa, não se observou imobilização de N. A adição dos resíduos de azevém (AA, AR e AM) provocou rapidamente imobilização de N. Em trabalhos desenvolvidos por Cayuela *et al.* (2009), com palha de trigo, também se verificou uma rápida imobilização de N após a incorporação dos resíduos. A incorporação de resíduos com uma relação C/N alta induz imobilização de N durante a sua decomposição no solo (Muhammad *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013). O tratamento TR com uma relação C/N mais elevada do que o tratamento TA registou um maior valor de N mineralizado. Mohanty *et al.* (2011) afirmam que materiais com relações C/N semelhantes podem mineralizar diferentes valores de N. Cordovil *et al.* (2005), concluem que a relação C/N é uma boa ferramenta na estimativa do N mineralizado, mas apenas com um valor aproximado, e Chen *et al.* (2014a) afirmam mesmo que a relação C/N nem sempre é uma boa estimativa do efeito dos resíduos das plantas.

Nos tratamentos com tremocilha (TA e TR) ocorreu maior mineralização líquida do que nos tratamentos com resíduos de trevo balansa (TBA e TBR). Também num estudo

desenvolvido por Nakhone e Tabatabai (2008) se verificou que o tipo de leguminosa utilizada condiciona a eficiência no fornecimento de N mineral à cultura seguinte.

Não se verificaram diferenças significativas nos tratamentos com resíduos de biomassa aérea das leguminosas, mas verificaram-se nos tratamentos referentes às raízes, sendo o TR significativamente maior do que o TBR. A mineralização líquida do TR foi aproximadamente o dobro da mineralização líquida do TBR. O tratamento relativo à mistura de tremocilha (TM) registou menos 20% de N mineralizado do que o TA e 32% menos do que o TR. Frankenberger e Abdelmagid (1985) apontam o teor de N dos resíduos, os teores de lenhina e a sua resistência à decomposição microbiana e a toxicidade dos metabolitos provenientes da decomposição, como fatores que justificam a diferença na mineralização do N entre as diferentes partes da planta (raízes, biomassa aérea, mistura de ambas).

De uma maneira geral, espera-se que a biomassa aérea induza maior mineralização de N quando comparada com outras partes da planta, devido ao seu maior teor de N. Este pressuposto não se verificou no nosso estudo com os resíduos de tremocilha, pois o tratamento TR obteve um maior valor de N mineralizado do que o tratamento TA, embora sem diferenças significativas. O mesmo foi registado num estudo desenvolvido por Frankenberger e Abdelmagid (1985) com feijão, onde se verificou maior mineralização de N nas raízes do que na biomassa aérea. Este resultado pode ser justificado pelas diferenças na composição dos resíduos. Frankenberger e Abdelmagid (1985) e Abiven *et al.* (2005) confirmam que a decomposição das raízes nem sempre é inferior à decomposição da biomassa aérea. Alguns autores afirmam que a composição dos resíduos pode ser um fator determinante na mineralização do N (Frankenberger e Abdelmagid, 1985; Jensen *et al.*, 2005; Nakhone e Tabatabai, 2008; Mohanty *et al.*, 2011; Muhammad *et al.*, 2011). Neste trabalho não efetuámos a determinação dos constituintes dos resíduos (teores de lenhina, polifenóis, proteínas solúveis, glúcidos, celulosas e hemicelulosas). Não encontramos na bibliografia os teores destes constituintes nas raízes e biomassa aérea da tremocilha que nos permitissem tirar ilações. Também Dias *et al.* (2014), num ensaio de incubação de campo onde também foi utilizada a tremocilha como cultura intercalar e depois adicionada ao solo separadamente em raízes e biomassa total, não verificaram diferenças significativas entre tratamentos no valor de N acumulado no solo durante o período de incubação.

A decomposição do trevo balansa não diferiu entre o componente morfológico dos resíduos (TBA e TBR), tendo valores semelhantes de N mineralizado e da relação de N mineralizado/N adicionado. Este último parâmetro traduz a eficiência da mineralização e quando o analisamos verificámos que o tratamento TR apresentou valores significativamente maiores do que o TM. Os resíduos do azevém (AA, AR e AM) apresentaram taxas de mineralização mais baixas do que os resíduos de leguminosas. O tratamento TR demonstrou ser o mais eficiente em fornecer N à cultura seguinte.

Estes resultados demonstram claramente a eficiência dos resíduos das leguminosas em fornecer N mineral às culturas subsequentes e que esta eficiência varia também com o tipo de leguminosa utilizada.

Foi testado um modelo de mineralização de N (proposto por Stanford & Smith (1972) e referenciado por Dossa *et al.*, (2009)), mas os seus resultados não se adequaram aos nossos resíduos, obtendo valores sem significado.

Foi utilizada a emissão de C-CO<sub>2</sub> como forma de determinar a mineralização de C adicionado ao solo através dos resíduos (Dossa *et al.*, 2009). A importância da avaliação da mineralização do C prende-se com o facto de, segundo Hassan (2013), cerca de 50-75 Petagramas (Pg) de C serem emitidos anualmente para a atmosfera provenientes da decomposição do C orgânico pelos microrganismos do solo.

Os teores mais elevados de emissão de C-CO<sub>2</sub> ocorreram nos primeiros dias do ensaio e foram muito superiores aos verificados no controlo, o que nos permite inferir que as fases mais ativas de libertação de carbono ocorreram neste período de tempo. Estes valores mais elevados de emissão de C-CO<sub>2</sub> nos primeiros dias do ensaio são resultado, segundo Moreno-Cornejo *et al.* (2014) da presença de substratos facilmente decomponíveis (formas solúveis) e do arejamento.

Todos os tratamentos onde foram aplicados resíduos apresentaram maiores valores de C mineralizado ao longo de todo o ensaio quando comparados com o tratamento controlo (solo sem resíduos). Esta diferença é devida à maior quantidade de recursos disponíveis para a atividade dos microrganismos. Resultados semelhantes foram indicados por outros autores (Raiesi, 2006; Zeng *et al.*, 2010; Hassan, 2013). No final do ensaio (dia 168), o valor de C mineralizado foi cerca de 5 vezes superior no AM quando comparado com o controlo.

Também Justes *et al.* (2009) apontaram valores de mineralização dos resíduos cerca de 5 a 6 vezes superiores ao controlo nos resíduos por eles estudados.

A mineralização aparente acumulada de C é significativamente inferior nas leguminosas quando comparada com o azevém, e, dentro destas, é a tremocilha a responsável pela menor emissão de C-CO<sub>2</sub>. Quando avaliamos as partes das plantas utilizadas, verifica-se que tanto no azevém como na tremocilha são os tratamentos relativos às partes aéreas aqueles onde se verifica uma menor mineralização líquida aparente de C. No trevo balansa, apesar de não existirem diferenças significativas, o TBA apresenta um valor superior ao TBR.

Quando se analisa o teor de C mineralizado em função do C adicionado verifica-se que esta relação variou entre 52 e os 70%. Estes valores são semelhantes aos encontrados por Justes *et al.* (2009), que avaliaram a cinética de mineralização de 25 resíduos de plantas durante 168 dias em condições de ambiente controlado e cujos valores variaram entre os 59 a 68%. Também estão próximos do intervalo encontrado por Trinsoutrot *et al.* (2000), em que os valores de C mineralizado (em função do C adicionado) variaram entre os 33 e os 67%.

De todos os tratamentos, foi o TA aquele que mais C conseguiu reter na biomassa do solo, sendo o responsável pela menor quantidade de CO<sub>2</sub> emitido para a atmosfera.

As diferenças entre os valores de C<sub>0</sub> nos resíduos refletem a diversidade na mineralização do C. Estes valores, apesar de muito próximos, são sempre inferiores nos tratamentos da biomassa aérea quando comparados com os tratamentos relativos a raízes. No que respeita às misturas, na tremocilha o tratamento relativo à mistura é de igual valor de C<sub>0</sub> ao do tratamento relativo às raízes. No azevém não se verifica o mesmo, pois a mistura tem um valor muito superior (0,65) aos resíduos simples (0,50 e 0,51). Os valores encontrados para os tratamentos relativos a biomassa aérea estão de acordo com os encontrados por Redin *et al.* (2014a), que avaliaram cerca de 25 resíduos de biomassa aérea e os valores de C<sub>0</sub> variaram entre os 0,47 e os 0,64. Também os valores da constante de mineralização estão dentro do intervalo encontrado pelos referidos autores (0,022 – 0,128). Fora deste intervalo encontra-se o TA, com uma constante de mineralização de 0,150 dia<sup>-1</sup>. As diferenças entre as constantes de mineralização demonstram que o C presente nos resíduos é utilizado/libertado a diferentes ritmos. Os valores de C<sub>0</sub> e de k para o AR são superiores aos encontrados por Redin *et al.* (2014c) também para as raízes do azevém. Esta diferença pode ser devida ao teor de C do resíduo, pois é o dobro do presente no nosso resíduo (458 g C kg<sup>-1</sup> e 203 g C kg<sup>-1</sup>,

respetivamente). A diferença não pode ser justificada pelos valores de N presentes quer no solo quer no resíduo, pois são muito semelhantes (8,9 g N kg<sup>-1</sup> e 8,2 g N kg<sup>-1</sup> nos resíduos e 80 mg N kg<sup>-1</sup> e 77 mg N kg<sup>-1</sup> no solo, respetivamente no nosso trabalho e no trabalho atrás citado).

Tanto na mineralização do N como do C se verificou que o tipo de resíduo incorporado no solo tem um efeito significativo, tal como nos trabalhos desenvolvidos por Redin *et al.* (2014b).

De uma maneira geral, pode afirmar-se que as leguminosas testadas neste estudo são mais eficientes que o azevém em fornecer azoto à cultura seguinte e com menor impacto ambiental adverso (menor emissão de CO<sub>2</sub>). Resultados opostos foram encontrados por Hassan (2013), quando testou resíduos de leguminosa (amendoim) e não leguminosa (palha de arroz) e verificou ser a não leguminosa a mais eficiente e ambientalmente mais favorável.

O que interessa em termos agronómicos e ambientais é que os resíduos libertem o N de forma gradual para a cultura posterior e que retenham o C de forma a não ser perdido na forma de CO<sub>2</sub> para atmosfera. O aumento do carbono no solo aumenta a fertilidade e a produtividade do solo e reduz os gases com efeito estufa (Abro *et al.*, 2012). De acordo com os nossos resultados, foi o TA aquele que melhor se adequa, pois apesar de não ser o tratamento que maior quantidade de N mineraliza, não é significativamente diferente do tratamento onde isso ocorre (TR) e é o tratamento onde se registam menores emissões de C-CO<sub>2</sub>, sendo significativamente inferiores ao TR.

## **6.5 Conclusão**

Neste trabalho foram avaliadas a mineralização de C e de N de diferentes plantas (leguminosas e não leguminosas), fazendo a separação dos resíduos em biomassa aérea, raízes e mistura de raízes e biomassa aérea. Os resultados obtidos permitiram-nos concluir que as leguminosas mineralizam mais N do que as não leguminosas, neste caso, o azevém. Na mineralização do N não se verificaram diferenças entre as partes da planta. Os resíduos de tremocilha isolados (TR e TA) conseguem mineralizar, ao fim de 196 dias de incubação, mais de 40% do N adicionado.

No que respeita à mineralização de C (emissão de C-CO<sub>2</sub>), os resultados demonstraram ser nos resíduos do azevém (AA, AR e AM) onde se verifica uma maior emissão de C-CO<sub>2</sub> para a atmosfera durante o processo de decomposição. Na mineralização do C para além das diferenças entre leguminosas e não leguminosas, também há diferenças entre os resíduos da mesma planta. O tratamento AM apresenta emissões de C-CO<sub>2</sub> superiores a todos os restantes, sendo portanto diferente dos AA e AR. O tratamento relativo às raízes de tremocilha também apresenta emissões de C-CO<sub>2</sub> superiores aos tratamentos da biomassa aérea e mistura.

De uma maneira geral pode afirmar-se que, dos resíduos testados, aquele que apresenta melhor desempenho em termos agronómicos e ambientais é o tratamento relativo à biomassa aérea da tremocilha, pois apresenta os valores mais elevados de N mineralizado e é o que apresenta menores emissões de C-CO<sub>2</sub> durante o processo de decomposição.

## **6.6 Referências bibliográficas**

- Abiven, S., Recous, S., Reyes, V., Olivier, R. 2005. Mineralization of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils* 42: 119-128.
- Abro, S.A., Tian, X., Hussain, Q., Talpur, M., Singh, U. 2012. Carbon dioxide emission from maize straw incubated with soil under various moisture and nitrogen levels. *Journal of the Chemical Society of Pakistan* 34: 22-27.
- Awad, Y.M., Blagodatskaya, E., Ok, Y.S., Kuzyakov, Y. 2012. Effects of polyacrylamide, biopolymer, and biochar on decomposition of soil organic matter and plant residues as determined by <sup>14</sup>C and enzyme activities. *European Journal of Soil Biology* 48: 1-10.
- Bergström, L. & Kirchmann, H. 2004. Leaching and crop uptake of nitrogen from nitrogen – 15 – labeled green manures and ammonium nitrate. *Journal of Environmental Quality* 33: 1786 – 1792.
- Canfield, D.E., Glazer, A.N., Falkowski, P.G. 2010. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science* 330: 192-196.

- Cayuela, M.L., Sinicco, T., Mondini, C. 2009. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied Soil Ecology* 41: 118-127.
- Chen, B., Liu, E., Tian, Q., Yan, C., Zhang, Y. 2014a. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 429-442.
- Chen, R., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., Lin, X., Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y. 2014b. Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories. *Global Change Biology* 20: 2356-2367.
- Chèneby, D., Bru, D., Pascault, N., Maron, P.A., Ranjard, L., Philippot, L. 2010. Role of plant residues in determining temporal patterns of the activity, size, and structure of nitrate reducer communities in soil. *Applied and Environmental Microbiology* 76 (21): 7136-7143.
- Cordovil, C.M. S., Coutinho, J., Goss, M., Cabral, F. 2005. Potentially mineralizable nitrogen from organic materials applied to a sandy soil: fitting the one-pool exponential model. *Soil Use and Management* 21: 65-72.
- Dias, D., Aguiar, C.F., Arrobas, M., Rodrigues, M.A. 2014. Nitrogen mineralized during sorghum growth after soil incorporation of different winter cover crops. In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June- 3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.500-501.
- Dossa, E.L., Khouma, M., Diedhiou, I., Sene, M., Kizito, F., Badiane, A.N., Samba, S.A.N., Dick, R.P. 2009. Carbon, nitrogen and phosphorus mineralization potential of semiarid Sahelian soils amended with native shrub residues. *Geoderma* 148: 251-260.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., Cardenas, L., Trindade, H., Cunha-Queda, C., Vasconcelos, E., Cabral, F. 2010. Nitrogen mineralization and CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils* 46:383-391.
- Frankenberger, W.T. Jr., Abdelmagid, H.M. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. *Plant and Soil* 87: 257-271.

- Giacomini, S.J., Recous, S., Mary, B., Aita, C. 2007. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. *Plant and Soil* 301: 289-301.
- Guntiñas, M.E., Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F. 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: a laboratory study. *European Journal of Soil Biology* 48: 73-80.
- Hassan, W. 2013. C and N mineralization and dissolved organic matter potentials of two contrasting plant residues: effects of residue type, moisture, and temperature. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science* 63: 642-652.
- Jensen, L.S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T.A., Henriksen, T.M., Stenberg, B., Pedersen, A., Lundström, C., Esala, M. 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant material in soil. *Plant and Soil* 273: 307-326.
- Justes, E., Mary, B., Nicolardot, B. 2009. Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crops residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant and Soil* 325: 171-185.
- Kadžiuilienė, Ž. & Kadžiulis, L. 2007. Nitrogen accumulation and efficiency in herbage depending on legume species in grassland sward. *BIOLOGIJA* 18: 54-59.
- Khalil, M.I., Hossain, M.B., Schmidhalter, U. 2005. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1507-1518.
- Li, L-J., Han, X-Z., You, M-Y., Yuan, Y-R., Ding, X-L., Qiao, Y-F. 2013. Carbon and nitrogen mineralization patterns of two contrasting crop residues in a Mollisol: effects of residue type and placement in soils. *European Journal of Soil Biology* 54: 1-6.
- Ming-Hua, S., Jing, J., Xiang-Liang, X., Pei-Li, S. 2011. Correlation between CO<sub>2</sub> efflux and net nitrogen mineralization and its response to external C or N supply in an Alpine meadow soil. *Pedosphere* 21 (5): 666-675.
- Mohanty, M., Sammi Reddy, K., Probert, M.E., Dalal, R:C., Subba Rao, A., Menzies, N.W. 2011. Modelling N mineralization from green manure and farmyard manure from a laboratory incubation study. *Ecological Modelling* 222: 719-726.

- Moreno-Cornejo, J., Zornoza, R., Faz, A. 2014. Carbon and nitrogen mineralization during decomposition of crop residues in a calcareous soil. *Geoderma* 230-231: 58-63.
- Muhammad, S., Joergensen, R.G., Mueller, T., Muhammad, T.S. 2007. Priming mechanism: soil amended with crop residue. *Pakistan Journal of Botany* 39 (4): 1155 – 1160.
- Muhammad, W., Vaughan, S.M., Dalal, R.C., Menzies, N.W. 2011. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. *Biology and Fertility of Soils* 47: 15-23.
- Nakhone, L.N., Ali Tabatabai, M. 2008. Nitrogen mineralization of leguminous crops in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 231-241.
- Poeplau, C., Aronsson, H., Myrbeck, Å., Kätterer, T. 2015. Effect of perennial ryegrass cover crop on soil organic carbon stocks in southern Sweden. *Geoderma Regional* 4: 126-133.
- Raiesi, F. 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 13-20.
- Redin, M., Recous, S., Aita, C., Dietrich, G., Skolaude, A.C., Ludke, W.H., Schmatz, R., Giacomini, S.J. 2014a. How the chemical composition and heterogeneity of crop mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. *Soil Biology & Chemistry* 78: 65-75.
- Redin, M., Recous, S., Dietrich, G., Skolaude, A.C., Chaves, B., Pfeifer, I.C., Aita, C., Giacomini, S.J. 2014b. Interactions between the chemical quality of crop residues and their location in soil: how nitrogen availability controls mineralization of C and N? In: Cordovil, C.M.d.S. (Ed.). *Proceeding of the 18<sup>th</sup> Nitrogen Workshop – The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security*. 30<sup>th</sup> June-3<sup>rd</sup> July 2014, Lisboa, Portugal, pp.332-333.
- Redin, M., Guénon, R., Recous, S., Schmatz, R., Freitas, L.L., Aita, C., Giacomini, S.J. 2014c. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. *Plant and Soil* 378: 205-214.
- Shi, W., Norton, J.M., 2000. Microbial control of nitrate concentrations in an agricultural soil treated with dairy waste compost or ammonium fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1453–1457.

- Stanford, G., Smith, S.J. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. Soil Science Society of America Proceedings 109: 190-196.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Lineres, M., Cheneby, D., Nicolardot, B. 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. Soil Science Society of America Journal. 64: 918-926.
- Vos, J., Putten, P.E.L. van der. 2001. Field observations on nitrogen catch crops. III. Transfer of nitrogen to the succeeding main crop. Plant and Soil 236: 263-273.
- Zeng, D-H., Mao, R., Chang, S.X., Li, L-J., Yang, D. 2010. Carbon mineralization of tree leaf litter and crop residues from poplar-based agroforestry systems in Northeast China: A laboratory study. Applied Soil Ecology 44: 133-137.

## **7 Discussão geral**

## 7.1 Discussão Geral

A mitigação das alterações climáticas e a segurança alimentar são os desafios chave para o séc. XXI (De Antoni Migliorati *et al.*, 2015). Os mesmos autores referem que dada a previsão de em 2050 a população ter aumentado em cerca de um terço e a procura de cereais aumentar em 60% é necessário uma intensificação das fertilizações azotadas. A reintrodução de leguminosas, como culturas intercalares nas rotações culturais, é uma estratégia possível para reduzir a aplicação de fertilizantes azotados de síntese (Crews e Peoples, 2005; Jensen *et al.*, 2012). Guardia *et al.*, (2016) afirmam que o revestimento do solo com culturas intercalares nos períodos de inverno tem benefícios a nível agronómico e ambiental.

Segundo Tonitto *et al.*, (2006), de forma a encontrar o equilíbrio entre a produção e a fertilização através de leguminosas, é necessário caracterizar as interações entre os reservatórios da matéria orgânica do solo, fixação de N<sub>2</sub> e a atividade microbiana e para isso são necessários novos estudos.

### 7.1.1 Valorização agronómica dos resíduos das culturas sideradas

Neste trabalho avaliámos a eficiência de diferentes culturas intercalares na produção de uma cultura principal (milho, variedade regional).

Segundo Jarvis *et al.*, (1996), parte-se do princípio que todo o N disponibilizado (mineralizado) é absorvido pela cultura principal, logo todo o N mineralizado é equivalente ao N acumulado pela cultura principal. Assim, seria de esperar que as culturas intercalares que apresentassem um maior valor de N acumulado corresponderiam aquelas que iriam fornecer ao milho maior valor de N, contudo não foi o verificado. Nas culturas intercalares foi a tremocilha o tratamento responsável pelo maior valor de N acumulado, mas quando analisámos o N acumulado no milho, verificou-se ser no tratamento relativo ao trevo balansa que se registou maior valor de N acumulado. Se avaliarmos o valor de N acumulado no milho em função do N acumulado nas culturas intercalares verifica-se que, na média dos três anos de ensaio e das duas datas de sementeira, o tratamento mais eficiente em disponibilizar o N para a cultura seguinte foi o azevém, pois o N acumulado no milho corresponde a 92% do N

acumulado no azevém. O tratamento relativo ao trevo balansa também apresentou bons resultados, pois o N acumulado no milho correspondeu a 75% do N acumulado no trevo balansa. O tratamento relativo à tremocilha foi onde se registou os valores mais baixos. O N acumulado no milho correspondente a este tratamento foi de apenas 46% relativamente ao N incorporado pela sideração da tremocilha.

É de salientar que em todos os parâmetros de produção analisados no milho (MS, teor de N e N acumulado) se verifica um efeito positivo da utilização de culturas intercalares quando comparado com a vegetação espontânea.

Testadas diferentes regressões lineares para averiguar o efeito das culturas intercalares (MS, teor de N e N acumulado) na cultura principal (MS, teor de N e N acumulado), verificou-se ou não existir nenhuma relação ( $p > 0,05$ ), ou quando existe o efeito é muito pouco expressivo ( $R^2 < 0,19$ ). Por exemplo, ao relacionarmos o teor de N presente nas culturas intercalares com o teor de N presente na biomassa aérea total do milho, a regressão apresenta-se significativa ( $p < 0,01$ ), contudo com  $R^2 = 0,03$ . O maior teor de N nas culturas intercalares registou-se na tremocilha da 2ª data de sementeira. Na cultura principal foi no tratamento relativo ao trevo balansa da 2ª data de sementeira que se observou o maior teor de N. Também os efeitos das datas de sementeira não se mantêm. Nos tratamentos relativos à tremocilha pode observar-se, nas culturas intercalares, um maior teor de N na 2ª data de sementeira e quando analisamos o efeito na cultura principal, o maior teor de N do milho registou-se no tratamento relativo à 1ª data de sementeira.

O efeito das culturas intercalares está muito dependente das condições climáticas (varia com o ano em causa) e em alguns parâmetros com a sua data de sementeira. Por exemplo, na produção de MS pela biomassa aérea total do milho os maiores valores foram registados pelo tratamento relativo ao azevém nos primeiro e segundo anos de ensaio; no terceiro ano este tratamento é o que apresenta a menor produção de MS. A data de sementeira também se revela importante no efeito das culturas intercalares, por exemplo, no primeiro ano de ensaio o tratamento relativo ao trevo glandulífero foi o que apresentou maior quantidade de MS nos tratamentos da 1ª data de sementeira e foi o que apresentou menor quantidade de MS na 2ª data de sementeira.

Assim, importa analisar o processo de decomposição dos resíduos das culturas intercalares incorporados no solo, pois o efeito das culturas intercalares está dependente do

seu processo de mineralização e este dependente do tipo de cultura (Nakhone e Tabatabai, 2008).

O processo de mineralização das culturas intercalares “*in situ*” foi apenas avaliado no terceiro ano de ensaio e apenas para as culturas intercalares que, até essa data, se apresentavam mais promissoras (tremocilha, trevo balansa e o azevém para testemunha).

Para comparar os três métodos de avaliação do N mineralizado estudados neste trabalho temos de ter em atenção que os resíduos utilizados no ensaio de laboratório foram provenientes de uma só data de sementeira, testados em solo sem qualquer efeito de precedente cultural, e que os resíduos testados em campo (N acumulado pelo milho e N mineralizado “*in situ*”) não foram separados nas suas componentes (parte aérea e parte radicular). Os dados do N mineralizado no ensaio de laboratório são os respetivos ao dia 112º, para que se aproximem da duração do ensaio no campo (colheita do milho e final do ensaio de incubação “*in situ*”).

Os dados relativos ao N mineralizado nos diferentes ensaios são apresentados no quadro 7.1.

**Quadro 7.1** – Comparação do N mineralizado nos diferentes ensaios

	<i>Campo (kg N ha<sup>-1</sup>)</i>			<i>“in situ” (kg N ha<sup>-1</sup>)</i>			<i>Laboratório (kg N ha<sup>-1</sup>)</i>		
	1ª data	2ª data	Média	1ª data	2ª data	Média	Raízes	Parte aérea	Mistura
Azevém	35,0	24,1	29,6	54,0	52,3	53,1	-4,6	9,3	1,5
Balansa	27,8	34,8	31,3	58,8	39,2	49,0	13,9	21,9	
Tremocilha	36,8	24,7	30,8	63,1	58,6	60,9	35,3	31,7	22,7

Comparando os valores de N mineralizado verificamos que os valores registados no ensaio de incubação “*in situ*” foram superiores aos valores registados no ensaio de laboratório e no ensaio de campo. Situação oposta foi encontrada por Wienhold (2007) onde o valor das estimativas de N mineralizado em campo foi inferior ao valor encontrado no ensaio de laboratório. Logah *et al.*, (2011) afirmam que os ensaios de laboratório conduzem a valores subestimados de mineralização quando comparados com os ensaios de campo.

Para estes resultados pode ter contribuído o facto de o ensaio ser submetido a ciclos de humedecimento e secagem (a rega foi realizada com intervalos variáveis) e segundo Guo *et*

---

*al.*, (2014), estes ciclos aumentam e acentuadamente a taxa de mineralização. No ensaio de laboratório o teor de humidade manteve-se mais ou menos constante. Segundo Khanna e Raison (2013), os valores de N mineralizado no ensaio de incubação “*in situ*” podem ser sobrestimados devido ao facto de não ocorrer a ação de sucção de água por parte das plantas. Também contribuiu para a diferença de valores entre os ensaios de incubação o facto de na incubação “*in situ*” não termos um tratamento testemunha (sem resíduo) que nos permitisse descontar o valor mineralizado pelo solo.

A diferença de valores entre o ensaio de campo e o ensaio de incubação “*in situ*” pode ser justificado pelo facto de o primeiro método não ter em consideração as perdas por lixiviação e também pelo facto de as plantas não absorverem todo o N que têm disponível.

Enquanto no ensaio em laboratório começa por existir imobilização, no ensaio “*in situ*” a imobilização só se verifica cerca de 56 dias após o início do ensaio. Este resultado pode ser justificado pelo facto de, apesar do tipo de solo ser o mesmo, o solo recolhido para a incubação em laboratório ter sido retirado das bordaduras do ensaio de campo, sendo estas menos ricas em matéria orgânica, pois não foram sujeitas a incorporação de culturas intercalares, induzindo que o solo utilizado para a incubação “*in situ*” fosse mais rico em matéria orgânica que poderia disponibilizar o N necessário à decomposição dos resíduos.

O facto de existir imobilização de N ao longo do ensaio na incubação “*in situ*” e a mesma não ocorrer na incubação de laboratório, pode ser devido por um lado às condições climáticas (água limitada no início do período de rega), mas também pode ser por ação da cultura principal (ausente na incubação de laboratório). Chen *et al.*, (2014) afirmam que cerca de 80% do azoto acumulado pelo milho ocorre entre os dias 30 e 90 após a sementeira.

Teria sido importante para avaliar a relação entre o N mineralizado e as diferentes culturas intercalares, ter analisado o teor em lenhina, celulose e polifenóis, pois de acordo com Chen *et al.* (2014), baixas concentrações em lenhina e celulose resultam em maiores taxas de mineralização. Os mesmos autores referem que alguns constituintes químicos (fenóis, taninos e lenhinas) podem converter o azoto orgânico mineralizável em formas recalcitrantes através de imobilização química. Também Nakhone e Tabatabai (2008) verificaram que o N mineralizado está correlacionado com o teor de polifenóis do resíduo utilizado.

### 7.1.2 Eficiência agroambiental dos resíduos das culturas sideradas

Ao realizarmos uma apreciação geral de vários aspetos que nos permitem inferir sobre a relação entre a aplicação de resíduos ao solo, meio ambiente e a produção agrícola, é-nos permitido afirmar que a aplicação de resíduos é uma prática benéfica. Apesar de, os resíduos utilizados, não fornecerem todo o N necessário à cultura principal, conseguem fornecer uma grande parte (o trevo balansa forneceu cerca de 70%). Para além disso, resultam em menores perdas de carbono pelo solo e conseqüentemente em menores emissões de C-CO<sub>2</sub> para a atmosfera. Os valores de C mineralizado/C adicionado no final do ensaio de mineralização em laboratório foram de apenas cerca de 50% para o tratamento relativo à tremocilha parte aérea. Embora este ensaio tenha sido conduzido em condições de laboratório, em condições de campo será igualmente de admitir que a adição de resíduos das culturas sideradas contribuam ao longo dos anos para o aumento da matéria orgânica do solo.

Do ponto de vista ambiental, é necessário que haja uma eficiente exploração do N presente no solo (Kramberger *et al.*, 2014). No presente estudo também no que respeita à utilização de todo o N disponibilizado se verificam bons resultados, tendo o trevo balansa obtido o melhor desempenho, onde apenas restaram cerca de 30 kg N ha<sup>-1</sup> no solo, no final do ciclo cultural do milho, o que, apesar de não apresentar diferenças significativas, é inferior ao valor encontrado para a tremocilha (85 kg N ha<sup>-1</sup>).

De um modo geral, os tratamentos com a tremocilha e com o trevo balansa mostraram-se como culturas intercalares bastante eficientes em termos agroambientais na cultura do milho para as condições edafoclimáticas testadas.

As leguminosas mostraram ser eficazes no fornecimento de N à cultura principal e de uma forma ambientalmente sustentável. A maior fraqueza desta prática, para a melhoria dos resultados atingíveis, reside na lenta decomposição dos resíduos, não permitindo fornecer todo o N necessário à cultura principal. Contudo consegue fornecer uma grande parte, reduzindo desta forma os custos económicos e ambientais associados à fertilização azotada de síntese.

---

## 7.2 Referências Bibliográficas

- Chen, B., Liu, E., Tian, Q., Yan, C., Zhang, Y. 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 429-442.
- Crews, T.E., Peoples, M.B., 2005. Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer-based agroecosystems? A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 101–120.
- De Antoni Migliorati, M., Bell, M., Grace, P.R., Scheer, C., Rowlings, D.W., Liu, S. 2015. Legume pastures can reduce N<sub>2</sub>O emissions intensity in subtropical cereal cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 204: 27-39.
- Guardia, G., Abalos, D., Garcia-Marco, S., Quemada, M., Alonso-Ayuso, M., Cárdenas, L.M., Dixon, E.R., Vallejo, A. 2016. Integrated soil fertility management drives the effect of cover crops on GHG emissions in an irrigated field. *Biogeosciences Discussions*. DOI: 10.5194/bg-2016-29.
- Guo, X., Drury, C. F., Yang, X., Reynolds, W.D., Fan, R. 2014. The extent of soil drying and rewetting affects nitrous oxide emissions, denitrification and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of American Journal* 78 (1): 194-204.
- Jarvis, C. S., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A., Powlson, D.S., 1996. Nitrogen Mineralization in Temperate Agricultural Soils: Processes and Measurement. *Advances in Agronomy* 57: 187 – 235.
- Jensen, E., Peoples, M., Boddey, R., Gresshoff, P., Hauggaard-Nielsen, H., Alves, B., Morrison, M., 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A Review. *Agronomy for Sustainable Development* 32: 329–364.
- Khanna, P.K., Raison, R.J. 2013. In situ core methods for estimating soil mineral –N fluxes: Re-evaluation based on 25 years of application and experience. *Soil Biology & Biochemistry* 64: 203-210.
- Kramberger, B., Gselman, A., Kristl, J., Lešnik, M., Šuštar, V., Muršec, M., Podvršnik, M. 2014. Winter cover crop: the effects of grass-clover mixture proportion and biomass management on maize and the apparent residual N in the soil. *European Journal of Agronomy* 55:63-71.

- Logah, V., Safo, E.Y., Quansah, C. 2011. Evaluation of nitrogen mineralization dynamics following amendments application under cropping systems on a Ferric Acrisol in Ghana. *International Journal of Environmental Science and Development* 2, 133-137.
- Nakhone, L.N., Ali Tabatabai, M. 2008. Nitrogen mineralization of leguminous crops in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171: 231-241.
- Tonitto, C., David, M.B., Drinkwater, L.E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112: 58-72.
- Wienhold, B.J. 2007. Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 38: 1721-1732.

## **8 Conclusões gerais**

## 8.1 Conclusões gerais

Após análise de todo este trabalho, podemos verificar que as culturas intercalares testadas se adaptam às condições edafoclimáticas da região de Viseu, Portugal.

A produção de MS variou em função do ano, e os valores variaram entre os 1,98 Mg ha<sup>-1</sup> no tratamento relativo ao trevo glandulífero do 3º ano de ensaio e os 5,85 Mg ha<sup>-1</sup> para o tratamento relativo à tremocilha do 2º ano de ensaio.

O teor de N nas culturas intercalares variou em função da data de sementeira e do tratamento (planta utilizada), sendo o menor teor de N verificado no tratamento relativo ao azevém da 1ª data de sementeira (14,2 g N kg<sup>-1</sup>) e o valor mais elevado foi registado no tratamento da tremocilha relativo à 2ª data de sementeira (41,3 g N kg<sup>-1</sup>).

Em relação ao N acumulado pelas culturas intercalares na biomassa aérea, este parâmetro só variou em função do tratamento e foi de 68,5 kg N ha<sup>-1</sup> no azevém e de 147,7 kg N ha<sup>-1</sup> na tremocilha.

Para além de fixarem e/ou imobilizarem N, as culturas intercalares também se mostraram eficientes em acumular P e K na sua biomassa aérea. Os maiores valores de P foram observados na tremocilha (6,71 g P kg<sup>-1</sup>) e os maiores valores de K no trevo vesiculoso (25,5 g K kg<sup>-1</sup>).

Das culturas intercalares estudadas, aquela que se mostrou mais eficiente em fixar N<sub>2</sub>, foi a tremocilha, tendo registado na média dos três anos de ensaio uma fixação aparente na biomassa aérea de cerca de 79,2 kg N ha<sup>-1</sup>.

Quando analisamos o efeito das culturas intercalares na cultura principal, verificamos que o seu efeito não se fez sentir na produção de MS, mas foi significativo no que respeita ao N acumulado na biomassa aérea do milho, sendo o tratamento relativo à tremocilha da 1ª data de sementeira aquele onde se verificou um maior valor de N acumulado (85,4 kg N ha<sup>-1</sup>), contudo não diferindo muito no registado pelo tratamento relativo ao trevo balansa também da 1ª data (83,2 kg N ha<sup>-1</sup>).

O efeito das datas de sementeira faz-se apenas sentir no teor de N das culturas intercalares.

Avaliando os resultados do presente estudo em termos ambientais podemos concluir que o trevo balansa se mostrou bastante eficiente, pois foi o tratamento que satisfez maior

percentagem da quantidade crítica de N na cultura de milho (cerca de 70%) e, de entre as leguminosas, foi aquele que conseguiu deixar no solo uma menor quantidade de N no final do ciclo cultural. A tremocilha, apesar de apresentar resultados inferiores aos atrás citados para o trevo balansa, consegue uma melhor eficiência em termos de emissão de C-CO<sub>2</sub>, onde obtém menores valores de emissão de C-CO<sub>2</sub>.

De uma maneira geral, podemos afirmar que, das culturas testadas aquelas que apresentam uma melhor eficiência agroambiental (capacidade de fornecer N à cultura principal e com menor efeito negativo sobre o ambiente) são a tremocilha e o trevo balansa. Destas, para as condições edafo-climáticas estudadas e com o objetivo de ser uma fonte de azoto para a cultura principal (milho) de forma sustentável, seria de aconselhar a sementeira de trevo balansa em data de sementeira precoce, pois foi a cultura intercalar que na generalidade dos parâmetros avaliados apresentou os melhores resultados.

# **Anexos**

## Anexo 1 - Tratamento estatístico da mineralização líquida diária (capítulo 5).

Quadro 8.1 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 1º período de incubação.

### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable:N0

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	1,999 <sup>a</sup>	11	,182	3,488	,021
Intercept	4,589	1	4,589	88,098	,000
data	,359	1	,359	6,896	,022
repetição	,082	3	,027	,523	,674
planta	,860	2	,430	8,256	,006
data * repetição	,505	3	,168	3,229	,061
data * planta	,193	2	,097	1,854	,199
Error	,625	12	,052		
Total	7,212	24			
Corrected Total	2,624	23			

a. R Squared = ,762 (Adjusted R Squared = ,543)

### Estimates

Dependent Variable:N0

data	Mean	Std. Error	95% Confidence Interval	
			Lower Bound	Upper Bound
1 <sup>a</sup>	,315	,066	,171	,458
2 <sup>a</sup>	,560	,066	,416	,703

Duncan<sup>a,b</sup>

planta	N	Subset	
		1	2
azevém	8	,3017	
trevo balansa	8	,3052	
tremocilha	8		,7050
Sig.		,976	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = ,052.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8,000.

b. Alpha = ,05.

#### Quadro 8.2 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 2º período de incubação.

##### Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable:N7

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	2,541 <sup>a</sup>	11	,231	1,218	,369
Intercept	10,038	1	10,038	52,910	,000
data	,434	1	,434	2,286	,156
repetição	,021	3	,007	,036	,990
planta	,803	2	,402	2,117	,163
data * repetição	1,238	3	,413	2,176	,144
data * planta	,045	2	,023	,119	,889
Error	2,277	12	,190		
Total	14,856	24			
Corrected Total	4,818	23			

a. R Squared = ,527 (Adjusted R Squared = ,094)

Quadro 8.3 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 3º período de incubação.

## Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable: N14

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	,489 <sup>a</sup>	11	,044	2,441	,070
Intercept	6,308	1	6,308	346,049	,000
data	,135	1	,135	7,389	,019
repetição	,073	3	,024	1,339	,308
planta	,154	2	,077	4,236	,041
data * repetição	,095	3	,032	1,745	,211
data * planta	,032	2	,016	,868	,445
Error	,219	12	,018		
Total	7,016	24			
Corrected Total	,708	23			

a. R Squared = ,691 (Adjusted R Squared = ,408)

Duncan<sup>a,b</sup>

planta	N	Subset	
		1	2
azevém	8	,4221	
trevo balansa	8	,4989	,4989
tremocilha	8		,6171
Sig.		,277	,105

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = ,018.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8,000.

b. Alpha = ,05.

**Quadro 8.4 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 4º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable: N28

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	3,084 <sup>a</sup>	11	,280	6,394	,002
Intercept	26,381	1	26,381	601,680	,000
data	,358	1	,358	8,175	,014
repetição	,728	3	,243	5,532	,013
planta	,607	2	,303	6,920	,010
data * repetição	1,036	3	,345	7,879	,004
data * planta	,355	2	,177	4,045	,045
Error	,526	12	,044		
Total	29,991	24			
Corrected Total	3,610	23			

a. R Squared = ,854 (Adjusted R Squared = ,721)

Duncan<sup>a,b</sup>

	N	Subset	
		1	2
planta			
trevo balansa	8	,9289	
azevém	8	,9432	
tremocilha	8		1,2732
Sig.		,894	1,000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

Based on observed means.

The error term is Mean Square(Error) = ,044.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8,000.

b. Alpha = ,05.

**Quadro 8.5 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 5º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable:N42

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	1,633 <sup>a</sup>	11	,148	1,128	,418
Intercept	9,626	1	9,626	73,131	,000
data	,005	1	,005	,038	,848
repetição	,205	3	,068	,520	,677
planta	,509	2	,255	1,934	,187
data * repetição	,319	3	,106	,808	,514
data * planta	,595	2	,297	2,258	,147
Error	1,580	12	,132		
Total	12,838	24			
Corrected Total	3,212	23			

a. R Squared = ,508 (Adjusted R Squared = ,058)

**Quadro 8.6 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 6º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable:N56

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	8,392 <sup>a</sup>	11	,763	1,209	,373
Intercept	,018	1	,018	,028	,870
data	,181	1	,181	,287	,602
repetição	6,035	3	2,012	3,187	,063
planta	1,090	2	,545	,863	,446
data * repetição	,696	3	,232	,368	,778
data * planta	,389	2	,195	,308	,740
Error	7,574	12	,631		
Total	15,984	24			
Corrected Total	15,966	23			

a. R Squared = ,526 (Adjusted R Squared = ,091)

**Quadro 8.7 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 7º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable:N70

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	8,475 <sup>a</sup>	11	,770	,609	,790
Intercept	,497	1	,497	,393	,543
data	,436	1	,436	,345	,568
repetição	3,079	3	1,026	,811	,512
planta	1,364	2	,682	,539	,597
data * repetição	2,352	3	,784	,620	,616
data * planta	1,243	2	,622	,491	,624
Error	15,188	12	1,266		
Total	24,160	24			
Corrected Total	23,662	23			

a. R Squared = ,358 (Adjusted R Squared = -,230)

**Quadro 8.8 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 8º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable:N83

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	5,129 <sup>a</sup>	11	,466	,425	,916
Intercept	15,790	1	15,790	14,408	,003
data	,027	1	,027	,025	,877
repetição	,465	3	,155	,142	,933
planta	1,282	2	,641	,585	,572
data * repetição	3,092	3	1,031	,940	,452
data * planta	,262	2	,131	,120	,888
Error	13,151	12	1,096		
Total	34,069	24			
Corrected Total	18,280	23			

a. R Squared = ,281 (Adjusted R Squared = -,379)

**Quadro 8.9 - Análise de variância da mineralização líquida diária no 9º período de incubação.****Tests of Between-Subjects Effects**

Dependent Variable:N98

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	4,203 <sup>a</sup>	11	,382	,698	,720
Intercept	50,843	1	50,843	92,884	,000
data	1,044	1	1,044	1,908	,192
repetição	,234	3	,078	,142	,933
planta	,412	2	,206	,377	,694
data * repetição	1,002	3	,334	,610	,621
data * planta	1,511	2	,755	1,380	,289
Error	6,569	12	,547		
Total	61,615	24			
Corrected Total	10,772	23			

a. R Squared = ,390 (Adjusted R Squared = -,169)