

# **Dinâmica do Azoto em Solos Fertilizados com Chorume de Bovino Tratado**

**Maria de Fátima Vasques Martins**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia do Ambiente**

Orientador: Doutor David Paulo Figueiro

Coorientador: Doutora Fernanda Maria Miranda Cabral

**Júri:**

Presidente: Doutora Elizabeth Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa.

Vogais: Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;  
Doutor David Paulo Figueiro, orientador.

---

*“ (...) O estudo da natureza mostrar-vos-á as coisas belas e maravilhosas de que Deus encheu o mundo para vosso deleite. (...) Procurai deixar o Mundo um pouco melhor do que o encontrasteis (...).”*

Última mensagem aos escuteiros por Sir Robert Baden-Powell of Gilwell, fundador do Escutismo.

### Agradecimentos

Este trabalho marca o culminar de um percurso de desenvolvimento curricular e pessoal, ao longo do qual recebi o apoio e ajuda de várias pessoas que assim permitiram a realização de mais uma etapa, e às quais não posso deixar de agradecer.

Ao Professor Doutor David Paulo Fangueiro, orientador deste trabalho, pela disponibilidade, apoio e ajuda demonstrada ao longo da realização do mesmo.

Um agradecimento especial à Mestre Sabrina Semitela pela sua amizade, boa disposição, apoio, ajuda e disponibilidade durante a realização deste trabalho.

À Unidade de Investigação Química Ambiental do Instituto Superior de Agronomia, onde a componente de análises laboratoriais do trabalho foi desenvolvida, em particular ao Miguel Martins pela sua disponibilidade e ajuda na análise de amostras.

Aos meus amigos, família e todos aqueles que com o seu apoio, incentivo e amizade ajudaram na realização deste trabalho.

Um agradecimento muito especial aos meus pais, à minha irmã e sobrinhas, sempre presentes no meu coração.

E principalmente, ao Nuno, companheiro de todas as horas, pela sua paciência, amor, apoio e incentivo incondicionais, que ajudaram na realização deste trabalho, assim como na concretização desta etapa.

Este trabalho foi financiado pelo Estado Português através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito do projeto “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/2010)

**Resumo**

Uma utilização não adequada de efluentes provenientes de bovinicultura pode conduzir a uma potencial poluição do ambiente. Este trabalho teve como objetivo estudar os efeitos do pré-tratamento do chorume por acidificação e/ou do método de aplicação no solo na dinâmica do azoto, nomeadamente emissões gasosas de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) assim como na lixiviação do ião nitrato. Foi realizado um ensaio de campo com a cultura da aveia (*Avena strigosa*) em dois tipos de solo, um arenoso e outro franco-arenoso. Os tratamentos ensaiados foram controlo (sem aplicação de chorume), chorume bruto aplicado por injeção, chorume bruto aplicado à superfície seguido de incorporação e chorume acidificado aplicado à superfície com e sem incorporação. Para cada tratamento foram realizadas três repetições. Durante o ensaio mediram-se as emissões gasosas de  $\text{NH}_3$  e de  $\text{N}_2\text{O}$ , e recolheram-se amostras de lixiviados sempre que ocorreu precipitação. As amostras de lixiviados foram analisadas relativamente à concentração em nitratos, pH e CE. A partir dos resultados obtidos e de acordo com os tratamentos ensaiados, conclui-se que para reduzir as perdas de azoto por volatilização de amoníaco e lixiviação de nitratos, a utilização de chorume acidificado seguido de incorporação no solo é a melhor opção para ambos os solos sem originar nenhum decréscimo de produção de aveia.

**Palavras-chave:** Chorume de bovino, acidificação, amoníaco, óxido nitroso lixiviação, nitratos.

**Abstract**

The incorrect use of effluents from cattle farming can lead to potential pollution of the environment. The aim of this work was to study the effects of pre-treatment of slurry by acidification and/or the method of slurry application on soil on the nitrogen dynamics, namely gaseous emissions of ammonia ( $\text{NH}_3$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ) as well as nitrate leaching. A field trial with oat (*Avena strigosa*) has been carried out in two types of soil, with a sandy structure and the other one with a sandy-loam structure. The treatments applied were control (without slurry application), raw slurry applied by injection, raw slurry applied to soil surface followed by incorporation and acidified slurry applied to soil surface followed or not by incorporation. For each treatment, three replicates have been carried. Gaseous emissions of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  have been measured, as well as leachate sampling whenever precipitation occurred. Leachate samples were analyzed for nitrate concentration, pH and EC. From the results obtained and according to the treatments, it was found that to reduce nitrogen losses by ammonia volatilization and nitrate leaching, the use of acidified slurry followed by soil incorporation is the best option for both soils without causing any decrease in oat production.

**Keywords:** Cattle slurry, acidification, ammonia, nitrous oxide, leachates, nitrates.

## Extended Abstract

The exponential growth of human population led to an increase in agricultural activities such as cattle farming and agriculture.

These increases in production are also associated with an increased production of organic wastes, which due to their characteristics, represents a potential problem of environmental pollution.

The discharge of raw manure from cattle farming in natural receptors (water and soil) are likely to cause environmental problems, particularly due to the emission of greenhouse gases (carbon dioxide, methane and nitrous oxide), emissions of ammonia and nitrate leaching, and is closely linked to the characteristics of the slurry.

Therefore, it is necessary that the effluents from this activity have an efficient management (handling, treatment and disposal) to avoid pollution and contamination of the air, soil and water

The use of livestock effluents in agriculture may have some benefits, providing organic matter to the soil and, in some cases, large amounts of nutrients and water. It allows to reduce the quantities of fertilizers to get out of the farm, improve organic matter content in the soil and hence its structure, giving proper use of a product that can be highly pollutant.

However, due to the unique properties of the soil, the effluents and their interactions, the recycling of these materials in agricultural soil is a complex activity. In this way, their application should be rational, controlled and according to the legal regulations in force for their application, requiring a careful and adequate monitoring, so that its application does not lead to pollution of soil, water and air.

Currently, the application of raw slurry to the soil surface with immediate incorporation is the most widely used method, however it leads to  $\text{NH}_3$  emissions that occur during the application and before incorporation. The injection of slurry into the soil is the recommended method, proving to be effective in reducing odor and  $\text{NH}_3$  emissions, being currently the method adopted in many European countries, however it can lead to increased emissions of greenhouse gases such as nitrous oxide and nitrate leaching.

The pre-treatment of slurry before land application can also be considered as an alternative to minimize the possible negative effects of slurry in environmental terms. Acidification is one of the pre-treatments that have demonstrated potential to minimize emissions of greenhouse gases and ammonia.

The aim of this work was to study the effects of slurry pre-treatment by acidification and/or the method of slurry application to soil on the nitrogen dynamics, in order to determine the best strategy for slurry application, alternatively to raw slurry applied to the surface followed by incorporation, considering the environmental impact and agronomic value of slurry.

A field trial with oat (*Avena strigosa*) has been carried out in two types of soil, with a sandy structure and the other one with a sandy-loam structure. The treatments applied were control (without slurry application), raw slurry applied by injection, raw slurry applied to soil surface followed by incorporation and acidified slurry applied to soil surface followed or not by incorporation. For each treatment, three replicates have been considered. Gaseous emissions of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  have been measured, as well as leachate sampling whenever precipitation occurred. Leachate samples were analyzed for nitrate concentration, pH and EC.

From the results obtained and according to the treatments, it was found that to reduce nitrogen losses by ammonia volatilization and nitrate leaching, the use of acidified slurry followed by soil incorporation is the best option for both soils without causing any decrease in oat production.

**ÍNDICE GERAL**

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Caracterização do sector da bovinicultura.....	3
2.2. Problemática dos efluentes da bovinicultura intensiva.....	4
2.2.1. Características dos efluentes de bovinicultura.....	4
2.2.1.1. Impactes ambientais associados à utilização de chorumes.....	6
2.2.1.1.1. Volatilização do ião amónio com emissão de amoníaco (NH <sub>3</sub> ).....	6
2.2.1.1.2. Emissões de óxido nitroso (N <sub>2</sub> O).....	8
2.2.1.1.3. Lixiviação do ião nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).....	11
2.3. Tratamentos aplicados aos chorumes de bovinicultura.....	12
2.3.1. Acidificação do chorume.....	13
2.4. Utilização de chorumes de boviniculturas na agricultura e influência da sua aplicação ao solo.....	14
2.4.1. Técnicas de aplicação de chorume.....	15
i. Difusão de chorume à superfície (Trailing shoe).....	16
ii. Distribuições em banda (Trailing hose).....	16
iii. Injeção.....	16
iv. Incorporação.....	17
2.4.1.1. Efeitos das técnicas de aplicação de chorume nas emissões de NH <sub>3</sub> .....	17
2.4.1.2. Efeitos das técnicas de aplicação de chorume nas emissões de N <sub>2</sub> O.....	18
2.4.2. Dinâmica do azoto.....	18
2.4.2.1. Perdas de azoto.....	19
2.4.2.1.1. Fluxos e perdas de azoto no solo.....	19
2.4.2.1.2. Mineralização, imobilização, nitrificação e desnitrificação de azoto.....	20
2.5. Legislação.....	21
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
3.1. Ensaio de Campo.....	23
3.1.1. Local do ensaio.....	23
3.1.2. Dados meteorológicos.....	23
3.1.3. Delineamento experimental.....	24
3.1.1. Preparação das parcelas e caracterização dos solos.....	25
3.1.2. Caracterização dos chorumes.....	26
3.1.3. Medição das emissões de amoníaco (NH <sub>3</sub> ).....	26
3.1.4. Medição das emissões de óxido nitroso (N <sub>2</sub> O).....	28
3.1.5. Lixiviados.....	30

---

3.1.6.	Cultura .....	30
3.2.	Metodologia.....	31
3.2.1.	Caracterização dos solos .....	31
3.2.2.	Caracterização dos chorumes.....	31
3.2.3.	Medição das emissões de óxido nitroso .....	32
3.2.4.	Lixiviados .....	32
3.2.5.	Aveia.....	33
3.3.	Tratamento Estatístico.....	33
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	34
4.1.	Emissões de amoníaco (NH <sub>3</sub> ) .....	34
4.2.	Emissões de óxido nitroso (N <sub>2</sub> O).....	37
4.3.	Resultados obtidos nas análises das amostras de solução do solo recolhidas.....	40
4.3.1.	Variação da concentração do azoto nítrico na solução do solo .....	40
4.3.2.	pH das amostras de solução do solo.....	42
4.3.3.	Condutividade Elétrica (CE) das amostras de solução do solo.....	43
4.4.	Resultados obtidos na cultura da aveia .....	44
4.4.1.	Produção de biomassa e eficiência agronómica do azoto .....	44
4.4.2.	Exportação de azoto pela aveia .....	47
5.	CONCLUSÕES.....	51
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	53
7.	ANEXOS.....	xv
	Anexo 1 – Resultados emissões gasosas .....	xvi
	Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras da solução do solo recolhidas .....	xix

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Número de explorações por tipo de exploração de bovinos (2009) (INE, 2011).....	4
Figura 2 – Opções de tratamento de efluentes de bovinicultura (adaptado de Bicudo, 1999, citado por Pereira, 2005) .....	12
Figura 3 - Fluxos e perdas de azoto veiculado por efluentes pecuários quando aplicados aos solos (adaptado de Amberger, 1990 citado por Pereira, 2005). .....	20
Figura 4 – Valores de temperatura média e de precipitação diária registados durante o ensaio. ....	23
Figura 5 – Normais climatológicas de temperatura e precipitação de 1981-2010 para Lisboa (IPMA, 2014). .....	24
Figura 6 - Esquema de aplicação das diferentes modalidades a ensaiar no ensaio. ....	24
Figura 7 – Pormenor do papel de filtro para as “armadilhas”. ....	27
Figura 8 – “Armadilhas” para retenção do NH <sub>3</sub> exterior. ....	28
Figura 9 – Lisímetro com câmaras para medição do NH <sub>3</sub> (redonda) e dos GEE (quadrada). ....	29
Figura 10 – Cultura da Aveia após 119 dias de instalação da cultura, no solo arenoso (parcelas do lado direito) e franco-arenoso (parcelas do lado esquerdo).....	30
Figura 11 – Evolução da taxa de emissão de NH <sub>3</sub> no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	34
Figura 12 – Evolução da taxa de emissão de NH <sub>3</sub> no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	34
Figura 13 – Valores totais de emissão de NH <sub>3</sub> associadas à aplicação de chorume no solo arenoso e franco-arenoso. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). ....	35
Figura 14 – Evolução da taxa de emissão de N <sub>2</sub> O no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	37
Figura 15 – Evolução da taxa de emissão de N <sub>2</sub> O no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	38

Figura 16 – Valores totais de emissão de N <sub>2</sub> O associadas à aplicação de chorume no solo arenoso e franco-arenoso. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). .....	39
Figura 17 – Concentração de N-NO <sub>3</sub> na solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	40
Figura 18 - Concentração de N-NO <sub>3</sub> na solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	41
Figura 19 – pH da solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	42
Figura 20 - pH da solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3). .....	42
Figura 21 – Condutividade Elétrica na solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam o erro padrão da média (n=3). ..	43
Figura 22 – Condutividade Elétrica na solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam o erro padrão da média (n=3). ..	44
Figura 23 – Valores médios de produção de matéria fresca de forragem de aveia nos dois tipos de solo e para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). .....	45
Figura 24 – Valores médios de produção de matéria seca de forragem de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). .....	46
Figura 25 – Valores médios de eficiência agronómica do azoto na cultura de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). .....	47
Figura 26 - Valores médios do teor de azoto presente na MS de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05). .....	48

Figura 27 – Valores médios da concentração de azoto exportado pela cultura da aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). .....49

Figura 28 – Valores médios de recuperação aparente de azoto (RAA) do chorume pela aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ). .....50

**ÍNDICE DE TABELAS**

Tabela 2.1 – Composição de chorumes de bovinicultura segundo vários autores (adaptado).  
.....5

Tabela 2.2 – Azoto perdido por volatilização do amoníaco (%), de acordo com a modalidade de incorporação do chorume (Aspinalli *et al.*, 1998 cit in Varennes, 2003). .....8

Tabela 2.3 – Redução da volatilização de NH<sub>3</sub> após aplicação de chorume ao solo por diferentes técnicas (em comparação com a distribuição convencional à superfície, em percentagem) (Wouthers, 1995 cit por Pereira, 2005). .....8

Tabela 2.4 – Práticas para o aumento da eficiência do N aplicado por fertilizações orgânica e mineral e valores esperados de redução da emissão total de N<sub>2</sub>O (adaptado de Pereira, 2005). .....10

Tabela 2.5 – Impactes ambientais associados à aplicação de Azoto no solo (Fonte: Edwards & Someshwar, 2000 cit. por Cordovil, 2004). ..... 15

Tabela 3.1 – Algumas características dos solos. ....25

Tabela 3.2 – Principais características do chorume utilizado (média de 3 repetições). .....26

Tabela 3.3 – Métodos de análises utilizados na caracterização dos solos. ....31

Tabela 3.4 – Métodos de análises utilizados na caracterização do chorume. ....32

Tabela 3.5 – Métodos de análises utilizados na caracterização das amostras da solução do solo. ....32

Tabela 7.1 – Valores médios da taxa de emissão de NH<sub>3</sub> no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados ..... xvi

Tabela 7.2 – Valores médios da taxa de emissão de NH<sub>3</sub> no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados ..... xvi

Tabela 7.3 – Valores médios da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados ..... xvii

Tabela 7.4 – Valores médios da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados ..... xviii

Tabela 7.5 – Valores médios da concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo arenoso nas diferentes modalidades ..... xix

Tabela 7.6 – Valores médios da concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo franco-arenoso nas diferentes modalidades ..... xx

Tabela 7.7 – Valores médios de pH das amostras de solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos..... xxi

Tabela 7.8 – Valores médios de pH das amostras de solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos..... xxii

Tabela 7.9 – Valores médios de CE das amostras de solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos.....xxiii

Tabela 7.10 – Valores médios de CE das amostras de solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos ..... xxiv

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CBPA – Código de Boas Práticas Agrícolas

CE – Condutividade Elétrica

CH<sub>4</sub> - Metano

CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono

CTC – Capacidade de Troca Catiónica

EA – Eficiência Agronómica

FAO – Food and Agriculture Organization

GEE – Gases com Efeito de Estufa

INE – Instituto Nacional de Estatísticas

MF – Matéria Fresca

MO – Matéria Orgânica

MS – Matéria Seca

N<sub>2</sub>O – Óxido Nitroso

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Ião amónio (Amónia)

NH<sub>3</sub> – Amoníaco

N<sub>inorg</sub> – Azoto inorgânico ou mineral

N<sub>kj</sub> – Azoto Kjeldahl

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrato

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – Nitrito

N<sub>org</sub> – Azoto orgânico

N<sub>t</sub> – Azoto Total

RAA – Recuperação Aparente de Azoto

UE – União Europeia

### 1. INTRODUÇÃO

Com o constante crescimento demográfico, as mudanças de hábitos alimentares e o desenvolvimento económico, houve um aumento correspondente da necessidade de produzir mais alimentos. Este crescimento exponencial da população conduziu a um aumento das atividades agropecuárias como a bovinicultura e a agricultura.

Este aumento está também associado a um aumento da produção de resíduos, os quais devido às suas características, fazem com que a bovinicultura seja um sector da pecuária com grande carga poluente e deste modo represente um potencial problema de poluição do ambiente, pelo que é necessário que os efluentes provenientes desta atividade, nomeadamente os chorumes, tenham uma gestão eficiente (manuseamento, tratamento e destino final), para assim evitar poluição e contaminação do ar, solo e água.

A descarga de chorumes brutos provenientes de boviniculturas nos recetores naturais (água e solo) é suscetível de causar problemas ambientais, nomeadamente devido à emissão de gases com efeito de estufa (dióxido de carbono, metano e óxido nitroso), emissão de amoníaco e lixiviação de nitratos, e está intimamente ligada às características dos chorumes.

O carácter poluente da bovinicultura pode deixar de ser um problema caso exista uma adequada gestão dos chorumes. Assim, um acompanhamento especializado em que seja possível a aplicação de tecnologias para que estes possam ser tratados e posteriormente utilizados na agricultura e uma correta monitorização nos lugares onde são aplicados, pode conduzir a que a bovinicultura deixe de constituir uma ameaça ambiental. Deste modo, os efluentes provenientes desta atividade pecuária podem ser utilizados para rega depois de submetidos a vários tratamentos, como fertilizante orgânico quando se utiliza a fração sólida ou até mesmo quando é utilizado em bruto ou para produção de energia sob a forma de biogás, através da digestão anaeróbia.

Como tal, o uso de efluentes de pecuária na agricultura pode apresentar alguns benefícios, fornecendo matéria orgânica aos solos e, em alguns casos, grandes quantidades de nutrientes e de água, pelo que podem e devem ser usados no planeamento da fertilização. Desta forma, é possível reduzir as quantidades de adubos a adquirir fora da exploração, melhorar o teor em matéria orgânica no solo e conseqüentemente a sua estrutura, dando um uso adequado a um produto que pode ser altamente poluente.

No entanto, devido às propriedades únicas do solo, dos efluentes e as suas interações, a reciclagem destes materiais no solo agrícola é uma atividade complexa, pelo que a sua aplicação deve ser racional, controlada e de acordo com as regras recomendadas pelo Código de Boas Práticas Agrícolas e com as normas legais em vigor para a sua aplicação,

exigindo uma monitorização atenta e adequada, de modo a que a sua aplicação não conduza à poluição do solo, água e ar.

Atualmente, a aplicação de chorume bruto à superfície do solo com incorporação imediata, é o método mais utilizado, originando no entanto emissões de  $\text{NH}_3$  que ocorrem durante o período de aplicação e antes da incorporação. A injeção no solo é o método mais recomendado, por mostrar ser eficiente na redução de odores e de emissões de  $\text{NH}_3$  sendo atualmente o método adotado em muitos países europeus, podendo contudo conduzir a um aumento das emissões de gases com efeito de estufa como o óxido nitroso bem como à lixiviação de nitratos.

O pré-tratamento do chorume antes da sua aplicação ao solo pode também ser considerado como uma alternativa para minimizar os possíveis efeitos negativos do chorume em termos ambientais. A acidificação é um dos pré-tratamentos que tem demonstrado poder minimizar as emissões de gases com efeito de estufa e amoníaco.

Deste modo, o presente trabalho tem como principal objetivo avaliar os efeitos do método de aplicação do chorume ao solo, assim como o efeito do pré-tratamento do chorume por acidificação na dinâmica do azoto, de modo a determinar a melhor estratégia de aplicação do chorume em alternativa à técnica mais comum: aplicação à superfície seguida de incorporação, tendo em consideração o seu impacto ambiental e valor agronómico.

De modo a atingir os objetivos pretendidos, realizou-se um ensaio de campo onde foram avaliados simultaneamente, o efeito da técnica de aplicação e do pré-tratamento do chorume em dois tipos de solos. Os tratamentos considerados foram:

- ❖ Controlo (sem aplicação de chorume);
- ❖ Chorume bruto injetado;
- ❖ Chorume bruto à superfície seguido de incorporação;
- ❖ Chorume acidificado à superfície seguido de incorporação;
- ❖ Chorume acidificado à superfície sem incorporação.

Para tal definiram-se ainda os seguintes objetivos adicionais:

- ❖ Comparar os tratamentos em estudo relativamente às emissões gasosas de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , lixiviação de nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ), produção de biomassa, eficiência agronómica e recuperação do N do chorume;
- ❖ Verificar a influência do tipo de solo nos resultados alcançados.

### 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 2.1. *Caracterização do sector da bovinicultura*

Em Portugal existem aproximadamente 1,5 milhões de efetivos bovinos. As explorações de bovinos em Portugal de acordo com o sistema de produção podem classificar-se (ENEAPAI, 2007):

- ❖ Explorações em regime extensivo – quando utilizam pastoreio em todas as suas fases de processo produtivo e cujo encabeçamento é inferior ou igual a 1,4 Cabeças Normais por hectare (CN/ha);
- ❖ Explorações em regime semiextensivo – aquelas em que a área coberta ou ao ar livre utilizam pastoreio numa ou mais fases do seu processo produtivo;
- ❖ Explorações em regime intensivo – as que em área coberta ou ao ar livre não utilizam pastoreio ou cujo encabeçamento é superior a 2,8 CN/ha.

Quanto à sua finalidade principal, classificam-se as explorações como: exploração de produção de leite, vacas aleitantes, vitelos em viteleiro, recria e acabamento e destinadas a fins lúdicos.

A produção destes animais está distribuída por várias regiões do país, variando a densidade do efetivo de bovinos consoante o tipo e sistema de exploração.

Normalmente, a produção de chorumes está associada aos sistemas pecuários intensivos (Cordovil, 2004), associados às explorações leiteiras.

A estabulação de bovinos mostrou ser mais expressiva no Entre Douro e Minho, onde se localizam 49% do total de explorações e 43% do efetivo estabulado. Também na Beira Litoral e no Ribatejo e Oeste a estabulação é significativa, sendo estas as regiões que concentram os sistemas mais intensivos de produção de bovinos de carne e de leite.

A estabulação presa, existente em 39% das explorações, representa apenas 24% do total de bovinos estabulados, o que significa que é mais frequente em regiões com efetivos de pequena dimensão e onde se concentra a produção leiteira, que utiliza instalações onde os animais jovens permanecem em cubículos individuais fechados (viteleiros).

São as explorações com efetivos de maior dimensão e sistemas mais intensivos (caso da produção de leite) as que optam por instalações que resultam em produção de chorume, já que este obriga a infraestruturas mais exigentes do ponto de vista da limpeza e do

armazenamento de efluentes. É nas regiões onde se concentra a produção leiteira (Entre Douro e Minho e Beira Litoral) que este sistema predomina (INE, 2011).

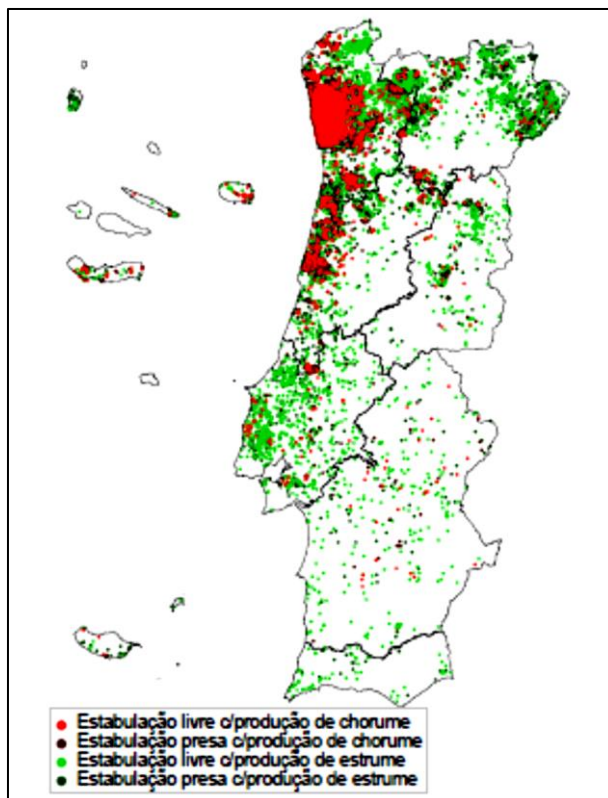


Figura 1 – Número de explorações por tipo de exploração de bovinos (2009) (INE, 2011).

### **2.2. Problemática dos efluentes da bovinicultura intensiva**

Os efluentes resultantes das explorações pecuárias, como a bovinicultura, de acordo, com o Decreto-Lei n.º 81/2013 de 14 de Junho, definem-se como sendo o estrume e o chorume.

A intensificação da atividade pecuária nos últimos anos resultou numa maior densidade de animais, ou seja, um maior número de animais por exploração, o que levou à produção e acumulação de maiores quantidades de efluentes (Rocha, 2007), cujo manuseamento, tratamento e destino final origina problemas ambientais significativos ao nível da qualidade do ar, solo e água (Gonçalves, 2010).

#### **2.2.1. Características dos efluentes de bovinicultura**

Segundo a Portaria 631/2009, de 9 de Junho, define-se como chorume a mistura de fezes e urinas dos animais, bem como de águas de lavagem ou outras, contendo por vezes restos de alimentos ou de camas e as escorrências provenientes das nitreiras e silos e, segundo

Gonçalves (2005), cujo teor de matéria seca (MS) não ultrapasse 10-12%, pelo que são geridos como resíduos líquidos ou fluidos.

A sua composição é variável, dependendo sobretudo da proporção de fezes e urina, a qual é influenciada por fatores como o estado reprodutivo do animal, sexo, idade, a composição da ração, a quantidade de água usada nas operações de lavagens e eventualmente do tipo de material utilizado para as camas dos animais (Bicudo, 1999; Santos, 2012; Varennes, 2003).

Tanto as fezes como a urina contêm nutrientes. Em geral, este tipo de efluente possui uma elevada carga orgânica e concentração de nutrientes, sendo essencialmente constituído por três macronutrientes principais; Azoto (N), Fósforo (P) e Potássio (K) (Amaro *et al.*, 2006, A. Bakhsh *et al.*, 2005).

A matéria seca e o fósforo estão concentrados nas fezes, enquanto cerca de metade do azoto e dois terços do potássio se encontram na urina. As fezes contêm azoto e fósforo em formas orgânicas, presentes nas bactérias intestinais e no alimento não digerido, e a urina tem azoto na forma de ureia, ácido úrico e outros compostos orgânicos.

A quantidade e composição mineral do chorume dependem de vários fatores, tais como, espécie e idade do animal, regime de estabulação, tipo e quantidade de alimento ingerido, o leite ou trabalho produzido, o material utilizado nas camas, quando estas existem, e ainda o modo como o chorume é conservado (Varennes, 2003).

Uma vez que a sua composição é muito variável, apenas se podem apresentar valores médios, pelo que é necessário proceder sempre à análise do efluente produzido em cada exploração para assim determinar a suas características e a capacidade para fornecer nutrientes às culturas.

Na tabela 2.1 encontram-se algumas características do efluente bruto de bovino.

**Tabela 2.1** – Composição de chorumes de bovinicultura segundo vários autores (adaptado).

<b>Parâmetros</b>	(Fangueiro, <i>et al.</i> , 2008a)	(Fangueiro, <i>et al.</i> , 2010b)	(Rochett <i>et al.</i> , 2008)	(Velthof & Oenema, 1993)
<i>pH</i>	8,1	-	6,8	7,4
Matéria seca (g. kg <sup>-1</sup> )	86,0	17,6	60,3	110
N <sub>org</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	2,78	2,8	-	-
N total (g. kg <sup>-1</sup> )	4,00	3,1	2,34	-
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (g. kg <sup>-1</sup> )	1,22	2,8	1,13	2,18

NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (g. kg <sup>-1</sup> )	<1	0,4	0	0,02
C total (g. kg <sup>-1</sup> )	26,84	-	25,0	-
P total (g. kg <sup>-1</sup> )	0,40	0,3	0,44	-
K total (g.kg <sup>-1</sup> )	2,39	1,7	-	-

Apesar de poder constituir um foco de poluição ambiental, o uso de efluentes de pecuária na agricultura apresenta alguns benefícios, pois fornecem matéria orgânica aos solos e, em alguns casos, grandes quantidades de nutrientes e de água, pelo que podem e devem ser usados no planeamento da fertilização. Assim, com a sua utilização pode ser possível reduzir as quantidades de adubos a adquirir fora da exploração, melhorar o teor em matéria orgânica no solo e conseqüentemente a sua estrutura, dando um uso adequado a um produto que pode ser altamente poluente (Amaro *et al.*, 2006; Santos, 2012; Varennes, 2003).

### **2.2.1.1. Impactes ambientais associados à utilização de chorumes**

A gestão e utilização não adequadas de chorumes na agricultura podem originar diversos problemas a nível ambiental, nomeadamente os relacionados com a poluição do ar (devido à volatilização e emissão para a atmosfera de gases como o amoníaco e Gases com Efeito de Estufa), a poluição dos cursos de água e a contaminação de solos e aquíferos (devido à lixiviação de nutrientes) (Bicudo, 1999).

#### **2.2.1.1.1. Volatilização do ião amónio com emissão de amoníaco (NH<sub>3</sub>)**

O ião amónio, em solução aquosa, está em equilíbrio com o amoníaco. Se as condições do meio forem favoráveis à formação de grandes quantidades de amoníaco, maiores do que a sua solubilidade na água, este perde-se para a atmosfera por volatilização (Varennes, 2003).

O amoníaco (NH<sub>3</sub>) resulta da decomposição de compostos azotados, tais como a ureia e as proteínas. A emissão de amoníaco (NH<sub>3</sub>) é uma transferência de massa de NH<sub>3</sub> gasoso da solução do solo (ou de materiais orgânicos) para a camada de ar em contacto com a superfície do solo, governada pela diferença de pressão parcial de NH<sub>3</sub> gasoso entre a solução do solo da camada mais superficial e o ar. É essencialmente um processo físico-químico sendo resultado do equilíbrio (descrito pela lei de Henry) entre a fase de NH<sub>3</sub> gasoso e o NH<sub>3</sub> em solução (Pereira, 2005).

O setor agrícola é responsável por cerca de 50% do total das emissões globais de  $\text{NH}_3$  e até 90% na Europa (Carozzi *et al.*, 2013) podendo contribuir para a poluição da atmosfera, sobretudo por originar chuvas ácidas (Gonçalves, 2010; Santos 2012).

A emissão de  $\text{NH}_3$  com origem na produção animal pode ser subdividida em perdas que ocorrem nas instalações pecuárias (alojamentos dos animais e armazenamento das dejeções), perdas decorrentes da aplicação de chorumes aos solos e em perdas durante o pastoreio (Kai *et al.*, 2008; Pereira, 2005).

A quantidade de amónia volatilizada e consequente emissão de amoníaco para a atmosfera é influenciada pela concentração de sólidos totais no chorume (porque condiciona de forma significativa a taxa de infiltração do efluente nos solos), teor de azoto amoniacal (quanto maior o teor, mais azoto disponível para volatilizar), temperatura do ar elevada (por diminuir a solubilidade do gás na água), compactação do solo (influencia negativamente o processo de recuperação do azoto ao impedir o desenvolvimento radicular e estimular a redução do arejamento em razão da redução da porosidade e criar condições de anaerobiose que podem levar à acumulação de  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ), velocidade do vento (pois transporta o amoníaco para longe, diminuindo a sua concentração na interface solo – ar), pH do chorume (o valor do pH exerce um efeito muito acentuado sobre as perdas por volatilização devido à influência deste parâmetro sobre o equilíbrio entre as formas de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NH}_3$  em solução, quanto mais elevado for o valor de pH inicial do chorume maiores serão as perdas) e calagem dos solos (o aumento do pH do solo diminui a velocidade da reação de amonificação). Este processo é reduzido com a ocorrência de precipitação após a distribuição do chorume (Cordovil, 2004; Huijsmans, Hol, & Vermeulen, 2003; Pereira, 2005; Ribeiro, 2011; Varennes, 2003)

As técnicas de aplicação do chorume assim como os tratamentos utilizados influenciam a volatilização do ião amónio. Verificou-se que a incorporação de chorumes no solo reduz as perdas de azoto por volatilização de  $\text{NH}_3$  (Huijsmans *et al.*, 2003; Sommer, *et al.*, 2003; Webb *et al.*, 2010). Por outro lado, a diluição e acidificação do chorume com recurso a ácido nítrico ou sulfúrico é também uma forma de reduzir as perdas por volatilização (Fangueiro *et al.*, 2009; Sorensen & Eriksen, 2009; Schils *et al.*, 1999).

Na tabela 2.2 estão representados os valores de azoto perdido por emissão do amoníaco de acordo com a modalidade de incorporação do chorume e influência das condições climáticas, verificando-se que quanto mais tarde for realizada a incorporação do chorume e mais adversas as condições climáticas (temperatura mais elevada e humidade do ar mais reduzida), maior é a percentagem de amónia volatilizada.

**Tabela 2.2** – Azoto perdido por volatilização do amoníaco (%), de acordo com a modalidade de incorporação do chorume (Aspinalli *et al.*, 1998 cit in Varennes, 2003).

Modalidade de incorporação	Condições climáticas			
	Húmido e fresco	Seco e fresco	Quente e húmido	Quente e seco
Incorporado no próprio dia	10	15	25	50
Incorporado ao fim de 5 dias	20	30	50	80
Não incorporado	40	50	75	100

As perdas de azoto por volatilização de amónia podem ser reduzidas através da adoção de técnicas de distribuição de chorumes aos solos tendo como comparação a distribuição convencional que consiste no espalhamento à superfície dos solos (tabela 2.3) (Pereira, 2005).

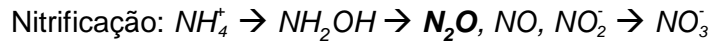
**Tabela 2.3** – Redução da volatilização de  $\text{NH}_3$  após aplicação de chorume ao solo por diferentes técnicas (em comparação com a distribuição convencional à superfície, em percentagem) (Wouthers, 1995 cit por Pereira, 2005).

Técnicas de aplicação do chorume	Redução (%)
Injeção no solo	> 95
Distribuição à superfície seguida de incorporação mecânica	> 80
Distribuição em banda à superfície	50 - 80
Distribuição acompanhada e seguida de rega (diluição 1:3)	20 - 80
Acidificação e diluição (ácido nítrico) pH < 5,0	70 - 95
Acidificação e diluição (ácido nítrico) pH = 5,0-6,0	30 - 80

### 2.2.1.1.2. Emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )

O óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) é um gás com efeito de estufa que contribui para o aquecimento global e degradação da camada de ozono na estratosfera e está associado ao aumento da incidência da radiação ultravioleta na superfície terrestre (Rochett *et al.*, 2008; Loecke & Robertson, 2009). O seu potencial de absorção de radiação térmica é 298 vezes superior à do  $\text{CO}_2$ , possuindo por isso, em termos relativos, um poder de efeito de estufa muito mais elevado do que este gás e o metano ( $\text{CH}_4$ ), contribuindo com cerca de 6% para o aquecimento global (Pereira, 2005; Loecke & Robertson, 2009). Cerca de 90% das emissões antropogénicas de  $\text{N}_2\text{O}$  têm origem na agricultura (Thomsen *et al.*, 2010).

O N<sub>2</sub>O é um produto intermédio produzido nos solos, pelos processos microbiológicos de nitrificação (oxidação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e desnitrificação (redução de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>x</sub>, N<sub>2</sub>O e N<sub>2</sub>) (Chadwick *et al.*, 2011; Loecke & Robertson, 2009; Rochett *et al.*, 2008; Santos, 2001).



A produção de N<sub>2</sub>O no solo e conseqüente emissão para a atmosfera dependem de vários fatores, nomeadamente, os teores de N (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N<sub>org</sub>) disponível para os processos de nitrificação e desnitrificação, o teor de carbono orgânico que estimula o processo de desnitrificação e consumo de oxigénio no solo, temperatura e humidade, porosidade e volume dos poros cheios de água (WFPS) (ótimo a 60%), como intermediários na difusão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera a partir do corpo do solo, pH e técnicas de aplicação do chorume (Meade *et al.*, 2011; Pereira, 2005; Velthof *et al.*, 2003)

Devido às interações entre os fatores físicos, químicos e biológicos serem complexos, os fluxos de N<sub>2</sub>O dos sistemas agrícolas apresentam variações espaciais e temporais muito acentuadas (Duxbury e McConnaughey, 1986 cit por Pereira, 2005).

Estudos realizados verificaram que a aplicação de chorume com adição de fertilizantes azotados aos solos agrícolas aumenta a potencial emissão de N<sub>2</sub>O, devido ao aumento do teor em N mineral (Velthof *et al.*, 2003; Menéndez *et al.*, 2006).

Durante os primeiros dias após a aplicação de chorume aos solos, foram observadas emissões elevadas de N<sub>2</sub>O (Fangueiro, *et al.*, 2012a ; Velthof & Oenema, 1993).

Thomsen *et al.*, (2010) verificaram a ocorrência de emissões de N<sub>2</sub>O após a injeção de chorumes nos solos. Também Fangueiro *et al.* (2010a) verificaram que a produção de N<sub>2</sub>O ocorreu mais cedo e em maior quantidade nas camadas mais profundas do solo. A maior produção de N<sub>2</sub>O nestas camadas do solo pode ter ocorrido devido à desnitrificação promovida por um arejamento inferior e baixa respiração do solo nas camadas mais profundas.

A emissão de N<sub>2</sub>O a partir de fertilizantes orgânicos e minerais pode ser reduzida recorrendo a práticas de produção vegetal que otimizem a capacidade natural das culturas de competirem com os processos que conduzem a perdas de azoto do sistema solo-planta (i.e.,

por volatilização de  $\text{NH}_3$ , desnitrificação e lixiviação do íon nitrato), e apresentem efeitos diretos na duração e diminuição desses processos (Doerge *et al.*, 1991 cit por Pereira, 2005).

Métodos que incrementem a eficiência da utilização da fertilização azotada vão promover a redução da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , tendo sido demonstrada esta relação direta através de várias estratégias apresentadas em diversos trabalhos (tabela 2.4) (Pereira, 2005).

**Tabela 2.4** – Práticas para o aumento da eficiência do N aplicado por fertilizações orgânica e mineral e valores esperados de redução da emissão total de  $\text{N}_2\text{O}$  (adaptado de Pereira, 2005).

Prática recomendada	Estimativa da diminuição da emissão de $\text{N}_2\text{O}$ (ton ano <sup>-1</sup> )
1. Aplicação de N de acordo com as necessidades das plantas <ul style="list-style-type: none"><li>- Realização de análises aos solos e plantas para determinar as necessidades de N requerido para as culturas</li><li>- Minimização de períodos sem culturas instaladas nos solos para evitar a acumulação de N mineral</li><li>- Otimização dos métodos de aplicação, distribuição e incorporação de fertilizantes minerais e chorumes aos solos</li><li>- Racionalização da aplicação de N de forma a reduzir a produção em regiões com excesso de produção agrícola</li></ul>	0,24 x10 <sup>6</sup>
2. Integração dos fluxos de N em sistemas agrícolas <ul style="list-style-type: none"><li>- Integração dos sistemas de produções animal e vegetal em termos de reutilização de estrumes e chorumes na produção vegetal</li><li>- Manutenção dos resíduos das culturas no solo</li></ul>	0,14 x10 <sup>6</sup>
3. Utilização de técnicas avançadas de fertilização azotada <ul style="list-style-type: none"><li>- Empregar fertilizantes de liberação lenta</li><li>- Incorporação aos solos dos fertilizantes minerais e orgânicos (chorumes)</li><li>- Fertilizações foliares</li><li>- Utilização de inibidores de nitrificação</li><li>- Escolher o tipo de fertilizante de acordo com a distribuição da precipitação sazonal</li></ul>	0,15 x10 <sup>6</sup>
4. Otimização do sistema de mobilização, técnicas de irrigação e drenagem	0,15 x10 <sup>6</sup>

A utilização de inibidores da nitrificação pode prolongar a permanência do azoto no solo (Menéndez *et al.*, 2006) ao ser reduzida a sua transformação em nitrato, evitando assim, a sua perda por nitrificação em forma de óxido de azoto ou por lixiviação do ião nitrato.

Estes compostos retardam a oxidação bacteriana do N amoniacal a nítrico nos solos (primeiro passo da reação de nitrificação) durante um certo período de tempo, mediante a inibição de bactérias do género *Nitrosomonas* (Menéndez *et al.*, 2009).

### **2.2.1.1.3. Lixiviação do ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ )**

O ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) proveniente da mineralização do N orgânico, na sua maioria resulta do processo de nitrificação, e é predominantemente absorvido pelas plantas mas, quando em excesso pode ser lixiviado, desnitrificado ou imobilizado em formas orgânicas (processo mais raro) por possuir carga negativa e formar compostos muito solúveis não sendo adsorvido no complexo de troca. Devido a estas características quando a água da chuva ou de rega se infiltra e atravessa o perfil do solo, o ião nitrato é facilmente perdido na camada arável dos solos agrícolas para as camadas subterrâneas e para os lençóis freáticos afetando a qualidade da água e provocando uma poluição progressiva que pode dar origem à eutrofização das águas superficiais (Cordovil, 2004; Pereira *et al.*, 2005; Santos, 2012).

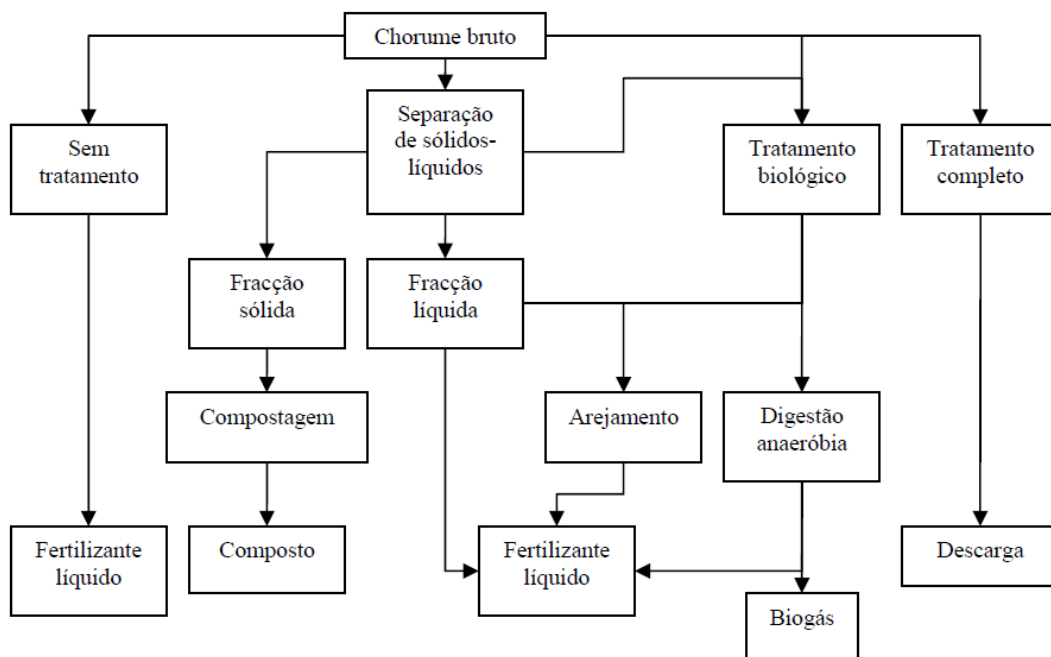
A aplicação de chorumes conduz muitas vezes ao aumento das perdas por lixiviação de ião nitrato. A quantidade de azoto lixiviado aumenta com o aumento da dose de azoto aplicada e a duração da aplicação. As perdas devem-se a uma má racionalização das doses de azoto aplicadas, por ausência ou insuficiente contabilização do azoto contido nos chorumes, sendo frequente a utilização de quantidades excessivas em que a quantidade de nutriente excede a capacidade de absorção de azoto pela cultura (Bakhsh *et al.*, 2005; Cordovil, 2004; Pappa *et al.*, 2011; Pereira, 2005).

As perdas por lixiviação de ião nitrato são influenciadas pela quantidade de precipitação e data de aplicação do fertilizante orgânico. Em aplicações de chorume a solos com e sem vegetação no Outono/Inverno (meses entre setembro e janeiro), verificou-se que as perdas foram tanto maiores quanto mais cedo foi efetuada a aplicação do chorume, provavelmente devido à maior mineralização antes do início da lixiviação, e maior a precipitação (Carneiro, Coutinho, & Trindade, 2012; Chambers, Smith, & Pain, 2000; Smith, Beckwith, Chalmers, & Jackson, 2002).

### 2.3. Tratamentos aplicados aos chorumes de bovinicultura

O tratamento dos chorumes aplicados ao solo tem como principais objetivos a redução do potencial de poluição e do volume, permitindo assim um manuseio mais fácil e/ou aumentar o valor fertilizante do efluente, bem como a eliminação dos agentes patogénicos e sementes e propágulos de infestantes. Pode ser realizado por via física, química e biológica (Gonçalves, 2010; PEI, 2001).

Na figura 2 encontra-se representado um esquema das possíveis opções de tratamentos a aplicar a um efluente de bovinicultura.



**Figura 2** – Opções de tratamento de efluentes de bovinicultura (adaptado de Bicudo, 1999, citado por Pereira, 2005)

Os problemas de armazenamento e transporte podem ser minorados através da separação das frações sólida e líquida do chorume, permitindo ainda reduzir o potencial poluente do mesmo. Estas operações podem ser empregues isoladamente quando se pretende apenas o armazenamento do efluente com menor concentração de sólidos, ou integradas numa instalação de tratamento biológico de chorumes, através de digestão anaeróbia e tratamento aeróbio complementar por compostagem ou sistema de lagunagem, com vista à redução de odores, emissão de gases com efeito de estufa e produção de energia sob a forma de biogás (digestão anaeróbia) (Burton e Turner 2003 cit. por Pereira, 2005; CONFAGRI, 2013).

### 2.3.1. Acidificação do chorume

Uma vez que o chorume é um produto com reação alcalina (valores de pH entre 7 e 8), e em que o azoto mineral está essencialmente na forma de íon  $\text{NH}_4^+$ , é suscetível de se volatilizar devido à formação de  $\text{NH}_3$ , o qual, pode contribuir para a poluição da atmosfera, sobretudo por originar chuvas ácidas. Estas emissões poderão ser reduzidas, por exemplo, através da acidificação do produto mediante a adição de ácido sulfúrico ou nítrico.

O chorume pode ser acidificado no próprio local de armazenamento ou horas antes da sua aplicação ao solo, no entanto, convém não esquecer que se trata de processos que, dadas as elevadas quantidades de chorume a tratar, poderá não ter, em termos práticos e económicos, grande viabilidade (Santos, 2012).

A acidificação de chorumes é uma prática aconselhável pois reduz as emissões de  $\text{NH}_3$  durante o armazenamento do chorume e na sua posterior aplicação ao solo, podendo no entanto, afetar as dinâmicas de N e C no solo (Fangueiro *et al.*, 2013)

Desde a década de 90 que vêm sido realizados estudos sobre os efeitos da acidificação dos chorumes na diminuição ou aumento da volatilização de  $\text{NH}_3$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . Em diferentes tipos de solo e tempos de aplicação, Bussink *et al.*, (1994) (citado por Schils *et al.*, 1999) verificou uma redução média de 85% na volatilização do  $\text{NH}_3$  a partir de chorume tratado com ácido nítrico com um pH de cerca de 4/5, em comparação com chorume bruto não tratado. Estudos mais recentes confirmam que a acidificação do chorume reduz significativamente as perdas de  $\text{NH}_3$  para a atmosfera (Fangueiro *et al.*, 2009; Kai *et al.*, 2008; Sorensen & Eriksen, 2009).

Por outro lado, os efeitos sobre as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  são menos conhecidos (Petersen & Sommer, 2011). Estudos sobre o efeito da acidificação do chorume nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  têm sido inconclusivos (Fangueiro *et al.*, 2010c). Velthof & Oenema (1993) verificaram que a aplicação de chorumes acidificados, com um pH de 4,5 e 6, originaram emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  superiores, relativamente à aplicação de chorume não tratado. Por outro lado, Fangueiro *et al.* (2010c) verificou menores emissões em solos tratados com chorume acidificado do que naqueles onde foi utilizado chorume não tratado.

A acidificação do chorume conduz a um atraso na nitrificação e, conseqüentemente, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  nos solos tratados com chorume acidificado ocorrem mais tarde comparando com as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos em que se aplicaram materiais não acidificados (Chadwick, *et al.*, 2011).

A acidificação do chorume é assim um pré-tratamento óbvio para a redução de emissões gasosas produzidas pelas atividades pecuárias e conseqüentemente menores perdas de azoto, permitindo assim, maior disponibilidade de azoto para ser utilizado pelas culturas (Kai *et al.*, 2008; Ribeiro, 2011).

### **2.4. Utilização de chorumes de boviniculturas na agricultura e influência da sua aplicação ao solo**

A utilização de chorumes em solos agrícolas é normalmente vista simultaneamente como uma medida de tratamento de efluentes e como uma biofertilização pois, o efluente está a ser reutilizado, em vez de ser descarregado nos meios hídricos, e ao mesmo tempo fertiliza devido às suas características.

Embora a matéria orgânica não entre diretamente na alimentação das plantas (Santos, 2001), esta é um fator determinante da fertilidade dos solos pois é benéfica para a fertilidade biótica, física e química, produzindo assim benefícios ambientais, podendo, contudo, ter algumas desvantagens relacionadas sobretudo com o excesso de alguns nutrientes (Ribeiro, 2011).

Para além da matéria orgânica, os chorumes têm a propriedade de veicular nutrientes vegetais, ou seja, elementos essenciais (e, por isso, insubstituíveis), ao completo desenvolvimento do ciclo vegetativo das plantas (Gonçalvez, 2010).

No entanto, devido às propriedades únicas do solo, dos efluentes e as suas interações, a reciclagem destes materiais no solo agrícola é uma atividade complexa, pelo que a sua aplicação deve ser racional, controlada e decorrer de acordo com as regras recomendadas pelo Código de Boas Práticas Agrícolas bem como com as normas legais em vigor para a sua aplicação, exigindo uma monitorização atenta e adequada, de modo a que a sua aplicação não conduza à poluição do solo, água e ar (Cordovil, 2004; Rocha, 2007).

A tabela 2.5 apresenta de forma resumida as causas e os efeitos dos impactes ambientais associados ao azoto no solo.

**Tabela 2.5** – Impactes ambientais associados à aplicação de Azoto no solo (Fonte: Edwards & Someshwar, 2000 cit. por Cordovil, 2004)

Efeitos	Causas
Contaminação das águas subterrâneas com $\text{NO}_3^-$ .	Lixiviação por aplicação de adubos, estrumes, chorumes e águas residuais; pode prejudicar a saúde animal e humana e alterar as cadeias tróficas das águas superficiais.
Eutrofização das águas superficiais	Perdas por escoamento superficial, erosão e descargas dos lençóis freáticos, e descargas diretas de águas residuais do tratamento de resíduos urbanos e indústrias; afeta a diversidade biológica das águas e altera a composição das deposições atmosféricas.
Chuvas ácidas, volatilização de amoníaco e redeposição	Formação de ácido nítrico por reação dos óxidos de N em atmosfera húmida, que regressa aos ecossistemas terrestres como deposição húmida ou seca; provoca danos em espécies vegetais sensíveis; acidifica águas superficiais; altera a biodiversidade em lagos e cursos de água; a volatilização de $\text{NH}_3$ na vizinhança de pecuárias intensivas acidifica os solos e altera a diversidade biológica das florestas vizinhas.
Destruição da camada do ozono e alteração global do clima	Foto oxidação do $\text{O}_3$ (ozono) pelo óxido nitroso emergente da indústria automóvel e da desnitrificação no solo; aumento da incidência da radiação UV e contribuição para o aquecimento global do planeta.

### 2.4.1. Técnicas de aplicação de chorume

Diferentes técnicas de aplicação dos chorumes ao solo têm sido estudadas, de modo a avaliar qual a mais adequada quer no que se refere à produção quer à proteção ambiental.

Têm por objetivo a correta aplicação de chorume no solo de modo a prevenir a poluição do mesmo por lixiviação de nitratos e outros nutrientes, assim como das águas subterrâneas e de superfície e prevenir a volatilização de  $\text{NH}_3$  e de GEE. Este objetivo é possível de atingir através da limitação da aplicação de chorume no solo à época de cultivo e não aplicando quando não há culturas. Equilibrar a quantidade de chorume aplicado no devido tempo com as necessidades em nutrientes da cultura resultará em melhores produções agrícolas, sendo que a quantidade de chorume que pode ser aplicada por hectare depende do tipo de solo e deve ter por limite não mais do que o equivalente a  $150 \text{ kg N ha}^{-1}$  (FAO, 2013b)

Algumas técnicas de aplicação do chorume incluem máquinas para diminuir a área de aplicação à superfície do chorume e para o “enterrar” através da sua incorporação no solo

de modo a reduzir as emissões por volatilização de  $\text{NH}_3$ , tendo em consideração também os efeitos nas emissões de GEE e lixiviação de nutrientes (nitratos). O chorume pode ser aplicado ao solo através da sua difusão à superfície (*trailing shoe*), por distribuição em bandas à superfície (*trailing hose*), injeção e incorporação após a sua aplicação (Chadwick, *et al.*, 2011; FAO, 2013b).

### ***i. Difusão de chorume à superfície (Trailing shoe)***

Esta técnica aplica-se principalmente em pastagens. As folhas e os caules da erva são afastados pelo arrasto de um estreito "trenó" sobre a superfície do solo e o chorume é colocado em faixas estreitas na superfície do solo a espaços de 20 - 30 cm. As bandas de chorume devem ser cobertas pela copa da erva pelo que a erva deve ter pelo menos 8 cm de altura. Existem máquinas com uma variedade de larguras até 7 - 8 m. A sua aplicabilidade é limitada pelo tamanho, forma e declive do terreno e pela presença de pedras à superfície do solo.

### ***ii. Distribuições em banda (Trailing hose)***

Os espalhadores em banda descarregam chorume ao nível do chão ou pouco acima dele através de uma série de tubos suspensos ou atrelados. A largura é normalmente de 12 m com cerca de 30 cm entre bandas. A técnica é aplicável a solos cultivados e a pastagem por exemplo para aplicar chorume entre linhas de culturas. Devido à largura da máquina, a técnica não é aplicável em campos pequenos, irregulares na forma ou terrenos com declive acentuado. As mangueiras podem entupir se o conteúdo em palha do chorume for muito elevado.

### ***iii. Injeção***

Esta técnica pode ser pouco profunda (5 -10 cm) ou profunda (15 - 20 cm). O ritmo de aplicação deve ser ajustado para que quantidades excessivas de chorume não transbordem dos sulcos para a superfície. O chorume é completamente tapado depois de injetado encerrando os sulcos com rodas ou cilindros fixos atrás dos garfos de injeção. Para obter este benefício adicional, o tipo de solo e as condições devem permitir o real encerramento dos sulcos. Embora a redução das emissões de  $\text{NH}_3$  seja eficaz, a aplicabilidade desta técnica é bastante limitada. O uso da injeção em profundidade restringe-se principalmente a solos cultivados porque os estragos mecânicos podem diminuir a produção de erva nas pastagens. Outras limitações incluem a profundidade do solo e o conteúdo em barro e pedras, declive e a necessidade de uma força de tração elevada exigindo um trator potente.

Existe também, em algumas circunstâncias, um risco maior de perdas de azoto na forma de óxido nitroso e nitratos.

### **iv. Incorporação**

Incorporar o chorume espalhado à superfície é um meio eficaz para reduzir as emissões de  $\text{NH}_3$ . A perda de  $\text{NH}_3$  é rápida a seguir à aplicação de chorume à superfície por isso conseguem-se maiores reduções de emissões quando a incorporação se faz imediatamente depois da aplicação. Isto exige que um segundo trator seja usado, seguindo logo atrás do espalhador de chorume (FAO, 2013b).

#### **2.4.1.1. Efeitos das técnicas de aplicação de chorume nas emissões de $\text{NH}_3$**

Técnicas de aplicação que minimizem o contacto do chorume com o ar tendem a reduzir as emissões de  $\text{NH}_3$  e os odores.

A redução das emissões de  $\text{NH}_3$  após a aplicação de chorumes em pastagens pode ser mais eficiente se a aplicação for feita por injeção ou difusão á superfície. Quando os chorumes são aplicados em solos cultivados, a incorporação imediata é a técnica de redução mais eficaz. Mesmo atrasos curtos (4-6h) na incorporação do chorume após a aplicação reduzem significativamente a eficácia do tratamento na redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , pelo que a incorporação deve ocorrer, o mais breve possível, após a aplicação.

De acordo com estudos realizados, sobre a eficiência na redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , a redução é maior com o uso de difusão de chorume à superfície (65%) e injeção (70/80%) do que com a distribuição em bandas (35%). Verificou-se uma variação considerável na avaliação da eficiência das técnicas na redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , especialmente para a aplicação em bandas (0-75%), mas também a injeção (23-99%). A variação através de aplicação por difusão à superfície é menor (38-74%), embora esta situação possa estar relacionada com a existência de poucos estudos associados a esta técnica. Quando chorumes são aplicados a solos cultivados, a incorporação imediata é a técnica mais eficaz na redução das emissões de  $\text{NH}_3$  em pelo menos 90%. Estas técnicas de aplicação para redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , também irão aumentar a absorção pelas culturas do N do chorume (Chadwick *et al.*, 2011, Webb *et al.*, 2010).

### 2.4.1.2. *Efeitos das técnicas de aplicação de chorume nas emissões de N<sub>2</sub>O*

Seria de esperar que métodos de aplicação que retêm mais N dos chorumes no solo, potenciasssem o aumento das emissões de N<sub>2</sub>O. Embora em alguns estudos esta situação tenha sido demonstrada, nem sempre esta situação acontece.

Algumas pesquisas demonstraram que em anos diferentes do mesmo estudo, a injeção de chorume pode aumentar, diminuir ou não ter efeito nenhum na emissão de N<sub>2</sub>O em relação à aplicação por difusão à superfície. Misselbrook *et al.* (1996) (citado por Chadwick, 2011), mostrou que a injeção superficial de chorume em pastagens em Março aumentou as perdas de desnitrificação, mas essa resposta não ocorreu nas aplicações de Outubro ou Junho. Pode-se presumir que quando as condições são favoráveis para a desnitrificação, a injeção de chorume pode resultar num aumento das emissões de N<sub>2</sub>O em comparação com a aplicação em bandas à superfície. Mas sob outras condições, a injeção de chorume tem o potencial de reduzir as emissões de NH<sub>3</sub> sem aumentar as de N<sub>2</sub>O.

É importante que os investigadores continuem a integrar as medições de NH<sub>3</sub> e N<sub>2</sub>O para assim gerar uma compreensão das potenciais trocas entre uma forma de emissão de N e outra (Chadwick, 2011).

### 2.4.2. *Dinâmica do azoto*

O azoto é, depois da água, o fator de crescimento mais importante para as plantas. No entanto este nutriente quando aplicado aos solos (nas formas orgânica ou inorgânica) está sujeito a um conjunto de transformações e processos que impõem especial atenção para minimizar as perdas e minimizar a eficiência do seu uso (Pereira, 2005; Santos, 2001).

Em resíduos orgânicos como os chorumes, o azoto apresenta-se, essencialmente na forma orgânica, como constituinte das proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos, sob as formas amoniacais (ião amónio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e amoníaco (NH<sub>3</sub>) e ureica (CO (NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>) (Gonçalves, 2005).

A aplicação intensiva de chorume no solo agrícola, ainda que possa fornecer, como já foi referido nutrientes às culturas, quando aplicado em excesso pode provocar a poluição da água e do ar devido às elevadas perdas de azoto por lixiviação do ião nitrato no solo e a significativas emissões gasosas, nomeadamente NH<sub>3</sub> (Bakhsh *et al.*, 2005; Fangueiro, *et al.*, 2008a) e gases com efeito de estufa (GEE) como o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e metano (CH<sub>4</sub>) (Fangueiro *et al.*, 2008a; Amon *et al.*, 2006).

### 2.4.2.1. Perdas de azoto

O azoto está bastante sujeito a perdas no solo, que consoante o fenómeno envolvido podem ser de natureza física, química e biológica (Santos, 2012). As principais perdas de azoto do solo podem ser devidas a perdas gasosas, perdas por erosão, escoamento superficial e lixiviação (Varenes, 2003).

#### 2.4.2.1.1. Fluxos e perdas de azoto no solo

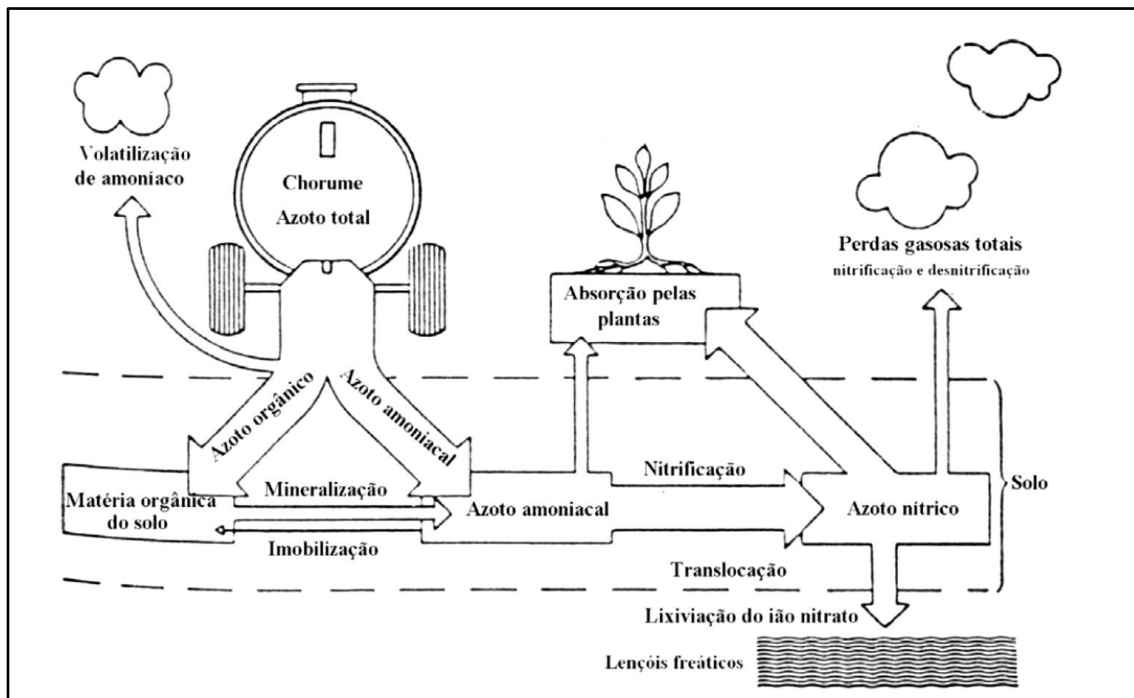
A aplicação de efluentes de bovinicultura brutos ou sujeitos a pré-tratamento aos solos conduz ao *input* de azoto nas formas orgânica e amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ).

A adição de azoto orgânico aos solos pela aplicação de efluentes pecuários vai, por um lado aumentar o seu teor de matéria orgânica, e por outro lado ser convertido na forma amoniacal, que por sua vez pode ser assimilada pelas plantas, volatilizada ou utilizada pelos microrganismos do solo (Pereira, 2005).

No solo o azoto encontra-se em formas minerais (inorgânicas) e orgânicas. As formas minerais representam cerca de 2% a 5% do azoto total no solo, incluindo diversas combinações químicas constituídas por moléculas e iões. Nas moléculas o azoto encontra-se principalmente na forma gasosa, sendo as principais o azoto molecular ( $\text{N}_2$ ), o amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ). Os iões são fundamentalmente o ião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ), o ião nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e o ião nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ).

As formas orgânicas representam, em geral, 95% a 98% do azoto total do solo. Trata-se de macromoléculas complexas em que predominam aminoácidos e proteínas associadas a lenhinas, glúcidos e partículas de argila (Santos, 2012).

A figura 3 representa o ciclo de fluxos e perdas de azoto para o ambiente resultante da aplicação dos efluentes pecuários ao solo.



**Figura 3** - Fluxos e perdas de azoto veiculado por efluentes pecuários quando aplicados aos solos (adaptado de Amberger, 1990 citado por Pereira, 2005).

#### 2.4.2.1.2. Mineralização, imobilização, nitrificação e desnitrificação de azoto

Em condições aeróbias, como as que, geralmente ocorrem no solo, o azoto orgânico é submetido a um processo de mineralização, através da ação de bactérias aeróbias específicas, que utilizam o azoto orgânico como fonte de energia para o seu metabolismo (Gonçalves, 2005; Pereira, 2005). A **mineralização** refere-se à conversão das formas orgânicas do azoto (proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos) em formas minerais, nomeadamente  $\text{NH}_4^+$  (Santos, 2001).

Paralelamente á mineralização do azoto, ocorre um processo inverso, a **imobilização**, que tal como foi referido, representa a reação inversa, isto é, o azoto é imobilizado, ocorrendo a transformação das formas minerais azotadas em componentes orgânicos, passando da forma nítrica a orgânica (Gonçalvez, 2010; Pereira, 2005).

É o balanço entre a mineralização e a imobilização (processos que ocorrem em simultâneo) que vai determinar as quantidades de azoto inorgânico ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) presente em determinado momento no solo e que vai estar disponível para a nutrição das plantas (Pereira, 2005; Ribeiro, 2011).

No processo de mineralização identificam-se duas fases: **aminização** e **amonificação** em que microrganismos heterotróficos são responsáveis pela mineralização do azoto orgânico e também pela imobilização do azoto mineral (Santos, 2012). Na **aminização**,

ocorre a conversão das complexas macromoléculas em compostos azotados mais simples, nomeadamente aminas e aminoácidos. Na **amonificação** ocorre a formação da primeira forma de azoto utilizável pelas plantas através das raízes, o azoto orgânico é convertido em formas amoniacais ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) (Gonçalves, 2005; Santos, 2001). Estes dois processos estão intimamente ligados com as transformações do carbono no solo, nas quais este é disponibilizado servindo de fonte de energia aos microrganismos heterotróficos, determinando o predomínio da mineralização ou da imobilização (Jensen e Paustian, 1989 citado por Pereira, 2005).

Às fases anteriormente referidas, segue-se normalmente um processo autotrófico aeróbico e microbiano que se designa por **nitrificação**, onde o azoto amoniacal pode ser convertido em  $\text{NO}_3^-$  através de um processo autotrófico realizado por bactérias nitrificantes que pertencem, entre outros, aos géneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. O primeiro que oxida  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  e o segundo  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{NO}_3^-$  (Cordovil, 2004; Haynes, 1986 e Schmidt, 1982 citado por Pereira, 2005). Este processo depende de vários fatores tais como o pH do solo, temperatura, quantidade de  $\text{NH}_4^+$ , oxigénio e dióxido de carbono (Cordovil, 2004; Varennes, 2003).

Em condições anaeróbias, que prevalecem nos meios aquosos, em geral, ou em solos com pouco arejamento durante longos períodos de tempo, a quantidade de oxigénio é naturalmente reduzida, nesses locais existe um conjunto de microrganismos anaeróbios (microrganismos que são capazes de dispensar o oxigénio atmosférico e utilizar o oxigénio do  $\text{NO}_3^-$ ) que promovem a ocorrência de fenómenos de **desnitrificação**, em que o azoto nítrico é reduzido a outras formas de azoto como o azoto elementar ( $\text{N}_2$ ), o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxido nítrico (NO) e o dióxido de azoto ( $\text{NO}_2$ ). Estes por serem voláteis e pouco solúveis na água evaporam-se para a atmosfera, conduzindo assim a perdas de azoto (Gonçalvez, 2010; Santos, 2012)

### 2.5. Legislação

As emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  provenientes das atividades pecuárias são regulamentadas como parte do Protocolo de Quioto no âmbito da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC). O objetivo da UE na redução dos gases com efeito de estufa é de 9% entre 2008 e 2012, com referência a 1990, com um objetivo futuro de redução de mais 20% até 2020. Limites anuais máximos de emissões nacionais de  $\text{NH}_3$  foram incluídos no Protocolo de Gotemburgo (Convenção das Nações Unidas sobre a Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longa Distância, CLRTAP), sendo estabelecido para

Portugal o limite máximo correspondente a 108 milhares de toneladas de NH<sub>3</sub> por ano (Chadwick *et al.*, 2011; UNECE, 2014).

Outras legislações nacionais ou internacionais podem ter impacto nas estratégias utilizadas para alterar diretamente ou indiretamente as emissões de GEE e NH<sub>3</sub> assim como perdas de nutrientes por lixiviação em solos onde é aplicado chorume (Chadwick *et al.*, 2011).

É exemplo a Diretiva dos «Nitratos» (91/676/CEE) de 12 de Dezembro de 1991, um dos mais antigos diplomas legislativos da União Europeia e o qual tem por objetivo proteger a qualidade das águas em toda a Europa, através da adoção de medidas destinadas a impedir que os nitratos de origem agrícola poluam as águas subterrâneas e de superfície, e a promover a adoção de boas práticas agrícolas (ec.europa.eu, 2013).

O Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de Setembro (com as posteriores alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março) transpõe para o quadro jurídico português, a Diretiva n.º 91/676/CEE de 12 de Dezembro de 1991. Segundo o anexo I do referido decreto, são consideradas águas poluídas e/ou em risco de serem poluídas por nitratos de origem agrícola as águas doces superficiais utilizadas ou destinadas à produção de água para consumo humano e as águas subterrâneas que contenham ou apresentem risco de conter uma concentração de nitratos superior a 50 mg L<sup>-1</sup>.

O Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA) fornece, entre outras, informação relativa às quantidades e composição físico-química dos efluentes da atividade pecuária. Este documento estabelece as orientações e diretrizes para a gestão do azoto e de outros elementos minerais nos ecossistemas agrícolas, na perspetiva de otimizar o seu uso e a proteção da água, previsto no Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Ensaio de Campo

##### 3.1.1. Local do ensaio

O trabalho experimental realizou-se no Horto de Química Agrícola do Instituto Superior de Agronomia e decorreu entre 5 de Novembro de 2012 e 14 de Março de 2013, período durante o qual se procedeu à instalação e acompanhamento do ensaio.

##### 3.1.2. Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos considerados neste estudo, temperatura e precipitação, foram obtidos na estação meteorológica da Tapada da Ajuda.

Como pode ser observado na figura 4, registaram-se diferenças nas condições climáticas durante a realização do ensaio. Ao longo do ensaio a temperatura média variou entre os 11°C e os 14°C, sendo o mês de Fevereiro o que registou as temperaturas mais baixas, assim como a precipitação, relativamente aos outros meses. O mês de Janeiro foi onde se verificou a ocorrência de maior precipitação. Estes valores estão de acordo com os valores da média observada nas Normais Climatológicas num período de 30 anos.

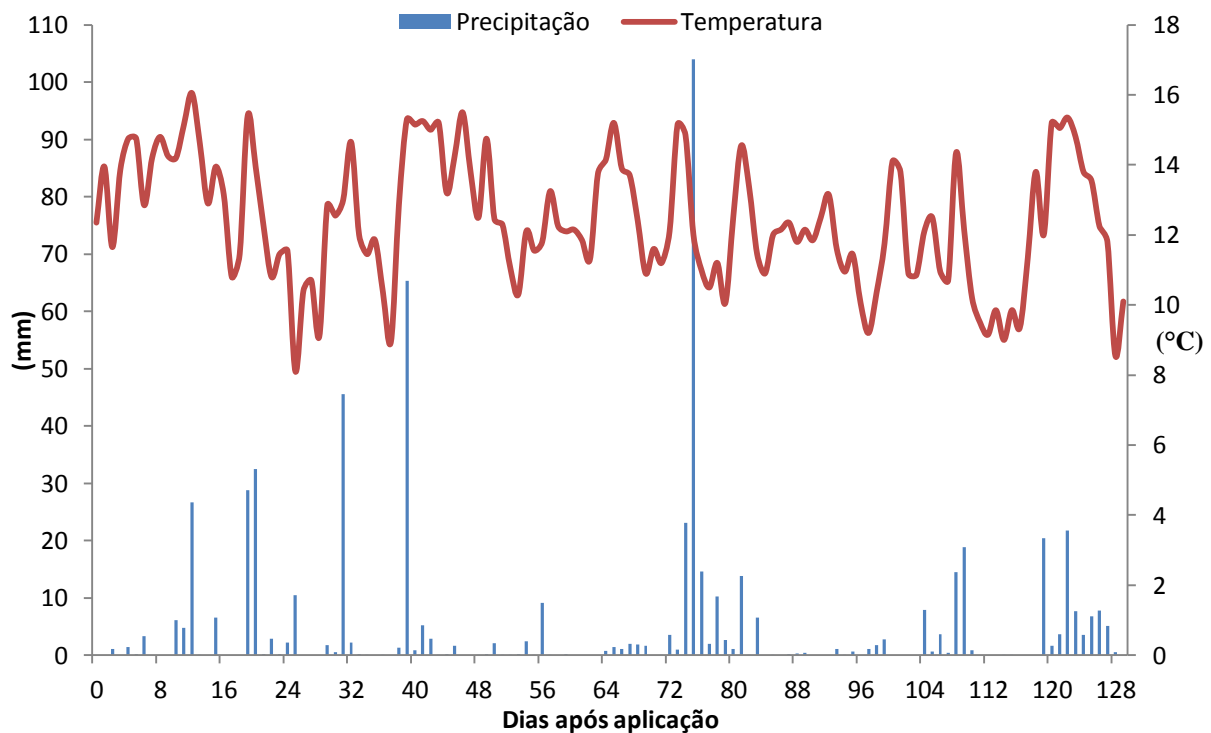


Figura 4 – Valores de temperatura média e de precipitação diária registados durante o ensaio.

Na figura 5 encontram-se os valores das Normais Climatológicas de temperatura e precipitação, para a cidade de Lisboa referente ao período de 1981-2010.



Figura 5 – Normais climatológicas de temperatura e precipitação de 1981-2010 para Lisboa (IPMA, 2014).

### 3.1.3. Delineamento experimental

O ensaio realizou-se em 30 parcelas com 1m<sup>2</sup> de área, 15 das quais com um solo arenoso (solo A) e outras 15 com um solo franco-arenoso (solo B).

As modalidades a ensaiar (em triplicado) foram:

- A. Controlo (sem aplicação de chorume) (CONT);
- B. Chorume bruto injetado (BI) (a cerca de 10 cm);
- C. Chorume bruto à superfície seguido de incorporação (BSI) (cerca de 2-3 cm);
- D. Chorume acidificado à superfície seguido de incorporação (BAI) (cerca de 2-3 cm);
- E. Chorume acidificado à superfície sem incorporação (BA).

A Figura 6 descreve a distribuição em blocos das modalidades a ensaiar no ensaio:

Solo B															
	18 B	19 A	20 D	21 C	22 E	23 D	24 A	25 B	26 E	27 C	28 B	29 C	30 E	31 B	32 D
Bloco I					Bloco II					Bloco III					
	2 A	3 C	4 E	5 B	6 D	7 C	8 A	9 D	10 B	11 E	12 C	13 E	14 A	15 D	16 B
Solo A															

Figura 6 - Esquema de aplicação das diferentes modalidades a ensaiar no ensaio.

### 3.1.1. Preparação das parcelas e caracterização dos solos

De acordo com IUSS Working Group WRB (2006), o solo arenoso (A), utilizado em metade das parcelas e o solo franco-arenoso (B), utilizado na outra metade são classificados respetivamente como *Arenossolo Háptico* e *Cambissolo Háptico*.

O solo arenoso foi recolhido na área de Pegões (perto de Lisboa) e o solo franco-arenoso em Castelo Branco.

Antes da instalação do ensaio procedeu-se à limpeza das parcelas, nomeadamente remoção de infestantes e ligeira mobilização dos solos. Posteriormente recolheram-se amostras de cada um dos solos em cada uma das parcelas e realizaram-se análises físico-químicas para determinação das características dos mesmos.

Na tabela 3.1 estão algumas características dos solos utilizados no ensaio.

Tabela 3.1 – Algumas características dos solos.

	Solo A	Solo B
Classificação	<i>Arenossolo Háptico</i>	<i>Cambissolo Háptico</i>
Areia grossa (g kg <sup>-1</sup> )	700	271
Areia fina (g kg <sup>-1</sup> )	170	558
Limo (g kg <sup>-1</sup> )	97	72
Argila (g kg <sup>-1</sup> )	26	99
pH (H <sub>2</sub> O)	7,1	6,1
pH (KCl)	6,2	4,3
N-NH <sub>4</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	1,3	1,8
N-NO <sub>3</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	2,2	2,7
MO (%)	0,6	1,1
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	40,7	32,1
K <sub>2</sub> O (mg kg <sup>-1</sup> )	32,3	114,0

Após determinação das características dos solos, procedeu-se a uma fertilização dos mesmos, tendo para tal aplicado em cada parcela de solo arenoso 50 kg de K<sub>2</sub>O/ha na forma de KCl a 60% e nas parcelas de solo franco-arenoso 50 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha na forma de

superfosfato granulado a 18%. O adubo foi distribuído uniformemente pelas parcelas seguido de ligeira incorporação para ficar coberto pelo respetivo solo.

Posteriormente foram recolhidas periodicamente (cerca de uma vez por mês) amostras aleatórias de solo, em cada uma das parcelas, para determinação do azoto mineral.

#### 3.1.2. Caracterização dos chorumes

Para o ensaio foi utilizado chorume proveniente de uma exploração de bovinicultura localizada em Palmela. Para as modalidades em que se iria aplicar chorume acidificado, uma parte do chorume bruto foi previamente acidificado com ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado até atingir um pH aproximado de 5,5. A quantidade de efluente aplicado em cada tratamento foi o equivalente à aplicação de 90 kg de N/ha (3 kg chorume em cada parcela) (exceto o tratamento “Controlo” onde se aplicou 3 kg de água destilada). No caso da aplicação em profundidade, foi aberto um sulco com cerca de 10 cm de profundidade, aplicou-se o chorume e depois tapou-se o sulco manualmente.

Na tabela 3.2 encontram-se as principais características do chorume utilizado.

**Tabela 3.2** – Principais características do chorume utilizado (média de 3 repetições).

	pH	Matéria Seca (g kg <sup>-1</sup> )	Matéria Orgânica (g kg <sup>-1</sup> )	N Kjeldhal (g kg <sup>-1</sup> )	N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g kg <sup>-1</sup> )
<b>Acidificado</b>	5,5	8,7	5,8	3,0	1,4
<b>Não acidificado</b>	7,4	8,0	5,3	3,1	1,5

#### 3.1.3. Medição das emissões de amoníaco (NH<sub>3</sub>)

As emissões de amoníaco foram medidas durante 9 dias (aproximadamente 204 horas) após a aplicação dos efluentes por um sistema de fluxo contínuo numa solução de ácido ortofosfórico ( $H_3PO_4$ ) (0,05M). Em cada parcela foi colocada aleatoriamente uma pequena câmara circular fechada (figura 9), cobrindo uma área de aproximadamente 0,035 m<sup>2</sup>, a qual possuía quatro orifícios laterais de modo a permitir a circulação do ar. Em cada orifício foi colocado uma armadilha de NH<sub>3</sub> (figuras 7 e 8) preparada anteriormente segundo o método de Kokkonen, Esala, & Aura (2006), para absorver o amoníaco exterior e garantir que o amoníaco retido na solução de  $H_3PO_4$  era proveniente exclusivamente da área coberta pela câmara. Cada câmara estava ligada a um balão de erlenmeyer o qual continha a solução de ácido (cerca de 200 mL). Cada 6 balões de erlenmeyer estavam ligados por um tubo a um outro balão de erlenmeyer, vazio, o qual estava ligado a uma bomba de sucção, para forçar a

circulação de ar dentro da câmara. O caudal de ar em cada câmara foi mantido constante ao longo do ensaio (entre 2 e 3 L min<sup>-1</sup>). O sistema esteve sempre em funcionamento, sendo apenas interrompido no momento da troca do ácido, sendo retomado assim que este era renovado. Nos primeiros 3-4 dias o ácido foi mudado aproximadamente de 4 em 4 horas, passando a realizar-se a troca uma vez por dia (sempre à mesma hora) até ao final das medições. Em cada mudança, foi recolhida uma amostra do ácido retirado para posterior análise.

Para o cálculo dos fluxos de NH<sub>3</sub>, expressos em µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, foram considerados a quantidade de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, quantificado pelo método de espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Skalar) de acordo com Mulvaney (1996), na solução de ácido ortofosfórico, o fluxo do ar (µg N min<sup>-1</sup>), o tempo de acumulação e a área do lisímetro (área de solo).



**Figura 7** – Pormenor do papel de filtro para as “armadilhas”.



**Figura 8** – “Armadilhas” para retenção do  $\text{NH}_3$  exterior.

#### **3.1.4. Medição das emissões de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ )**

As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  foram medidas desde o início até ao final do ensaio através de um sistema de câmara estática por acumulação. Em cada parcela colocou-se aleatoriamente uma câmara quadrada (figura 9), enterrada cerca de 5 cm no solo de modo a garantir acumulação de gás. As câmaras estavam permanentemente abertas, sendo tapadas apenas no momento da medição das concentrações (primeiros 6 dias) ou recolha das amostras gasosas (até ao final do ensaio). Cada tampa possuía no centro um septo de borracha através do qual era inserida a agulha de modo a atingir o interior da câmara de forma a retirar as amostras de gases. Os valores da concentração de  $\text{N}_2\text{O}$  dentro da câmara foram medidos aos tempos 0, 30 e 60 minutos. As medições do fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  foram realizadas diariamente durante os primeiros 6 dias, duas vezes por semana na semana de 12 a 16 Novembro e uma vez por semana (segundas-feiras) até ao final do ensaio. 30 mL de amostra gasosa era colocada num frasco de vidro previamente colocado em vácuo e devidamente identificado. As amostras foram posteriormente guardadas no laboratório e analisadas. A medição das concentrações assim como a recolha das amostras dos GEE foram realizadas, sempre que possível, à mesma hora.



**Figura 9** – Lisímetro com câmaras para medição do NH<sub>3</sub> (redonda) e dos GEE (quadrada).

Tendo como base o pressuposto aumento da concentração dos gases em cada câmara ao longo do tempo, determinaram-se os fluxos de emissão de N<sub>2</sub>O tendo em consideração a temperatura média no dia da medição e a altura da câmara.

Para a determinação dos fluxos realizou-se em primeiro lugar uma regressão linear dos valores das concentrações de gases obtidos ao tempo 0, 30 e 60, para os valores obtidos nos primeiros 6 dias e aos tempos 0 e 30 nos restantes. Posteriormente, utilizando a seguinte fórmula, obtiveram-se os fluxos de N<sub>2</sub>O, expressos em g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

$$\frac{\text{Valor obtido através da regressão linear} \times \text{massa molecular do gás}}{22,4 \times \left(\frac{273 + T(^{\circ}\text{C})}{273}\right)} \times \frac{\text{Altura da câmara (m)}}{1000} \times 60 \times 24$$

Para a determinação dos fluxos de N<sub>2</sub>O em g de N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> foi utilizada a seguinte fórmula:

$$\frac{\text{Fluxo (em g m}^{-2}\text{ d}^{-1}\text{)}}{\text{massa molecular do gás}} \times \text{massa atômica (N)}$$

#### 3.1.5. Lixiviados

Para determinação da quantidade de azoto perdido por lixiviação de nitratos, foi colocada em cada parcela uma cápsula de sucção de lixiviados, enterrada a cerca de 70 cm no solo, tendo a instalação decorrido de acordo com Carneiro, Coutinho & Trindade (2012). As cápsulas foram colocadas em sucção aproximadamente 24h antes de ocorrer precipitação a uma sucção de 60 kPa no solo arenoso e 70 kPa no solo franco-argiloso, sendo recolhidas as amostras de lixiviado logo após ocorrer lixiviação (Carneiro, Coutinho, & Trindade, 2012). As amostras foram congeladas e posteriormente analisadas em laboratório. A recolha de amostras de lixiviado ocorreu até ao final do ensaio (última amostra recolhida a 13 de Março de 2013).

#### 3.1.6. Cultura

A cultura utilizada no ensaio foi a Aveia (*Avena strigosa*) variedade SAIA. Esta caracteriza-se por ser uma forrageira com grande capacidade de afilhamento e produção de forragem de alta qualidade, podendo alcançar os 175 cm de altura. Possui uma folha mais larga que outras variedades de aveia.

A cultura foi instalada ao fim de 10 dias após início do ensaio. Antes, procedeu-se a uma ligeira mobilização do solo, e para tal removeram-se as infestantes e foram abertos 4 sulcos em cada lisímetro pelos quais foram distribuídos 20 gramas de sementes de aveia.

O corte da aveia foi efetuado no dia 14 de Março de 2013, tendo sido pesada logo após o corte para quantificar a matéria fresca de forragem produzida (MF) e colocada a secar numa estufa a 60 graus durante aproximadamente 11 dias. Foi novamente pesada para determinar a quantidade de matéria seca (MS) e posteriormente, moída em crivo de 0,75 mm e determinadas as concentrações de azoto (N), fósforo (P) e potássio (K).



**Figura 10** – Cultura da Aveia após 119 dias de instalação da cultura, no solo arenoso (parcelas do lado direito) e franco-arenoso (parcelas do lado esquerdo).

### 3.2. Metodologia

#### 3.2.1. Caracterização dos solos

Para o estudo das características dos solos foram realizadas em laboratório as seguintes análises químicas: pH (H<sub>2</sub>O e KCl), fósforo e potássio extraíveis, azoto mineral (nitrato e amoniacal), matéria orgânica, carbono orgânico total, bases de troca (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) e microelementos (Fe, Cu, Zn, Mn).

**Tabela 3.3** – Métodos de análises utilizados na caracterização dos solos.

PARÂMETRO	MÉTODO UTILIZADO	DESCRIÇÃO DO MÉTODO
pH (H <sub>2</sub> O) pH (KCl)	Método Potenciométrico	(Póvoas & Barral, 1992)
Fósforo e Potássio extraíveis	Método de Egnér – Riehm: <i>Fósforo</i> : Quantificação por espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Skalar); <i>Potássio</i> : Quantificação por fotometria de emissão de chama	(Egnér, Riehm, & Domingo, 1960)
Azoto Mineral (nitrato e amoniacal)	Espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Skalar)	(Mulvaney, 1996)
Matéria Orgânica (MO)	Combustão seca	(Póvoas & Barral, 1992)
Carbono Orgânico Total (COT)	Combustão por via seca	(Póvoas & Barral, 1992)
Bases de Troca	Método do acetato de amónio 1M a pH 7	(Schollenberger & Simon, 1945)
Microelementos	Quantificação por espectrofotometria de absorção atômica após extração com solução de ácido acético 0,5 M	(Lakanen & Ervio, 1971)

#### 3.2.2. Caracterização dos chorumes

Na caracterização do chorume foram analisados em laboratório o pH, azoto total (orgânico e amoniacal), matéria seca, matéria orgânica, bases de troca (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) e microelementos (Fe, Cu, Zn, Mn).

Tabela 3.4 – Métodos de análises utilizados na caracterização do chorume.

PARÂMETRO	MÉTODO UTILIZADO	DESCRIÇÃO DO MÉTODO
pH	Método Potenciométrico	O pH foi medido directamente, após homogeneização do chorume.
Azoto Total (orgânico e amoniacal)	Método de Kjeldhal	(Horneck & Miller, 1998)
Matéria Seca e Matéria Orgânica	Combustão seca	(Fangueiro, <i>et al.</i> , 2012a)
Bases de Troca	Método do acetato de amónio 1M a pH 7	(Schollenberger & Simon, 1945)
Microelementos	Quantificação por espectrofotometria de absorção atómica após extracção com solução de ácido acético 0,5 M	(Lakanen & Ervio, 1971)

### 3.2.3. Medição das emissões de óxido nitroso

Nos primeiros seis dias tal como referido anteriormente, as emissões de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) foram determinadas através de um medidor portátil (1412 Photoacoustic Field Gas-Monitor, Innova AirTech Instruments) de acordo com Pereira, *et al.* (2010) e Fangueiro *et al.* (2012a). Posteriormente e até ao fim do ensaio foram medidas por cromatografia gasosa.

### 3.2.4. Lixiviados

Nas amostras de lixiviados recolhidas foram analisados os seguintes parâmetros: pH, condutividade eléctrica (CE) e concentração de iões nitrato.

Tabela 3.5 – Métodos de análises utilizados na caracterização das amostras da solução do solo.

PARÂMETRO	MÉTODO UTILIZADO	DESCRIÇÃO DO MÉTODO
pH	Método Potenciométrico	O pH foi medido directamente, após agitação da amostra.
CE	Método Condutimétrico	A CE foi medida directamente após agitação da amostra
Azoto (nitrico)	Quantificação por espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Skalar)	(Horneck & Miller, 1998)

#### 3.2.5. Aveia

A concentração de azoto na aveia (material seco) foi determinada por digestão da amostra segundo o método descrito por Horneck & Miller (1998) seguido da análise do extrato por Espectrofotometria de absorção molecular em autoanalisador de fluxo segmentado (Skalar) (Horneck & Miller, 1998)

Para avaliação da eficiência de uso do azoto, foram considerados os conceitos de eficiência agronómica (EA) e de recuperação aparente de azoto do fertilizante (chorume) (RAA). A EA foi definida como o acréscimo de produção de forragem produzida por kg de N aplicado (Zemenchik e Albrecht, 2002; Mosier *et al.*, 2004 cit por Roberts, 2008 citados por Carneiro, 2010), e foi calculada usando a seguinte fórmula:

$$EA = \frac{(MS_{fert} - MS_{controlo})}{NapI_{fert}}$$

em que  $MS_{fert}$  representa a produção obtida quando se fertilizou,  $MS_{controlo}$  a produção no tratamento sem adição de qualquer fertilizante, e  $NapI_{fert}$  as unidades de azoto aplicadas.

O RAA, conceito também referido como eficiência de uso do N dos fertilizantes ou por eficiência na remoção de N pela cultura foi calculado com o objetivo de avaliar a capacidade das plantas em recuperar do solo azoto aplicado através do fertilizante usado, e de acordo com Schöder (1999) e Baligar *et al.* (2001) (citados por Carneiro, 2010), usando a seguinte fórmula:

$$RAA (\%) = \frac{(Nr_{fert} - Nr_{controlo})}{NapI_{fert}} \times 100$$

em que  $Nr_{fert}$  e  $Nr_{controlo}$  representam, respetivamente, a quantidade de azoto removidas pela parte aérea da cultura (Muñoz *et al.*, 2004 citado por Carneiro, 2010) quando se fertilizou e a extraída quando tal pratica não foi considerada. A produção de forragem foi expressa em kg MS ha<sup>-1</sup>, e as unidades de N aplicadas na fertilização em kg ha<sup>-1</sup> (adaptado de Carneiro, 2010).

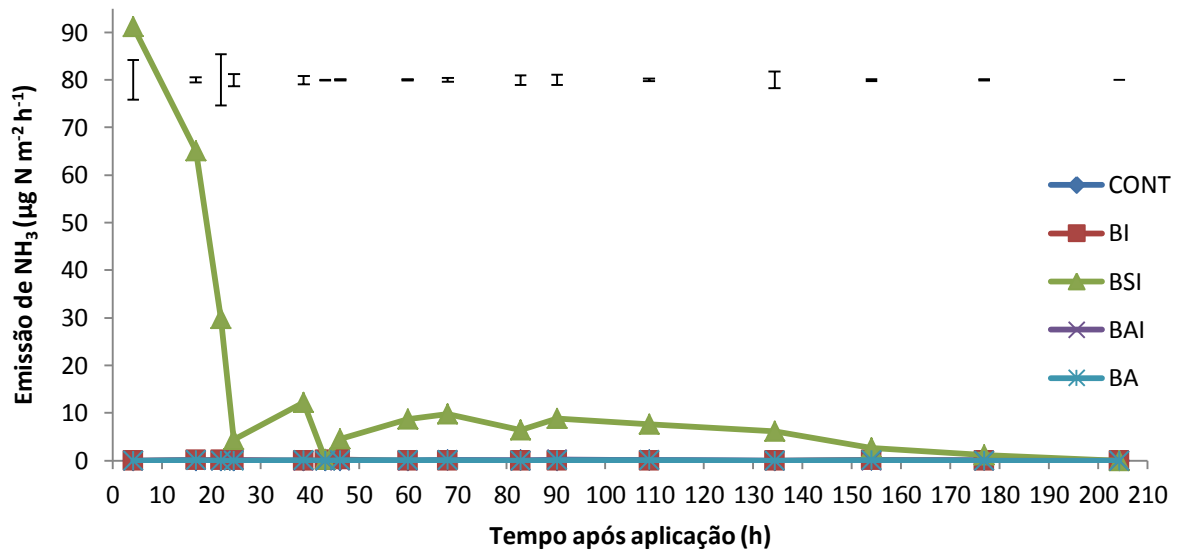
#### 3.3. Tratamento Estatístico

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente com o programa Statistix 9, sendo submetidos a uma análise de variância (ANOVA) e, posteriormente, a um teste de comparação das médias utilizando para tal, o teste de Tukey's a 95% de confiança (P=0,05) de modo a identificar as diferenças significativas entre os tratamentos aplicados/ tipo de solo.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

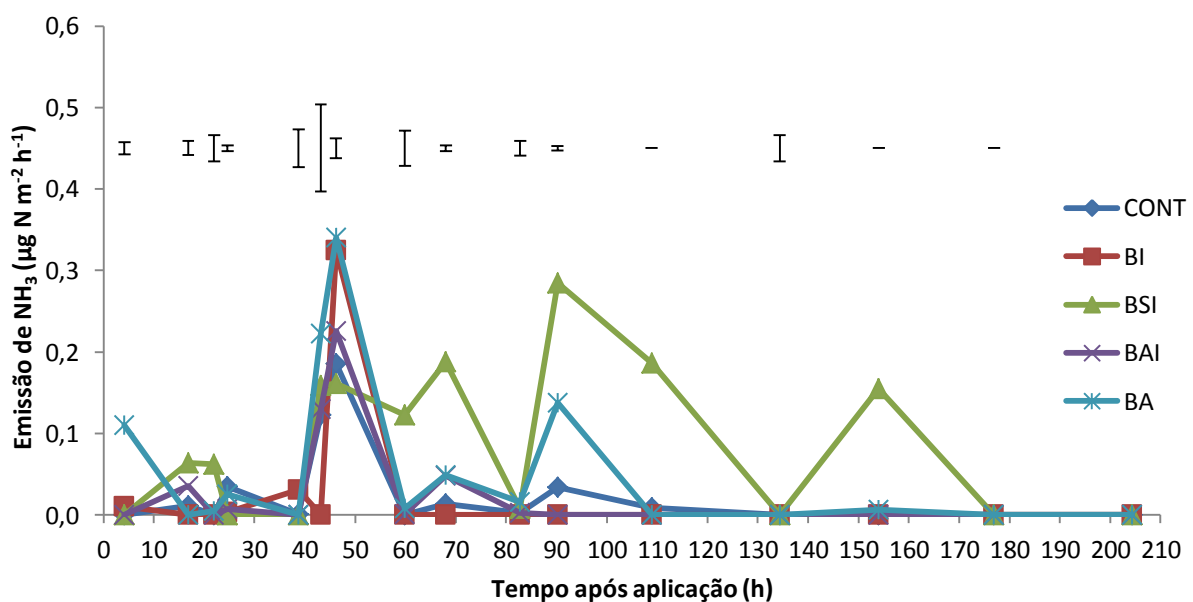
4.1. Emissões de amoníaco ( $NH_3$ )

Nas figuras 11 e 12 encontram-se os valores das emissões diárias de  $NH_3$  medidas no solo arenoso e franco-arenoso, respetivamente, para os tratamentos considerados.



**Figura 11** – Evolução da taxa de emissão de  $NH_3$  no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos ( $n=3$ ).

Observando a figura 11, verificamos que no solo arenoso a aplicação do chorume bruto à superfície seguido de incorporação (BSI) foi o tratamento que deu origem a emissões significativamente ( $P<0,05$ ) superiores em relação aos outros tratamentos ao longo do período de medição.



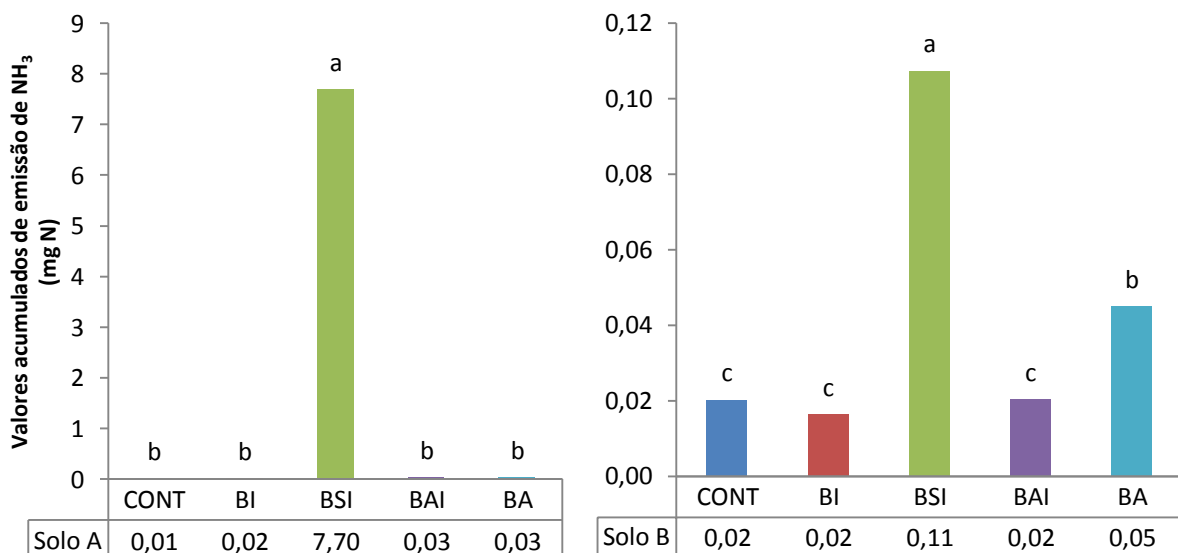
**Figura 12** – Evolução da taxa de emissão de  $NH_3$  no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos ( $n=3$ ).

Relativamente ao solo franco-arenoso, embora numa fase inicial não se observem diferenças significativas entre os tratamentos, ao fim de aproximadamente 2 dias, verificaram-se emissões superiores, sendo a aplicação de chorume bruto à superfície seguido de incorporação (BSI) o tratamento que teve taxas de emissões superiores.

No entanto, apesar de se verificarem emissões de NH<sub>3</sub>, estas foram baixas relativamente ao solo arenoso. Pode-se associar a baixa volatilização de NH<sub>3</sub> ao facto de se ter incorporado imediatamente o chorume e a profundidade a que foi incorporado (aproximadamente 2 a 3 cm) no solo, no caso dos tratamentos onde o chorume foi incorporado.

Em ambos os solos as emissões de NH<sub>3</sub> foram baixas, pelo que é possível concluir que a injeção do chorume no solo e o pré-tratamento por acidificação são eficientes na redução das emissões gasosas de NH<sub>3</sub>.

Na figura 13 apresentam-se as emissões totais acumuladas de NH<sub>3</sub>, com exceção do grupo controlo, para o solo arenoso e franco-arenoso respetivamente. Pela observação das figuras podemos concluir que em ambos os solos o BSI foi o tratamento em que ocorreram maiores taxas de volatilização de NH<sub>3</sub> relativamente aos restantes tratamentos, sendo estas muito superiores no solo arenoso. No solo franco-arenoso o chorume acidificado sem incorporação foi o segundo tratamento com maiores taxas de volatilização de NH<sub>3</sub>. A injeção do chorume assim como a aplicação do chorume acidificado seguido de incorporação são os tratamentos que menores taxas de volatilização tiveram.



**Figura 13** – Valores totais de emissão de NH<sub>3</sub> associadas à aplicação de chorume no solo arenoso e franco-arenoso. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P <0,05).

Estes resultados levam-nos a concluir que a incorporação de chorume no solo, assim como a profundidade a que esta é efectuada tem influencia na taxa de volatilização de NH<sub>3</sub>. Em

relação à acidificação do chorume, conclui-se que esta conduz a uma diminuição na taxa de volatilização do  $\text{NH}_3$ . Comparando entre a aplicação de chorume à superfície seguido de incorporação e o tratamento acidificado sem incorporação, apesar de no BA não se ter procedido à incorporação do chorume no solo, no entanto, as taxas de volatilização foram muito inferiores do que no tratamento BSI, o que indicia que a acidificação do chorume contribui para a redução da volatilização do  $\text{NH}_3$ .

Huijsmans *et al.* (2003) verificou que a taxa de volatilização do  $\text{NH}_3$  era significativamente afetada pelo método de aplicação ou incorporação do chorume. Num ensaio realizado num solo cultivado, verificou que no chorume aplicado à superfície com incorporação, a taxa de emissão de  $\text{NH}_3$  era superior relativamente ao chorume injetado.

Carozzi *et al.* (2013) e Mattila & Joki-Tokola (2003) verificaram também que a injeção do chorume no solo, levava a menores taxas de emissão de  $\text{NH}_3$  do que a sua aplicação à superfície seguida de incorporação.

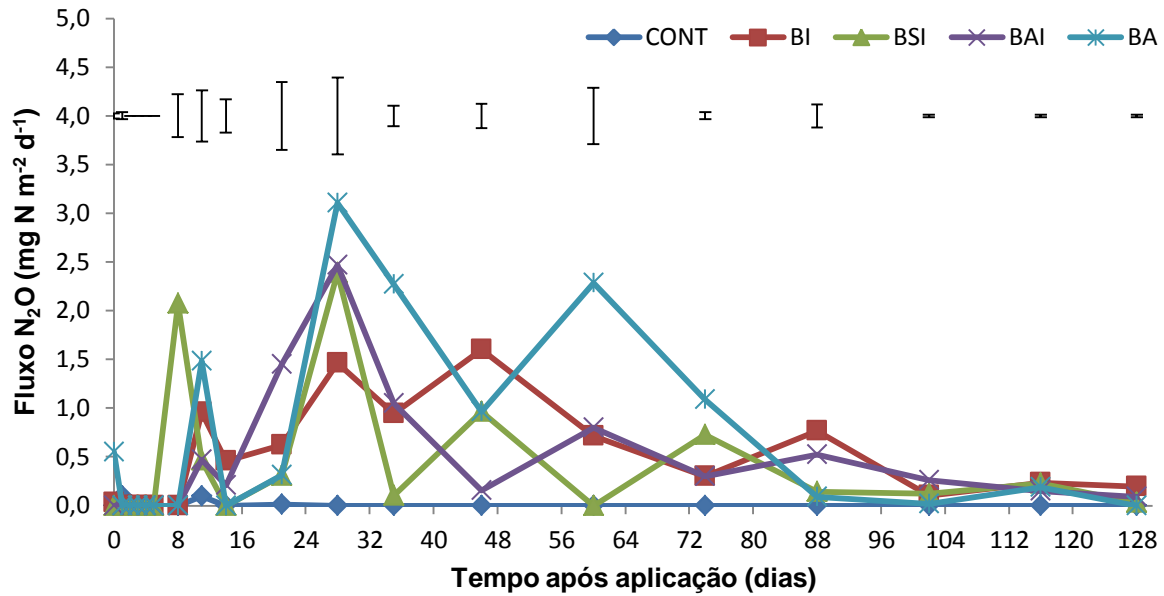
A acidificação do chorume reduz também as emissões de  $\text{NH}_3$ . Num ensaio para estudar a eficácia da acidificação do chorume na redução das emissões de  $\text{NH}_3$ , Kai *et al.* (2008) observou que apesar do chorume acidificado conter um teor em MS superior ao chorume bruto, a aplicação deste originou taxas de emissão de  $\text{NH}_3$  superiores ao chorume acidificado.

A infiltração no solo reduz as perdas de  $\text{NH}_3$  do chorume aplicado à superfície, em parte, porque a velocidade de difusão de  $\text{NH}_3$  no solo é relativamente baixa e, em parte, porque a adsorção de  $\text{NH}_4^+$  pelos colóides do solo, reduz a concentração de azoto amoniacal na solução do solo. A taxa de infiltração e adsorção de  $\text{NH}_4^+$  deve estar relacionada com o tipo de solo, mas poucos estudos têm quantificado o efeito do tipo de solo sobre as taxas de emissões de  $\text{NH}_3$  (Sommer & Hutchings, 2001). Bussink *et al.* (1994) (citado por Sommer & Hutchings, 2001) verificaram emissões de  $\text{NH}_3$  superiores num solo franco-arenoso do que num solo arenoso, enquanto pelo contrário, Döhler (1991) (citado por Sommer & Hutchings, 2001) verificou emissões de  $\text{NH}_3$  inferiores a partir de chorume aplicado a um solo franco-arenoso do que a partir do mesmo chorume aplicado a um solo arenoso.

Os diferentes resultados obtidos para o tratamento BSI nos dois tipos de solo podem ser explicados pela maior capacidade de troca catiónica do solo franco-arenoso, resultante do seu superior teor de argila e MO comparativamente ao solo arenoso (Varenes, 2003).

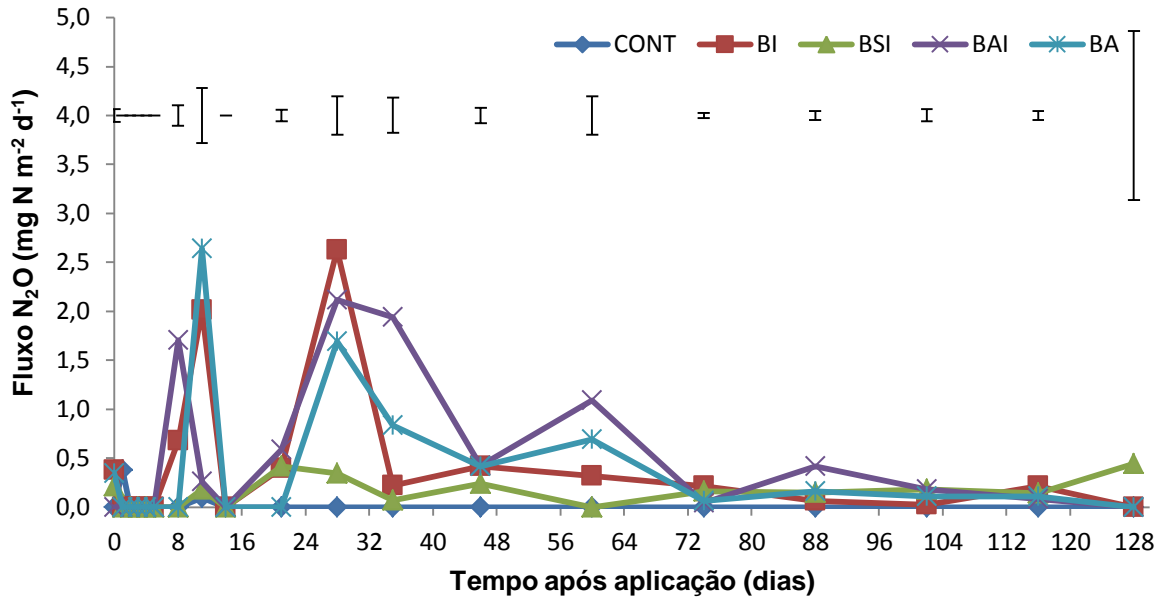
#### 4.2. Emissões de óxido nítrico ( $N_2O$ )

Nas figuras 14 e 15 encontram-se os valores das emissões de  $N_2O$  medidas no solo arenoso e franco-arenoso, respetivamente, para os tratamentos considerados.



**Figura 14** – Evolução da taxa de emissão de  $N_2O$  no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos ( $n=3$ ).

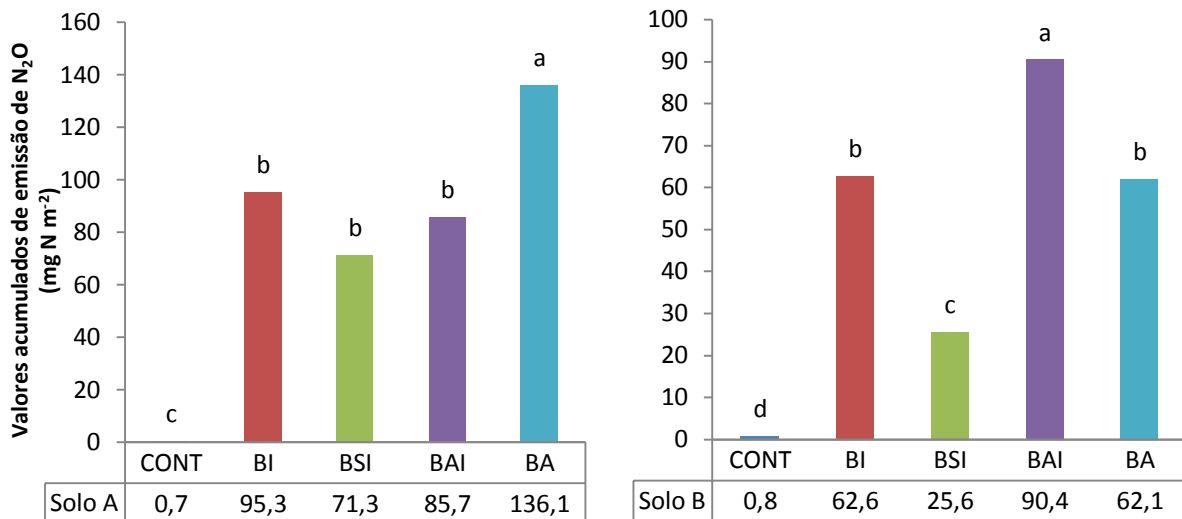
Como se pode verificar na figura 14, no solo arenoso só ao fim de 8 a 11 dias após aplicação de chorume ao solo é que se verificam emissões de  $N_2O$  para todos os tratamentos. Ao longo do ensaio os diferentes tratamentos apresentam oscilações nos picos de emissão, sendo o tratamento acidificação sem incorporação o tratamento em que se verificou picos muito superiores em alguns dias em comparação aos outros tratamentos.



**Figura 15** – Evolução da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3).

No solo franco-arenoso (figura 15), verificou-se um comportamento semelhante ao solo arenoso numa fase inicial, ocorrendo as principais emissões de N<sub>2</sub>O de igual modo ao fim de 8 a 11 dias para todos os tratamentos. No entanto, a partir deste período, ao contrário do que ocorreu no solo arenoso, no solo franco-arenoso não se observaram oscilações significativas nos picos de emissão, o comportamento das emissões entre tratamentos é semelhante, verificando-se que quando ocorreu o aumento ou diminuição na taxa de emissão de N<sub>2</sub>O, estas ocorreram para todos os tratamentos no mesmo dia, ainda que variando a taxa de emissão. No entanto, verifica-se que os tratamentos BI, BAI e BA são os tratamentos que tiveram emissões superiores, comparativamente ao grupo controlo e a aplicação à superfície, ao longo de todo o ensaio.

Na figura 16 apresentam-se as emissões totais acumuladas medidas durante o período de ensaio, no solo arenoso e franco-arenoso respetivamente.



**Figura 16** – Valores totais de emissão de N<sub>2</sub>O associadas à aplicação de chorume no solo arenoso e franco-arenoso. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas (P < 0,05).

Como se pode verificar em ambos os solos a acidificação do chorume e a injeção são os tratamentos que levaram a maiores emissões de N<sub>2</sub>O. Mas enquanto no solo arenoso o BA foi o tratamento com emissões superiores, no solo franco-arenoso esta situação verificou-se para o tratamento BAI.

Embora os valores de emissão não sejam significativamente diferentes entre os dois solos, a diferença de emissões pode dever-se ao tipo de solo. A capacidade de retenção de água e conteúdo em MO do solo franco-arenoso, em comparação ao solo arenoso, origina emissões de N<sub>2</sub>O superiores após aplicação de chorume ao solo. Rochette *et al.*(2008) (citado por Chadwick, 2011), sugeriu que a desnitrificação era a maior fonte de N<sub>2</sub>O no solo franco-arenoso e a nitrificação no solo arenoso.

Diferença na CTC dos solos foi também sugerida como um fator nas emissões de N<sub>2</sub>O, com a superior CTC do solo franco-arenoso reduzir a disponibilidade de N através do aumento da adsorção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> comparativamente ao solo arenoso (Chadwick, 2011).

Como foi referido anteriormente, o óxido nitroso é proveniente da redução do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> através do processo de desnitrificação, pelo que valores elevados de emissões gasosas de N<sub>2</sub>O, podem indiciar concentrações elevadas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo.

Através da análise dos dados da variação da concentração de N-NO<sub>3</sub> nas amostras de solução do solo (figuras 17 e 18) é possível constatar a relação entre os picos de emissão de N<sub>2</sub>O e a concentração em ião nitrato no solo, nos dois solos os picos de emissão de N<sub>2</sub>O ocorrem nos períodos em que as concentrações em nitratos são mais elevadas, sendo as

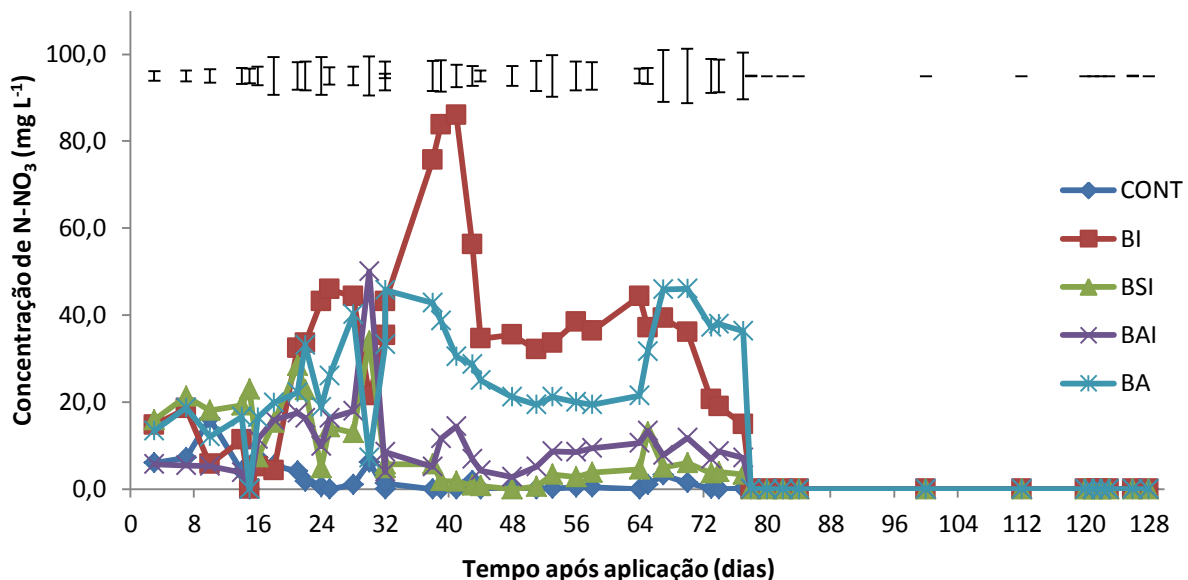
emissões de  $N_2O$  e concentrações em nitratos superiores no solo arenoso relativamente ao solo franco-arenoso.

Em ambos os solos, verificou-se que a partir do período em que a concentração em  $N-NO_3$  baixou consideravelmente até ser praticamente nula, também as taxas de emissão de  $N_2O$  diminuíram e estabilizaram, deixando de se verificar a ocorrência de picos significativos.

### 4.3. Resultados obtidos nas análises das amostras de solução do solo recolhidas

#### 4.3.1. Variação da concentração do azoto nítrico na solução do solo

Na figura 17 encontra-se a variação (valores médios) da concentração de  $N-NO_3$  na solução do solo para o solo arenoso.



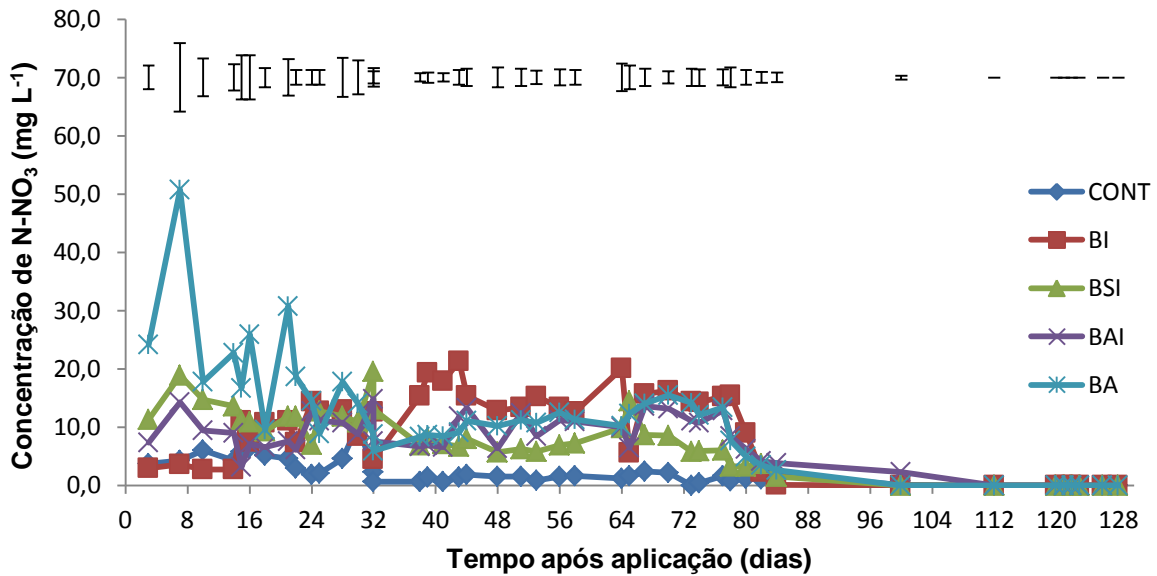
**Figura 17** – Concentração de  $N-NO_3$  na solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos ( $n=3$ ).

Como se pode verificar no solo arenoso, a concentração de  $N-NO_3$  durante os primeiros 18 dias era semelhante (figura 17), não se verificando grandes diferenças entre os tratamentos, no entanto a partir do dia 21 (quando ocorreu a primeira chuva intensa), observou-se um aumento significativo das concentrações nos tratamentos BI e BA, sendo que as concentrações nestes dois tratamentos mantiveram-se significativamente superiores em relação aos restantes tratamentos até ao dia 80 do ensaio.

As concentrações de  $N-NO_3$  nos tratamentos BAI e BA são superiores às do tratamento BSI, o que significa que o tratamento do chorume por acidificação, pode levar a um aumento do

potencial de lixiviação de N-NO<sub>3</sub>. Por outro lado, verifica-se que as concentrações para o tratamento BAI são inferiores às do tratamento BA, o que indica que no solo arenoso a incorporação do chorume acidificado é aconselhável e importante para minimizar os impactos negativos da acidificação do chorume na lixiviação de azoto.

Na figura 18 encontram-se a variação da concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo para o solo franco-arenoso.



**Figura 18** - Concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3).

No que se refere ao solo franco-arenoso, verifica-se que nos primeiros 22 dias do ensaio os tratamentos BA, BSI e BAI, são os tratamentos com perdas superiores, relativamente aos restantes, sendo o BA o que teve perdas superiores. No entanto a partir deste dia verifica-se um aumento para o tratamento BI, o qual a partir do dia 32 se mantém sempre superior em relação aos restantes tratamentos até ao dia 84 de ensaio.

Comparando entre os dois solos verificamos que no solo arenoso as concentrações de N-NO<sub>3</sub> diferem significativamente em relação ao solo franco-arenoso, principalmente nos tratamentos BI e BA. Verifica-se que o período em que as concentrações são maiores corresponde ao período entre Novembro e fim de Janeiro (entre o início do ensaio até aos dias 80/84).

O aumento na concentração de N-NO<sub>3</sub> logo aos primeiros dias pode indicar que a percolação de água no solo já tinha começado, visto já ter ocorrido precipitação. Carneiro *et al.* (2012) num ensaio de campo durante um período de 2 anos, verificou que o processo de lixiviação de NO<sub>3</sub> começava em média a partir do meio de Outubro, após uma acumulação

da precipitação. Observou também que as perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação eram tanto maiores quanto maiores os valores de precipitação.

4.3.2. pH das amostras de solução do solo

As figuras 19 e 20 apresentam os valores de pH das amostras de solução do solo para os diferentes tratamentos considerados.

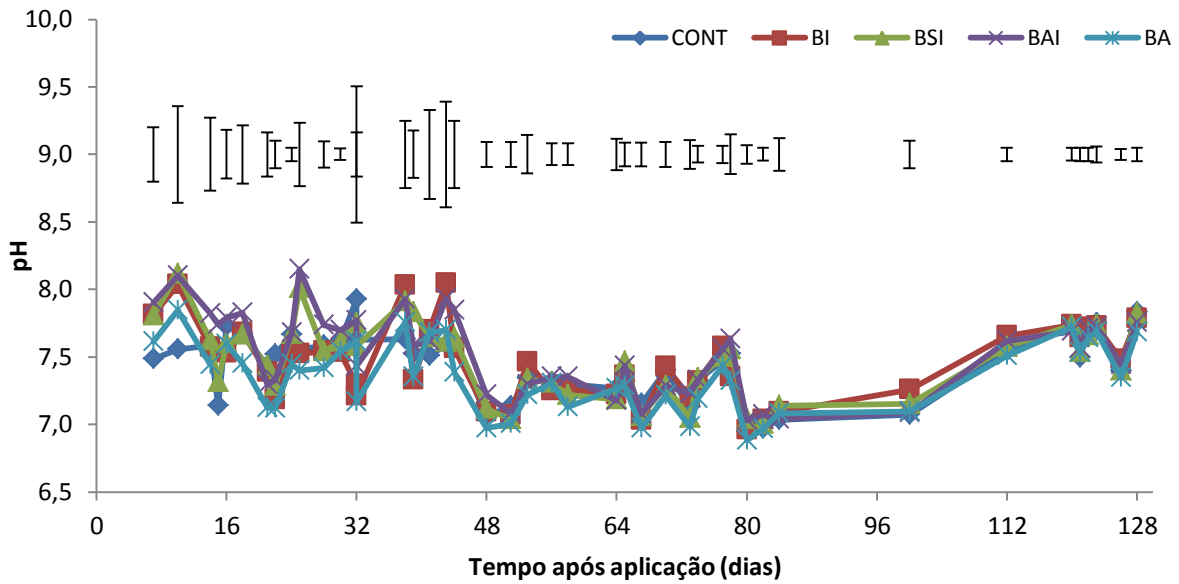


Figura 19 – pH da solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3).

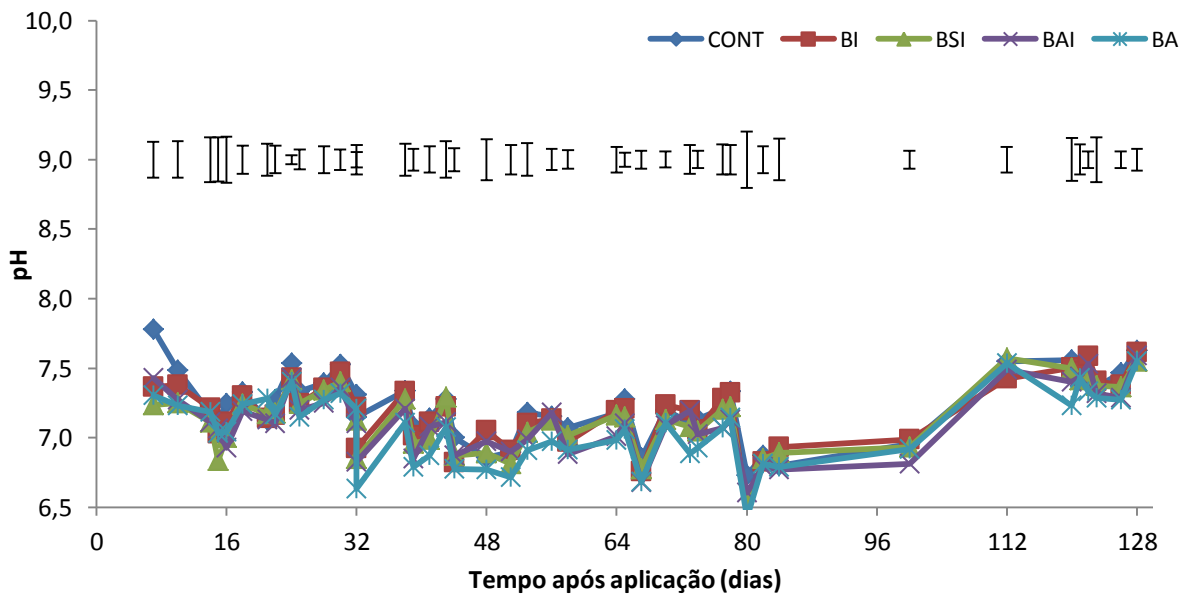
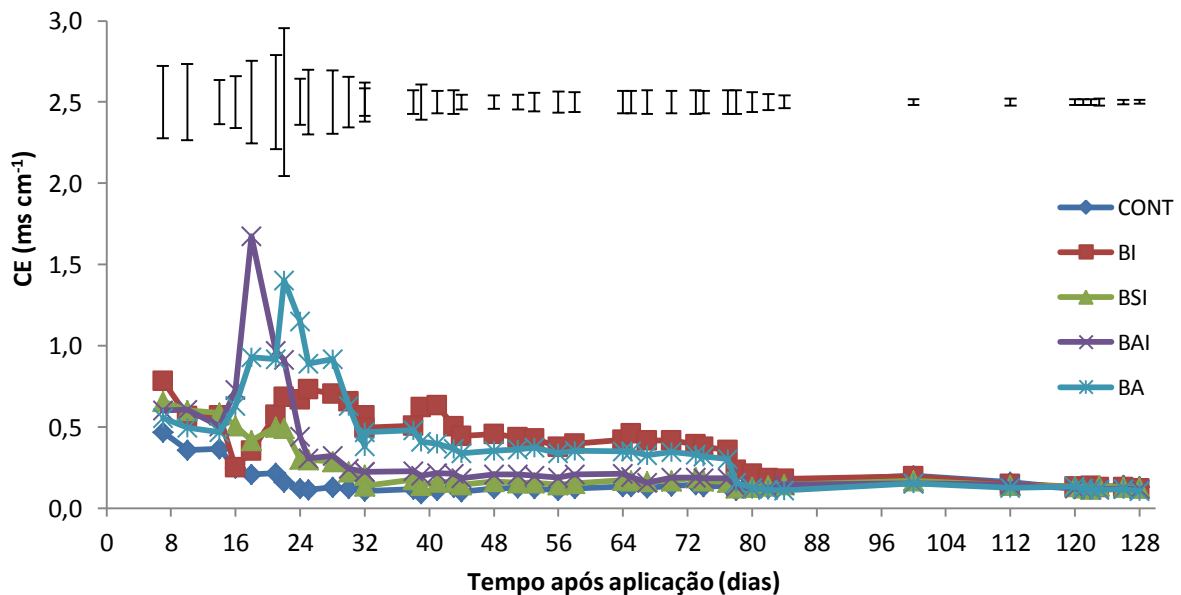


Figura 20 - pH da solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam a média do erro padrão dos tratamentos (n=3).

Podemos verificar que estatisticamente não existem diferenças significativas entre valores do pH das amostras de solução do solo entre os diferentes tratamentos, no entanto, considerando os dois tipos de solo, verifica-se que no solo franco-arenoso o pH das amostras é relativamente mais ácido (variação entre 6,5 e 7,75) do que no solo arenoso, o qual varia entre 7 e 8,5, isto pode dever-se ao próprio pH e características dos solos (tabela 3.1).

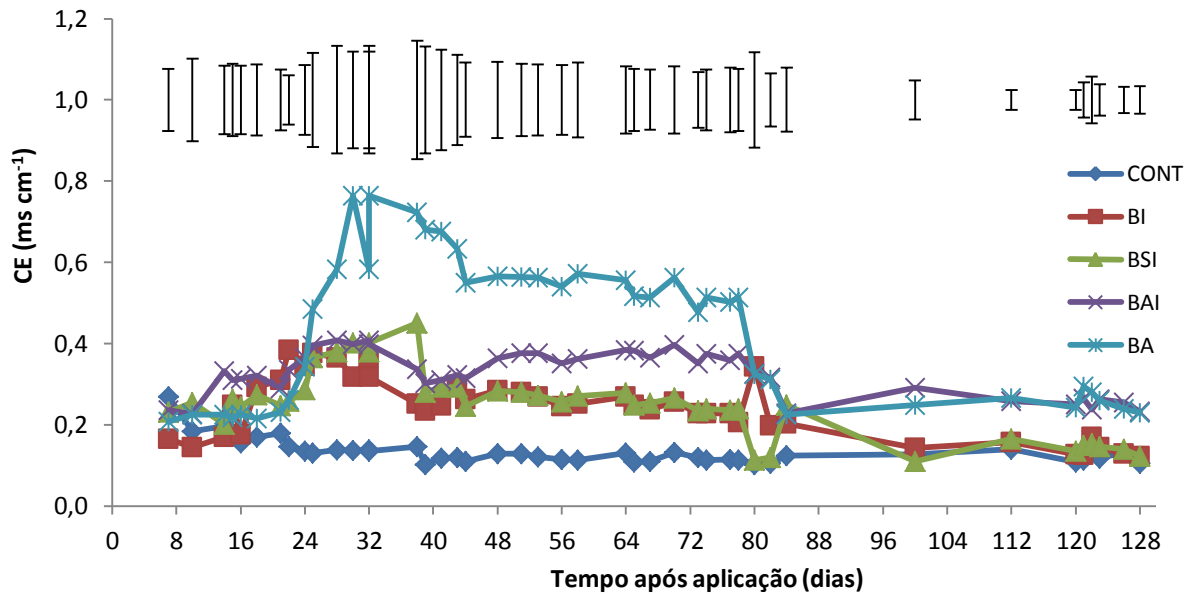
#### 4.3.3. Condutividade Elétrica (CE) das amostras de solução do solo

Nas figuras 21 e 22 apresenta-se a CE das amostras de solução do solo para o solo arenoso e franco-arenoso respetivamente.



**Figura 21** – Condutividade Elétrica na solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam o erro padrão da média (n=3).

Pela análise da figura 21 verifica-se que no solo arenoso ocorreu um aumento significativo da CE nos primeiros dias do ensaio para os tratamentos onde se aplicou chorume acidificado (BAI e BA) e no chorume injetado (BI). Embora numa fase inicial os tratamentos BAI e BA tenham sido os que originaram lixiviados com CE mais elevada, a partir do dia 32 os maiores valores de CE correspondem aos tratamentos BI e BSI, os quais diferem significativamente dos restantes tratamentos até certo período (aproximadamente 80 dias) a partir do qual os valores de CE tornaram-se muito semelhantes.



**Figura 22** – Condutividade Elétrica na solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados. As barras verticais representam o erro padrão da média (n=3).

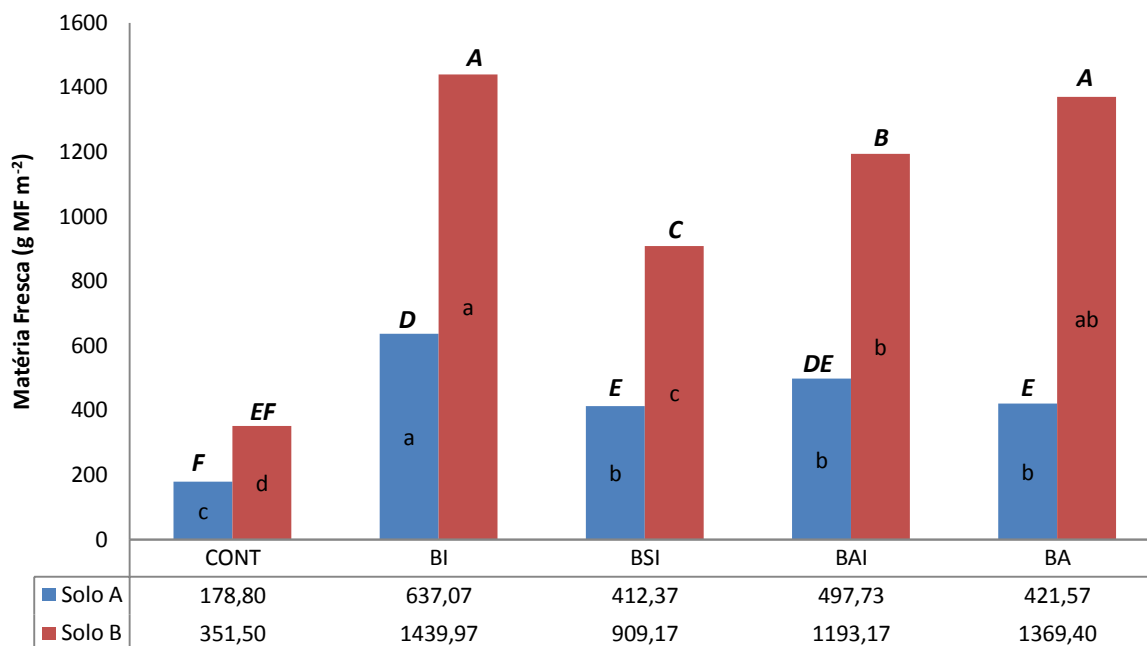
Analisando a figura 22, referente à CE das amostras de solução do solo franco-arenoso verifica-se que os valores não diferem muito ao início, no entanto a partir do dia 20, houve um aumento significativo da CE para os tratamentos em que o chorume foi acidificado, nomeadamente o tratamento BA, seguido do tratamento BAI, mantendo-se estes dois tratamentos com os maiores valores de CE até ao final do ensaio em relação aos restantes tratamentos.

Comparando entre os dois tipos de solos, observa-se um padrão diferente da evolução da CE. Os valores elevados de CE para os tratamentos onde foi utilizado chorume acidificado sugerem que a acidificação do chorume pode aumentar a lixiviação de sais no solo. Um teor muito elevado de sais solúveis no solo diminui a capacidade de desenvolvimento e produção das plantas (INIAP, 2006).

#### 4.4. Resultados obtidos na cultura da aveia

##### 4.4.1. Produção de biomassa e eficiência agronómica do azoto

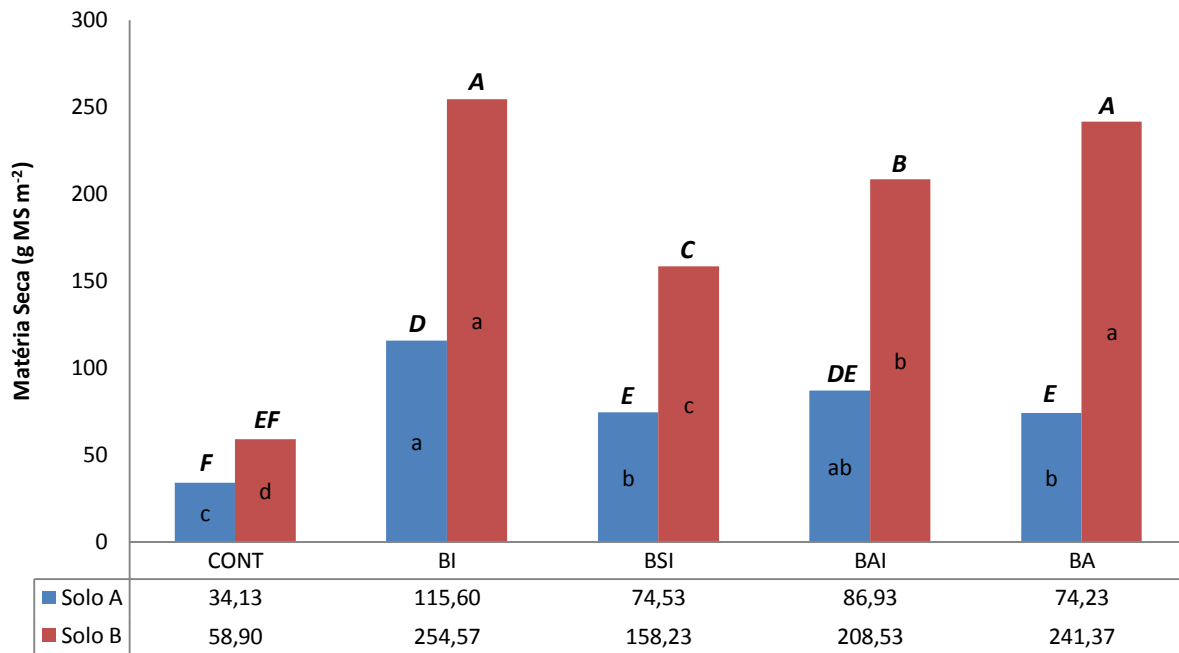
Nas figuras 23 e 24 apresentam-se, respetivamente, os resultados da produção de matéria fresca e matéria seca de forragem de aveia nos dois tipos de solo e para os diferentes tratamentos considerados.



**Figura 23** – Valores médios de produção de matéria fresca de forragem de aveia nos dois tipos de solo e para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

Como se pode verificar através da figura 23, podemos concluir que no solo arenoso todos os tratamentos diferem estatisticamente ( $P < 0,05$ ) do grupo controlo, assim como o tratamento BI em relação aos tratamentos BSI, BAI e BA, verificando-se uma produção maior de matéria fresca no tratamento BI, seguido dos tratamentos BAI, BA e BSI respetivamente. No solo franco-arenoso, tal como acontece no arenoso, todos os tratamentos diferem do grupo controlo. Observa-se ainda diferenças entre o tratamento BI relativamente aos tratamentos BSI e BAI, e entre o tratamento BA relativamente ao tratamento BSI. Assim como no solo arenoso, no solo franco-arenoso, é também no tratamento BI aquele em que houve maior produção de matéria fresca, seguido pelos tratamentos BA, BAI e BSI respetivamente.

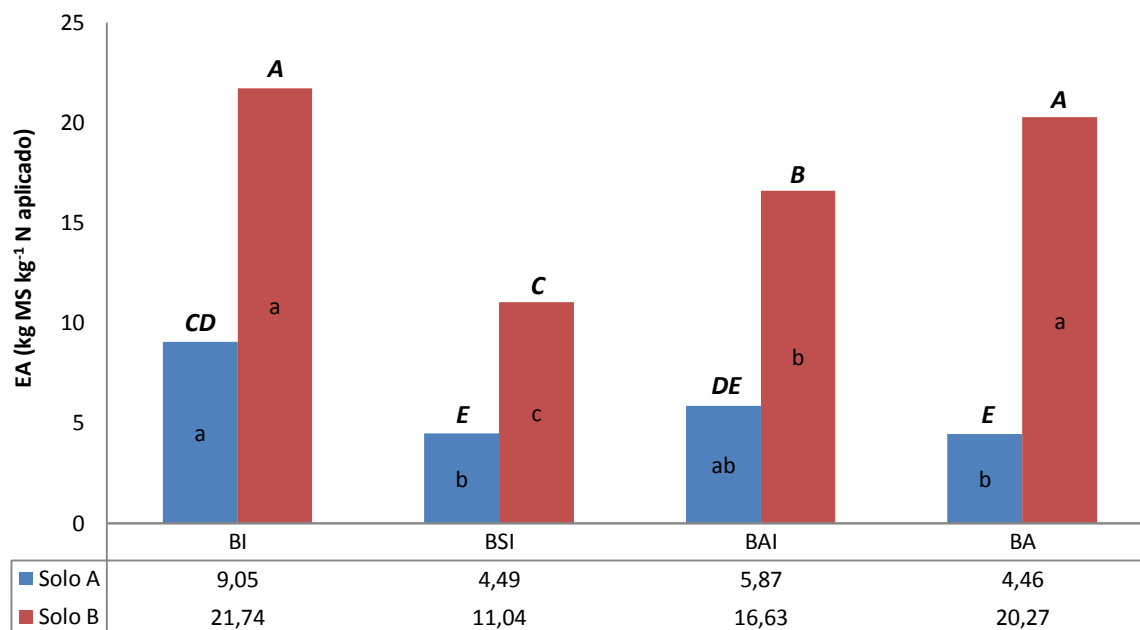
Comparando entre os dois tipos de solos concluímos que entre tratamentos iguais, com exceção para o grupo controlo, houve diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) na produção, sendo esta muito superior no solo franco-arenoso. Observa-se ainda que em alguns tratamentos no solo arenoso em que ocorreu fertilização, a produção de matéria fresca não difere estatisticamente da produção no grupo controlo do solo franco-arenoso.



**Figura 24** – Valores médios de produção de matéria seca de forragem de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

Observando a figura 24, podemos concluir que na produção de matéria seca, no solo arenoso, todos os tratamentos diferem do grupo controlo, assim como o tratamento BI dos tratamentos BSI e BA. Tal como ocorreu na produção de matéria fresca, foi no tratamento BI em que houve uma produção maior de matéria seca, seguido dos tratamentos BAI, BSI e BA respetivamente, sendo a produção nos tratamentos BSI e BA muito semelhantes. No solo franco-arenoso, tal como acontece no arenoso, todos os tratamentos diferem do grupo controlo, observando-se ainda diferenças entre o tratamento BI e BA relativamente aos tratamentos BSI e BAI. Assim como no solo arenoso, no solo franco-arenoso, é também o tratamento BI aquele em que houve maior produção de matéria seca, seguido pelos tratamentos BA, BAI e BSI respetivamente.

Comparando entre os dois tipos de solos concluímos que na produção de matéria seca, entre tratamentos iguais, tal como aconteceu na produção de matéria fresca, foi no solo franco-arenoso onde a produção foi superior.

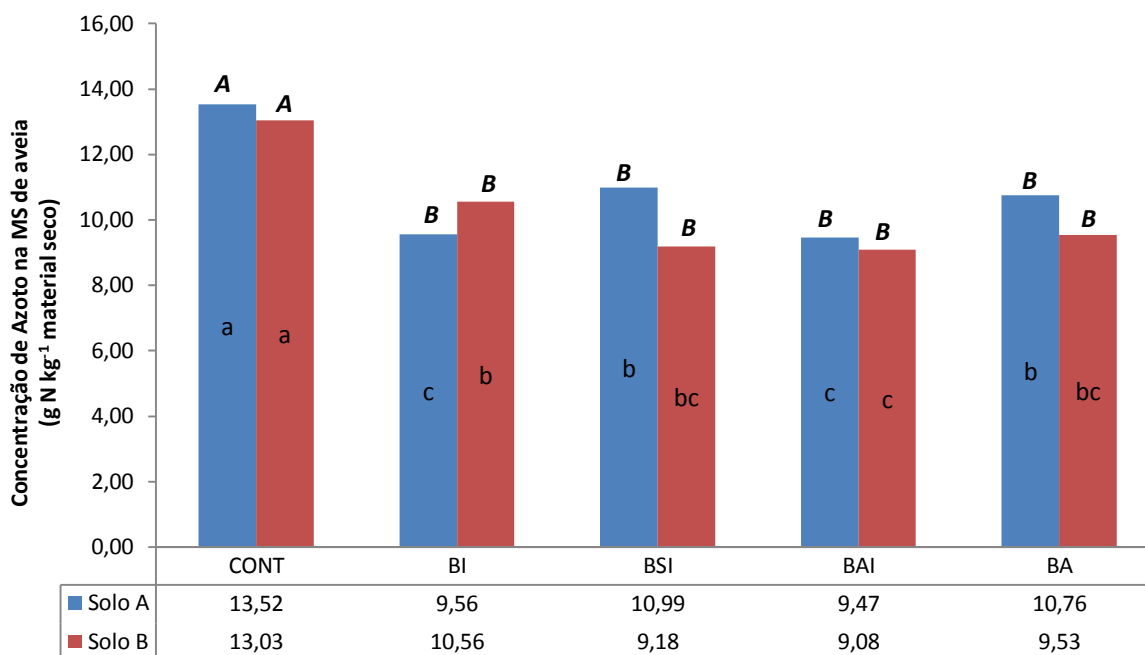


**Figura 25** – Valores médios de eficiência agronómica do azoto na cultura de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

Analisando a figura 25 e considerando os resultados obtidos na produção de forragem (MF e MS), podemos concluir que em qualquer um dos solos é a injeção de chorume e a aplicação de chorume acidificado os tratamentos que levam a um aumento na produção de forragem de aveia relativamente ao controlo verificando-se também valores de EA mais elevados nestes tratamentos, sendo com a injeção do chorume onde os valores são maiores, assim como acontece com a produção. No entanto, enquanto no solo arenoso a incorporação do chorume acidificado foi o tratamento que teve maior EA, no caso do solo franco-arenoso é o chorume acidificado sem incorporação. Podemos ainda concluir que em termos de produção de forragem e EA do azoto, o solo franco-arenoso é mais adequado que o solo arenoso.

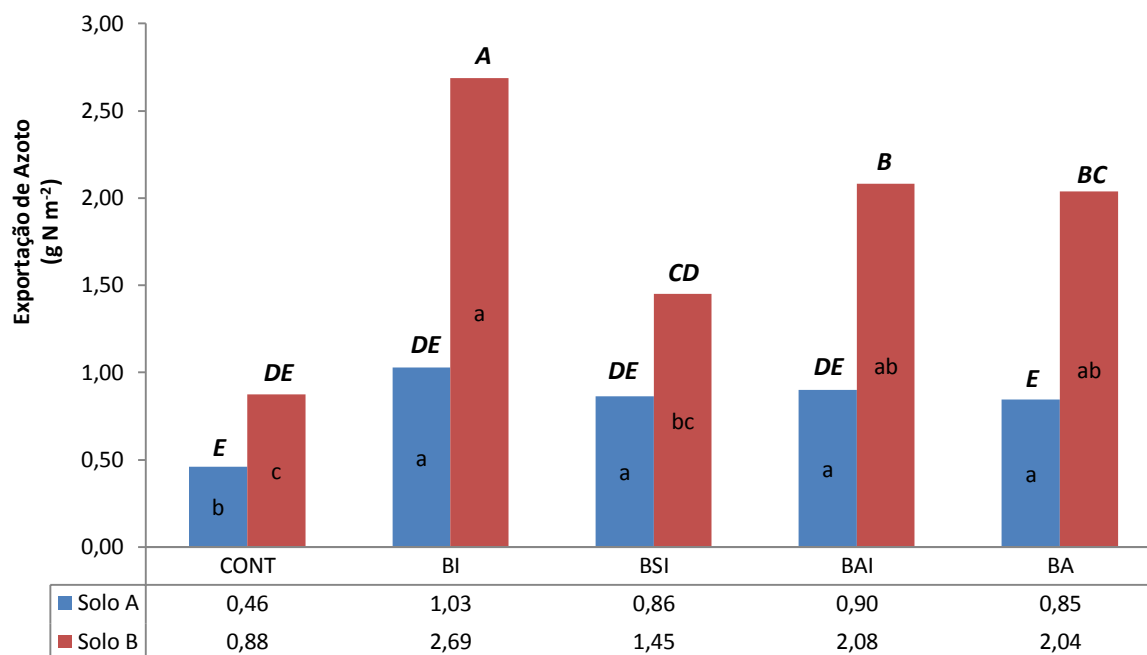
#### 4.4.2. Exportação de azoto pela aveia

Nas figuras 26 e 27 apresentam-se, respetivamente, os valores do teor de azoto presente na MS de aveia e os valores de azoto exportado pela cultura em cada lisímetro.



**Figura 26** - Valores médios do teor de azoto presente na MS de aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

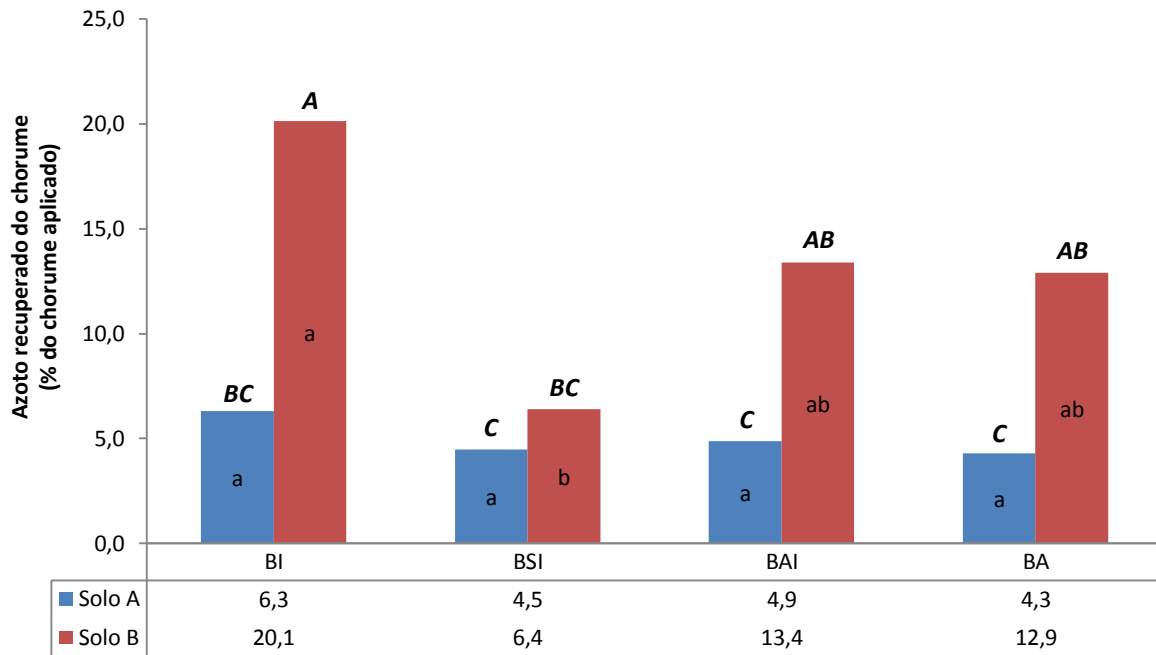
Observando a figura 26 podemos concluir que foi no grupo controlo onde o teor de azoto presente na MS foi superior para os dois tipos de solo. No solo arenoso verificou-se que o teor de azoto é superior nos tratamentos BSI e BA, sendo significativamente diferentes ( $P < 0,05$ ) dos tratamentos BI e BAI. Estes resultados indiciam que no caso da aplicação do chorume sem pré-tratamento (BI e BSI) a injeção do chorume induz a um menor teor de azoto na MS, no caso do chorume acidificado (BAI e BA), esta situação ocorre com a incorporação do chorume. No solo franco-arenoso verificou-se diferenças significativas entre o tratamento BI e BAI, não se verificando para os restantes tratamentos. O tratamento BI foi o tratamento onde se obteve um teor de azoto superior e o BAI onde o teor de azoto foi inferior, relativamente aos outros tratamentos. Entre os dois tipos de solo, não se verificaram diferenças significativas.



**Figura 27** – Valores médios da concentração de azoto exportado pela cultura da aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

Relativamente ao teor de azoto exportado (figura 27), é no tratamento BI, onde a concentração de N exportado foi superior e o grupo controlo aquele em que ocorreu menor exportação de azoto, para ambos os solos. No solo arenoso, com exceção do grupo controlo, não se observaram diferenças significativas entre os tratamentos. No caso do solo franco-arenoso, com exceção do tratamento BSI, todos os outros, diferem estatisticamente do grupo controlo. Relativamente aos tratamentos onde foi aplicado chorume acidificado, podemos concluir que a incorporação ou não incorporação do chorume não tem influência na exportação do azoto. Comparando entre a injeção do chorume e a aplicação à superfície seguida de incorporação, verificou-se que a exportação de azoto no tratamento BI é significativamente superior. Comparando entre os dois tipos de solo com exceção para o grupo controlo e o tratamento BSI, todos os outros diferem significativamente entre si, sendo, no entanto, no solo franco-arenoso onde o teor de azoto exportado é superior em todos os tratamentos.

Na figura 28 encontram-se os valores de azoto recuperado do chorume pela aveia para os dois tipos de solos nos diferentes tratamentos considerados.



**Figura 28** – Valores médios de recuperação aparente de azoto (RAA) do chorume pela aveia nos dois tipos de solo, para os diferentes tratamentos considerados. As letras maiúsculas no cimo de cada coluna referem-se à diferença entre tratamentos e tipo de solo. Colunas com letras diferentes apresentam diferenças significativas ( $P < 0,05$ ).

No solo arenoso não se verificaram diferenças significativas nos valores de RAA entre os tratamentos, por outro lado no solo franco-arenoso, o tratamento BI foi aquele onde ocorreu maior recuperação de azoto aplicado, e o BSI onde menor recuperação houve. A seguir ao tratamento BI foram os tratamentos BAI e BA os que tiveram valores de RAA superiores (comparativamente ao tratamento BSI), sendo no entanto, a percentagem de recuperação de azoto muito semelhantes entre os dois tratamentos, o que indica que o incorporar ou não o chorume acidificado não tem influência na capacidade de recuperação de azoto do chorume pela aveia.

Comparando os resultados para o mesmo tratamento entre os dois tipos de solo, com exceção do tratamento BSI, todos os restantes tratamentos diferem significativamente ( $P < 0,05$ ), sendo os valores de recuperação de azoto superiores no solo franco-arenoso, o que indica que este solo é mais eficiente na capacidade de recuperação de azoto do chorume pela aveia. No entanto, como se verificou anteriormente, para ambos os solos, foi no tratamento BI onde se verificaram valores de azoto recuperado superiores, o que indicia que a injeção do chorume propicia a um aumento da RAA.

### 5. CONCLUSÕES

Quando se pretende utilizar um resíduo orgânico como o chorume como fonte de azoto sem provocar danos ambientais, é necessário ter em conta os efeitos do método de aplicação, na medida em que se por um lado um método reduz por exemplo a lixiviação de nutrientes, por outro pode ser favorável no aumento de emissões gasosas.

A realização deste trabalho tinha como principal objetivo determinar qual a melhor estratégia de aplicação do chorume em alternativa à aplicação à superfície, que permitisse reduzir os impactos ambientais da utilização deste fertilizante, sem no entanto reduzir o seu valor agronómico.

Após análise dos resultados obtidos podemos concluir o seguinte:

Relativamente às emissões de  $\text{NH}_3$  e de modo a minimizar as mesmas, verifica-se que em ambos os tipos de solo a melhor opção continua a ser a aplicação de chorume por injeção no solo, no caso de ser utilizado chorume sem tratamento (comparativamente à aplicação à superfície), ou a utilização de chorume acidificado.

Relativamente às emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  o tratamento mais indicado de modo a minimizar as mesmas, continua a ser a aplicação de chorume à superfície seguida de incorporação, mas tendo em consideração os outros fatores analisados, e de acordo com os resultados obtidos, com o intuito de minimizar as perdas de N por emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , no solo arenoso o tratamento mais indicado é a aplicação de chorume acidificado seguido de incorporação, enquanto no solo franco-arenoso é a aplicação de chorume acidificado sem incorporação.

De acordo com os dados das concentrações de  $\text{NO}_3^-$  na solução do solo, no solo arenoso as maiores concentrações correspondem ao tratamento BI, isto é, chorume bruto injetado, logo é preferível que este seja substituído pela utilização do chorume acidificado seguido de incorporação, o qual como se observou, foi o que teve menores perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação, além de não ter efeito no pH nem na CE da solução do solo. No caso do solo franco-arenoso a aplicação de chorume acidificado com incorporação é o tratamento mais indicado, no entanto, a utilização de chorume acidificado levou a um aumento na salinidade da solução do solo.

Por fim, em relação à cultura de aveia verificou-se para ambos os solos que a injeção de chorume foi o tratamento que maior produção de forragem (MF e MS) rendeu, assim como superior eficiência agronómica do chorume e RAA pela aveia. No entanto, a aplicação de chorume acidificado com e sem incorporação foram os tratamentos para os quais também se obtiveram bons rendimentos na produção de aveia assim como na eficiência agronómica.

Sendo que no caso do solo arenoso o melhor tratamento foi a aplicação de chorume acidificado com incorporação e no solo franco-arenoso a aplicação sem incorporação. Relativamente à RAA pela aveia, não há diferenças para estes dois tratamentos.

Deste modo, considerando todos os fatores, podemos concluir que para reduzir as perdas de azoto por volatilização de  $\text{NH}_3$  e lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , assegurando o valor agronómico do chorume, a utilização do chorume acidificado seguido de incorporação é o melhor tratamento, além de reduzir as taxas de emissão de  $\text{NH}_3$ , teve menores perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação e sem aumentar a salinidade da solução do solo (ao contrário do acidificado sem incorporação) obtendo ainda bons resultados na produção da aveia.

Assim, a utilização de chorume acidificado indica ser a técnica mais indicada como alternativa à aplicação de chorume à superfície quando se pretende valorizar agronomicamente um resíduo como o chorume, pois além do potencial na produção de forragem, esta técnica pode ser utilizada em parcelas com dimensões reduzidas e em qualquer tipo de solo, sem no entanto provocar danos ambientais.

No entanto é necessário estudos mais aprofundados relativamente às emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e a influência do tipo de solo, visto no estudo realizado verificar-se que os valores nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  diferem com o tipo de solo e a aplicação de chorume acidificado levar a emissões superiores em relação aos outros tratamentos.

Considera-se que os estudos futuros deverão incluir a medição da drenagem e a monitorização do teor de humidade do solo, uma vez que estes influenciam consideravelmente os processos de transformação e transporte do azoto no solo, permitindo assim melhorar a interpretação dos resultados.

### 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

#### ❖ Bibliografia:

Allen, R., Pereira, L., Raes, D., & Smith, M. (1998). FAO Irrigation and Drainage Paper N°56. Crop Evapotranspiration (guidelines or computing crop water requirements). Rome:FAO.

Amaro, S., Ribeiro, L., Paralta, E., & Cardoso Pinto, F. (2006). Aplicação de Efluentes de Suiniculturas como Fertilizantes na Agricultura: Impacto na Qualidade dos Meios Hídricos (Um caso de estudo em Santiago do Cacém, Alentejo). *8ª congresso da água*. Figueira da Foz: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

Amendoeira, I. (2011). Sistema de Gestão Integrado Sustentável I- Estudo de Caso: Sub-bacia Hidrográfica do rio Alviela, Concelho de. *Tese de mestrado em Engenharia do Ambiente*. Instituto Superior Técnico da Universidade Técnica de Lisboa.

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2006). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, pp. 153-162.

APA. (Dezembro de 2008). *Relatório do Estado do Ambiente 2007*. Portugal: Agência Portuguesa do Ambiente.

APA. (Outubro de 2012). *Relatório do Estado do Ambiente 2012*. Portugal: Agência Portuguesa do Ambiente, I.P.

Bakhsh, A., Kanwar, R.S., & Karlen, D. (2005). Effects of liquid swine manure applications on NO<sub>3</sub>-N leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109, pp. 118-128.

Bicudo, J.R. (1999). A exploração leiteira compatível com o ambiente. *Holstein* 15:56-62.

Carneiro, J. P. (2010). Valorização agronómica de resíduos orgânicos - Gestão da sua aplicação ao solo e impactes agro-ambientais. *Tese de Doutoramento em Ciências Agronómicas*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Carneiro, J., Coutinho, J., & Trindade, H. (2012). Nitrate leaching from a maizeoats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 29-39.

- Carozzi, M., Ferrara, R., Rana, G., & Acutis, M. (2013). Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilisation on arable lands. *Science of the Total Environment* 449, pp. 126–133.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., & Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, pp. 514-531.
- Chambers, B., Smith, K., & Pain, B. (2000). Strategies to encourage better use of nitrogen in animal manures. *Soil Use and Management* 16, pp. 157-161.
- Cordovil, C. (2004). *Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Alfragide: Instituto do Ambiente.
- Decreto-Lei n.º 235/97 de 3 de Setembro. (s.d.). - Diário da República, I série A - n.º 203.
- Egnér, H., Riehm, H., & Domingo, W. (1960). Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolan annaler*, 26, 199-215.
- ENEAPAI. (2007). *Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Fanguero, D., Chadwick, D., Dixon, L., Grilo, J., Walter, N., & Bol, R. (2010a). Short term N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> production from soil sampled at different depths and amended with a fine sized slurry fraction. *Chemosphere* 81, pp. 100-108.
- Fanguero, D., Coutinho, J., Cabral, F., Fidalgo, P., Bol, R., & Trindade, H. (2012a). Nitric oxide and greenhouse gases emissions following the application of different cattle slurry particle size fractions to soil. *Atmospheric Environment* 47, 373-380.
- Fanguero, D., Gusmão, M., Grilo, J., Porfírio, G., Vasconcelos, E., & Cabral, F. (2010b). Proportion, composition and potential N mineralisation of particle size fractions obtained by mechanical separation of animal slurry. *Biosystems Engineering* 106, pp. 333-337.
- Fanguero, D., Pereira, J., Chadwick, D., Coutinho, J., Moreira, N., & Trindade, H. (2008a). Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80, pp. 107-120.

- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., Cardenas, L., Trindade, H., Cunha-Queda, C., Cabral, F. (2010c). 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, pp. 383–391.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Vasconcelos, E., Coutinho, J., & Cabral, F. (2009). Treatment by acidification followed by solid–liquid separation affects slurry and slurry fractions composition and their potential of N mineralization. *Bioresource Technology* 100, pp. 4914–4917.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Vasconcelos, E., Coutinho, J., & Cabral, F. (2012b). Influence of animal slurries composition and relative particle size fractions on the C and N mineralization following soil incorporation. *Biomass and Bioenergy* 47, 50-61.
- Fangueiro, D., Senbayran, M., Trindade, H., & Chadwick, D. (2008b). Cattle slurry treatment by screw press separation and chemically enhanced settling: Effect on greenhouse gas emissions after land spreading and grass yield. *Bioresource Technology* 99, pp. 7132-7142.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., & Vasconcelos, E. (2013). Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science.- 000*, pp. 1-11.
- Gonçalves, M. (2005). *Gestão de Resíduos Orgânicos, 1ª Edição*. Porto: Sociedade Portuguesa da Inovação.
- Gonçalvez, C. (2010). Avaliação do Potencial de Geração de Biogás a partir de Resíduos de Boviniculturas na Área Metropolitana do Porto. *Dissertação de Mestrado*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Hatch, D., Trindade, H., Cardenas, L., Carneiro, J., Hawkins, J., Scholefield, D., & Chadwick, D. (2005). Laboratory study of the effects of two nitrification inhibitors on greenhouse gas emissions from a slurry-treated arable soil: impact of diurnal temperature cycle. *Biology and Fertility of Soils* 41, pp. 225-232.
- Horneck, D., & Miller, R. (1998). Determination of total nitrogen in plant tissue. In P. Karla (editor), *Handbook of reference methods for plant analysis* (pp. 75-83). Boca Raton: CRC Press LLC.
- Houba, V., Novozamsky, I., & Temminghoff, E. (1994). Soil Analysis Procedures, Department of Soil Science and Plant Nutrition. *Wageningen Agricultural University, The Netherlands*.

- Huijsmans, J., Hol, J., & Vermeulen, G. (2003). Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment* 37, pp. 3669-3680.
- INIAP – Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (2006). Manual de Fertilização das Culturas. Lisboa: Editorial do Ministério da Educação
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J., Hansen, M., & Sommer, S. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, pp. 148-154.
- Kokkonen, A., Esala, M., & Aura, E. (2006). Acceleration of N mineralization by release of enzymes and substrates from soil mineral particles with phosphates. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 504-508.
- Lakanen, E., & Ervio, R. (1971). Comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn*, 123, 223-232.
- Loecke, T., & Robertson, G. (2009). Soil resource heterogeneity in terms of litter aggregation promotes nitrous oxide fluxes and slows decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 41, pp. 228-235.
- Mattila, P., & Joki-Tokola, E. (2003). Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65, pp. 221-230.
- Meade, G., Pierce, K., O'Doherty, J., Mueller, C., Lanigan, G., & Mc Cabe, T. (2011). Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, pp. 208-217.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., & Estavillo, J. (2006). 3,4-Dimethylpyrazol Phosphate Effect on Nitrous Oxide, Nitric Oxide, Ammonia and Carbon Dioxide Emissions from Grasslands. *Journal of Environmental Quality* 35, pp. 973-981.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., & Estavillo, J. (2009). Effect of N-(n-butyl) Thiophosphoric Triamide and 3,4 Dimethylpyrazole Phosphate on Gaseous Emissions from Grasslands under Different Soil Water Contents. *Journal of Environmental Quality*: 38, pp. 27-35.

- Mkhabela, M., Madani, A., Gordon, R., Burton, D., Cudmore, D., Elmi, A., & Hart, W. (2008). Gaseous and leaching nitrogen losses from no-tillage and conventional tillage systems following surface application of cattle manure. *Soil & Tillage Research*, p. 13.
- Mulvaney, R. (1996). Nitrogen: inorganic forms. In *Methods of Soil Analysis, Part 3: Chemical Methods* (pp. 1129-1139). USA: Soil Science Society of America.
- Pappa, V., Rees, R., Walker, R., Badeeley, J., & Watson, C. (2011). Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, pp. 153-161.
- PEI. (2001). Best Management Practices: Agricultural Waste Management. *Department of Fisheries, Aquaculture and Environment and Department of Agriculture and Forestry*. Prince Edward Island, Canada.
- Pereira, J. (2005). Manipulação de Efluentes de Bovinicultura: Pré-Tratamento e Aplicação ao Solo. *Tese de Mestrado em Engenharia Sanitária*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.
- Pereira, J., Figueiro, D., Chadwick, D., Misselbrook, T., Coutinho, J., & Trindade, H. (2010). Effect of cattle slurry pre-treatment by separation and addition of nitrification inhibitors on gaseous emissions and N dynamics: A laboratory study. *Chemosphere* 79, 620-627.
- Pereira, L. S. (2004). *Necessidades de Água e Métodos de Rega* (Tito Lyon de Castro ed). Mem Martins: Publicações Europa-América.
- Petersen, S., & Sommer, S. G. (2011). Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. *Animal Feed Science and Technology* 166– 167 , pp. 503– 513.
- Póvoas, I., & Barral, M. (1992). Métodos de análises de solos. *Comunicação do Instituto de Investigação Científica Tropical, série de Ciências Agrárias*, 10.
- Ribeiro, H. (2011). *Manual de apoio à unidade curricular de Valorização Agronómica e Energética de Resíduos*. ISA, Lisboa.
- Rocha, C. (2007). Desenvolvimento de um sistema integrado de gestão de resíduos de natureza. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Aveiro.
- Rochett, P., Angers, D., Chantigny, M., Gagnon, B., & Bertrand, N. (2008). N<sub>2</sub>O fluxes in soils contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science* 88, pp. 175-187.

- Santos, J. Q. (2001). *Fertilização e Ambiente - Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes*. Mem Martins: Publicações Europa-América.
- Santos, J. Q. (2012). *Fertilização - Fundamentos da Utilização dos Adubos e Corretivos* (4ª ed.). Lousã, Portugal: Publicações Europa-América, Lda.
- Schils, R., van der Meer, H., Wouters, A., JH, G., & Sikkema, K. (1999). Nitrogen utilization from diluted and undiluted nitric acid treated cattle slurry following surface application to grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53, pp. 269–280.
- Schollenberger, C., & Simon, R. (1945). Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soil: ammonium acetate method. *Soil Science*, 59 (1), 13-24.
- Smith, K., Beckwith, C., Chalmers, A. G., & Jackson, D. R. (2002). Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use and Management* 18, pp. 428-434.
- Sommer, S., & Hutchings, N. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction—invited paper (Review). *European Journal of Agronomy* 15, pp. 1-15.
- Sommer, S., S. Générumont, S., Cellier, P., Hutchings, N., & Olesen, J. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field - Review. *European Journal of Agronomy* 19, pp. 465-486.
- Sorensen, P., & Eriksen, J. (2009). Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, pp. 240–246.
- Stevens, R. J., Laughlin, R., O'Bric, C. J., Carton, O., & Lenehan, J. (1997). The efficiency of the nitrogen in cattle slurry acidified with nitric acid for grass production. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 129, pp. 335-342.
- Thomsen, I., Pedersen, A., Nyord, T., & Petersen, S. (2010). Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N<sub>2</sub>O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136, pp. 227-235.
- Varenes, A. (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Lisboa: Escolar Editora.
- Velthof, G., & Oenema, O. (1993). Nitrous oxide flux from nitric-acid treated cattle slurry applied to grassland under semi-controlled conditions. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41, pp. 81-93.

Velthof, G., Kuikman, P., & Oenema, O. (2003). Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils* 37, pp. 221-230.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., & Morgan, J. (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137, pp. 39-46.

### ❖ Webgrafia:

CONFAGRI. (26 de Abri de 2013). Cofederação Nacional das Cooperativas Agrícolas e do Crédito Agrícola de Portugal. Obtido de <http://www.confagri.pt/Pages/WelcomePage.aspx>

DGADR. (30 de Maio de 2013). Obtido de Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural: <http://www.dgadr.mamaot.pt/rec-hid/diretiva-nitratos>

ec.europa.eu. (30 de Maio de 2013). Obtido de Comissão Europeia: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/pt.pdf>

eurostat. (29 de Março de 2013). Obtido de [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics\\_explained/index.php/Agricultural\\_products/pt](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Agricultural_products/pt)

FAO. (2007). Gridded livestock of the world 2007, by G.R.W. Wint and T.P. Robinson. 131. Roma.

FAO. (2013a). FAO Statistical Yearbook 2012: Europe and Central Asia Food and agriculture. Roma: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.

FAO. (13 de Abril de 2013b). Obtido de <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/pt/lead/toolbox/Tech/31ProMan.htm>

FAO. (2013b). FAO Statistical Yearbook 2013: World food and agriculture. Roma: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.

FAOStat. (8 de Abril de 2013). Obtido de <http://faostat3.fao.org/faostat-gateway/go/to/download/Q/QA/E>

INE. (2011). Recenseamento Agrícola 2009 - Análise dos principais resultados. Portugal-Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, I.P. Edição 2011.

INE. (2012). Estatísticas Agrícolas 2011. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, I.P. Edição 2011.

## 6. Referências Bibliográficas

---

INE. (2013). Estatísticas Agrícolas 2012. Portugal - Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, I.P. Edição 2012.

IPMA. (17 de Fevereiro de 2014). Obtido de Instituto Português do Mar e da Atmosfera: <http://www.ipma.pt>

IPMA. (1 de Agosto de 2014). Obtido de Instituto Português do Mar e da Atmosfera: <http://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1981-2010/012/>

OMAIAA. (28 de Abril de 2013). Observatório dos Mercados Agrícolas e das Importações Agro-Alimentares . Obtido de [http://www.observatorioagricola.pt/noticia.asp?id\\_noticias=1569](http://www.observatorioagricola.pt/noticia.asp?id_noticias=1569)

UNECE. (28 de Fevereiro de 2014). Obtido de United Nations Economic Commission for Europe: [www.unece.org/env/lrtap/welcome.html](http://www.unece.org/env/lrtap/welcome.html).

UNEP. (15 de Março de 2013). United Nations Environment Programme. Obtido de [http://na.unep.net/geas/getUNEPPageWithArticleIDScript.php?article\\_id=92](http://na.unep.net/geas/getUNEPPageWithArticleIDScript.php?article_id=92)

## 7. ANEXOS

### Anexo 1 – Resultados emissões gasosas

Anexo 1.1 – Emissões NH <sub>3</sub> .....	xvi
Anexo 1.2 – Emissões N <sub>2</sub> O .....	xvii

### Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras da solução do solo recolhidas

Anexo 2.1 – Concentração de N-NO <sub>3</sub> na solução do solo .....	xix
Anexo 2.2 – pH das amostras de solução do solo .....	xxi
Anexo 2.3 – CE das amostras de solução do solo .....	xxiii

Anexo 1.1 – Emissões NH<sub>3</sub> (µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)

Tabela 7.1 – Valores médios da taxa de emissão de NH<sub>3</sub> no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados

Tempo após aplicação do chorume (h)	CONT	BI	BSI	BAI	BA
4,2	0,00	0,00	91,21	0,00	0,00
16,9	0,00	0,03	65,12	0,07	0,05
22,0	0,00	0,05	29,77	0,00	0,00
24,6	0,00	0,11	4,39	0,12	0,00
38,8	0,00	0,00	12,14	0,00	0,06
43,2	0,00	0,04	0,19	0,00	0,00
46,2	0,00	0,20	4,54	0,00	0,10
59,9	0,00	0,00	8,70	0,00	0,02
68,1	0,05	0,00	9,82	0,03	0,02
82,8	0,01	0,00	6,39	0,00	0,00
90,2	0,00	0,00	8,79	0,24	0,02
108,9	0,02	0,00	7,65	0,06	0,05
134,4	0,00	0,00	6,18	0,00	0,00
154,0	0,01	0,01	2,59	0,00	0,09
176,9	0,02	0,00	1,10	0,00	0,00
204,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tabela 7.2 – Valores médios da taxa de emissão de NH<sub>3</sub> no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados

Tempo após aplicação do chorume (h)	CONT	BI	BSI	BAI	BA
4,2	0,000	0,010	0,000	0,000	0,110
16,9	0,011	0,000	0,064	0,035	0,000
22,0	0,000	0,000	0,062	0,000	0,005
24,6	0,035	0,004	0,000	0,007	0,025
38,8	0,001	0,031	0,000	0,000	0,000
43,2	0,123	0,000	0,159	0,130	0,223
46,2	0,186	0,324	0,161	0,225	0,340
59,9	0,000	0,000	0,123	0,001	0,008
68,1	0,013	0,000	0,188	0,048	0,049
82,8	0,002	0,000	0,008	0,003	0,016
90,2	0,034	0,000	0,285	0,000	0,138
108,9	0,009	0,000	0,186	0,000	0,000
134,4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
154,0	0,000	0,000	0,155	0,000	0,006
176,9	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
204,3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Anexo 1.2 – Emissões N<sub>2</sub>O (mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)

**Tabela 7.3** – Valores médios da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O no solo arenoso para os diferentes tratamentos considerados

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
0	0,00	0,03	0,00	0,00	0,55
1	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8	0,00	0,00	2,07	0,00	0,00
11	0,09	0,96	0,46	0,47	1,49
14	0,00	0,46	0,00	0,21	0,00
21	0,01	0,62	0,30	1,45	0,31
28	0,00	1,46	2,39	2,47	3,11
35	0,00	0,94	0,10	1,05	2,27
46	0,00	1,60	0,96	0,15	0,96
60	0,00	0,71	0,00	0,80	2,28
74	0,00	0,30	0,72	0,30	1,09
88	0,00	0,77	0,14	0,52	0,09
102	0,00	0,10	0,12	0,26	0,02
116	0,00	0,23	0,23	0,15	0,19
128	0,00	0,19	0,03	0,09	0,00

Tabela 7.4 – Valores médios da taxa de emissão de N<sub>2</sub>O no solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos considerados

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
0	0,000	0,375	0,216	0,000	0,346
1	0,379	0,000	0,000	0,000	0,000
2	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
3	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
8	0,000	0,678	0,000	1,705	0,000
11	0,094	2,013	0,181	0,259	2,641
14	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
21	0,000	0,397	0,416	0,588	0,000
28	0,000	2,630	0,346	2,114	1,695
35	0,000	0,219	0,070	1,942	0,838
46	0,000	0,415	0,240	0,420	0,417
60	0,000	0,318	0,000	1,091	0,692
74	0,000	0,215	0,163	0,044	0,066
88	0,000	0,063	0,145	0,416	0,159
102	0,000	0,024	0,182	0,178	0,107
116	0,000	0,215	0,144	0,080	0,110
128	0,000	0,000	0,442	0,000	0,000

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

### Anexo 2.1 – Concentração de N-NO<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>) na solução do solo

Tabela 7.5 – Valores médios da concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo arenoso nas diferentes modalidades

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
3	6,035	14,622	15,899	5,756	13,406
7	7,134	18,537	21,287	5,437	18,701
10	16,210	5,703	18,119	5,274	12,111
14	4,087	11,256	19,297	3,824	16,627
15	0,000	0,000	22,984	0,000	0,000
16	7,189	5,092	7,355	11,518	16,467
18	5,480	4,210	15,276	15,928	19,887
21	4,131	32,413	28,320	17,506	22,201
22	1,704	33,559	22,757	16,277	33,039
24	0,550	43,155	4,780	9,834	18,757
25	0,000	45,831	14,270	16,323	25,973
28	0,999	44,275	12,985	17,968	40,090
30	6,220	21,440	33,925	50,005	7,154
32	0,000	35,373	4,763	3,938	33,257
32	1,282	43,054	5,779	8,507	45,719
38	0,042	75,670	5,781	5,105	42,768
39	0,000	83,701	1,841	11,651	38,671
41	0,000	85,946	1,764	14,456	30,375
43	1,860	56,227	0,852	6,852	28,750
44	0,000	34,496	0,653	4,276	24,966
48	0,186	35,450	0,000	2,795	21,098
51	0,000	32,059	0,533	5,125	19,425
53	0,123	33,529	3,413	8,641	21,136
56	0,357	38,444	2,729	8,518	20,036
58	0,352	36,321	3,776	9,378	19,436
64	0,000	44,267	4,533	10,497	21,469
65	0,946	37,082	13,027	13,435	31,674
67	3,259	39,230	5,037	7,765	45,840
70	1,516	36,089	6,078	11,694	46,038
73	0,061	20,518	3,618	6,862	37,240
74	0,037	18,937	3,951	8,628	37,947
77	0,081	14,793	3,361	7,197	36,345
78	0,000	0,000	0,000	0,000	0,099
80	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
82	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
84	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
112	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
120	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
121	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
122	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
123	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
126	0,022	0,012	0,011	0,018	0,014
128	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

**Tabela 7.6** – Valores médios da concentração de N-NO<sub>3</sub> na solução do solo franco-arenoso nas diferentes modalidades

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
3	6,035	14,622	15,899	5,756	13,406
7	7,134	18,537	21,287	5,437	18,701
10	16,210	5,703	18,119	5,274	12,111
14	4,087	11,256	19,297	3,824	16,627
15	0,000	0,000	22,984	0,000	0,000
16	7,189	5,092	7,355	11,518	16,467
18	5,480	4,210	15,276	15,928	19,887
21	4,131	32,413	28,320	17,506	22,201
22	1,704	33,559	22,757	16,277	33,039
24	0,550	43,155	4,780	9,834	18,757
25	0,000	45,831	14,270	16,323	25,973
28	0,999	44,275	12,985	17,968	40,090
30	6,220	21,440	33,925	50,005	7,154
32	0,000	35,373	4,763	3,938	33,257
32	1,282	43,054	5,779	8,507	45,719
38	0,042	75,670	5,781	5,105	42,768
39	0,000	83,701	1,841	11,651	38,671
41	0,000	85,946	1,764	14,456	30,375
43	1,860	56,227	0,852	6,852	28,750
44	0,000	34,496	0,653	4,276	24,966
48	0,186	35,450	0,000	2,795	21,098
51	0,000	32,059	0,533	5,125	19,425
53	0,123	33,529	3,413	8,641	21,136
56	0,357	38,444	2,729	8,518	20,036
58	0,352	36,321	3,776	9,378	19,436
64	0,000	44,267	4,533	10,497	21,469
65	0,946	37,082	13,027	13,435	31,674
67	3,259	39,230	5,037	7,765	45,840
70	1,516	36,089	6,078	11,694	46,038
73	0,061	20,518	3,618	6,862	37,240
74	0,037	18,937	3,951	8,628	37,947
77	0,081	14,793	3,361	7,197	36,345
78	0,000	0,000	0,000	0,000	0,099
80	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
82	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
84	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
100	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
112	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
120	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
121	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
122	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
123	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
126	0,022	0,012	0,011	0,018	0,014
128	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

### Anexo 2.2 – pH das amostras de solução do solo

Tabela 7.7 – Valores médios de pH das amostras de solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos-

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
7	7,5	7,8	7,8	7,9	7,6
10	7,6	8,0	8,1	8,1	7,8
14	7,6	7,6	7,6	7,8	7,4
16	7,7	7,5	7,6	7,8	7,6
18	7,7	7,7	7,7	7,8	7,5
21	7,4	7,4	7,4	7,3	7,1
22	7,5	7,2	7,3	7,3	7,1
24	7,7	7,5	7,7	7,7	7,4
25	7,6	7,5	8,0	8,2	7,4
28	7,6	7,5	7,5	7,7	7,4
30	7,6	7,5	7,6	7,7	7,5
32	7,9	7,3	7,8	7,8	7,6
32	7,6	7,2	7,6	7,4	7,2
38	7,6	8,0	7,9	7,9	7,8
39	7,5	7,3	7,8	7,6	7,4
41	7,5	7,7	7,6	7,6	7,7
43	7,6	8,0	7,6	7,9	7,7
44	7,6	7,6	7,6	7,8	7,4
48	7,1	7,1	7,1	7,2	7,0
51	7,1	7,1	7,0	7,1	7,0
53	7,3	7,5	7,3	7,3	7,2
56	7,3	7,2	7,3	7,4	7,3
58	7,3	7,3	7,2	7,4	7,1
64	7,3	7,2	7,2	7,2	7,3
65	7,3	7,4	7,5	7,4	7,3
67	7,2	7,0	7,1	7,1	7,0
70	7,4	7,4	7,3	7,3	7,2
73	7,1	7,2	7,0	7,2	7,0
74	7,3	7,3	7,3	7,3	7,2
77	7,5	7,6	7,5	7,6	7,4
78	7,5	7,4	7,6	7,6	7,3
80	6,9	7,0	7,0	7,0	6,9
82	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0
84	7,0	7,1	7,1	7,0	7,1
100	7,1	7,3	7,2	7,1	7,1
112	7,5	7,7	7,6	7,6	7,5
120	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
121	7,5	7,6	7,5	7,6	7,5
122	7,7	7,7	7,7	7,7	7,6
123	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7
126	7,4	7,5	7,4	7,4	7,3
128	7,8	7,8	7,8	7,8	7,7

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

**Tabela 7.8** – Valores médios de pH das amostras de solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
7	7,8	7,4	7,2	7,4	7,3
10	7,5	7,4	7,3	7,3	7,2
14	7,2	7,2	7,1	7,1	7,2
15	7,1	7,0	6,8	7,1	7,0
16	7,2	7,1	7,0	6,9	7,0
18	7,3	7,3	7,2	7,2	7,2
21	7,1	7,1	7,2	7,1	7,3
22	7,3	7,2	7,2	7,1	7,2
24	7,5	7,4	7,4	7,4	7,4
25	7,3	7,2	7,2	7,2	7,1
28	7,4	7,4	7,3	7,3	7,3
30	7,5	7,5	7,4	7,4	7,3
32	7,3	7,2	7,1	7,1	7,2
32	7,1	6,9	6,8	6,8	6,6
38	7,3	7,3	7,3	7,2	7,1
39	7,1	7,0	7,0	6,9	6,8
41	7,1	7,1	7,0	7,1	6,9
43	7,3	7,2	7,3	7,1	7,1
44	7,0	6,8	6,9	6,9	6,8
48	6,9	7,1	6,9	7,0	6,8
51	6,9	6,9	6,8	6,9	6,7
53	7,2	7,1	7,0	7,0	6,9
56	7,2	7,1	7,1	7,2	7,0
58	7,1	7,0	7,0	6,9	6,9
64	7,2	7,2	7,2	7,0	7,0
65	7,3	7,2	7,1	7,1	7,1
67	6,9	6,8	6,8	6,7	6,7
70	7,2	7,2	7,1	7,1	7,1
73	7,1	7,2	7,1	7,2	6,9
74	7,1	7,1	7,0	7,0	6,9
77	7,2	7,3	7,2	7,1	7,1
78	7,3	7,3	7,2	7,1	7,1
80	6,7	6,5	6,5	6,6	6,4
82	6,9	6,8	6,8	6,8	6,8
84	6,8	6,9	6,9	6,8	6,8
100	7,0	7,0	6,9	6,8	6,9
112	7,6	7,4	7,6	7,5	7,5
120	7,6	7,5	7,5	7,4	7,2
121	7,5	7,5	7,4	7,4	7,4
122	7,4	7,6	7,4	7,5	7,3
123	7,4	7,4	7,4	7,3	7,3
126	7,5	7,4	7,4	7,3	7,3
128	7,6	7,6	7,6	7,6	7,6

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

### Anexo 2.3 – CE das amostras de solução do solo

Tabela 7.9 – Valores médios de CE das amostras de solução do solo arenoso para os diferentes tratamentos

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
7	0,47	0,78	0,66	0,60	0,55
10	0,36	0,57	0,60	0,61	0,50
14	0,37	0,57	0,59	0,50	0,47
16	0,25	0,25	0,51	0,73	0,63
18	0,21	0,35	0,42	1,67	0,93
21	0,22	0,58	0,50	0,97	0,92
22	0,16	0,68	0,49	0,91	1,40
24	0,12	0,67	0,30	0,44	1,15
25	0,11	0,73	0,30	0,31	0,89
28	0,13	0,71	0,29	0,32	0,92
30	0,12	0,66	0,22	0,24	0,63
32	0,12	0,57	0,20	0,22	0,38
32	0,10	0,50	0,14	0,22	0,47
38	0,12	0,51	0,18	0,23	0,48
39	0,09	0,62	0,14	0,20	0,41
41	0,11	0,63	0,16	0,22	0,40
43	0,13	0,51	0,16	0,21	0,36
44	0,10	0,44	0,15	0,18	0,34
48	0,12	0,45	0,16	0,21	0,35
51	0,13	0,43	0,16	0,21	0,36
53	0,12	0,43	0,16	0,20	0,37
56	0,11	0,38	0,14	0,19	0,34
58	0,12	0,40	0,15	0,21	0,35
64	0,13	0,42	0,17	0,21	0,35
65	0,13	0,46	0,17	0,19	0,35
67	0,12	0,42	0,16	0,16	0,33
70	0,14	0,42	0,17	0,19	0,35
73	0,15	0,39	0,19	0,19	0,33
74	0,13	0,38	0,17	0,19	0,32
77	0,13	0,36	0,16	0,18	0,30
78	0,11	0,23	0,12	0,13	0,16
80	0,12	0,21	0,13	0,12	0,13
82	0,12	0,18	0,14	0,12	0,11
84	0,16	0,18	0,15	0,14	0,11
100	0,20	0,20	0,17	0,15	0,15
112	0,16	0,15	0,14	0,15	0,12
120	0,12	0,13	0,13	0,12	0,13
121	0,12	0,13	0,13	0,12	0,12
122	0,13	0,13	0,12	0,12	0,12
123	0,13	0,13	0,14	0,12	0,11
126	0,14	0,13	0,13	0,12	0,12
128	0,13	0,12	0,12	0,12	0,11

## Anexo 2 – Resultados obtidos nas amostras de solução do solo recolhidas

Tabela 7.10 – Valores médios de CE das amostras de solução do solo franco-arenoso para os diferentes tratamentos

Dias após aplicação do chorume	CONT	BI	BSI	BAI	BA
7	0,27	0,17	0,23	0,24	0,21
10	0,18	0,14	0,25	0,23	0,22
14	0,20	0,17	0,20	0,33	0,22
15	0,17	0,25	0,26	0,31	0,22
16	0,15	0,18	0,24	0,31	0,22
18	0,17	0,29	0,27	0,32	0,22
21	0,18	0,31	0,25	0,29	0,23
22	0,15	0,38	0,26	0,34	0,26
24	0,13	0,35	0,29	0,36	0,34
25	0,13	0,38	0,36	0,39	0,49
28	0,14	0,37	0,38	0,41	0,58
30	0,14	0,32	0,40	0,40	0,76
32	0,14	0,37	0,38	0,41	0,58
32	0,13	0,32	0,40	0,40	0,76
38	0,15	0,25	0,45	0,34	0,72
39	0,10	0,23	0,28	0,30	0,68
41	0,12	0,25	0,29	0,31	0,68
43	0,12	0,30	0,29	0,32	0,63
44	0,11	0,26	0,25	0,32	0,55
48	0,13	0,28	0,28	0,36	0,57
51	0,13	0,28	0,28	0,38	0,56
53	0,12	0,27	0,27	0,38	0,56
56	0,11	0,25	0,26	0,35	0,54
58	0,11	0,25	0,27	0,36	0,57
64	0,13	0,27	0,28	0,38	0,56
65	0,11	0,25	0,25	0,38	0,52
67	0,11	0,24	0,25	0,37	0,51
70	0,13	0,26	0,27	0,40	0,56
73	0,12	0,23	0,23	0,35	0,48
74	0,11	0,23	0,24	0,38	0,51
77	0,11	0,23	0,24	0,36	0,50
78	0,11	0,21	0,24	0,38	0,51
80	0,10	0,34	0,11	0,33	0,32
82	0,10	0,20	0,12	0,32	0,31
84	0,12	0,20	0,25	0,23	0,23
100	0,13	0,14	0,11	0,29	0,25
112	0,14	0,16	0,17	0,26	0,27
120	0,11	0,13	0,14	0,25	0,24
121	0,11	0,13	0,15	0,26	0,29
122	0,13	0,17	0,15	0,24	0,28
123	0,12	0,14	0,15	0,26	0,26
126	0,13	0,13	0,14	0,25	0,24
128	0,10	0,12	0,12	0,23	0,23