

## ÍNDICE

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
AGRADECIMENTOS.....	iii
ÍNDICE.....	1
Introdução.....	2
I parte – Revisão Bibliográfica.....	4
1 - Os citrinos: origem, distribuição e importância económica.....	4
1.1 - Genética.....	5
1.2 - Produção e comércio de citrinos.....	6
2.1 – Formação do banco de sementes.....	13
2.2 - Longevidade das sementes e a sua viabilidade.....	13
2.3 - Dimensão das sementes.....	14
2.4 – Ocorrência de bancos de sementes.....	14
2.5 - Dinâmica das sementes do banco de sementes do solo.....	15
3 - Fisiologia do banco de sementes.....	16
3.1 - Dormência e quebra da dormência.....	16
3.2 - Fisiologia da dormência e germinação relativamente à ecologia do banco de sementes.....	17
3.3 - Tipos e estados de dormência das sementes.....	18
3.4 - Ecologia da germinação das sementes.....	21
4 - Estudo do banco de sementes do solo em ecossistemas agrícolas.....	24
5 – A biodiversidade no contexto do desenvolvimento sustentável.....	28
6 – Gestão das espécies infestantes no banco de sementes do solo.....	36
7 – Gestão da flora infestante do banco de sementes do solo.....	66
7.1 – O caso dos citrinos.....	66
7.2 - Flora residente dos pomares de citrinos.....	67
7.3 - Sistemas de manutenção do solo e gestão da flora em pomares de citrinos.....	68
7.4 - Enrelvamento.....	72
7.5 - A prática do enrelvamento em pomares de citrinos.....	73
II Parte – Material e Métodos.....	75
1- Localização.....	75
2 – Metodologia utilizada.....	78
3 - Expressão dos resultados e análise estatística.....	83
3.1 – Índice de importância relativa.....	83
3.2. – Análise de variância.....	84
3.3 – Análise em componentes principais.....	84
3.4 – Índices de biodiversidade.....	85
4 – Resultados.....	86
4.1 – Dinâmica da vegetação.....	86
4.2 - Índice de importância relativa.....	90
4.3 – Comparação de médias e análise em componentes principais.....	93
4.3 – Biodiversidade da comunidade de adventícias.....	99
Conclusões.....	102
Referências Bibliográficas.....	104
ANEXOS.....	124

## **Introdução**

No sentido de reduzir os impactos negativos associados à utilização sistemática de produtos fitofarmacêuticos no controlo dos principais inimigos das culturas, muitos esforços têm sido feitos para o desenvolvimento de métodos alternativos de controlo, a nível mundial.

Na área dos herbicidas e face às questões relacionadas com os problemas de saúde pública e ambiental, associados a fenómenos de resistência, o desenvolvimento do conceito de gestão integrada das infestantes teve um grande incremento. Este conceito tem patente a ideia da interligação de diferentes métodos de controlo (preventivos, culturais, físicos, químicos, entre outros) nos processos de gestão, contudo, é relevante que qualquer estratégia integrada de gestão da flora infestante deve considerar primeiro o estudo do banco de sementes do solo.

O banco de sementes do solo é definido pelo agregado de sementes existentes no solo, sendo estas capazes de germinar, se se verificarem condições adequadas. A composição do banco de sementes tem grande importância nos sistemas de gestão da flora infestante, porque toda a informação pode ser utilizada para fazer uma previsão de futuras infestações, assim como os efeitos das referidas infestações no rendimento das culturas (Cardina & Sparrow, 1996; Buhler *et al.*, 1997).

O banco de sementes em solos cultivados tem sido amplamente estudado devido ao seu significado agrícola. A composição e a densidade das espécies infestantes, quer à superfície do solo, quer em horizontes mais profundos, apresentam variações em resposta a alterações ambientais locais (Dieleman *et al.*, 2000), assim como variações das práticas culturais, tais como mobilizações (Tuesca *et al.*, 2001), rotações culturais (Cardina *et al.*, 1997) e métodos de gestão das infestantes. Através destes estudos podem-se construir modelos de estabelecimento populacional ao longo do tempo, possibilitando o implemento de programas estratégicos de controlo. Contudo a investigação sobre os bancos de sementes do solo tem sido direccionada para as culturas hortícolas, pastagens e cereais, sendo as culturas perenes, como os citrinos pouco estudadas.

Os citrinos são de um modo geral produzidos em todo o mundo, tanto em países desenvolvidos, como em países em desenvolvimento. Nos primeiros os problemas ligados à produção dos citrinos colocam-se a nível ambiental, associados à contaminação das águas superficiais e subterrâneas, nos segundos a falta de acesso em termos físicos e em termos económicos e a ausência de modernas tecnologias, faz com que a implementação de uma estratégia integrada de gestão das infestantes no banco de sementes do solo, assuma uma importância cada vez maior, associada aos conceitos de gestão integrada dos recursos e

desenvolvimento sustentável. Em ambos, o estudo do banco de sementes revela-se bastante pertinente.

Na primeira parte do estudo agora apresentado, mencionam-se algumas considerações relativamente aos citrinos, sobretudo no que se refere à sua distribuição a nível mundial, assim como a sua importância económica, expondo-se posteriormente alguns conceitos relacionados com o banco de sementes do solo bem como os métodos de gestão num contexto global. Na segunda parte apresenta-se o trabalho experimental desenvolvido.

Este trabalho enquadra-se na continuidade do projecto nº 29 do PO AGRO- Medida 8.1 – DE&D “Gestão da flora adventícia e envolvente do pomar de citrinos com vista à limitação natural dos inimigos da cultura”, que tinha como objectivo principal demonstrar que a gestão da cobertura vegetal do solo pode contribuir para fomentar a protecção biológica em pomares de citrinos.

Neste trabalho realizou-se o estudo do banco de sementes do solo num pomar de citrinos sujeito a diversos sistemas de gestão da flora infestante, com o objectivo de contribuir para um melhor conhecimento da biodiversidade associada e a eleição do método de gestão das infestantes mais adequado.

## **I parte – Revisão Bibliográfica**

### **1 - Os citrinos: origem, distribuição e importância económica**

Os citrinos são originários de climas tropicais e subtropicais; como não toleram climas frios, são normalmente produzidos em áreas localizadas entre as latitudes 40°N e 40°S. Também ocorrem em climas mediterrâneos.

Os citrinos pertencem à família das Rutáceas, classe das dicotiledóneas, que inclui a maioria, árvores e arbustos de folhas persistentes, simples ou compostas com glândulas secretórias que também existem no pericarpo dos frutos, flores hermafroditas, actinomorfas, fruto drupa, baga, herperídeo. Sâmaras ou cápsula geralmente loculicida.

Entre os principais géneros referem-se *Citrus* L., *Clausena* Burm. f.; *Fortunella* Swingle; *Glycosmis* Corr. Serr.; *Limonia* L.; *Poncirus* Rafin, mas do ponto de vista económico os géneros *Fortunella*, *Poncirus* e *Citrus* são os únicos importantes; contudo os frutos verdadeiramente comercializáveis são produzidos pelos oito espécies pertencentes ao género *Citrus*.

Os frutos dos citrinos, *Fortunella* (cumquat), *Poncirus* (laranja trifoliolada) e *Citrus* (tangerina, laranja amarga, laranja doce, lima, toranja, limão e outros, incluindo os híbridos naturais), provêm de uma vasta zona asiática que se estende desde os Himalaias ao Nordeste da Índia até à China Setentrional, as Ilhas Filipinas para Este, até Birmânia, Tailândia, Indonésia.

As principais espécies de *Fortunella* são originárias da China Meridional, enquanto que o género *Poncirus* é proveniente da China Central ou Setentrional (Chapot, 1975).

Até ao presente o centro de origem das principais espécies de citrinos, com maior importância em termos económicos, é difícil de determinar por muitas razões; na actualidade apenas se conhecem as formas cultivadas. No decurso dos anos estas foram misturadas com variedades e híbridos seleccionados pelo homem, ou com populações naturais, até a um extremo que é difícil identificar (Chapot, 1975).

As espécies do género *Citrus* mais cultivadas são: *Citrus maxima* (Burm.) Merr., a toranjeira, provavelmente nativa da Malásia e Polonésia, *C. reticulata* Blanco, tangerineira, considera-se nativa da Indochina e da China Meridional, donde foi levada até ao Este da Índia.

*C. aurantifolia* (Christ.) Swing., limeira, é originária provavelmente da China Meridional e da Índia, contudo no que diz respeito a este último país, existe uma certa discrepância entre os especialistas, quanto à localização exacta; *C. limon* (L.) Burm., limoeiro, tem origem no Sudeste da Ásia; *C. sinensis* Osbeck, laranjeira-doce, é originária provavelmente da Indochina e da China Meridional; *C. aurantium* L., laranjeira-azeda supõe-se indígena de

alguma parte do Sudoeste da Ásia, provavelmente da Índia; *C. medica* L., cidreira, originária da Índia.

Pouca é a informação de confiança que existe, no que se refere à distribuição dos frutos de citrinos desde os seus supostos centros de origem. Os conhecimentos são mais consistentes, no que se refere aos tempos modernos, embora exista alguma controvérsia, entre os especialistas (Chapot, 1975)

O primeiro fruto cítrico conhecido pelos ocidentais foi a toranja (*C. paradisi* L.), que se encontrou cultivada no Irão, durante as conquistas de Alexandro Magno (por volta do ano de 330 a.C); mais tarde a toranja foi levada para a costa mediterrânica. Alguns investigadores partilham a convicção de que os judeus tiveram conhecimento da toranja, antes do período referido, por ocasião do seu cativeiro na Babilónia (586-539 a.C.), dado que já se cultivavam estes frutos na Mesopotâmia antes deste período.

É possível que a laranja-doce fosse conhecida pelos romanos, no início da era cristã, mas a ter sido assim, os pomares foram destruídos na Itália setentrional e Central durante as invasões dos Bárbaros (ano 568). Posteriormente é possível que tenham ocorrido novas introduções através da via comercial genovesa (desde a China?). Atribuiu-se aos portugueses a introdução da laranja-doce na Europa, tendo estes sido também responsáveis pela introdução das melhores variedades de laranja-doce (da China por volta de 1520?).

A lima é possível que tenha sido introduzida (desde a Índia ou Indochina) na costa do mar de Oman por mercadores e navegadores árabes, de onde se estendeu ao Egipto e provavelmente à Europa.

Alguns citrinos como a laranjeira-doce, limoeiro e a toranjeira, foram introduzidos por Cristóvão Colombo na América do Norte (Haiti, então colónia espanhola), via Canárias durante a sua segunda viagem (1493); e no Brasil por volta de 1540 (Chapot, 1975).

Na América Central a laranjeira-doce foi possivelmente introduzida em 1509, e no México em 1518. Na África do Sul a laranjeira-doce foi introduzida a partir de 1654 procedente de Sta. Helena, escala de numerosos navios, em rota desde a Índia à Grã-Bretanha.

## **1.1 - Genética**

**Hibridação:** nos citrinos verifica-se uma grande facilidade de cruzamento pelo que são frequentes os híbridos intergenéricos e interespecíficos. Os híbridos intervarietais só se verificam entre tangerineiras. A facilidade de cruzamento do género *Citrus* está na origem ou relaciona-se com a grande diversidade deste género (Massapina & Gonçalves, 1995).

**Mutações:** as plantas multiplicadas por via vegetativa podem, por vezes, apresentar variações devido a dois tipos de causa:

- a) Influência do meio;
- b) Influência hereditária.

As variações resultantes da influência do meio chamam-se flutuações e são intransmissíveis à descendência.

As variações devidas a influências hereditárias chamam-se mutações do gomo. Podem transmitir-se sempre que apresentem interesse.

Nos citrinos, a mutação de gomo é frequente, mas, quase sempre, a variação ou não tem interesse ou é para pior, ao que importa considerar. Quando da enxertia, estas situações devem ser tidas em consideração dada a necessidade de proceder a uma criteriosa selecção de borbulhas (Massapina & Gonçalves, 1995).

**Poliembrionia:** os citrinos apresentam por vezes, numa só semente, vários embriões. No entanto, nem todas as espécies, nem todas as variedades duma espécie, são poliembriónicas.

As sementes poliembriónicas, ao germinar, podem originar várias plântulas provenientes dos vários embriões das quais, apenas uma – a mais fraca – é de origem sexual, isto é, resulta da fecundação de um óvulo por um grão de pólen. As restantes têm origem nas células não fertilizadas do nucelo, pelo que resultam de uma propagação vegetativa onde não há, como se disse, interferência do progenitor masculino, e como tal reproduzem inteiramente as características da planta mãe. Por outro lado, oferecem a grande vantagem de se apresentarem isentas da maioria dos vírus, uma vez que a semente é o único órgão da planta onde os vírus não se instalam (Massapina & Gonçalves, 1995).

## **1.2 - Produção e comércio de citrinos**

A produção mundial de citrinos assistiu um crescimento contínuo nas últimas décadas do século XX. Os principais países produtores encontram-se fundamentalmente em três regiões: Hemisfério Norte (excepto região Mediterrânica), Região Mediterrânica e Hemisfério Sul (fig. 1).

As laranjas representam uma grande parte da produção total, sendo responsáveis por mais de metade da produção mundial de citrinos (fig. 2).

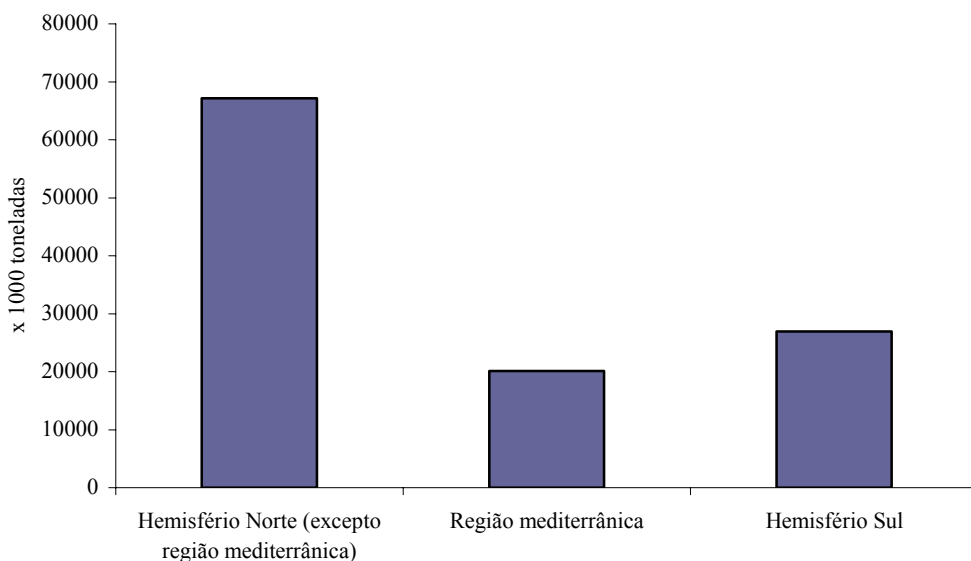


Figura 1 – Produção mundial de citrinos de 2005/06.  
Fonte: FAO, 2006.

De acordo com os resultados preliminares da FAO relativos ao ano 2005/06, é no Hemisfério Norte onde se registam as maiores produções, sendo de destacar dois países, a China e os Estados Unidos da América. No Hemisfério Sul são contabilizadas as produções da Argentina, Brasil e África do Sul. A Região Mediterrânica contribui para as estatísticas mundiais, com produções consideráveis, em Espanha, Itália, Turquia, Egipto e Grécia.

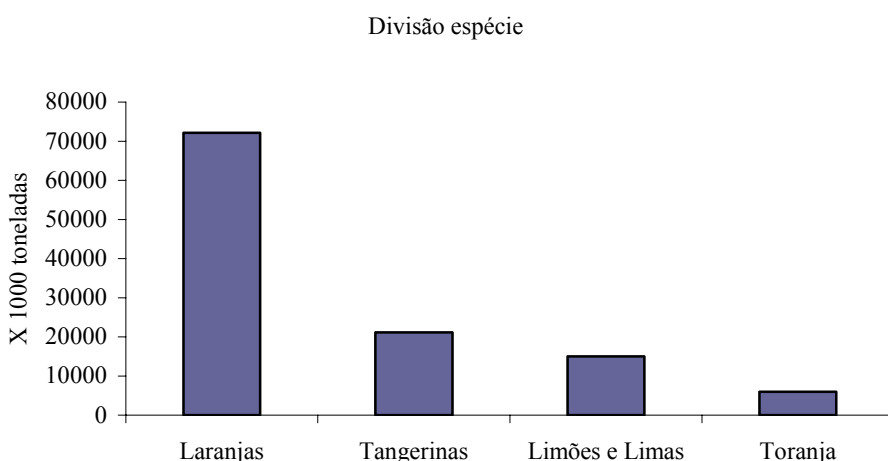


Figura 2 – Produção mundial de citrinos por fruto de 2005/06.  
Fonte: FAO, 2006

Considerando os diferentes frutos do género *Citrus*, as laranjas são as mais representativas, seguindo-se na ordem de importância, as tangerinas, os limões, as limas as toranjas.

A produção e o consumo mundial de citrinos tem sido testemunha de um forte crescimento desde meados dos anos oitenta. As produções de laranjas, tangerinas, limões e limas sofreram uma rápida expansão. Elevadas produções, permitiram satisfazer o aumento do consumo *per capita*. Porém um maior crescimento e desenvolvimento tem sido sentido no sector de processamento dos citrinos, em resultado de melhorias no sistema de transporte e embalagem, a baixos preços, e significativa melhoria da qualidade.

A produção de citrinos é liderada por dois países, Brasil e Estados Unidos da América, espera-se que estes mantenham as mesmas posições de destaque. A região de São Paulo no Brasil, e a região da Florida nos Estados Unidos, são as regiões do mundo com maior produção de citrinos processados.

Com um crescimento no consumo de tangerinas em Espanha, espera-se que neste país, ocorram aumentos na produção.

Também a China tem experimentando um aumento na produção e consumo de citrinos, sobretudo de laranjas e tangerinas.

Para outros países da América Latina, tais como, Argentina, México, Cuba, Belize e Costa Rica, estima-se que a produção apresente tendência para aumentar, contudo a níveis mais reduzidos. No continente europeu, e exceptuando a Espanha, nos restantes países é esperado que ocorram declínios nas produções.

De acordo com as expectativas, a produção e o consumo de citrinos vão aumentar na China, mas numa primeira fase, o aumento no consumo vai ser suportado pela produção doméstica.

A produção de citrinos no próximo Oriente está um pouco condicionada, devido à procura crescente por terra e água, por actividades agrícolas e não agrícolas.

Devido à política e ambiente económico instável em África, são esperados aumentos na produção, apenas nos países que se localizam na proximidade da região mediterrânica e na África do Sul.

A seguir vamos considerar cada um dos frutos isoladamente e apresentar as respectivas evoluções.

### ***Citrus Sinensis Osbeck***

De acordo com os dados recolhidos da FAO (2003), o consumo mundial de laranjas cresceu a uma taxa de 3,5% entre o período de 1986-88 a 1996-98. Apesar do aumento no consumo de laranjas em fresco, é no consumo de frutos processados que se tem assistido a uma maior evolução. Em países como os Estados Unidos e o Canadá, o consumo de frutos processados ultrapassou o consumo em fresco. Apesar os resultados apresentados, é nas economias

desenvolvidas da América do Norte e do Canadá, onde se regista a maior evolução no processamento.

Considerando o consumo em fresco num contexto global, temos de referir que foi registada uma diminuição nos países desenvolvidos, descréscimo este, compensado por uma expansão nos países em desenvolvimento, sobretudo nas economias emergentes do México, Índia, Argentina, Brasil e China.

As projecções para 2010, no que se refere à produção e ao consumo, indicam duas tendências distintas: 1) a expansão na produção mundial vai sofrer um decréscimo, os principais produtores encontram-se confrontados com problemas sanitários, assim como com os baixos preços pagos pelas produções, o que pode conduzir a uma diminuição das plantações; 2) o consumo em fresco nos países desenvolvidos vai continuar a decrescer, e o consumo de frutos processados vai sofrer um acréscimo. Assim, segundo as projecções para 2010 a produção de laranjas deverá aumentar a uma taxa de 0.6%, sendo este crescimento mais acentuado nos Estados Unidos (FAO, 2003).

### ***Citrus reticulata Blanco***

As tangerinas diferem das laranjas devido ao facto de quase a totalidade produção se destinar ao mercado em fresco. A distribuição da produção entre utilização em fresco e industrial espera-se que mantenha o mesmo comportamento, em que mais de 90% da produção total é dirigida para o mercado em fresco. As tangerinas de um modo geral não são “desejáveis” para a produção de sumo, devido ao reduzido teor de suco, custos de colheita, entre outros (FAO, 2003).

Como produtores destacam-se a China, Espanha e Japão seguido do Brasil, Coreia, Paquistão, Itália, Turquia, Egipto, Estados Unidos, Marrocos e Argentina. Espanha tem tido muito sucesso na Europa e mais recentemente nos Estados Unidos da América devido às suas variedades sem sementes – clementinas. Espanha é responsável por aproximadamente 50% da exportação mundial de tangerinas em fresco. Outros grandes exportadores são Marrocos e China. Marrocos tem um mercado bem desenvolvido exportando para a Europa e os Estados Unidos (FAO, 2003).

De acordo com as projecções o sector de produção de tangerinas, não são de esperar aumentos significativos (FAO, 2003).

### ***Citrus paradisi* L.**

Na produção mundial de toranja têm sido observados aumentos reduzidos na produção, tendo-se registado entre os períodos de 1986-88 e 1996-98, uma taxa de crescimento anual de 1,6%.

A par com um grande número de variedades, apenas as toranjas, apresentam um nível de processamento comparável ao das laranjas (FAO, 2003).

Para as produções mundiais destaca-se a China, os Estados Unidos da América e Israel. Contudo estes países, encontram-se sujeitos a vários problemas, entre os quais a estagnação da procura (quer no sector em fresco quer no sector de processamento), os baixos preços dos frutos, assim como problemas fitossanitários (FAO, 2003).

As projecções para 2010 indicam que os aumentos na produção esperados, ocorram nos países em desenvolvimento. As produções nos Estados Unidos e Israel deverão permanecer constantes, com um aumento pouco significativo para Cuba, México, Argentina e África do Sul. As novas plantações efectuadas na Turquia vão permitir que ocorra uma maior produção com capacidade de competir com os mercados de Israel, dos Estados Unidos e Europa. A distribuição entre a utilização em fresco e industrial é esperado que mantenha os níveis históricos (FAO, 2003).

### ***Citrus limon* Burmann e *Citrus aurantifolia* Swingle**

Os limões e as limas são frutos ácidos que diferem dos outros citrinos, visto estes serem consumidos em associação com outros alimentos. Os limões são geralmente produzidos em climas frios, tais como a zona Oeste dos Estados Unidos, Espanha, Itália e Argentina. Os limões estão também adaptados a climas secos, como no Egipto de Irão. A Índia é um grande produtor. Por outro lado, as limas são mais sensíveis aos climas frios, e crescem fundamentalmente em climas tropicais. Os maiores produtores são México e Brasil (FAO, 2003).

Os limões e as limas são consumidos um pouco por todo o mundo. Para além dos países desenvolvidos da América do Norte e da Europa, os limões e as limas são igualmente consumidos em países do Leste da Europa, como, Jugoslávia, assim como em países em desenvolvimento, como a Índia, Irão, México, Brasil, Argentina, Bolívia, Peru e Jamaica. Países do Próximo Oriente como Jordânia, Chipre, Líbano e Egipto também apresentam elevados níveis de consumo *per capita* (FAO, 2003).

Pequenos aumentos no consumo *per capita* são esperados, de um modo geral em todos os mercados. Espanha, Argentina e México, vão continuar as ser os maiores fornecedores de

limão em fresco. Com um declínio na produção de limas na Florida devido a doenças e a constante produção de limão na Califórnia e Arizona, os Estados Unidos vão tornar-se nos maiores importadores de limão e limas em fresco, e vão contar para 20% da importação mundial em 2010 (FAO, 2003).

## 2 – Banco de sementes do solo

Dá-se a designação de “banco de sementes”, ao agregado de sementes não germinadas existentes no solo, potencialmente capazes de restabelecer a planta adulta; podendo esta ter sido anual, ter morrido por causas naturais ou não naturais, perene, susceptível a morrer por doenças ou ser consumida por animais incluindo o homem. A segunda parte da definição, ou seja, o potencial para restabelecer a planta adulta é essencial (Baker, 1989).

Em alguns casos, o banco de sementes é formado por outras partes da planta, para além das sementes, por exemplo, em espécies da família das *Cyperaceae*, *Liliaceae*, *Amaryllidaceae* e *Oxalidaceae*, que formam propágulos vegetativos, tais como, bolbos e/ou rebentos, estes podem constituir material de renovo (Lewis & Epling, 1959).

O banco de sementes dá-nos indicações do potencial de infestação de um determinado solo. Neste existem um grande número de sementes viáveis; contudo sementes de algumas espécies perdem a viabilidade num curto espaço de tempo. Porém as que apresentam viabilidade podem permanecer no solo durante várias décadas.

As características do banco de sementes, a sua dimensão, composição, e persistência das sementes podem variar (Baskin & Baskin, 2006). As práticas de gestão do solo podem afectar todos estes parâmetros e características. Os processos que afectam a dinâmica do banco de sementes, particularmente os sistemas de cultivo, são complexos e dependem dos processos produtivos, assim como da época de realização (Buhler *et al.*, 2001).

Das espécies viáveis que existem num determinado solo estima-se que um valor entre 1-9%, das sementes produzidas no ano, desenvolvem-se e emergem. As restantes permanecem no solo, a várias profundidades, podendo germinar posteriormente, estando o processo dependente de vários factores (Shrestha, 2002), tais como características intrínsecas das sementes (dormência, viabilidade, localização, dimensão) e de factores edafoclimáticos e antropogénicos.

No perfil do solo as sementes podem ser dispersas na horizontal ou na vertical. Das sementes que entram para o banco de sementes tem sido referido que 95% pertencem a espécies anuais, enquanto que as perenes ou vivazes têm uma representatividade de 4%. Uma vez no solo as sementes das infestantes podem sofrer vários incidentes, tais como: ser consumidas por insectos ou mamíferos, perder a viabilidade por causas fisiológicas, ser atacados por patogéneos, podem ainda, manter-se em profundidade no perfil do solo, e reentrar em processos de dormência devido, entre outras, a causas fisiológicas, sofrerem danos físicos e também podem germinar, emergir, crescer e produzir nova semente.

## 2.1 – Formação do banco de sementes

Concluído o processo de maturação na planta mãe, as sementes perdem humidade, reduzem o seu peso e soltam-se. Algumas ficam à superfície do solo (Roberts, 1981), outras caem nos espaços entre as partículas do solo e são cobertas por sedimentos locais ou partículas trazidas pelo vento (Grime, 1979). Muitos animais, como formigas e outros artrópodes, minhocas e/ou alguns mamíferos roedores, são também responsáveis pela formação de banco de sementes do solo, pois enterram-nas, a várias profundidades (Garwood, 1989; Guttermam, 1993).

A mobilização do solo é uma dos principais mecanismos pela qual, as sementes existentes à superfície, são enterradas e constituem o banco de sementes.

## 2.2 - Longevidade das sementes e a sua viabilidade

Existem muitos trabalhos que documentam a longevidade das sementes de algumas espécies. Em 1933, um trabalho realizado por Turner continha referência ao período de tempo em que as sementes de algumas espécies permaneciam no solo sem germinar. As sementes com maior representatividade no solo pertenciam a um número limitado de ordens: *Rosales* (incluindo *Fabaceae*), *Malvales*, e *Ranales* (incluindo *Nymphaeaceae*), sendo uma característica em comum, o facto de apresentarem o tegumento duro.

Numerosos estudos foram realizados com o objectivo de determinar a longevidade do banco de sementes de espécies infestantes em solos aráveis em muitas partes do mundo; contudo a maioria dos investigadores foi confrontada com algumas questões: 1) Quanto tempo estas sementes de infestantes podem permanecer no solo? 2) O que acontece às sementes que se encontram no solo? 3) Qual o estado de dormência das sementes? 4) O que controla o momento de germinação das sementes? Porém chegaram a uma conclusão semelhante, ou seja, o banco de sementes só é funcional se as sementes apresentarem viabilidade.

O método mais utilizado para determinação da longevidade das sementes consiste em enterrá-las a determinada profundidade, tirar amostras periodicamente, e analisar a sua viabilidade.

De entre os vários estudos sobre a longevidade das sementes no banco de sementes do solo, os mais conhecidos foram os realizados por Beal (1879) e Duvel, em 1902. De acordo com os resultados, as espécies que mantiveram sementes viáveis após 39 e 40 anos foram: *Abutilon theophrasti* Medik, *Amaranthus retroflexus* L., *Ambrosia artemisiifolia* L., *Boehmeria nivea* L., *Brassica nigra* (L.) W. D. J. Koch, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik, *Chenopodium album* L., *Convolvulus sepium* L., *Datura stramonium* L., *Ipomea lacunosa* L., *Lepidium*

*virginicum* L., *Malva rotundifolia* L., *Oenothera biennis* L., *Onopordum acanthium* L., *Phytolacca americana* L., *Plantago major* L., *Poa pratensis* L., *Polygonum scandes* L., *Portulaca oleracea* L., *Rumex crispus* L., *Rumex obtusifolius* L., *Setaria verticillata* (L.) P. Beauv., *Setaria viridis* (L.) P. Beauv., *Solanum nigrum*, *Verbascum blattaria* L., *Verbascum blattaria* L. e *Verbascum thapsus* L. Na experiência de Beal, algumas sementes de *Oenothera biennis* L., *Rumex crispus* L. e *Vesbascum blattaria* L., apresentaram viabilidade após um período de 80 (Darlington & Steinbauer, 1961) e 120 anos; 32 sementes de *Verbascum* sp., germinaram e produziram plantas normais (Telewski & Zeevaart, 2002).

Em alguns estudos relacionados com o banco de sementes do solo, a idade das sementes foi estimada, com base na informação disponível do local. Por Exemplo, Odum (1965) encontrou sementes viáveis de *Chenopodium album* L., e *Spergula arvensis* L. na Dinamarca, numa estação arqueológica da idade do Ouro. Frequentemente a idade das sementes é estimada com base na história agrícola do local. Por exemplo, Brenchley (1918) encontrou sementes de infestantes de zonas aráveis, como *Alchemilla arvensis* (L.) Scop., *Atriplex patula* L., *Brassica* sp., *Papaver* sp., e *Polygonum aviculare* L., a uma profundidade de 7,5 a 20 cm, 40 anos após o campo se encontrar semeado com uma pastagem permanente, sugerindo que as sementes se encontravam no solo há mais de 40 anos.

### **2.3 - Dimensão das sementes**

Fazendo uma relação entre a dimensão e a longevidade das sementes, é um pressuposto comum que, de facto, as sementes grandes (presumivelmente com mais reservas armazenadas) apresentam uma maior longevidade, como por exemplo, as sementes de *Fabaceae* e *Lamiaceae*. Porém em alguns estudos realizados por Olson (1974) e Cook (1980) foi observada uma grande longevidade em sementes pequenas, por exemplo, *Verbascum blattaria* L. e muitas espécies pertencentes à família das *Caryophyllaceae*.

Segundo Bewley e Black (1985) a inviabilidade das sementes não está usualmente relacionada com o esgotamento das reservas nutritivas, mas sim com uma falha no fornecimento de enzimas que mobilizam as reservas, assim como uma redução, da capacidade da reparação dos sistemas, pelo ADN.

### **2.4 – Ocorrência de bancos de sementes**

O banco de sementes do solo tem sido estudado de forma intensiva comparativamente a outras áreas de investigação, devido ao seu significado agrícola. Os primeiros estudos sobre banco de sementes datam do início da primeira década do século 20. Estudos do banco de

sementes em pastagens foram realizados por Brenchley (1918), Brenchley e Warrington (1930, 1933, 1936), e por Chippendale e Milton (1934). Em zonas aráveis existem alguns registos de trabalhos realizados por Lewis (1973), Roberts e Feast (1973a) e por muitos outros.

Bancos de sementes podem ser encontrados numa variedade de outros habitats, tais como: culturas forrageiras (Major & Pyott, 1966), pastagens, terrenos cultivados, em prados, e florestas. Podem também ser encontrados habitats húmidos Grime (1979) apontava, para o banco de sementes constituído por espécies de *Juncus*. Em ambientes salinos o banco de sementes foi investigado por Milton (1939).

Em ambientes aquáticos das regiões tropicais, o banco de semente era constituído principalmente por *Halodule wrightii* Asch. e *Syringodium filiforme* Kuetz. (*Potamogetonaceae*), podendo estas permanecer viáveis por períodos superiores a três anos (McMillan, 1981; 1983).

## 2.5 - Dinâmica das sementes do banco de sementes do solo

A população de sementes no banco de sementes aumenta se, após a maturação e queda das sementes elas forem incorporadas no solo em maior número do que as que germinam, ou diminui em caso contrário; à flutuação que assim se origina na população de sementes chama-se dinâmica.

Os parâmetros envolvidos na redução e persistência das sementes enterradas no solo, foi apresentado por Schafer & Chilcote (1969), de acordo com o seguinte modelo:

$$S = P_{ex} + P_{end} + D_g + D_n$$

Em que  $S$  é o número total de sementes enterradas no solo num certo momento,  $P_{ex}$  é o número de sementes persistentes que são impedidas de germinar por factores exógenos ou ambientais (por exemplo escuridão ou razão inibitória de  $CO_2/O_2$ ),  $P_{end}$  o número de sementes persistentes que são impedidas de germinar por factores endógenos (que estão em dormência e não germinaram mesmo que sejam desenterradas e colocadas sob condições óptimas),  $D_g$  o número de sementes que germinam *in situ* e, por conseguinte, já não fazem parte do banco de sementes persistentes e  $D_n$  o número de sementes, que morrem durante o enterramento como resultado do envelhecimento ou actos predatórios.

A fig. 3 mostra, que após a dispersão e queda das sementes, estas, no estado de dormência/não dormência, passam a fazer parte do banco de sementes; germinam se não estiverem dormentes, morrem ou desaparecem por predação.

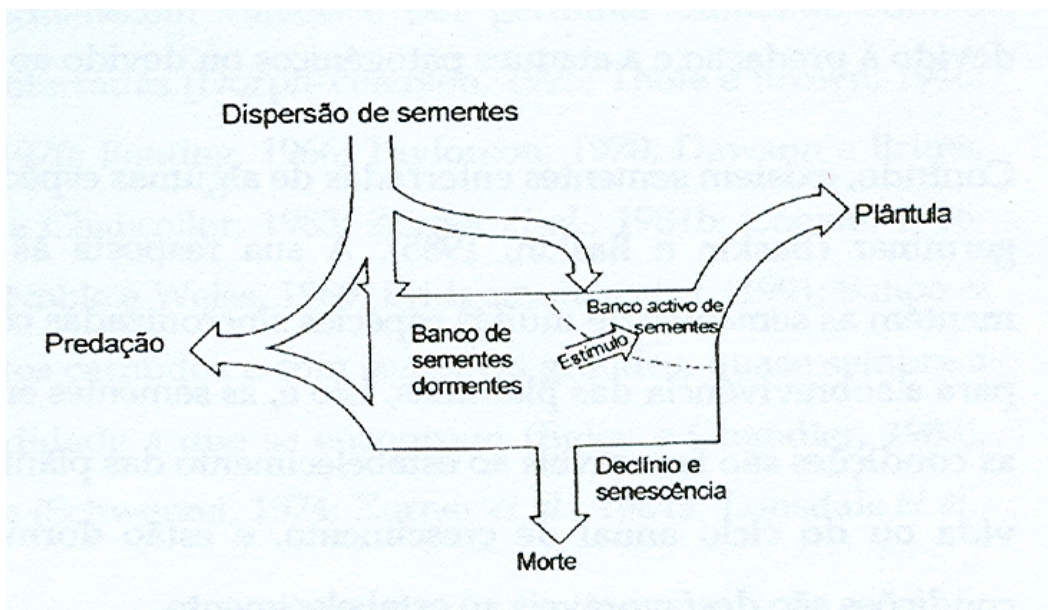


Figura 3 – Alterações sofridas por uma população de sementes enterradas no solo.  
 Fonte: Schafer & Chilcote, 1969.

Roberts (1972a; 1972b) ampliou a equação apresentada por Schafer & Chilcote (1969), transformando-a em:

$$S = P_{imm} + P_{enf} + D_{gd} + D_{ge} + D_{ni} + D_{na} + D_{np}$$

Roberts (1972a; 1972b) repartiu a dormência endógena ( $P_{end}$ ) em dormência inata ( $P_{imm}$ ) e designou a dormência exógena ( $P_{ex}$ ) por dormência forçada ( $P_{enf}$ ). Além disso subdividiu a germinação *in situ* ( $D_g$ ) em sementes que germinam tão profundamente no solo que as plântulas não conseguem emergir ( $D_{gd}$ ) e naquelas que germinam bastante perto da superfície, conseguindo as plântulas emergir ( $D_{ge}$ ). Igualmente, Roberts subdividiu a morte das sementes nas que perdem viabilidade antes de se tornarem parte do banco de sementes ( $D_{ni}$ ) e nas que são mortas por predadores ou agentes patogénicos ( $D_{np}$ ).

### 3 - Fisiologia do banco de sementes

#### 3.1 - Dormência e quebra da dormência

Referências à ocorrência de germinações periódicas de algumas sementes no solo foram realizadas por Brenchley e Warington (1930; 1933). Estes autores documentaram que as sementes de algumas espécies, não se encontram nas mesmas condições para germinar, ou seja, apresentavam fenómenos de dormência.

Evidências directas de que as sementes de algumas espécies sofrem alterações no estado de dormência foi documentado por vários autores (Courtney, 1968; Schafer & Chilcote, 1969;

Taylorson, 1970; Stoller & Wax, 1974; Baskin & Baskin, 1980; Karssen, 1980/1981). Segundo os mesmos investigadores, as sementes germinavam em certas épocas do ano, dependendo das espécies.

A dormência das sementes no solo pode originariamente ser primária, mas pode tornar-se secundária com o armazenamento. A dormência imposta pelo tegumento do fruto, ou tegumento da semente, deve ser considerada separadamente da dormência embrionária, sendo esta última imposta quimicamente (Baker, 1989).

A dormência das sementes no solo pode ser quebrada por diversos factores, tais como temperatura, disponibilidade de oxigénio, inibidores químicos (incluindo etileno e dióxido de carbono), regimes de luz, isto é, fotoperíodo, qualidade e intensidade da luz. Adicionalmente, o fornecimento da luz deve ser adequado e o pH e a salinidade da solução do solo, encontram-se dentro de certos limites.

Usualmente a germinação é obtida à superfície do solo. Contudo, existem espécies em que a exposição à luz, à superfície do solo inibe a germinação. É o caso de *Citrullus colocynthis* (L.) Schrad. e *Calligonum comosum* L'Herit. (*Curcubitaceae*) em solos arenosos, no deserto de Negev (Meeuse, 1974; Mayer & Poljakoff-Mayber, 1975).

A lavoura, que traz as sementes para a superfície do solo, é uma prática agrícola comum no controlo de espécies infestantes. Porém existem outros tipos de perturbações do solo em que a dormência pode ser trazida a um nível a que a germinação possa ocorrer.

### **3.2 - Fisiologia da dormência e germinação relativamente à ecologia do banco de sementes.**

Reservatório de sementes viáveis, tanto à superfície do solo como em horizontes mais profundos, tem sido encontrado em muitos habitats, e apresentam considerável importância ecológica. Thompson e Grime (1979) distinguiram quatro tipos de banco de sementes: Tipo I – bancos de sementes transitórios presentes durante o Verão; Tipo II – bancos de sementes transitórios existentes durante o Inverno; e os Tipos III e IV – bancos de sementes persistentes. No banco de sementes transitórios, nenhuma das sementes persiste por períodos superiores a um ano; no banco de sementes persistentes, algumas espécies sobrevivem por período superiores a um ano.

Para compreender porque as sementes germinam ou não, quando são mobilizadas para a superfície, é preciso conhecer os tipos de dormência das sementes, e em que condições é que esta é quebrada, e como pode ser novamente imposta.

### 3.3 - Tipos e estados de dormência das sementes

Uma semente dormente é definida como aquela que não germina, em condições ambientais adequadas. Existem cinco tipos de dormência das sementes maduras (Quadro 1).

Os diferentes tipos de dormência têm sido caracterizados com base em (1) permeabilidade ou não permeabilidade do tegumento da semente à água, (2) por o embrião se encontrar completamente ou incompletamente desenvolvido (i.e., incompleto desenvolvimento do embrião até à maturação da semente), de acordo com Grushvitzky (1967), e (3) por o embrião se encontrar fisiologicamente dormente ou não dormente. Os cinco tipos de dormência podem ser encontradas no banco de sementes do solo, mas a maioria das sementes que foram encontrados em bancos de sementes das regiões temperadas, apresentavam dormência fisiológica, sendo a dormência física de importância secundária (Baskin & Baskin, 1985a; 1988).

Quadro 1 – Tipos, causas e características da dormência das sementes

Tipo	Causa (s) da dormência	Características do embrião
Fisiológica	Mecanismos de inibição fisiológica da germinação no embrião	Completamente desenvolvido; dormente
Física	Tegumento da semente impermeável à água	Completamente desenvolvido; não dormente
Combinada	Tegumento da semente impermeável à água; mecanismos de inibição fisiológica da germinação no embrião	Completamente desenvolvido; dormente
Morfológica	Embrião não desenvolvido	Não desenvolvido; não dormente
Morfofisiológica	Embrião não desenvolvido; mecanismo de inibição fisiológica da germinação no embrião	Não desenvolvido; dormente.

Fonte: Baskin & Baskin, 1989.

As sementes com dormência fisiológica, após a maturação passam por uma série de estados conhecidos por dormência condicional (Vegis, 1964; Karssen, 1980-1981), antes de passarem ao estado não-dormente. Na transição entre dormência para o estado de não dormência, as sementes adquirem capacidade de germinação apenas em condições ambientais muito restritas. À medida que a maturação acontece, as sementes tornam-se não dormentes, e podem germinar numa grande variedade de condições ambientais, possíveis para as espécies (fig. 4). Assim, as sementes exibem uma mudança contínua à medida que passam do estado

de dormente para não-dormente, e de não-dormente para dormente (Baskin & Baskin, 1985a).

No caso das sementes que apresentam dormência física, a germinação é impedida por falta de água, necessária à embebição da semente. Após a embebição de água, e à medida que o tegumento das sementes se torna mais permeável, estas podem germinar nas condições específicas de cada espécie. A permeabilidade do tegumento da semente tem sido referida, como um processo reversível em algumas *Fabaceae* (Hagon & Ballard, 1970).

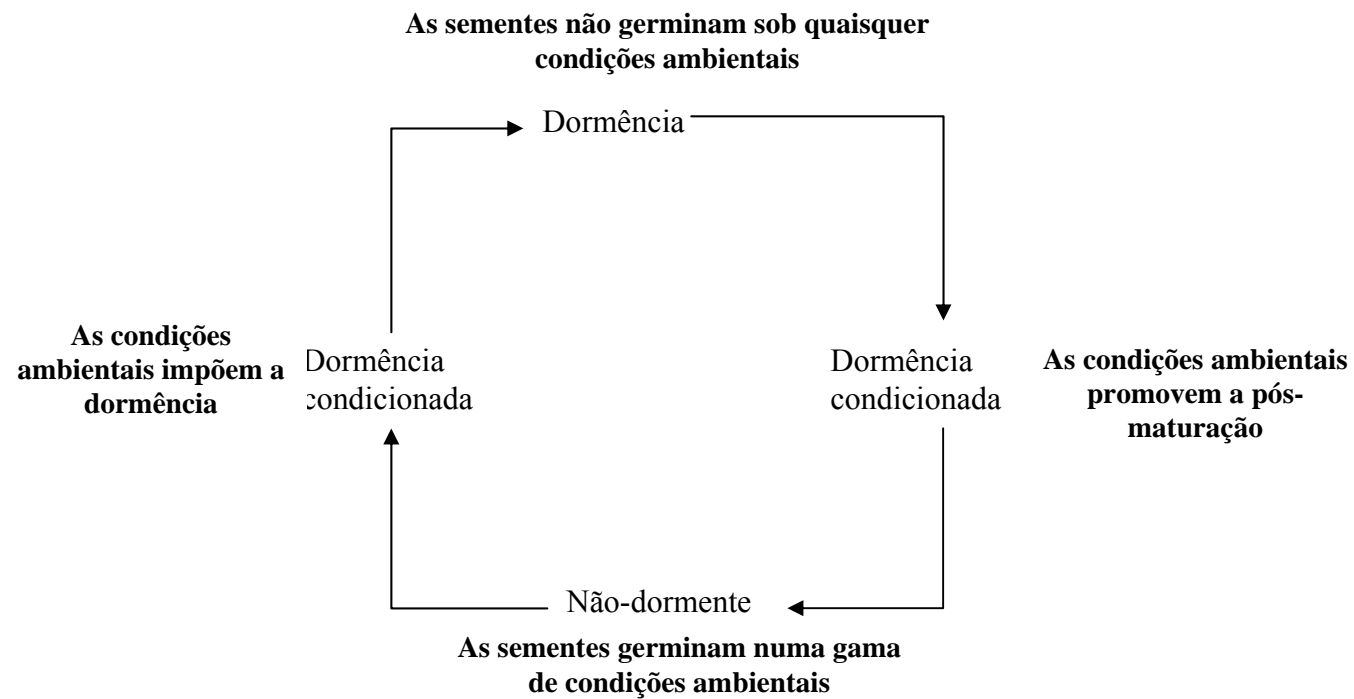


Figura 4 – Mudanças no estado de dormência, em sementes com dormência fisiológica; as sementes estão dormentes na maturação e passam por todos os possíveis estados de dormência do ciclo.

Fonte: Baskin & Baskin, 1985<sup>a</sup>.

### **3.4 - Ecologia da germinação das sementes**

#### **A. Sementes com dormência fisiológica**

Muitas sementes no banco de sementes apresentam ciclos de dormência/não-dormência. Em espécies obrigatoriamente anuais de Inverno, tais como *Phacelia dúbia* (L.) Trel. (Baskin & Baskin, 1973), *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. (Baskin & Baskin, 1983a) e *Lamium purpureum* L. (Baskin & Baskin, 1984a), as sementes tornam-se não dormentes durante o Verão e germinam no Outono se a luminosidade e o teor de humidade no solo não forem limitantes. As sementes que não germinam (falham a germinação) no Outono, reentram num estado de dormência durante o fim do Outono e durante o Inverno; tornam-se não-dormentes no Verão seguinte. As sementes destas espécies, devem ser expostas durante o Verão a temperaturas, na ordem dos 20-30°C para atingirem um estados de maturação que lhes permita germinar, perante as temperaturas outonais (20/10 a 15/6°C, máximo/mínimo) (Baskin & Baskin, 1986a). Contudo se sementes não-dormentes forem sujeitas a baixas temperaturas, durante o Inverno (1-5°C), estas passam para o estado dormente. Simular temperaturas de Outono e de Primavera (15/6 e 20/10°C), contudo, não induz dormência (Baskin & Baskin, 1984a).

Em espécies anuais de Verão, os fenómenos são idênticos aos das sementes anuais de Inverno; contudo estes ocorrem em épocas diferentes, ou seja, tornam-se não dormentes no Inverno e germinam na Primavera (Baskin & Baskin, 1980).

Porém no banco de sementes do solo existem espécies que apresentam outros tipos de dormência, como por exemplo: 1) as espécies anuais facultativas de Inverno, tais como *Lamium amplexicaule* L. (Baskin & Baskin, 1981a) e *Aphanes arvensis* L. (Roberts & Neilson, 1982a), apresentando estas dormência condicional no Inverno e ausência de dormência no Verão; 2) espécies como *Solanum sarachoides* Sendtner, que germinam na Primavera e no Verão, apresentam dormência condicional no fim do Verão e Outono e ausência de dormência no Inverno (Roberts & Boddrell, 1983).

#### **B. Sementes com dormência física**

A impermeabilidade ou a dureza do tegumento das sementes ocorre, em sementes de *Anacardiaceae*, *Bixaceae*, *Cannaceae*, *Cistaceae*, *Cochlospermaceae*, *Convolvulaceae*, *Curcubitaceae*, *Dipterocarpaceae*, *Geraniaceae*, *Fabaceae*, *Malvaceae*, *Nymphaeaceae*, *Rhamnaceae*; *Sapindaceae*, *Sterculiaceae*, *Tiliaceae* (Shaw, 1929; Barton, 1934; Floyd, 1976; Rolston, 1978; Mann *et al.*, 1981; Baskin *et al.*, 2000), e talvez também em outras famílias. A impermeabilidade do tegumento da semente, não é devido à presença de ceras na

cutícula, mas a um tecido em paliçada, mergulhado em macroesclerídeos ou células com substâncias repelentes à água (impermeáveis), incluindo, suberina, cutina e lenhina (Rolston, 1978). As sementes não se tornam permeáveis, até que uma abertura ou passagem através do tecido em paliçada, seja efectuada.

O conceito ancestral de como as sementes duras se tornavam permeáveis, incluíam processos de ingestão e escarificação ácida no tubo digestivo dos animais, o ataque por bactérias e/ou fungos, e escarificação mecânica por fricção contra rochas e outros objectos duros. Contudo os resultados que apresentam que as sementes se tornam impermeáveis, por intermédio destes processos, na natureza, são limitados e contraditórios. Por exemplos, os fungos são efectivos como escarificadores naturais em sementes de *Albizia julibrissin* Durazz (*Fabaceae*) (Gogue & Emino, 1979), mas as sementes impermeáveis de *Abutilon theophrasti* Medick. (*Malvaceae*) possuem composto antimicrobianos, que inibem o crescimento de bactérias e fungos do solo (Ballard, 1973).

A temperatura é provavelmente o factor ambiental mais importante, na regulação da quebra da dormência física. É sabido que as altas temperaturas contribuem para que as sementes duras se tornem permeáveis. Tratamentos drásticos, tais como imersão em água a ferver durante um curto espaço de tempo (Iwata, 1966; Gratkowski, 1973; Clemens *et al.*, 1977) ou exposição a calor seco entre 60°C a > 100°C (Narang & Bhardwaj, 1974; Datta & Sen, 1982) resultaram em 100% de permeabilidade. Na natureza o fogo é o exemplo mais extremo de que as altas temperaturas estimulam, a germinação de sementes duras (Floyd, 1976; Auld, 1986c). Sementes de *Acacia suaveolens* (Sm.) Willd. tornam-se permeáveis, quando expostas a temperaturas entre 60 e 80°C; abaixo de 60°C, as sementes permanecem impermeáveis, acima dos 80°C ocorre a morte das sementes (Auld, 1986c). A profundidade máxima a que as sementes se tornam permeáveis, depende da intensidade do fogo (Pieterse & Cairns, 1986).

### **C. Sementes com dormência combinada**

Algumas sementes têm uma combinação de dormência física e fisiológica, e assim sendo, apresentam sementes com tegumentos impermeáveis e embriões dormentes.

Em sementes com este tipo de dormência, são necessárias flutuações de temperatura, para tornar o tegumento da semente impermeável, e também são exigidas temperaturas baixas no Inverno ou altas temperaturas no Verão, para quebrar a dormência do embrião. Exemplos de espécies com dormência combinada, que necessitam de tratamentos por baixas temperaturas para ultrapassar a dormência do embrião são *Tília americana* L. (Barton, 1934), *Cercis canadensis* L. (Afanasiev, 1944) *Ceanothus* spp. (Quick, 1935; Radwan & Crouch, 1977), e

*Parkia pendula* (Willd.) Walp. (Rizzini, 1977). Embriões de espécies anuais de Inverno, com sementes duras, tais como *Trifolium subterraneum* L. (Quinlivan & Nicol, 1971) e *Geranium carolinianum* L. (Baskin & Baskin, 1974), são dormentes até à maturação; contudo a maturação ocorre rapidamente, quando submetidas as temperaturas de Verão, mesmo antes do tegumento da semente se tornar permeável.

#### **D. Sementes com dormência morfológica**

Em sementes com dormência morfológica, o embrião não está completamente desenvolvido e não está dormente. O desenvolvimento do embrião completa-se, após a dispersão das sementes da planta mãe. Quando o embrião se encontra completamente desenvolvido, a semente está em condições de germinar.

Este tipo de dormência (Grushvitzky, 1967) ocorre em espécies de regiões tropicais (*Magnoliaceae*, *Degeneriaceae*, *Winteraceae*, *Lactoridaceae*; *Canellaceae* e *Annonaceae*) e de regiões temperadas – *Umbelliferae* e *Ranunculaceae* (Baskin & Baskin, 1984c).

#### **E. Sementes com dormência morfofisiológica**

Em sementes com dormência morfofisiológica, o embrião não completamente desenvolvido, tem que completar o seu desenvolvimento, antes que a germinação ocorra. Tal como em sementes com dormência morfológica, o embrião completa o seu desenvolvimento após a dispersão. Contudo, ao contrário das sementes com dormência morfológica, as sementes com dormência morfofisiológica, são necessários alguns requisitos após a maturação para que o embrião possa crescer ou germinar. Foram identificados oito tipos de dormência morfofisiológica (Nikolaeva, 1977; Baskin & Baskin, 1983b, 1984c, 1985c). Em todos os tipos identificados, as sementes têm que ser expostas a temperaturas elevadas (verão) e/ou a reduzidas (Inverno) temperaturas antes que possam germinar. Este tipo de dormência pode ocorrer em muitas famílias de plantas em zonas temperadas, incluindo: *Araceae*, *Araliaceae*, *Aristolochiaceae*, *Berberidaceae*, *Liliaceae*, *Papaveraceae*, *Ranunculaceae* e *Apiaceae*.

Revisões bibliográficas indicam que a maioria das espécies no banco de sementes, têm dormência fisiológica (Baskin & Baskin, 1983b, 1984c, 1985c). Parece que a dormência física, combinada, morfofisiológica e morfológica, representam uma ordem decrescente de importância. Em qualquer habitat o banco de sementes é constituído por espécies com várias estratégias de germinação. Essas sementes podem ter sido produzidas no local e/ou trazida de outros habitats por vários agentes de dispersão.

#### **4 - Estudo do banco de sementes do solo em ecossistemas agrícolas**

Nas décadas recentes, o controlo químico das infestantes tornou-se uma prática disseminada entre os agricultores. Contudo o declínio do preço das culturas, associada à pressão social para a redução da aplicação sistemática de herbicidas tem levado ao desenvolvimento de outros métodos de controlo, tais como: culturas de cobertura/enrelvamento, luta térmica, utilizados simples ou combinados em programas de gestão integrada das infestantes (Thornton *et al.*, 1990; Swanton & Weise, 1991; Forcella *et al.*, 1993). Uma vez que a maioria das infestantes são anuais, o estudo do banco de sementes pode ser um ponto de partida para os referidos programas (Forcella *et al.*, 1993).

O banco de sementes do solo é muitas vezes estudado com o propósito de antecipar os problemas relacionados com a gestão da flora infestante, e entre muitos outros, estudar a diversidade biológica (biodiversidade). De facto a diversidade das comunidades de adventícias tem sido utilizada por numerosos autores como indicador de biodiversidade, pois permite quantificar o impacto das práticas culturais sobre o equilíbrio dos ecossistemas agrícolas (Albrecht, 2003).

Apesar do estudo do banco de sementes poder servir diferentes objectivos, uma questão comum a qualquer investigador, é o tipo de amostragem. O estudo do banco de sementes, de um modo geral, não é muito dispendioso, apenas é exigente em trabalho, pelo que, os objectivos devem ser claros e inequívocos. Não existem protocolos universais que se possam aplicar a todos os estudos de banco de sementes. Por outro lado temos que considerar, que cada agro-ecossistema tem características próprias, o que pode exigir protocolos experimentais distintos. Contudo não nos podemos esquecer que o ambiente físico tem um papel importante na eficiência da amostragem e deve ser considerado no protocolo a seguir.

A amostragem é uma componente essencial ao estudo do banco de sementes, envolvendo esta várias questões, entre as quais: a quantidade solo que é necessário considerar? Quantas amostras são necessárias recolher? Qual a dimensão das amostras? Até que profundidade é necessário recolher as amostras? Qual a distribuição espacial das amostras? Quando fazer a amostragem do banco de sementes?

No que se refere à quantidade de solo a considerar, esta resulta do produto do número de amostras pelo tamanho das mesmas. O tamanho da amostra considera a amostra (p.e., as ferramentas para colheita de amostras em solos húmidos são sondas com tubos ou orifícios circulares) e também a profundidade.

A ausência de uma distribuição das sementes no solo de forma casualizada, conduz a alguns problemas, sempre que se pretenda efectuar uma amostragem do banco de sementes.

Para possibilitar avaliações do banco de sementes, considerando valores médios de infestações, Barralis *et al.*, (1986) propõem que estimativas da dimensão da amostra são possíveis de obter a partir dos valores da média e da variância do número de sementes encontradas no solo (Voll *et al.*, 2003).

Em termos genéricos a relação foi definida como:

$$\log_{10} S^2 = 0,45 + 1,41 \log_{10} m$$

A qual é uma adaptação da Lei das Forças de Taylor. A partir desta relação Dessaint *et al.*, (1996) derivou a equação que ajuda a aproximar, a relação a uma amostragem adequada, baseada em diferentes níveis desejados de precisão. A equação apresenta a forma:

$$N = 10^{0,45} (m/509)^{-0,59 D-2}$$

Nesta equação, N é o número estimado de amostras necessárias (p.e., amostras de solo com 5 cm de diâmetro) para representar adequadamente o banco de sementes e D representa o nível desejado de precisão. D é definido como o erro padrão da média dividido pela média ( $SE_m/m$ ). O valor de m é dividido entre 509 para converter a área das amostras de 5 cm de diâmetro por 1 m<sup>2</sup>.

De qualquer modo, o número de amostras necessário para estimar a densidade do banco de sementes, não ser tão elevado conforme é apresentado em referências bibliográficas, que indica que a densidade das espécies de interesse seja maior que 100 sementes/m<sup>2</sup>. Porém, estes resultados em termos gerais podem ter aplicação universal (contudo com algumas exceções) e contribuem para diminuir o trabalho dos investigadores do banco de sementes.

Quando a amostragem é feita com sondas, o diâmetro de uma amostra de um modo geral depende dos equipamentos disponíveis. Muitos equipamentos manuais para a amostragem de solo foram desenvolvidos, para investigações pedológicas e a maior medida disponível é de 2-3 cm de diâmetro. Contudo teoricamente, qualquer diâmetro de amostra é adequado para fazer uma amostragem do banco de sementes de infestantes. Para uma conveniente amostragem do banco de sementes são necessárias menos amostras de grande diâmetro, do que amostras de tamanho pequeno. As amostras de grande diâmetro reúnem, rapidamente grandes volumes de solo, que podem sobrecarregar o investigador. Por exemplo uma amostra de 10 cm de diâmetro e 15 cm de profundidade tem um peso de 1-2 kg; hipoteticamente se forem tomadas 10 amostras por parcela, o peso total das amostras pode chegar a 20 kg. Se os tratamentos considerados fossem 10, cada um com cinco repetições, a quantidade de solo amostrado teria à volta de 1000 kg, o que seria difícil de transportar e mobilizar no laboratório (Forcella *et al.*, 2003).

Em contraste a recolha de amostras de solo de dimensões mais reduzidas (por exemplo 2 cm de diâmetro) poderia pesar entre 50 a 100 kg o que facilitaria o transportar e a deslocação das amostras até ao laboratório. Contudo a probabilidade de detectar sementes em quantidades pequenas de solo é muito baixas, pelo que será necessário aumentar o número de amostras a fim de compensar esta redução. Existem poucos estudos que comparam a dimensão das amostras para avaliação da eficácia da amostragem. De acordo com os resultados de experiências realizadas por alguns autores, as amostras de 5 cm de diâmetro são uma solução prática, ao problema do tamanho das amostras. Esta medida é suficientemente grande para detectar as sementes, e suficientemente pequena para não sobrecarregar o investigador com o excesso de materiais. Em consequência foi preconizado a sua utilização no estudo do banco de sementes (Forcella *et al.*, 2003).

Contudo existem muitos outros factores que interferem na eleição do diâmetro e do material para realizar a amostragem. Assim, os mais importantes são a textura e o teor de água no solo. Os solos húmidos com alta percentagem de argilas expansivas são sem dúvida difíceis de extrair das sondas de amostragem, especialmente no caso de tubos de diâmetros pequenos. As sondas com diâmetros de cerca de 10 cm deveriam ser consideradas para tais tipos de solo. Por outro lado os solos excessivamente secos podem resistir à penetração das ferramentas, de recolha das amostras. Nestes casos podem ser mais práticas sondas com diâmetros mais estreitos, que os recomendados 5 cm. Os investigadores devem considerar a situação de forma prática e balancear, os múltiplos factores no momento de eleger o equipamento (Forcella *et al.*, 2003).

A profundidade adequada para a amostragem do solo depende do objectivo do estudo. Contudo, em termos gerais poucas plântulas são capazes de emergir a profundidades superiores a 10 cm. Num estudo realizado com o objectivo de determinar o número de amostras necessárias para estimar com precisão aceitável a quantidade de sementes no solo e a flora infestantes emergente em áreas experimentais e agrícolas, para auxiliar na tomada de decisão das estratégias de gestão das infestantes, a amostragem foi efectuada com sondas de 5 cm de diâmetro a 10 cm de profundidade (Voll *et al.*, 2003). Também, para estudar a flora infestantes associada a áreas ocupadas com cana-de-açúcar, as amostras correspondiam a 5 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade, tendo neste, segundo Kuva *et al.*, (2008) sido consideradas um total de 50 amostras. Contudo em situações pontuais poderia ser necessário considerar o estudo do banco de sementes a diferentes profundidades (por exemplo até 30 cm), como por exemplo em sistemas mobilizados. Porém é importante recordar, que o enterramento das sementes do solo a essas profundidades com equipamento mecânico é um

processo físico bastante uniforme, ou seja, o mesmo tipo de máquina, enterra as sementes nas mesmas proporções e à mesma profundidade, sem qualquer tipo de relação com o tipo de solo, localização, época do ano, assim como quaisquer outros factores. Esta uniformidade significa que se o sistema de mobilização for conhecido, as proporção relativas de sementes a diferentes profundidades pode ser estimada, sem necessidade de fazer uma amostragem estratificada do banco de sementes. Portanto, pode ser suficiente amostrar apenas uma única profundidade para estimar todo o banco de sementes do solo.

A distribuição espacial das amostras é também de grande importância. Os esquemas de amostras casualizadas poderiam ser apropriadas se as sementes estivessem também distribuídas de forma casualizada. Para uma maior facilidade de amostragem, muitos investigadores consideram amostras de solo a intervalos mais ou menos uniformes ao longo de um modelo em forma de W dentro de uma parcela ou de um campo experimental. Outros investigadores utilizam o modelo em X ou uma linha diagonal. Colbach *et al.*, (2000) analisaram vários modelos distintos e concluíram que muitos modelos proporcionaram resultados equivalentes, e que a linha diagonal era o esquema de utilização mais simples. Qualquer esquema é aceitável sempre que cubra o comprimento e a largura da parcela ou campo (Forcella *et al.*, 2003).

Outra questão importante refere-se ao momento de realização da amostragem. Se o objectivo da investigação é relacionar o banco de sementes com a vegetação que surge à superfície do solo, o banco de sementes deveria ser amostrado no momento, que se segue à dispersão das sementes mas antes da sua germinação. A amostragem realizada após a emergência das plântulas tem reduzido valor, tanto na teoria como na prática. As amostras devem ser recolhidas no momento em que tenha sentido fazê-lo, de acordo com os objectivos do estudo, com base na fenologia da dispersão das sementes e da sua germinação, no local de interesse. Assim nas zonas temperadas, os bancos de sementes de espécies de infestantes de Primavera-Verão (estivais) deveriam ser amostrados antes da primeira germinação de Primavera. De modo semelhante em espécies de Inverno, deveria ser considerado o período que antecede a primeira germinação outonal. Um processo lógico semelhante deveria ser aplicada às zonas tropicais ou subtropicais com épocas bem definidas de estação-chuvosa e estação-seca. O mesmo raciocínio deveria ser aplicado a terrenos regados, mas sem ser considerada a estação, ou seja, os solos deveriam ser amostrados antes da rega e a consequente germinação das sementes (Forcella *et al.*, 2003).

A comparação do banco de semente viáveis de infestantes anuais estivais em dois momentos distintos de amostragem, imediatamente a seguir à queda das sementes no Outono e

imediatamente antes da germinação das sementes na Primavera, indicaram uma perda aproximada de 10% de viabilidade depois do Inverno e uma ligeira superioridade das amostras de Primavera para prever a futura densidade de infestantes à superfície do solo (Forcella, 1992).

De modo teórico, pode-se recomendar como esquema de amostragem do banco de sementes que a amostragem seja realizada imediatamente antes da germinação das sementes, os aspectos práticos sobre a investigação devem balancear a segurança necessária com o volume de trabalho associado. No exemplo anterior, a Primavera não só é o melhor momento para amostrar o solo, mas também é o melhor momento para estabelecer a sementeira das culturas, ou para implementar as operações de controlo das infestantes. Como consequência, na Primavera há pouco tempo disponível para o trabalho adicional de amostragem do banco de sementes. Uma amostragem mais cedo do banco de sementes poderia justificar-se por essas razões ou juntamente a outras razões práticas. Os investigadores deviam balancear os protocolos com as limitações de trabalho.

Outra razão adicional para proceder a uma amostragem no cedo é o tempo necessário para processar as amostras de solo em laboratório ou estufa. Se o objectivo do estudo for usar a informação do banco de sementes para contribuir para fazer recomendações para os tratamentos de gestão das infestantes (Schweizer *et al.*, 1997), então a informação deverá ser disponível no momento em que se devam realizar os tratamentos. Estes poderiam ser uns poucos dias ou semanas antes de semear as parcelas experimentais das culturas, e no caso de tratamentos com herbicidas de pré-sementeira. Portanto recomenda-se que a amostragem seja realizada vários meses antes da sementeira (Forcella *et al.*, 2003).

## **5 – A biodiversidade no contexto do desenvolvimento sustentável**

O estudo da biodiversidade foi estimulado pela convenção sobre a diversidade biológica, assinada por 159 governos, durante a Conferencia das Nações Unidas sobre o Ambiente e Desenvolvimento, realizado no Rio de Janeiro em Junho de 1992.

Das várias definições de biodiversidade, talvez a mais abrangente esteja de acordo com a apresentada durante a referida convenção, como: “A variabilidade entre organismos vivos originários de vários sistemas incluindo interalia, sistemas terrestres, marinhos e outros sistemas aquáticos, como a complexidade dentro da própria espécie, a diversidade entre espécies e a diversidade entre ecossistemas (UNEP, 1992). Após a realização da “Convenção da diversidade biológica”, a palavra biodiversidade, tornou-se grandemente utilizado pela comunidade científica e política (Buchs, 2003).

A biodiversidade é caracterizada por toda a diversidade biológica, incluindo a parcela humana. Todos os problemas ambientais afectam a biodiversidade, seja à escala local, à escala regional e global. A biodiversidade pode, em suma, ser considerada como uma medida básica do impacto humano no planeta, sendo um indicador por excelência do grau de sustentabilidade das nossas sociedades e civilizações (Rosa, 2002).

Apesar do conhecimento de causas e de alguma tomada de consciência, a redução global da biodiversidade prossegue essencialmente fora do controlo. O desenvolvimento social e económico tem tido uma propensão para as alterações do uso do solo, como forma de produzir fluxo de bens e serviços adequado às preferências das populações. É precisamente na mudança dos nossos valores predominantes, das nossas preferências e das nossas atitudes, que pode residir a chave para uma inversão da situação (Rosa, 2002).

A redução da biodiversidade decorre virtualmente em todo o mundo, e a um ritmo mais acelerado onde a biodiversidade é mais elevada, como nos trópicos. De facto as causas estão bem diagnosticadas, a destruição dos habitats naturais por alteração do uso do solo são a principal causa, e as outras vêm da fragmentação e degradação dos habitats, à introdução de espécies exóticas, à perseguição e captura, às alterações climáticas, etc. São causas divergentes, mas resultam directa ou indirectamente da actividade humana (Rosa, 2002).

A biodiversidade actual é o resultado da longa evolução da biosfera, na qual as mudanças, particularmente climáticas, foram permanentes e onde um certo número de catástrofes consideráveis perturbou profundamente o curso da evolução (Jorgensen *et al.* 2005). O estudo da biodiversidade pode ser abordado em níveis de complexidade crescente:

- 1) A diversidade genética é a variabilidade da composição genética de indivíduos dentro de espécies e de populações ou entre estas últimas;
- 2) A diversidade de espécies corresponde ao número e à variedade de espécies presentes em determinada zona;
- 3) A diversidade de ecossistemas corresponde à diversidade estrutural e funcional dos ecossistemas que estão presentes em uma determinada região. Esta última é de avaliação mais difícil comparativamente às duas primeiras, pois os limites entre os ecossistemas são muito ténues.

Para analisar a importância da biodiversidade nos ecossistemas agrícolas, é conveniente fazer uma distinção entre a biodiversidade na natureza e em ecossistemas agrícolas. Porém o termo biodiversidade continua a estar associado com a conservação das espécies individuais em habitats naturais, ou seja, em áreas que não sejam geridas com objectivos produtivos. (Constanza *et al.*, 1997). Considerando que os ecossistemas naturais não são homogéneos, ou

seja, são constituídos por vários micro-habitats, com várias espécies mas que fazem todas parte de um todo.

Nos ecossistemas agrícolas a biodiversidade foi direccionada para a selecção de espécies, variedades e raças mais produtivas, assim como a redução das menos produtivas. Estes ecossistemas são geridos com objectivos claros e precisos, ou seja, a produção de bens, tais como: a produção de alimento, madeiras, fibras e produtos de origem natural para utilização directa ou indirecta.

Segundo alguns autores os ecossistemas agrícolas existem graças às intervenções do homem e são constituídos por três sub-sistemas fortemente interligados: o sub-sistema produtivo, os habitats naturais que o rodeiam, e o sub-sistema humano. O sub-sistema produtivo é considerado, como tendo impactos negativos para a biodiversidade nas áreas envolventes. Por sua vez os agricultores consideram os habitats naturais como uma ameaça às suas áreas produtivas (p.e. como fonte de pragas e doenças), sendo a componente humana ignorada (Moonen & Bárberi, 2008).

Os agro-ecossistemas têm um grande interesse na sociedade. Estes são vistos desde há muito tempo como tendo um grande papel na protecção do ambiente (na poluição da água e do solo, e consumo pelas modernas práticas agrícolas), mas recentemente têm surgido opiniões de que os agro-ecossistemas têm a possibilidade de remediar a poluição ambiental, resultante da actividade industrial (Gupta *et al.*, 2002).

Considerando a forma como os agro-ecossistemas estão estruturados, o habitat pode ser dividido em quatro grupos diferentes: 1) as unidades produtivas, onde se incluem, o cultivo e a multiplicação de espécies, necessárias à produção de bens (Clergue *et al.*, 2005); 2) as espécies que são introduzidas, podendo estas ser também espontâneas, mas que são consideradas, com o objectivo de suportarem os processos produtivos (p.e. cortinas de abrigo, canais de drenagem, etc.); 3) os inimigos das culturas, podendo estas provocar estragos nos processos produtivos; 4) as espécies selvagens que podem estar muitas vezes presentes na vegetação natural, e que podem ser úteis às funções produtivas do ecossistema.

O conceito de diversidade na agricultura moderna é muitas vezes considerado de uma forma intuitiva, onde é considerado que geralmente a produtividade é muitas vezes preferida, face à diversidade e sustentabilidade (Hall, 1995; Brummer, 1998).

A diversidade pode ser extremamente reduzida num determinado campo, mas devido às rotações culturais e consociações, esta pode ser mais elevada do que se considerar ao nível da paisagem durante um certo período de tempo (Flint & Roberts, 1988). Muitas práticas culturais limitam seriamente a diversidade das plantas em favor de uma única espécie, ao

ponto da diversidade das espécies não mais existir sequer ao nível do campo. Na Europa gerir a diversidade vegetal é vista como uma forma a manter o equilíbrio entre a produção agrícola com as populações de insectos e aves (Marshall *et al.*, 2003). A diversidade vegetal pode também afectar a dinâmica das populações de insectos herbívoros influenciando os seus predadores naturais. Contudo a noção de diversidade é um conceito útil para as práticas de gestão, que depende muitas vezes dos objectivos do sistema produtivo

Em qualquer sistema produtivo, uma elevada densidade de espécies infestantes, pode causar problemas na quantidade e qualidade das culturas, pelo que o seu controlo é um elemento essencial das práticas agrícolas. Contudo de um total de 306 espécies de plantas referidas por (Moonen & Bàrberi, 2008), apenas 26 foram definidas como problemáticas. Em paisagens agrícolas, as restantes espécies, ao não conduzirem a perdas significativas em termos qualitativos e quantitativos, contribuem para a diversidade funcional (como fonte de nutrientes, polén abrigo) o que pode justificar as actuais estratégias de gestão conservativas, no sentido de estimular uma utilização sustentável do solo. Resultados de alguns estudos sugerem que as espécies infestantes são organismos, afectados significativamente pelo tipo e intensidade de gestão.

A definição “ espécies-chave” é atribuída, às espécies cuja perda conduz a grandes alterações nas biocenoses (Albrecht, 2003). As espécies infestantes, de um modo geral, são produtores de alimento para os consumidores, no ecossistema. A importância desta relação foi comprovada pela ocorrência de cerca de 1220 espécies de animais fitófagos, em cuja a alimentação estavam incluídas 1000 espécies infestantes. Segundo Albrecht (2003) as espécies infestantes são os melhores indicadores da biodiversidade.

### **Componentes básicos da diversidade**

A diversidade é muitas vezes classificada em categorias (Whittaker, 1975; McNaughton, 1983; Brockway, 1998; Loreau, 2000). As duas principais categorias de diversidade consideram, o total de espécies existentes numa determinada área (inventário à diversidade) e a diversidade de espécies ao longo de um gradiente ambiental (diferenciação de diversidade). Estas são subdivididas como se apresenta a seguir:

- 1) Diversidade total de espécies numa determinada área (inventários da diversidade):  
 $\alpha$ - (alfa-) diversidade: a diversidade total das espécies dentro de um habitat definido ou comunidade (p.e. área de dimensão de um campo agrícola, plantações florestais, entre outros);

$\gamma$ - (gamma-) diversidade: a diversidade total das espécies dentro de uma paisagem ecológica  
 $\epsilon$ - (épsilon-) diversidade: a diversidade total das espécies dentro de uma paisagem ecológica de grande dimensão (p.e. área do tamanho de um biome).

2) Diversidade de espécies considerando um gradiente ambiental (diferenciação de diversidade):

Diversidade  $\beta$  – beta: comparação da biodiversidade entre habitats, comunidades e/ou ao longo de um gradiente ambiental;

Diversidade  $\delta$  – delta: a comparação da diversidade entre paisagens.

Os investigadores desenvolveram formas de avaliar e interpretar a biodiversidade, utilizando índices de diversidade, principalmente ao nível das espécies. Uma das razões porque é importante, é que o aumento ou decréscimo relativo da diversidade das espécies de um ecossistema, pode ser um bom indicador da complexidade e funcionamento do ecossistema, mas pode contudo, dificultar por outro lado a avaliação (Lovejoy, 1994).

Com o objectivo de se obterem estimativas comparáveis de medidas de biodiversidade, os índices de diversidade devem satisfazer alguns requisitos: 1) reflectir a correlação entre as práticas de gestão e a biodiversidade (por exemplo, riqueza das espécies vasculares) numa forma quantitativa; 2) servir de ponto de partida para outros indicadores; 3) ser válidos e aplicáveis num nível espacial definido; 4) ser de fácil acesso e receptivos a repetitividade, sempre que haja necessidade.

Os índices de diversidade podem ser divididos em três categorias (Magurran, 1989; Jorgensen *et al.*, 2005):

1. Índices que avaliam a riqueza (enriquecimento) de espécies, tais como o Índice de Margalef, que na sua essência avaliam o número de espécies existentes numa determinada unidade ou amostra.
2. Modelos que permitem avaliar a abundância das espécies, tais como, curvas k-dominância ou modelos log-normal, que descrevem a forma como varia a abundância. Estes índices vão desde os que representam situações de uniformidade, até aos que a abundância e distribuição de espécies não é homogénea (Shaw *et al.*, 1983; Hughes, 1984; Lamshead & Platt, 1985).
3. Índices baseados na abundância proporcional das espécies, que pretendam resolver os problemas do enriquecimento e uniformidade numa expressão simples. Estes índices podem também ser divididos naqueles baseados em estatística, informação teórica e índices de dominância. Índices como o de Shannon-Wiener são baseados em informação teórica; diversidade ou informação dos sistemas naturais e podem ser determinados de forma

semelhante, tais como, a informação contida numa mensagem ou código. Por outro lado, índices de dominância: índices de Simpson ou Berger-Parker são referidos como aqueles que mais ponderam a abundância das espécies comuns, em vez do enriquecimento das espécies (Jorgensen *et al.*, 2005).

Seguidamente é apresentam-se algumas considerações relativas a cada um dos índices e a forma como estes podem ser obtidos:

- Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Wiener, 1963).

Este índice é calculado com base em informação teórica, este assume, que existem amostras casualizadas, fora de uma “infinitivamente grande” comunidade, e que todas as espécies são representadas na amostra. Este índice toma a forma de

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

Em que  $p_i$  é a proporção de indivíduos encontrados da espécie  $i$ . Na amostra o verdadeiro valor de  $p_i$  não é desconhecido, mas é estimado através da razão  $N_i/N$ , onde  $N_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  é o número total de indivíduos.

Este é o índice mais utilizado em ecologia (Jorgensen *et al.*, 2005) e mede o grau médio de “incerteza”, ao predizer a que espécie pertence um dado indivíduo escolhido ao acaso, de um conjunto de  $N$  indivíduos pertencentes a um determinado número de espécies. A incerteza média cresce quando o número de espécies aumenta, e a distribuição dos indivíduos pelas espécies se torna uniforme.

O índice de Shannon & Weaver, também pode ser calculado recorrendo a logarítmicos naturais:

$$H' = - \sum_{i=1} [(n_i/n) \times \ln (n_i/n)]$$

Em que  $n_i$  é o número de indivíduos pertencentes à  $i$ -ésima espécie e  $n$  o número total de indivíduos na amostra.

- Índice de Pielou (Equabilidade)

A equabilidade é um parâmetro complementar da diversidade que permite medir o grau de dominância de uma ou das várias espécies. Assim, se a uma dada espécie corresponde uma grande dominância, a equabilidade é baixa, se pelo contrário se verifica uma ausência de dominância, a equabilidade apresenta valores elevados. Este índice toma a forma de

$J' = H' / H'_{\max} = H' / \ln S$ . Em que  $H'_{\max}$  é o máximo valor possível da diversidade de Shannon-Wiener e  $S$  é a riqueza das espécies, determinada a partir do número de espécies.

A equabilidade ( $J'$ ) é um índice mais informativo do que a riqueza das espécies ( $S$ ). Compara a abundância de cada espécie na comunidade, e dá-nos informação se a maioria das espécies é rara, ou se são igualmente comuns.

#### - Índice de Margalef

O índice de Margalef quantifica a diversidade relacionando a riqueza específica com o número total de indivíduos:

$$D = (S - 1) / \log_2 N$$

em que  $S$  é o número de espécies e  $N$  é o número total de indivíduos. O autor não estabeleceu valores de referência.

O maior problema que surge quando utilizamos este índice é a ausência de um valor limite, sendo, difícil de estabelecer valores de referência. Ros e Cardell (1991) consideram que valores de cerca de 4 são típicos de situações de poluição. Bellan-Santini (1980), pelo contrário estabeleceram o limite quando o índice assume valores de aproximadamente 2,05.

#### - Índice de Berger-Parker

Este índice expressa a importância proporcional das espécies mais abundantes, e toma a seguinte forma:

$$D = n_{\max} / N$$

onde  $n_{\max}$  é o número de indivíduos de uma das espécies mais abundantes e  $N$  é o número total de indivíduos. O índice oscila entre 0 e 1, em contraste com outros índices de diversidade, altos valores significam reduzida diversidade.

#### - Índice de Simpson

Simpson define o seu índice como, a probabilidade que dois indivíduos extraídos casualmente de uma comunidade infinitivamente grande, poderem pertencer à mesma espécie: (Simpson, 1949)

$D = \sum p_i^2$  em que  $p_i$  é a proporção de indivíduos da espécie  $i$ . Para calcular este índice para uma comunidade finita usa-se:  $p_i = (n_i/n)$

$$D = \sum [n_i (n_i - 1) / N (N - 1)]$$

em que  $n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$  e  $N$  é o número total de indivíduos.

Tal como o índice de Berger-Parker, este oscila entre 0 e 1, é adimensional e de modo idêntico, valores elevados implicam reduzida diversidade.

#### - Desvio da distribuição log-normal

Este método proposto por Gray e Mirza (1979) é baseado no pressuposto que, quando a amostra é retirada de uma comunidade, a distribuição de indivíduos tem tendência a seguir um modelo log-normal.

O ajustamento da distribuição log-normal assume que a população é regulada por um certo número de factores e estes constituem a comunidade em equilíbrio estável; contudo um desvio da referida distribuição implica que existe qualquer perturbação afectando a comunidade.

#### - Curvas K-dominância

As curvas K-dominância (Lamshead *et al.*, 1983) são uma representação de uma percentagem acumulada da abundância versus o logaritmo da sequência de espécies ordenados por ordem decrescente.

A biodiversidade pode ser caracterizada pela sua composição, estrutura e função. Neste trabalho apenas se estuda a composição da comunidade de adventícias. Nessa perspectiva não é suficiente apresentar um único índice mas utilizar um conjunto de índices complementares. O mais frequentemente utilizado e seguido neste trabalho foram: a riqueza de espécies (S), Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equabilidade ( $J'$ ).

## **6 – Gestão das espécies infestantes no banco de sementes do solo**

Em muitos sistemas agrícolas em todo o mundo, a competição das infestantes por factores como luz, água, espaço, nutrientes, é um dos maiores factores que contribuem para a redução do rendimento das culturas. Nos países desenvolvidos, apesar da disponibilidade de soluções (p.e. herbicidas selectivos e culturas geneticamente modificadas com tolerância aos herbicidas), as perdas no rendimento das culturas, não diminuem significativamente com o passar do tempo (Cousens & Mortimor, 1995). Nos países em desenvolvimento os herbicidas dificilmente estão acessíveis a um preço razoável, pelo que a adopção de métodos alternativos para a gestão das infestantes, parecem ser uma solução a considerar.

Em todo o mundo tem sido dada muita atenção ao desenvolvimento de métodos e tácticas de controlo de espécies infestantes (especialmente herbicidas de síntese) como “a solução” para todos os problemas das infestantes, enquanto a importância da integração de diferentes tácticas (p.e. método preventivos, culturais, mecânicos e químicos), nos sistemas de agricultura, para a gestão da flora infestante tem sido negligenciada. Recentemente esta tendência tem vindo a ser alterada (Bàrberi, 2003).

A gestão integrada de infestantes, é baseada no conhecimento das características ecológicas e biológicas das espécies, numa tentativa de compreender como a sua presença pode ser modulada pelas práticas culturais. Baseado neste conhecimento, os técnicos e agricultores devem em primeiro lugar construir uma estratégia global de gestão das infestantes, com base na sequência de culturas, e então escolher o método mais adequado para o controlo, durante o ciclo cultural. Para além disto, deve ser recordado que a gestão das infestantes deve ser estritamente considerada como parte da gestão da própria cultura. Como tal as interacções entre a gestão das infestantes e outras práticas culturais devem ser inteiramente consideradas. Por exemplo, a inclusão de culturas de cobertura na sequência da cultura, é uma forma eficiente de gestão integrada das infestantes, com benefícios adicionais e outras propriedades agro-ecológicas. (p.e. fertilidade do solo, humidade do solo, retenção e biodiversidade).

Uma estratégia integrada da gestão das infestantes a longo prazo é baseada na aplicação de práticas ecológicas, com base na “diversificação máxima da disturbância”, que significa a diversificação das culturas e práticas culturais, relacionadas com a práticas e características do agro-ecossistema. Para além disso, uma grande diversificação dos sistemas de cultura, reduz também o risco de desenvolvimento da resistência aos herbicidas das populações de infestantes (Bàrberi, 2003).

Na gestão de espécies infestantes deve ser considerada a integração de métodos indirectos (preventivos) com método directos (culturais e curativos). A primeira categoria os métodos

usados antes da cultura ser instalada, enquanto que o segundo inclui os métodos aplicados durante o crescimento das culturas. As duas categorias de métodos podem influenciar, tanto, a densidade das infestantes (i.e. o número de indivíduos por unidade de área) e/ou desenvolvimento da cultura (produção de biomassa e cobertura do solo). Contudo enquanto os métodos indirectos, tem como objectivo reduzir o número de plantas emergidas na cultura, os métodos directos têm como objectivo o aumento da competição e a capacidade competitiva da cultura.

Neste trabalho são apresentados, como já foi referido, vários métodos de gestão das infestantes, muitos deles não se enquadrando no âmbito do estudo apresentado, ou seja, os citrinos; contudo procedemos desta forma, em virtude do banco de sementes ser, uma área de grande interesse na agricultura, em vários sistemas produtivos, em todo o mundo. Pelo que gostaríamos que este trabalho servisse de ponto de partida para outros estudos que eventualmente venham a ser realizados, sobre a gestão da flora infestante no banco de sementes do solo.

Os métodos preventivos incluem a rotação das culturas, culturas de cobertura (quando usados como sideração ou como coberturas mortas), sistemas de mobilização, preparação da cama para a semente, solarização do solo, entre outros (Bàrberi, 2003).

Os métodos culturais incluem a sementeira e arranjo especial, escolha de variedades da cultura, enrelvamento, consociações e fertilização das culturas.

Os métodos curativos incluem os métodos químicos, físicos (p.e. mecânicos e térmicos) e biológicos, usados no controlo directo de infestantes, em culturas já instaladas. A lista de métodos que podem ser usados, numa gestão integrada de espécies infestantes encontra-se no Quadro 2.

## **Métodos preventivos**

### **Rotações de culturas**

O crescimento diferenciado de culturas, no mesmo espaço, é conhecido como um método preventivo de controlo das infestantes. Culturas diferentes implicam diferentes práticas culturais, que actua como um factor de interrupção no ciclo de crescimento das infestantes, e como tal, na selecção da flora infestante. Em culturas contínuas (monocultura), há uma selecção da flora infestante, sendo favorecidas, as espécies similares à cultura, e com maior tolerância aos métodos directos de controlo das infestantes (p.e. herbicidas), após aplicações repetidas.

Adicionalmente, culturas contínuas podem ter efeitos adversos nos sistemas de cultivo. Por exemplo em culturas como o cereal de Inverno produzido em zonas temperadas, a mobilização mínima pode causar a dominância de gramíneas, com sementes não-dormentes, tais como, *Alopecurus myosuroides* e *Bromus* spp., que podem emergir posteriormente (Froud-Williams, 1983). Neste caso, a utilização sistemática de herbicidas, actua como um factor de selecção das infestantes, e pode conduzir ao aparecimento de biótipos resistentes a herbicidas, como aconteceu em diferentes países da Europa, França, Alemanha e mais recentemente também em Espanha (Heap, 2005)

Rotações culturais entre espécies que tenham o mesmo período de crescimento apresentam vantagens, comparativamente às culturas contínuas. O efeito das rotações culturais na redução da densidade de infestação depende de alguns factores, tais como:

- A capacidade competitiva da cultura incluída na rotação;
- A eficiência dos métodos de controlo directos (p.e. herbicidas) e
- A frequência da mobilização do solo e instalação da cultura.

No sentido de definir claramente rotações culturais consistentes, estas devem ser estudados por períodos de dois ou mais anos (Zaragoza, 2003).

Classicamente as rotações culturais são aplicadas de acordo com o apresentado a seguir:

1. Alternância de culturas com diferentes tipos de vegetação; culturas de folhas (alface, espinafre, couve), culturas de raiz (cenouras, batatas, rábanos), bolbos (alho-porro, cebola, alho), culturas de fruto (abóboras, pimentos, melões);
2. Alternância entre gramíneas e dicotiledóneas, tais como milho e hortícolas;
3. Alternância entre culturas com diferentes ciclos: cereais de Invernos com hortícolas de Verão;
4. Evitar a sucessão de culturas da mesma família: *Apiaceae* (aipo, cenoura); *Solanaceae* (batateira, tomateiro);
5. Alternância de culturas pouco competitivas (cenoura, cebolas) com culturas com elevada capacidade competitiva (milho, batateira);
6. Evitar infestantes problemáticas em culturas específicas (p.e. *Malvaceae* em aipo e cenoura, plantas parasitas e perenes de uma maneira geral).

Introduzir um período de pousio numa rotação é essencial para controlar infestantes mais problemáticas (p.e. perenes), para proceder à limpeza do campo com uma mobilização apropriada, e utilização de herbicidas de largo espectro. É também importante evitar que as infestantes concluam o seu ciclo de vida de forma a evitar a produção e a emissão de sementes

de infestantes ou outros propágulos (Bàrberi, 2003), que vão enriquecer o banco de sementes do solo, prejudicando as culturas seguintes.

Apesar das rotações culturais não serem relevante, no caso dos citrinos, bem como em outras culturas perenes, este é um método que apresenta bastante interesse em vários sistemas de agricultura, onde o estudo da gestão da flora infestante do banco de sementes do solo, se releva bastante pertinente.

Quadro 2 – Classificação das práticas culturais potencialmente aplicáveis em sistemas de gestão integrada de infestantes

Prática cultural	Categoria	Efeito prevaemente	Exemplo
Rotações culturais	Método preventivo	Redução da emergência das infestantes	Alternância entre culturas de Primavera-Verão
Culturas de cobertura (usadas como matéria verde ou coberturas mortas)	Método preventivo	Redução da emergência das infestantes	Enrelvamento com espécies crescendo entre duas culturas
Mobilização do solo	Método preventivo	Redução da emergência das plantas	Lavoura profunda, alternância entre lavoura e mobilização mínima
Preparação da cama para a semente	Método preventivo	Redução da emergência das infestantes	Técnica da falsa preparação da cama para a semente
Solarização do solo	Método preventivo	Redução da emergência das infestantes	Utilização de filmes pretos e transparentes (em estufa ou em pleno campo)
Gestão da rega e drenagem	Método Preventivo	Redução da emergência das infestantes	Substituir sistemas de rega e limpar a vegetação ao longo dos canais de rega.
Gestão dos resíduos das culturas	Método Preventivo	Redução da emergência das infestantes	Permanência do restolho à superfície do solo
Época de sementeira/plantação e arranjo espacial da cultura	Método cultural	Melhorar a capacidade de competição da cultura	Transplantação, elevada densidade de sementeira, reduzida distância entrelinha, antecipação da data de sementeira ou transplantação
Escolha do genótipo da cultura	Método cultural	Melhorar a capacidade de competição da cultura	Utilizar variedades caracterizadas por uma rápida emergência, grande crescimento e cobertura do solo em estados precoces
Enrelvamento (coberturas vivas)	Método cultural	Melhorar a capacidade de competição da cultura	Enrelvamento de espécies leguminosas na linha ou na entrelinha da cultura
Entre-culturas	Método cultural	Redução da emergência das infestantes e melhorar a capacidade competitiva da cultura	Consociações com espécies comerciais
Fertilização	Método cultural	Redução da emergência das infestantes e melhoria da capacidade competitiva da cultura	Utilizar fertilizantes orgânicos de libertação lenta e correctivos, antecipar ou adiar a pré-sementeira ou ou aplicação de fertilizante em pré-sementeira
Aplicação de herbicidas	Outros métodos	Eliminação da vegetação existente, redução da emergência das infestantes	Aplicação em pré-ou pós-emergência
Controlo térmico	Outros métodos	Eliminação da vegetação existente, redução da emergência das infestantes	Pré-emergência ou controlo localizado, em pós-emergência controlo por queima

Fonte: Bàrberi, 2003.

### **Culturas de cobertura (usadas como sideração ou coberturas mortas)**

A introdução de culturas de cobertura é um método que pode ser utilizado numa gestão integrada das infestantes. As culturas de cobertura não conduzem a melhorias directas no rendimento das culturas, contudo, aumenta o período de tempo em que a superfície do solo se encontra com vegetação, o que traz benefícios para o agro-ecossistema, tais como: a optimização dos recursos naturais (radiação solar, água e nutrientes do solo), redução do escoamento de água, assim como, a lixiviação dos nutrientes e a erosão do solo, e por último, a supressão das infestantes (Lal *et al.*, 1991).

A acção das culturas de cobertura no controlo das infestantes depende largamente da escolha das espécies e da sua gestão, da cultura e da composição da flora infestante (Bàrberi & Mazzoncini, 2001). A supressão das infestantes é em parte, resultado da competição pelos recursos (luz, nutrientes e água) durante o ciclo de crescimento das culturas de cobertura, e também em parte através de efeitos químicos e físicos, resultantes da manutenção das culturas de cobertura, à superfície do solo, como coberturas mortas ou mobilizados em profundidade, sendo então utilizados como fertilizantes verdes (sideração) (Mohler & Teasdale, 1993; Teasdale & Mohler, 1993).

A interferência das culturas de cobertura com as espécies infestantes inclui fenómenos de competição entre as espécies e efeitos alelopáticos. Os efeitos esperados são superiores, sempre que se considerem gramíneas e crucíferas, comparativamente às leguminosas (Blum *et al.*, 1997).

Quando as culturas de cobertura são deixadas à superfície do solo (para se decomporem), a eliminação das infestantes, parece ser resultado de efeitos físicos e de efeitos alelopáticos (Teasdale & Mohler, 2000).

O efeito das culturas de cobertura na supressão das infestantes parece estar relacionado com a área ocupada pelas espécies, que influenciam a extensão de luz que chega ao solo, e logo, a germinação das espécies infestantes.

As culturas de cobertura também interagem com os outros biota, por exemplo, elas promovem o estabelecimento de micorrizas, que podem alterar a composição da flora infestante, pelo favorecimento de espécies, em que sejam possíveis, a formação de micorrizas, em detrimento de espécies, em que este estabelecimento não seja possível (Jordan *et al.*, 2000), favorecendo o enraizamento das culturas.

## **Mobilização do solo**

O número de sementes no perfil do solo, reportadas a vários horizontes em zonas aráveis, é variável, desde aproximadamente 2000 sementes/m<sup>2</sup> (Johnson & Anderson, 1986) a mais de 70000 sementes/m<sup>2</sup> (Symonides, 1986) em diferentes ecossistemas e localizações. Os bancos de sementes são espacialmente muito heterogêneos (Burry *et al.*, 1987; Matlack & Good, 1990; Dessaint *et al.*, 1991). Existem referências a variações do banco de sementes na vertical (Holub, 1994). O banco de sementes em pastagens naturais é muito diferente do banco de sementes em outras culturas (Leguizamón & Cruz, 1981; Lewis & Leguizamón, 1991; Boccaneli & Lewis, 1994) e a mobilização a longo prazo, tem uma grande influência na população de sementes no solo (Cardina *et al.*, 1991). Até ao momento, existe pouca informação sobre os efeitos da mobilização a curto prazo, no comportamento germinativo, das espécies no banco de sementes do solo.

Num estudo efectuado com o objectivo de analisar o aumento/teor de semente e a sua composição no banco de sementes, a diferentes profundidades, após três anos sob condições de mobilização diferentes, partiu-se do pressuposto que os sistemas com menor perturbação, vão permitir a existência de maiores e mais diversos bancos de sementes. O referido estudo foi realizado na Escola Superior Agrária da Universidade de Rosario em Zavalla, e foi conduzido em trigo, tendo este crescido durante três anos (1991-93), com quatro sistemas mobilizados: lavoura convencional (charrua de aivecas), lavoura em linha com discos duplos, chiselagem e não mobilização. Os resultados indicam que o banco de sementes do solo varia em composição e densidade, de acordo com o tipo de mobilização e profundidade de trabalho da máquina agrícola. Foi observada maior perturbação: lavoura convencional, lavoura em linha com discos duplos; e menor perturbação: chiselagem e não mobilização.

O teor de sementes no solo e a sua distribuição é maior em solos, menos mobilizados (sistemas com menor disturbância), o que pode ser atribuído principalmente a dois factores: acumulação de resíduos da cultura à superfície do solo, e também protecção contra predadores (Feldman *et al.*, 1994), menor movimentação de sementes no perfil do solo, o que conduz a mais fraca quebra da dormência e menor exposição das sementes a riscos potenciais.

A lavoura é muito eficaz na diminuição da densidade das infestantes, é um método preventivo importante, muito utilizado pelos agricultores, no controlo directo das infestantes, no sentido de reduzir o trabalho necessário na subsequente eliminação manual das referidas espécies.

A lavoura é um método tradicional de controlo das infestantes e, é um dos mais importantes métodos de gestão das infestantes nos citrinos em muitos países (Fucht & Singh, 2005). Este método é fácil de realizar e pode controlar de forma eficiente (e economicamente) as

infestantes anuais. É muito importante no controlo de infestantes anuais, antes da formação das sementes, o que assegura que não haja uma acumulação de sementes das infestantes no solo. Contudo após a formação das sementes a lavoura, pode aumentar a disseminação das infestantes.

As infestantes perenes mais comuns são controladas regularmente mediante oportunas técnicas de cultivo, contudo as que apresentam raízes mais profundas necessitam de várias operações culturais para o seu controlo (Futch & Singh, 2005). A lavoura contínua leva à formação de uma camada compactada de solo e facilitará a erosão do solo. As operações de cultivo podem também causar danos nos troncos e raízes das árvores (Futch & Singh, 2005).

### **Preparação da cama para a semente**

As técnicas utilizadas na preparação da cama para a semente têm dois efeitos distintos: 1) eliminar a vegetação resultante de uma primeira lavoura, e 2) estimular as sementes das infestantes a germinarem, devido à mistura do solo e deslocação das sementes para outros horizontes de solo. Juntos estes dois efeitos podem ser utilizados, como uma técnica (falsa sementeira) de preparação da cama para a semente, um método preventivo, utilizado com o objectivo de reduzir a emergência das infestantes no próximo ciclo de cultura (Bárberi, 2003).

Na sua essência, esta falsa preparação da cama para a semente (falsa-sementeira) é uma técnica que consiste na antecipação do tempo de cultivo, no sentido de estimular uma maior emergência de infestantes antes da sementeira. As infestantes emergidas serão depois destruídas pela passagem do cultivador ou pela aplicação de herbicidas não selectivos (p. e. glifosato), sendo este utilizado sobretudo na presença de infestantes perenes (Bárberi, 2003).

Na época de sementeira, o banco de sementes das espécies que se estão em condições de emergir em conjunto com a cultura, já se encontra parcialmente reduzido, e assim a emergência de espécies infestantes juntamente com a cultura é menor. A aplicação da técnica – falsa-sementeira para a semente, pode reduzir as infestantes em mais de 80%, comparativamente à técnica standard de preparação da cama para a semente (Van der Weide *et al.*, 2002). Obviamente a aplicação desta técnica, implica que haja tempo suficiente (pelo menos 2 a 3 meses em zonas temperadas), entre a colheita da cultura prévia e instalação da cultura seguinte, para permitir a germinação das infestantes. Porém para que este método seja de facto efectivo, o solo deve de ter um teor de humidade suficiente para permitir a germinação e emergência das infestantes. Assim este método é de utilização restrita em solos em que a disponibilidade de água seja limitada.

Por leitura deste método, depressa se depreende que a sua aplicação está direccionada fundamentalmente para culturas anuais. Porém, pelo interesse que este pode apresentar em alguns sistemas de agricultura, em várias partes do mundo, tanto em países em desenvolvimento como em países desenvolvidos, pareceu-nos conveniente fazer a referida apresentação.

### **Solarização do solo**

A solarização do solo é um método preventivo que utiliza o efeito conjunto da temperatura e da humidade do solo para eliminar as espécies infestantes, e logicamente reduzir a emergência das mesmas espécies

Altas temperaturas no solo, e durante um certo período de tempo, permitem eliminar as estruturas reprodutivas e algumas pragas, doenças e infestantes. A solarização pode ser definida como um método de desinfecção do solo, que faz utilização da energia solar disponível, durante o período mais quente do ano. Para aumentar os efeitos da solarização o mais possível, a superfície do solo deve estar lisa (nivelada) e deve apresentar uma disponibilidade de humidade (solo à capacidade de campo), para permitir a transferência de calor ao longo do perfil do solo, e fazer com que as estruturas reprodutivas das pragas, doenças e infestantes, fiquem mais sensíveis aos efeitos do calor (Bärberi, 2003).

O sucesso da solarização do solo no controlo de espécies infestantes não depende do valor máximo de temperatura alcançado no solo, mas sobretudo da duração de temperatura dentro de certos limites (45°C) numa base diária (Horowitz *et al.*, 1983). O que foi apresentado sugere que a solarização do solo pode apenas ser utilizada em climas temperados ou em estufa em climas temperados e em climas mediterrâneos. Por exemplo uma significativa redução na emergência das infestantes foi observada 12 meses após a aplicação de solarização durante um período de um mês, num túnel de vidro, usada para o cultivo de vegetais, na região centro de Itália (Temperini *et al.* 1998).

Para se obter o efeito máximo no controlo de espécies infestantes, pela solarização, o solo não deve ser cultivado imediatamente, porque de outro modo a espécies infestantes que se encontram a maior profundidade, menos afectadas pelo calor, poderiam ser trazidas para a superfície do solo, e então germinar.

### **Gestão dos Sistemas de Rega e Drenagem**

A eleição de um sistema de rega e drenagem adequados, assim como a sua manutenção são importantes medidas preventivas para reduzir a infestação de infestantes. Uma limpeza

periódica das infestantes estabelecidas ao longo dos canais de rega evita a sua invasão nos campos. Em situações em que seja economicamente possível, a substituição dos canais por tubos subterrâneos de drenagem elimina uma fonte potencial de infestação.

A utilização de sistemas de rega localizada, como a rega gota-a-gota, favorecem o desenvolvimento das culturas em detrimento das infestantes (Berkowitz, 1988). Por outro lado, os sistemas de rega por aspersão favorecem as infestantes e muitas delas têm uma maior eficiência com a utilização de água (produção de biomassa utilizada por unidade água usada para a evapotranspiração), comparativamente às culturas. Em Portugal, encontra-se implementado desde há alguns anos, o sistema de rega localizada nos citrinos, assumindo a rega gota-a-gota uma grande importância. A região da Algarve conhecida pela importância na produção de citrinos a nível nacional, o sistema de rega-gota-a-gota, cobre aproximadamente uma área de aproximadamente 80% da superfície ocupada pelos citrinos.

### **Gestão dos resíduos das culturas**

A mobilização dos resíduos das culturas estimula a germinação das sementes das infestantes e a sua emergência, assim é uma medida favorável, uma vez que reduz o banco de sementes do solo. Contudo, deve-se evitar que as infestantes emergidas cheguem a formar sementes, voltando estas novamente a estabelecer as sementes no solo. A mobilização dos resíduos pode ser considerada negativamente em alguns aspectos ambientais, caracterizados por uma alta taxa de mineralização da matéria orgânica do solo. Neste caso é preferir cortar os resíduos e distribuí-los, o mais uniformemente possível sobre a parcela de terreno, para abafar as infestantes que germinem debaixo destes. Este efeito é idêntico ao esperado, com a utilização das culturas de cobertura como mantas mortas (Bàrberi, 2003).

As sementes de muitas infestantes podem ser destruídas, queimando os resíduos, esta técnica é contudo desfavorável, uma vez que produz um efeito negativo sobre a matéria orgânica do solo (Bàrberi, 2003). Em Portugal e de acordo com o regulamentado na legislação sobre medidas Agro-Ambientais, o método de gestão dos resíduos das culturas não é permitido. Contudo esta técnica tem muita incidência nos países tropicais, designadamente em África.

### **Métodos culturais**

#### **Data de sementeira e arranjo espacial**

Em muitos casos, a modificação da data de sementeira, densidade e arranjo espacial podem reduzir a emergência e/ou aumentar a capacidade competitiva da cultura (Mohler, 1996), porém este efeito está mais dependente da cultura, do que do ambiente. Spandi *et al.*, (1998)

observaram que o controlo de *Setaria viridis* (L.) P. Beauv. na sementeira de Primavera foi favorecida, comparando com a sementeira de trigo realizada no Outono, devido à emergência das infestantes de uma única vez, em vez de várias emergências, sendo mais vulneráveis aos métodos de controlo directo (herbicidas, etc). Em casos como este, a data de sementeira pode ser usada pelo agricultor, como um método cultural de gestão das infestantes. Em outras culturas (p.e. ervilheira e batateira), um aumento na densidade de sementeira, pode tornar a cultura mais competitiva com as espécies infestantes, mas isto muitas vezes resulta em detrimento no rendimento, devido à elevada competição intra-específica entre as plantas da mesma espécie (Lawson & Topham, 1985; Litterick *et al.* 1999).

Em contraste para culturas que apresentam uma grande plasticidade fenológica, a modificação da densidade de sementeira, tem permitido que esta seja utilizada como estratégia de gestão das infestantes. Esse pode ser o caso de *Vicia faba* var. *minor*, uma leguminosa, que pode ser encontrada em climas mediterrâneos, utilizada tanto como fonte de proteica para a alimentação animal, como cultura que estabelece a fertilidade do solo. Esta espécie pode ser semeada em linhas mais apertadas de 15 cm ou espaçadas de 40-70 cm. No primeiro caso o número de vagens ou o rendimento do grão por planta pode diminuir e a altura da inserção da vagem aumentou, mas o rendimento do grão por unidade de área e o teor proteico permaneceu aceitável (Bonari & Macchia, 1975).

Usar plantas transplantadas em vez de sementes (em culturas hortícolas) também aumenta a capacidade competitiva da cultura, devido ao diferencial no desenvolvimento entre a cultura e as infestantes.

### **Seleção da variedade da cultura**

Diferentes variedades da mesma cultura possuem características que podem tornar a cultura mais competitiva contra as infestantes. As características das variedades são aquelas que estão relacionados com uma mais rápida emergência, (Rasmussen & Rasmussen, 2000) e elevadas taxas de crescimentos em desenvolvimento mais precoces. A utilização destas variedades pode reduzir a necessidade de se utilizarem métodos de controlo químico (p.e., herbicidas, entre outros).

O potencial para a selecção de variedades com características competitivas contra as infestantes, foi demonstrado em sementes australianas de trigo, contudo a expressão das vantagens competitivas na situação em pleno campo é fortemente influenciada pelas condições ambientais (Lemerle *et al.*, 2001).

A elevada competitividade do genótipo pode estar relacionada com a produção de aleloquímicos que inibem a germinação e crescimento das infestantes. Olofsdotter (2001) demonstrou que algumas variedades de arroz são capazes de excretar compostos aleloquímicos com actividade contra as infestantes, assim existe um potencial para a utilização e selecção de variedades de culturas, como métodos culturais para a gestão das infestantes na cultura do arroz.

As plantas que emergem no campo prematuramente apresentam uma vantagem competitiva. Se considerarmos uma cultura, esta apresentam uma melhor selectividade durante as operações de eliminação subsequentes. As sementes de culturas vigorosas são particularmente importantes no estabelecimento da cultura no cedo (Rasmussen & Rasmussen, 2000).

### **Consociações de culturas**

As consociações incluem sistemas agronomicos em que uma segunda cultura é plantada com uma primeira. Esta é uma área activa de investigação, que é difícil resumir neste capítulo. A terminologia consociação é fluída (Van Der Weide, 2002). Liebman e Dyck (1993) distinguiram dois tipos: O primeiro sistema, em que o rendimento da primeira cultura é mais importante, e a segunda é plantada, como uma segurança para a perda da primeira cultura, para o controlo da erosão, melhoria da fertilidade do solo, ou controlo de infestantes. As consociações podem apresentar vantagens no controlo de infestantes comparativamente a uma única cultura, por duas razões. Em primeiro lugar maior rendimento da cultura e menor crescimento de infestantes, pode ser obtido se a consociação for mais eficaz do que as culturas isoladas, na eliminação dos recursos disponíveis para as infestantes ou na redução das infestantes por efeitos alelopáticos. Devido à dificuldade de monitorizar a utilização dos recursos disponíveis entre as consociação e as infestantes na época de crescimento, a identificação dos mecanismos específicos da eliminação das infestantes e a obtenção de rendimentos com a consociação, são até agora bastante alusivos (Liebman & Dyck, 1993). Segundo Zaragoza (2003), podem ser seguidos os seguintes exemplos:

Regiões temperadas: alface x cenoura

couves x alhos, cebola, alho-porro, tomateiro

milho x feijão, soja

Nas regiões tropicais este método encontra-se bem adaptado às condições dos sistemas tradicionais de agricultura.

Regiões tropicais: milho x feijão, mandioca

cana-de-açúcar x cebola, tomateiro

## **Enrelvamento**

Dá-se a designação enrelvamento a espécies de plantas que são introduzidas juntamente com a cultura, com o intuito, de trazer benefícios para o agro-ecossistema. Alguns dos maiores benefícios, já apresentados destacam-se: a protecção do solo contra a erosão, captura e redução da perda de nutrientes do solo, fixação de azoto, aumento do teor do solo em carbono e em associação, melhorar as características físicas e químicas do solo, diminuir a temperatura do solo, aumentar a biodiversidade, incluindo, organismos benéficos e eliminação de pragas e infestantes (Sustainable Agriculture Network, 1998; Hartwig & Ammon, 2002).

O enrelvamento pode ser agrupado em várias categorias de acordo com as espécies que o constituem:

- 1) Espécies anuais que crescem fora da época, sendo eliminadas antes da plantação da cultura.
- 2) Espécies que crescem simultaneamente com a cultura na sua totalidade ou apenas durante parte da época de crescimento.
- 3) Espécie que cobrem o solo durante o ciclo cultural

As espécies que são eliminadas antes da plantação da cultura exercem a sua acção no controlo das infestantes, pelo efeito que os resíduos têm na germinação; contudo estes resíduos podem ser incorporados no solo, ou permanecer à superfície.

**i) Incorporação dos resíduos no solo:** quando os resíduos são incorporados por meio de uma lavoura, muitas espécies podem ser estimuladas a germinar, pelo que, tácticas de gestão das infestantes, devem estar disponíveis para controlar as possíveis emergências.

A incorporação de resíduos pode ser tóxica para as infestantes, pela libertação de compostos químicos alelopáticos. Existem muitos artigos sobre alelopatia, assim como sobre o isolamento de compostos alelopáticos, a partir das plantas (Inderijt & Keating, 1999). Contudo este fenómeno pode ser inconsistente sob condições naturais, porque o potencial alelopático das plantas é afectado por muitos factores, tais como idade da planta, condições ambientais, entre outros (Einhellig, 1996).

**ii) Resíduos à superfície do solo:** quando os resíduos são deixados à superfície vários factores podem contribuir para a eliminação das infestantes (Teasdale, 1998; Liebman & Mohler, 2001). A não realização de uma lavoura, conduz a reduzidas emergências de espécies infestantes. O controlo de infestantes pela presença de resíduos à superfície do solo, pode variar de acordo com as espécies, resíduos e infestantes. Os resíduos à superfície podem influenciar o microclima do solo. Estes podem reduzir a temperatura do solo entre um valor máximo de 2-5°C e um valor mínimo de 1°C, em climas temperados; porém estas variações estão relacionadas com a intensidade de radiação, humidade e tipo de solo. Estes factores

podem ter efeitos negativos nos fenómenos de quebra da dormência e germinação das espécies (Teasdale & Mohler, 2000).

**Aplicações práticas:** espécies que se encontrem bem adaptadas ao local, e que sejam estabelecidas de acordo com técnicas adequadas, sobretudo no que se refere às datas de plantação, podem apresentar resultados bastante satisfatórios. A junção de espécies com exigências complementares em termos de recursos é uma medida que permite aumentar a biomassa do enrelvamento. Por vezes uma boa combinação é aquela que faz associação entre gramíneas e leguminosas. Nos estudos realizados por Teasdale e Abdul-Baki (1998) a consociação *Vicia villosa* x *Trifolium incarnatum* x *Secale cereale*, conduziu a uma grande produção de biomassa, o que permitiu eliminar as infestantes a um nível superior, comparativamente a cada uma das espécies consideradas isoladamente.

**Cobertura permanente:** De entre as várias espécies, as leguminosas são de um modo geral as espécies seleccionadas quando o objectivo é uma cobertura permanente do solo. As espécies forrageiras são muitas vezes utilizadas nos enrelvamentos, devido aos seus reduzidos hábitos de crescimento, comparativamente a outras culturas, e pelo facto de serem espécies relativamente fáceis de estabelecer e gerir (Teasdale, 2003).

Porque as infestantes e as plantas que constituem o enrelvamento competem pelos menos recursos, as infestantes podem ser eliminadas pela introdução de algumas espécies nos sistemas de cultura. Se o enrelvamento for estabelecido antes da emergência das infestantes, a presença de uma vegetação verde cobrindo o solo, cria um conjunto de condições ambientais, desfavoráveis à germinação, emergência e crescimento das infestantes. O enrelvamento faz com que a quebra da dormência e a germinação das sementes não ocorra, devido à menor qualidade e quantidade de luz que atinge a superfície do solo (razão vermelho/vermelho longuínquo e amplitude diária de temperaturas), comparativamente aos resíduos deixados à superfície do solo (Teasdale & Daughtry, 1993).

Considerando os citrinos, uma vez estabelecido o enrelvamento, este pode utilizar água, luz e nutrientes, que de outro modo estariam disponíveis para as espécies infestantes. As espécies que crescem na entrelinha quando não há qualquer cultura presente podem desempenhar um papel importante, porque mantêm o solo coberto, que de outra forma estaria ocupado por espécies infestantes. Por exemplo, espécies plantadas no Outono, permitem a formação de uma cobertura vegetal, que permite proteger o solo da erosão (Moyer *et al.*, 2000).

O enrelvamento para permitir eliminar espécies infestantes deve apresentar as seguintes características (Teasdale, 2003):

- Permitir uma rápida cobertura do solo, com vegetação densa;
- Estabelecimento e crescimento rápido, que permita ultrapassar as espécies infestantes;
- Selectividade para a cultura, assim como para as espécies que lhes estão associadas;

Para a obtenção de selectividade entre a cultura e as infestantes devem ser consideradas as seguintes medidas:

1. Seleccionar espécies com reduzidos hábitos de crescimento, que competem principalmente por luz. Neste caso, à medida que o enrelvamento se estabelece antes das espécies infestantes, a supressão das infestantes é mantida, pela falta de luz, necessária ao seu crescimento.
2. Estabelecer as espécies de modo a que o pico de crescimento das espécies não coincida com o período crítico, em que os fenómenos de competição teriam mais impacto no rendimento da cultura.
3. Suplementar o teor de água e azoto, para compensar os recursos utilizados pelas espécies que fazem parte do enrelvamento.
4. Suprimir o enrelvamento para reduzir a competitividade com a cultura.

Para eliminar as culturas de cobertura, devem ser adoptadas as seguintes medidas:

- a) A aplicação de herbicida à sementeira a um nível que permita a supressão das espécies, mas que não seja letal.
- b) A aplicação de herbicida num faixa para eliminar as espécies na linha da cultura, assim como para reduzir a competição, por unidade de área da linha, mas permitindo a supressão da cobertura entre as linhas.

### **Fertilização**

Fertilizações azotadas em pré-sementeira podem aumentam a capacidade competitiva da cultura, relativamente às infestantes, em culturas com grande desenvolvimento em estados precoces, mas este efeito é modulado pelo tipo de espécie infestante prevalecente no campo. Por exemplo em girassol crescendo em condições mediterrâneas, uma aplicação em pré-sementeira de fertilizantes azotados sintéticos permitiu um melhor controlo de emergências tardias de *Chenopodium album*, *Solanum nigrum* e *Xanthium strumarium* (Paolini *et al.*, 1998). Em contraste a mesma técnica resultou numa vantagem competitiva para emergências precoces de infestantes como a *Sinapis arvensis* (Paolini *et al.*, 1998).

## **Luta química**

### **Aplicação de herbicidas**

A partir da segunda Guerra Mundial (1939-45), o desenvolvimento da química orgânica levou ao rápido desenvolvimento de moléculas com propriedades toxicológicas. Os pesticidas minerais predominantes até então, depressa foram substituídos pelos produtos orgânicos.

O uso dos pesticidas na agricultura afirmou-se desde aí como uma solução eficaz, cómoda e relativamente barata, pelo que se vulgarizou e tornou prática corrente. Durante um breve período de tempo, pareceu estarem resolvidos os problemas fitossanitários na agricultura. Porém, a utilização abusiva dos pesticidas acabou por desencadear fenómenos nefastos, já detectáveis na década de 50, tais como desequilíbrios biológicos, resistências aos pesticidas, resíduos tóxicos nos alimentos vegetais, contaminação do ambiente (solo e água) e sua acumulação na natureza, inclusivé nas cadeias alimentares.

Embora a aplicação dos herbicidas assuma alguma importância na protecção das culturas, no entanto existem aqueles riscos que foram salientados no parágrafo anterior (Frazão & Rocha, 1999).

O sucesso da aplicação dos herbicidas começa com a selecção de um adequado herbicida ou mistura de herbicidas. Todos os herbicidas apresentam no rótulo um conjunto de recomendações, sobretudo relacionadas com a dose do produto a aplicar e espécies controladas pela respectiva substância activa. Os herbicidas podem eliminar todas as espécies classificadas como susceptíveis à sua acção, e que sejam apresentadas no rótulo, se aplicados no momento correcto e na dose certa. Por vezes um herbicida recomendado pode não eliminar todas as infestantes. A dose do herbicida, o estado de desenvolvimento da infestante, as condições climáticas, e os métodos de aplicação podem afectar a eficácia. Condições climáticas extremas (secas, inundações e temperaturas extremas) que provocam stress nas plantas podem resultar numa comportamento não eficaz do herbicida (Futch & Singh, 2008).

Independentemente das culturas para que estão homologados, é possível agrupar os herbicidas, em herbicidas aplicados ao solo e de aplicação sobre a parte aérea das infestantes. Nos herbicidas de aplicação ao solo, vulgarmente designados por residuais, incluem-se os herbicidas de diferente modo de penetração na planta, sendo difícil estabelecer limites bem definidos entre eles. Assim os herbicidas sistémicos incluem os que são translocados na planta, da raiz para as folhas; de germinação, os que actuam na fase inicial da germinação das sementes, com translocação muito ligeira; de contacto, os que não são translocados na planta, mas exercem uma ligeira acção de contacto ao nível do solo, sobre a parte aérea das plântulas no início do seu desenvolvimento (Frazão & Rocha, 1999).

Herbicidas de aplicação sobre a parte aérea das infestantes:

- Herbicidas de contacto: a aplicação destes herbicidas deve ser efectuada sobre as infestantes em crescimento activo. Actuam por contacto sobre os órgãos verdes das plantas, provocando-lhes necroses visíveis. A translocação é nula ou ligeira, pelo que, nas infestantes vivazes, destroem apenas, temporariamente, a parte aérea. Também nas infestantes anuais muito desenvolvidas após a destruição parcial da parte aérea, a sua acção pode ser insuficiente, pois as plantas podem reiniciar o desenvolvimento a partir dos meristemas latentes situados nas axilas das folhas basais. A eficácia depende, fundamentalmente, do estado de desenvolvimento das infestantes e das condições climáticas na altura da aplicação.

- Herbicidas sistémicos de absorção foliar: a aplicação deve ser efectuada sobre infestantes com bom desenvolvimento foliar e em crescimento activo. São absorvidos pela parte aérea das infestantes e translocados para os órgãos subterrâneos, permitindo-lhes actuar sobre espécies vivazes. Provocam perturbações variadas na fisiologia das plantas, que se manifestam, geralmente, por deformações e destruição da clorofila. Como os herbicidas de contacto, a eficácia também é influenciada pelas condições climáticas e pelo estado de desenvolvimento da planta.

- Herbicidas sistémicos de absorção foliar e radicular: a aplicação deve ser efectuada sobre as infestantes em crescimento activo. Actuam sobre as espécies presentes no momento da aplicação e no solo. A eficácia é também influenciada pelas condições climáticas e pelo estado de desenvolvimento da planta.

Os herbicidas exercem a sua acção principalmente a nível da fotossíntese, nos cloroplastos. São frequentes os herbicidas que interferem com a divisão celular e o desenvolvimento celular, a biossíntese dos aminoácidos e a dos lípidos e escassos os que afectam a respiração celular.

Durante a fotossíntese, que decorre nos cloroplastos, a energia luminosa captada pela clorofila, é convertida em energia química, com a incorporação do CO<sub>2</sub> em hidratos de carbono (açúcares)

Enquanto o fotossistema I só é inibido por herbicidas bipyridilos, como o diquato e paraquato, o bloqueamento da proteína D1 do fotossistema II ocorre com numerosos pesticidas pertencentes a diferentes famílias químicas: triazinas, triazona, uracilo, piridazinona, biscarbamato, ureia, anilida, hidrobenzonitrilo e benzotiadizinona. O facto das moléculas destes herbicidas se ligarem a zonas diferentes da proteína D1 justifica que sejam considerados modos de acção diferentes (C1, C2, C3).

No quadro a seguir são apresentados os diferentes modos de acção dos herbicidas.

Quadro 3 – Modos de acção dos diferentes herbicidas

Processo fisiológico bioquímico	e enzima	Alvo	outro	Subst. Activa	Exemplo família química	Class if. HRA C
<b>Parede celular</b>				diclobenil	Benzonitrilo	L
Inibição da biossíntese da celulose calose				isoxabena	amida	L
<b>Divisão celular</b>		Proteína tubulina		pendimetalina, trifluralina	dinitroanilina	K1
Perturbação metafase				alacloro, metolacoloro	cloroacetamida	K3
				Propizamida	benzamida	K3
				mefenaceto	benzotiazol	K3
<b>Desenvolvimento celular</b>				2,4-D, dicloprope, MCPA	ácido ariloxi-alcanóico	O
Efeito similar ao ácido indol-acético				mecoprope		
				dicamba	ácido benzóico	O
				triclopir	ácido piridino-carboxílico	O
				quicloraque	ácido	O
					quinolinacarboxílico	O
					hidroxibenzonitrilo	
<b>Respiração</b>				bromoxinil, ioxinil		
4ª fase (perturbação da produção de ATP)						
<b>Fotossíntese</b>		Bloqueamento do transporte de electrões por fixação na proteína D1		atrazina, cianazina, prometrina, simazina, terbutrina	triazina	C1
Fotossistema II				metamirão, metribuzina	triazinona	C1
				bromacil, lenacil	uracilo	C1
				cloridazão	piridazinona	C1
				demedifame, fenemedifame	biscarbamato	C1
				clortolurão, diurão, isoproturão, linurão, metobromurão	ureia	
				propanil	anilida	C2
				bromoxinil, ioxinil	hidrobenzonitrilo	C3
				bentazona	benzotiadizinona	C3
<b>Fotossíntese</b>		desvio de electrões, transferência de oxigénio e produção de iões superóxido e peróxido		diquato, paraquato	bipiridilo	D
Fotossistema I						
<b>Fotossíntese</b>	PPO:			oxifluorfena	difeniléter	E
Biossíntese da clorofila	da protoporfirinogénio oxidase			oxadiazão	oxadiazolona	E
<b>Cloroplastos</b>	PDS:			diflufenição	fenoxidicotilanolida	F1
Biossíntese de carotenóides	de fitoenodesaturase			flurocloridona	pirrolidona	F1
	4-HPPD: 4-hidroxifenil-piruvato-dioxigenase			isoxaflutol	isoxazol	F2
				sulcotriona	ciclohexanodiona	F2
				amitrol	triazol	F3
<b>Biossíntese de aminoácidos (AA) AA de cadeia ramificada</b>	ALS: acetolactato sintase ou AHAS			bensulfurão-metilo	Sulfonilureia	B
	Acetohidroxiácido sintase			nicossulfurão		
				rimsulfurão, triassulfurão		
				imazametabenze,	Imidazolinona	B
				imazapir		

Processo fisiológico bioquímico	e enzima	Alvo	Subst. Activa	Exemplo família química	Class if. HRA C
AA shiquinato	EPSP: 5-enolpirúvico-shiquinato-3-fosfato sintase		glifosato	Aminoácido	G
AAglutamato	GS- glutamina sintase		glufosinato de amónio	Ácido aminofosfínico	H
Biossíntese dos lípidos	ACCase: acetil-coenzima A carboxilase		diclofope-metilo, fenoxaprope-p-etilo, fluazifope-p-butilo, quizalafope-p-etilo	ácido 2(-4arilfenoxi) propriónico	A
	polimerases		cicloxidime, setoxidime	ciclohexanodiona oxima tiacarbamato	A
Desconhecido			molinato, tiabencarbe etofumesato	benzofuranilo	
			flamprope-M (isopropilo)	arilalanina	Z
			dazomete, metame-sódio		Z

Fonte: Copping & Hewitt 1998; Rao, 2000; Gaillardon, *et al.*, 2001 ; Calha & Rocha, 2002; Acta, 2003.

### Efeitos secundários dos pesticidas

Os efeitos secundários dos pesticidas, são definidos como qualquer acção bem caracterizada, diferente daquela para que esse pesticida foi usado, quer seja benéfica ou não, imediata ou mediata e que resulte da utilização autorizada pelos serviços oficiais (Amaro, 2003). Entre os efeitos secundários dos pesticidas destacam-se: 1) resistência aos pesticidas dos inimigos da cultura; 2) toxicidade para o homem; 3) toxicidade para os animais domésticos; 4) toxicidade para os auxiliares; 5) fitotoxicidade (prejuízos na quantidade e qualidade da produção, como cor e cheiro e nos processos de transformação); 6) poluição ambiental: solo, água, aves, peixes e outros organismos aquáticos, vertebrados terrestre (incluindo aves e abelhas), minhocas e organismos do solo, assim, como outra fauna e flora não visada.

### A resistência dos inimigos das culturas

A resistência aos pesticidas é manifestação da selecção natural, evidenciada por Charles Darwin no século XIX, consequência da maior capacidade de sobrevivência e reprodução dos biótipos mais aptos e melhor adaptados aos factores ambientais predominantes.

Segundo Norris *et al.*, (2003), a resistência adquirida a um pesticida é a capacidade genética de alguns biótipos de espécies de inimigos das culturas que, no âmbito de uma população dessa espécie, sobrevivem à aplicação pesticida nas doses autorizadas que, em condições adequadas, combate eficazmente essa espécie.

Numa população de um inimigo de uma cultura agrícola, que vai ser submetida à aplicação de um pesticida, a par da maioria dos biótipos susceptíveis, que serão eliminados, pode ocorrer a

presença de alguns, escassos, biótipos que sobrevivem. Ao longo de algumas gerações, submetidas à pressão de selecção de repetidos tratamentos com esse pesticida, verifica-se o aumento progressivo da população de biótipos resistentes. A presença ou a ocorrência de indivíduos resistentes a um dado pesticida pode ser consequência de mutação, dando origem a novas gerações com capacidade para resistir à acção tóxica desse pesticida. O carácter que explica a resistência pode ser a expressão de um único gene (resistência monogénica), que pode ocorrer em poucas gerações, ou ser condicionado pela acção conjunta de vários genes (resistência poligénica), de desenvolvimento mais lento (Borges, 1982; Pedigo, 1996; Norris *et al.*, 2003).

A resistência aos pesticidas esteve na origem da sua ineficácia, com graves consequências económicas, não só na indústria dos pesticidas mas também para os agricultores e os consumidores de produtos alimentares, devido ao aumento do custo de novos pesticidas e da produção desses alimentos e, também, aos prejuízos causados pelos inimigos das culturas.

No caso dos herbicidas, em 1957, já se havia verificado resistência da infestante *Daucus carota* ao 2,4-D, mas foi lenta a expansão da resistência a esta família química dos ácidos ariloaxialcanóicos e similares que, em 1980, atingia cerca de cinco biótipos de infestantes e, em 2000, próximo de 20. A família de herbicidas mais afectada pela resistência nos anos 70 foi, a das triazinas. O número de biótipos de infestantes resistentes aos herbicidas aumentou progressivamente, desde a 2ª metade dos anos 70, atingindo cerca de 250 em 2000, destacando-se com mais frequência, as triazinas, os inibidores de enzimas ALS (sulfonilureias, imidazolininas) e os bipiridilos (diquato e paraquato) e mais recentemente o glifosato (Heap & Baron, 2001; Heap, 2005).

### **Os tipos de resistência**

A resistência natural, ou tolerância, de um inimigo de uma cultura a um pesticida permite a sua sobrevivência em virtude de nenhuma das suas funções vitais ser afectada perante as doses normalmente utilizadas. Como exemplo refere-se para o caso dos herbicidas, as infestantes dicotiledóneas em relação ao herbicida diclofop-metilo (Silva, 1985; Leroux *et al.*, 2002; Leroux, 2003; Norris *et al.*, 2003). Este conceito, tolerância, distingue-se do anterior (resistência cruzada) pois não resultou de um processo de selecção imposto pela aplicação do herbicida.

A resistência cruzada ocorre quando o organismo se torna resistente, não só ao pesticida utilizado no seu combate mas também a outros pesticidas com o mesmo modo de acção.

Como exemplo refere-se a resistência do *Raphanus raphanistrum* L. ao diurão e a outras ureias como o linurão.

A resistência múltipla significa que o inimigo da cultura possui dois ou mais mecanismos de resistência diferentes. É o exemplo do rabo-de-raposa (*Alopecurus myosuroides* Huds.) resistente a herbicidas inibidores de ACCase (ácido 2(4-amilofenoxi)propiónico), ALS (sulfonilureia) e EPSP (glifosato) (Heap, 2005).

### **Toxicidade dos pesticidas para o homem**

A acção tóxica dos pesticidas aos inimigos das culturas pode também ocorrer em relação ao homem, em particular quando são afectados mecanismos vitais, como se verifica a nível do sistema nervoso, da inibição da acetilcolinesterase ou da respiração e na inibição do transporte de electrões nas mitocôndrias, durante a respiração celular (Amaro, 2003).

Não existem estatísticas rigorosas sobre a dimensão das intoxicações causadas por pesticidas, havendo algumas informações relativas à toxicidade aguda proveniente de acidentes durante a formulação, transporte, armazenamento, preparação para aplicação e uso de pesticidas e mais difíceis de obter, com precisão, quanto à toxicidade crónica decorrente, em particular, de resíduos de pesticidas presentes nos produtos agrícolas alimentares e água.

A Organização Mundial de Saúde (OMS) refere o total anual de 500 000 intoxicações, em 1975 (Davies, 1981), e de três milhões em 1990, sendo neste caso de 220 000 o número de mortes (Pimentel & Greiner, 1997; Ecobichon, 1999) e admitindo-se a existência de muitos outros casos. Numa publicação da OCDE de 1995 são referidos 25 milhões de agricultores e trabalhadores agrícolas de países em desenvolvimento afectados, anualmente, por intoxicações com pesticidas.

Em Portugal também escasseia a informação rigorosa sobre intoxicações com pesticidas.

A toxicidade de um pesticida para o homem é condicionada pela capacidade intrínseca de interferir em sistemas vitais do organismo humano, pela via de exposição e pela duração da exposição ao pesticida. As vias de exposição são: i) oral, por ingestão pela boca; ii) cutânea, através da pele e dos olhos e iii) inalação, através das vias respiratórias e pulmões.

A exposição oral resulta do consumo de alimentos e de água com resíduos de pesticidas, por ingestão accidental do pesticida por crianças ou adultos desprevenidos ou por suicídio. A exposição cutânea é a mais frequente causa de envenenamento de trabalhadores que manipulam pesticidas, durante o seu transporte, armazenamento e aplicação, sendo o nível de gravidade do risco de exposição condicionado pela toxicidade da substância activa, sua formulação e parte do corpo exposta, como as mãos, braços e olhos. A exposição por inalação

ocorre com maior risco nos tratamentos em estufas e em geral na manipulação e aplicação de pós, pulverizações finas, aerossóis, fumos e gases (Amaro, 2003).

Consoante a duração da exposição, a toxicidade de um pesticida pode ser:

- Aguda: a uma única ou várias exposições num período de tempo muito curto (ex.: 24 horas);
- A curto prazo ou subcrónica: exposição repetida durante um período de tempo mais longo (ex. 1 a 3 meses), ou tempo inferior a metade a vida de um animal de laboratório (ex. rato, cão);
- Crónica: exposição repetida diariamente durante um período de tempo muito longo (ex. a maior parte da vida do animal).

Os pesticidas podem ser classificados, consoante a sua perigosidade (Decreto-lei 94/98)

- Quando ingeridos, inalados ou por penetração cutânea, podem causar:
  - A morte ou risco de afecções agudas: em muito pequenas quantidades – **muito tóxico**

Em muito pequenas quantidades – **tóxico**

Em maiores quantidades – **nocivo**

- Cancro ou aumentar a sua incidência – **cancerígeno ou carcinogénico**
  - Tumor não canceroso – **oncogénico**
  - Malformação nos membros do animal ou de outra natureza por toxicidade a nível do embrião ou de posterior desenvolvimento pré-natal – **teratogénico**
  - Efeito genético hereditário ou aumento da sua frequência – **genotóxico ou mutagénico**.
  - Efeito adverso na fertilidade masculina ou feminina e no desenvolvimento da descendência – **toxicidade para a reprodução**
  - Perturbação na produção de hormonas (estrogénio, androgénio e tiróide) – **toxicidade para o sistema endócrino**
  - Em contacto com os tecidos vivos podem causar nestes uma acção destrutiva – **corrosiva**
  - Em contacto directo, prolongado ou repetido com a pele ou com as mucosas podem causar uma reacção inflamatória – **Irritante**
  - Por inalação ou penetração cutânea podem causar uma reacção de hipersensibilidade, de carácter alérgico, verificando-se efeitos nefastos em posteriores exposições – **Sensibilizantes**.
- Os estudos de **neurotoxicidade retardada** devem ser realizadas com substâncias activas que pela sua estrutura se admita que, após uma exposição aguda, possam causar este tipo de toxicidade, como se verifica com os organofosforados.

Alguns pesticidas podem, contudo, ser explosivos, extremamente inflamáveis, altamente inflamáveis e inflamáveis, o que é devidamente apresentado nos rótulos através de frases de risco e de segurança, associadas a símbolos adequados (Tomlin, 2000).

### **Toxicidade para os animais, espécies normalmente alimentadas, mantidas e consumidas pelo homem (animais domésticos)**

Nos princípios uniformes relativos à aplicação de requisitos e à avaliação de informação fornecida no processo de autorização de colocação de pesticidas definidos a nível europeu e transpostos pela legislação nacional pelo Decreto – Lei 341/98, são referidas orientações relativas à avaliação dessa informação e à definição de condições ou restrições a adoptar no processo de decisão aplicáveis ao homem, e por vezes, também aos animais.

Deste modo, deve proceder-se à avaliação das possibilidades de exposição de animais e substâncias activas e/ou outro elemento tóxico do pesticida nas condições de utilização propostas, considerando os períodos de espera ou outras precauções destinadas à sua protecção. Pretende-se assim assegurar a ausência de efeitos negativos nos animais.

Em Portugal o impedimento de acesso dos animais às áreas tratadas é referido para 46 pesticidas, dos quais 10 são herbicidas.

O período de não acesso varia entre um dia (para herbicidas diquato e paraquato) e oito meses para amitrol. Para três herbicidas à base de amitrol mantém-se a restrição enquanto existirem ervas e para os herbicidas 2,4-D+MCPA e MCPA quando existirem ervas venenosas (Fernandes & Reis, 2002).

A restrição de não utilização da água de valas tratadas com o herbicida diclobenil, impedindo o consumo humano da água e do peixe aí existente a menos de 60 dias após o tratamento, também se aplica a animais.

### **Toxicidade dos pesticidas para as plantas nomeadamente fitotoxicidade**

A utilização dos pesticidas deve corresponder à ausência de efeitos inaceitáveis sobre os vegetais, nomeadamente quanto a: 1) redução da produção à colheita por motivos de fitotoxicidade; 2) efeitos negativos na qualidade dos vegetais ou produtos vegetais; 3) efeito negativo nos vegetais (ex: viabilidade, germinação, abrolhamento, enraizamento, implantação) a utilizar para fins de propagação ou reprodução; 4) ausência de impacto inaceitável na cultura subsequente ou nas culturas adjacentes. Contudo relativamente a este último aspecto muito pouca informação existe disponível nos manuais (Amaro, 2003).

Porque a toxicidade dos pesticidas para as plantas exige precauções, deve ser consultado o rótulo do produto.

No conjunto dos efeitos secundários dos pesticidas deve destacar-se a importância da fitotoxicidade, em especial no caso dos herbicidas. Nestes é de extrema importância considerar qualquer referência à utilização do produto em função da idade da cultura e da parte da cultura a não atingir com o herbicida, da época de aplicação (ex. repouso vegetativo, antes da rebentação, floração, o risco de atingir culturas vizinhas e a natureza do solo (Amaro, 2001).

### **Toxicidade dos pesticidas para as abelhas**

É bem conhecida, desde há mais de 40 anos, a toxicidade aguda dos pesticidas em relação às abelhas, mas é fundamental conhecer as condições de exposição a que são submetidas em consequência da aplicação dos pesticidas para combater os inimigos de várias culturas. No Decreto-Lei 94/98, que condiciona a homologação dos pesticidas, é considerado o conhecimento da toxicidade aguda oral e por contacto e eventuais riscos para a descendência e nos princípios uniformes clarifica-se a orientação a adoptar.

Além do perigo inerente à toxicidade aguda de uma substância activa em relação às abelhas, há outros factores que condicionam o risco como: o tipo de formulação (sendo normalmente as formulações sólidas como os pós mais perigosos que as formulações líquidas), a técnica de aplicação, a persistência do efeito residual, a temperatura e a idade das abelhas (Amaro, 2003).

### **Toxicidade dos pesticidas para os organismos aquáticos**

De acordo com as exigências na UE para a homologação de uma nova substância activa e produtos formulados incluem a prévia realização de ensaios de toxicidade aguda e crónica para os organismos aquáticos, isto é, em relação a peixes, a invertebrados aquáticos a algas e a plantas aquáticas.

Em Portugal à semelhança de outros países da UE, são consideradas três classes de toxicidade para os organismos aquáticos: extremamente perigoso, muito perigoso e perigoso. A distribuição desta classificação pelo conjunto de pesticidas homologados em 2002 em Portugal evidencia que: 7,2% são extremamente perigosos; 30,6% são muito perigoso, e 49,2% perigoso, este último com particular destaque em moluscidas, herbicidas e fungicidas. Somente 13% dos pesticidas não atingem estes níveis de toxicidade (Amaro, 2003)

A importância dos riscos de contaminação da água pelos pesticidas, além do elevado número de pesticidas extremamente perigosos e muitos perigoso para organismos aquáticos, é também evidenciada pela obrigatoriedade, para os pesticidas, de inclusão no rótulo a frase: não contaminar as águas. Esta exigência tem exceção para dois herbicidas em valas e canais de rega.

### **Toxicidade dos pesticidas para as aves, a fauna selvagem e outros organismos**

Segundo os princípios uniformes (Fernandes & Reis, 2002) a autorização de um pesticida não será concedida se a exposição de aves, fauna selvagem ou minhocas evidenciar que a razão entre a toxicidade aguda a curto prazo e a exposição é inferior a 10 e, no caso de toxicidade a longo prazo, inferior a 5 ou o factor de bioconcentração relativo aos tecidos adiposos for superior a 1, salvo se a avaliação de risco demonstrar que não se verifica um impacto inaceitável nas condições de utilização propostas.

No Guia dos Produtos fitofarmacêuticos com Venda Autorizada (Fernandes & Reis, 2002), é referida a classificação toxicológica relativa a aves, à fauna selvagem, a minhocas e outros macroinvertebrados do solo.

No que se refere aos herbicidas são considerados tóxicos para as aves, a mistura clorolurão + terbutrina + triassulfurão.

Nos inquéritos sobre envenenamento com pesticidas de aves e fauna selvagem, realizados no Reino Unido, durante o período de 1990 e 1994 foram analisados 318 casos, verificando-se que as causas de envenenamento por herbicidas foram de 17%, em particular para o paraquato (Hunter, 1995).

É escassa a informação relativa à toxicidade dos pesticidas para minhocas e outros macrovertebrados do solo.

### **Protecção Integrada**

Perante a evidente insuficiência de adequadas soluções para os problemas de combate aos inimigos das culturas (pragas, doenças e infestantes) recorrendo isoladamente à luta química ou à luta biológica, propunha-se a integração destes dois meios de luta. Procurava-se assim valorizar, o mais possível, a luta biológica, em particular através do fomento da limitação natural, e recorrer, sempre que possível, à luta biológica clássica e ao tratamento biológico, e ponderava-se a utilização da luta química quando fosse indispensável e através do recurso a pesticidas menos perturbadores do equilíbrio biológico (Stern *et al.*, 1959).

Desde o aparecimento dos primeiros pesticidas orgânicos até à implementação da protecção integrada percorreu-se um longo período de tempo, durante o qual houve uma evolução dos conceitos no que se refere ao controlo dos principais inimigos das culturas. Assim da luta química cega houve uma evolução para a luta química aconselhada, desta para a luta química dirigida e posteriormente para a protecção integrada.

A luta química cega era caracterizada pela utilização indiscriminada de pesticidas de acordo com esquemas de tratamentos rígidos, definidos previamente. Na tomada de decisão têm influência os técnicos de empresas ou os responsáveis nos locais de venda dos produtos, recorrendo-se com maior frequência a preocupação de mais elevada eficácia, também de natureza económica (mais baratos) e toxicológica. A designação de “cega” traduzia a ausência de preocupações nomeadamente de natureza ecológica. No nosso país a predominância da luta química cega levou à designação de “luta química tradicional” (OILB/SROP, 1977).

Na década de 70, a luta química aconselhada é proporcionada pela intervenção e auxílio dos serviços de aviso, previligiando o recurso a pesticidas de largo espectro de acção, mas após ponderação da adequada oportunidade de tratamento, condicionada por métodos de previsão baseado no conhecimento do ciclo evolutivo dos inimigos das culturas (pragas, doenças e infestantes), nos estados fenológicos das culturas e em factores de natureza climática. Na selecção dos pesticidas eram ponderadas exigências de natureza ecológica, a par de índole económica (proporcionadas pelo mais reduzido número de tratamentos) e toxicológica (OILB/SROP, 1977).

Na luta química dirigida eram evidenciadas preocupações de natureza económica e ecológica, através das seguintes orientações: recurso ao nível económico de ataque (redução do número de tratamentos), assim como a utilização dos pesticidas com menores efeitos secundários negativos e, portanto, menores repercussões ecológicas e a protecção dos organismos auxiliares (OILB/SROP, 1977).

Na protecção integrada, proposta em 1977, maximizavam-se as preocupações de carácter económico, ecológico e toxicológico e adoptavam-se duas orientações: a integração de todos os meios de luta: biológicos, biotécnicos, culturais e químicos e a luta química dirigida limitada ao mínimo, só sendo utilizada quando indispensável.

A concretização da luta química dirigida e da protecção integrada pelos agricultores exigia que estes tivessem adequada formação profissional e o apoio, no terreno, de consultores técnicos bem preparados nestas modalidades de protecção de plantas.

Desfeitas as ilusões sobre a infabilidade da luta química, emergiram novas estratégias de luta fitossanitária, enquadráveis em sistemas de agricultura sustentável, nas quais se propõe a limitação do recurso aos pesticidas. A protecção integrada surge nesta linha, e é hoje considerada como vital na luta contra os inimigos das culturas. A “Estratégias temáticas para o uso sustentável dos pesticidas”, publicada recentemente preconiza a implementação da protecção integrada em todos os EM da EU a partir de 2014 (Directiva CEE nº 91/417)

As vantagens da Protecção Integrada relativamente à luta química convencional resultam dum menor número de tratamentos fitossanitários, da melhoria da sua oportunidade e consequente eficácia, e do uso de pesticidas menos tóxicos para o Homem, animais domésticos, organismos auxiliares e restante fauna útil (Amaro, 2003).

## **Controlo térmico**

As atitudes face à utilização de métodos químicos no controlo das infestantes, e a evidência de fenómenos de resistência, promoveu mais investigação, direccionada para a utilização de outras técnicas, como a morda térmica utilizando o calor no controlo de inimigos das culturas.

Os métodos de controlo térmico podem ser divididos, de acordo com o modo de acção: métodos de calor directo (fogo, radiação infravermelha, água quente, vapor, ar quente); formas indirectas de calor (microondas, radiação laser, radiação ultravioleta, entre outros); com o congelamento como terceiro modo de acção. Devido à grande diversidade de mecanismos e equipamentos, variações de doses e níveis de controlo das infestantes, é extremamente difícil comparar os efeitos de cada um dos métodos (Ferreira, 1998).

A luta térmica pode utilizar temperaturas elevadas através da exposição directa à chama, a radiações infravermelhas ou ao vapor. As temperaturas baixas são produzidas em sistemas frigoríficos adequados, onde se colocam os produtos agrícolas a conservar ao abrigo de ataques de pragas ou doenças (Laguë *et al*, 2000).

Para proporcionar a exposição directa à chama (fogo) podem utilizar-se queimadores com alimentação líquida munidos do seu próprio evaporador e queimador com alimentação gasosa que requerem um vaporizador externo. Estes queimadores devem produzir uma chama estreita de secção bem definida e com um perfil de temperatura uniforme. Deste modo será possível obter temperaturas elevadas mas constantes e correspondentes ao nível de termossensibilidade dos organismos a combater, nomeadamente insectos e infestantes (Laguë *et al*, 2000).

Para obter a radiação infravermelha a chama dos queimadores é dirigida sobre uma superfície de metal ou cerâmica que reflectirá a radiação sobre os organismos a combater. Esta técnica, que evita a exposição directa das culturas à chama, tem o inconveniente de exigir exposições mais prolongadas das infestantes às radiações, o que é pouco prático (Laguë *et al*, 2000).

Os aparelhos de luta térmica pelo vapor dispõem de queimadores que produzem vapor de água, em seguida pulverizado sobre os organismos a combater, nomeadamente infestantes. As exigências em água, além de carburante, tornam esta técnica de custo mais elevado (Laguë *et al*, 2000).

A luta térmica por exposição directa às chamas tem evidenciado desenvolvimento progressivo, sendo actualmente frequente a sua utilização no combate às infestantes, nomeadamente em agricultura biológica (Ferreira, 1998). Em culturas como o milho procede-se à integração da mobilização da entre-linha com luta térmica na linha. A menor sensibilidade das plantas de milho ao calor permite a utilização da luta térmica contra as

infestantes entre o estado de coleóptilo até as 2-3 folhas de milho e, depois, no estado de 6-7 folhas (45-50 cm de altura) (Laguë *et al.*, 2000; Leroux *et al.*, 2000).

O princípio básico do tratamento térmico é atingir a planta durante um período de tempo, menor que um segundo, com temperaturas elevadas, 100 °C ou superior. O controlo térmico destrói o material celular da planta, leva à coagulação das proteínas, inviabiliza a respiração e afecta o normal funcionamento da planta (Ascard, 1998).

Alguns estudos realizados com o objectivo de melhorar o controlo de infestantes em vários sistemas de agricultura, mostraram a importância do desenvolvimento da planta no momento do tratamento (Parish, 1989b, 1990b; Casini *et al.*, 1993; Ascard, 1994, 1998; Daar, 1994; Hansson & Ascard, 2002). Um tratamento numa época precoce reduz a quantidade de combustível e também aumenta a velocidade de trabalho com baixos custos.

A dose de energia utilizada pelo equipamento é de um modo geral regulada pela velocidade de trabalho (Ascard, 1995b; Hansson, 2002). Uma combinação entre a velocidade de trabalho e comprimento do equipamento determina a duração do tratamento.

Em alguns sistemas de agricultura, por exemplo nos sistemas de produção biológica, a aplicação de processos térmicos no controlo das infestantes está a aumentar, e a utilização do fogo por gás, água quente ou vapor de água estão em rápida expansão (Ascard, 1995; Sirvydas *et al.*, 2003). Em alguns países da Europa (incluindo Alemanha, Holanda, Suécia e Dinamarca), estão a ser desenvolvidos equipamentos para um mais eficiente controlo térmico das infestantes.

Em alguns projectos de investigação sobre o controlo térmico das infestantes, o fogo em pré-emergência tem sido o método de controlo térmico predominante em algumas culturas. As vantagens do controlo por fogo é que não deixa resíduos químicos no solo, não provoca perturbações no solo, mas apresenta a desvantagem de consumir elevada quantidade de combustíveis fósseis (Lampkin, 1990; Ascard, 1998).

O efeito do controlo das infestantes pelo fogo varia com o tamanho da planta (Ascard, 1994, 1995, 1998; Leroux *et al.*, 2001), plantas com 4 a 12 folhas necessitam de uma quantidade maior de calor para o seu controlo, comparativamente às plantas que apresentam entre zero e quatro folhas verdadeiras (Ascard, 1995). De modo idêntico Leroux *et al.*, (2001) registaram que enquanto uma temperatura de cerca de 110°C elimina espécies como *Amaranthus retroflexus*, *Sinapis arvensis*, *Chenopodium album* e *Setaria viridis*, no estado de plântula entre zero e quatro folhas verdadeiras; quando estas se encontram com mais de oito folhas verdadeiras, temperaturas de cerca de 350°C não são suficientes para obter 100% de controlo, alcançando-se uma eficácia menor que 85%. Ascard (1994) sugeriu que o tamanho da planta

tem maior influência na quantidade de calor necessária para o controle das infestantes, contudo a densidade das espécies tem que ser considerada.

Em citrinos existem referências à utilização da queima e da água quente no controle de espécies infestantes.

No caso dos citrinos a fogo é muitas vezes utilizado na preparação do terreno antes da plantação dos pomares, sendo uma prática bastante difundida nas regiões tropicais. Já em 1946 Yarrick, fez referência à utilização do fogo no controle de espécies infestantes em pomares de citrinos na Califórnia. Contudo este método de controle térmico pode provocar efeitos indesejáveis nos pomares estabelecidos, se a quantidade de espécies infestantes com combustível for grande (Futch & Singh, 2005).

Vários autores fazem referência à utilização de água quente no controle das espécies infestantes, em várias culturas (Futch & Singh, 2005)

No que se refere à utilização de água quente, existem resultados satisfatórios da sua utilização, assim como de outros métodos térmicos no controle de espécies infestantes em pomares de citrinos, bem como em outras culturas. Uma maior eficácia foi obtida em espécies anuais, tais como *Setaria* spp. e *Solanum* spp.; contudo em culturas perenes pode ser necessário a realização de mais do que um tratamento (Anónimo, 1993 a, b). Estudos realizados por Kurfess *et al.* (1999), Kurfess e Kleisinger (2000), em que foi utilizada água quente no controle de espécies dicotiledóneas em pomares, permitiram a obtenção de bons níveis de eficácia, exigindo porém a realização de dois ou três tratamentos por época.

Os métodos térmicos de controle das infestantes, baseados na utilização de água quente ou fogo, são alternativos interessantes, em virtude de causarem menos danos ao solo, comparativamente ao controle mecânico (Hein, 1990).

## **7 – Gestão da flora infestante do banco de sementes do solo**

### **7.1 – O caso dos citrinos**

O clima ameno das regiões citrícolas favorece a germinação e o crescimento de infestantes, durante todo o ano. As infestantes competem com as plantas jovens por recursos limitados, tais como nutrientes e água. A competição resulta regularmente em reduções de crescimento das árvores, e têm igualmente efeitos, no nível de azoto nas folhas, no potencial de água, na qualidade e o rendimento dos frutos (Futch & Singh, 2005). Os efeitos adversos das infestantes nos citrinos estão relacionados com a intensidade da competição e o nível de controle das espécies infestantes (Futch & Singh, 2005).

As infestantes também reduzem a temperatura do solo e do ar, o que aumenta a possibilidade de danos nas árvores pelas geadas, nas épocas mais frias. Por outro lado as infestantes são hospedeiras de pragas e doenças, e também dificultam as práticas de gestão dos pomares, tais como rega e colheita. Causam também consideráveis perdas económicas, na produção dos citrinos (Futch & Singh, 2005). A gestão integrada de espécies infestantes é necessária para uma produção de citrinos de qualidade.

## **7.2 - Flora residente dos pomares de citrinos**

O conhecimento sobre a composição e ecologia das comunidades vegetais que surgem associadas a pomares de citrinos é particularmente importante na definição das estratégias mais adequadas para controlar as espécies da respectiva flora residente que podem assumir, estatuto de infestantes, bem como a sua utilização em infra-estruturas ecológicas.

As espécies da flora residente dos pomares podem ser classificados em função da sua estrutura, ciclo de vida e fenologia. As gramíneas infestantes mais problemáticas em pomares de citrinos são, geralmente vivazes e reproduzem-se por semente e rizomas, como a grama, *Cynodon dactylon*, ou vegetativamente através de tubérculos, estolhos ou bolbos. As ciperácias são morfologicamente idênticas às gramíneas, contudo, algumas ao reproduzirem-se por sementes, rizomas e tubérculos, como é o caso da junça (*C. rotundus*) e a juncinha (*C. esculentus*), são particularmente difíceis de controlar, devido ao facto de serem vivazes e de produzirem um extenso sistema de rizomas e tubérculos. As espécies de folha larga são dicotiledóneas e caracterizam-se por apresentar crescimento com ramificação e, geralmente, flores mais conspícuas e coloridas do que as gramíneas (Davies & Albrigo, 1994).

Tanto monocotiledóneas, como dicotiledóneas podem ser subdivididas em anuais, bienais ou perenes (Davies & Albrigo, 1994; Futch & Singh, 2005). Estas espécies são designadas vivazes (Moreira *et al.*, 2000), renovando anualmente os seus caules aéreos. As anuais completam o seu ciclo de vida numa estação: as de Verão iniciam o crescimento na Primavera, produzem semente e morrem no final do Outono, ou no Inverno; as de Inverno, são capazes de germinar a temperaturas mais baixas, no Outono, crescem durante o Inverno e morrem, geralmente, no Verão. As bienais iniciam o desenvolvimento no Outono, produzindo raízes e folhas durante a primeira estação. Posteriormente, dá-se a floração e produção de sementes, ocorrendo a morte no Outono do segundo ano. Por fim as espécies vivazes vivem mais do que dois anos, podendo iniciar o desenvolvimento na Primavera, ou crescer durante o Outono e manter-se dormentes durante os meses mais quentes do Verão. Muitas espécies vivazes acumulam reservas, nos períodos de crescimento em rizomas, tubérculos ou estolhos,

que funcionam como estruturas de sobrevivência, nos períodos de dormência, durante o Inverno ou Verão.

### **7.3 - Sistemas de manutenção do solo e gestão da flora em pomares de citrinos**

As técnicas de manutenção do solo tem como objectivo, de uma maneira geral, criar condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento das raízes e nutrição das plantas, eliminar as infestantes, prevenir a erosão e manter a humidade do solo (Köller, 2003). Ao longo do tempo, têm-se dado uma evolução dos sistemas adoptados, reflectindo, nomeadamente os avanços em termos científicos e tecnológicos, muitas vezes associados a crescentes preocupações ambientais (e.g. redução da erosão e da poluição, conservação da biodiversidade). Actualmente, o conceito de mobilização e conservação do solo, isto é, a redução da intensidade de mobilização ao mínimo indispensável e a cobertura preferencial permanente do solo (Basch, 2002), surge como paradigma associado ao de agricultura sustentável.

Nos sistemas de manutenção do solo e gestão da flora infestante nos pomares pode recorrer-se à: 1) mobilização e 2) não mobilização; contudo para além destas duas práticas, correspondentes ao extremo, existem uma série de situações intermédias, ou mistas, já referidas por alguns autores (e.g., Massapina & Gonçalves, 1995) como semi-mobilização. A mobilização regular do solo tem sido uma prática corrente entre os citricultores, com o intuito de controlar as infestantes, induzir o crescimento em profundidade das raízes da cultura, aumentando a tolerância à secura, possibilitar a incorporação em simultâneo, de fertilizantes, melhorar o arejamento e a infiltração de água no solo (Davies & Albrigo, 1994; Massapina & Gonçalves, 1995).

Porém não existem evidências que permitam suportar a ideia de que a mobilização aumenta a tolerância à secura ou melhora o crescimento radicular, para além disso apresenta, o inconveniente de destruir as raízes superficiais, originar a compactação do solo, inclusive em solos arenosos, e provocar estragos na folhagem e queda dos frutos, devido à passagem das máquinas (Davies & Albrigo, 1994).

Para além dos já referidos inconvenientes, podemos acrescentar, a criação de condições para o desenvolvimento de infestantes anuais, devido à mobilização da camada do solo onde se situam as respectivas sementes; disseminação de infestantes vivazes; a produção de lesões nos troncos e pernadas mais baixas; a erosão em particular no caso de parcelas declivosas e em que a passagem das máquinas é feita na direcção do declive; e a destruição de matéria orgânica e da estrutura do solo. A mobilização do solo apresenta, também desvantagens em

solos pedregosos, pela dificuldade de trabalho e possibilidade de danificar as alfaias (Massapina & Gonçalves, 1995). Os inconvenientes referidos e as alterações registadas nos sistemas de instalação dos pomares, nomeadamente a expansão da plantação em camalhões, sistema não compatível com a mobilização, devido à necessidade de se manter a estabilidade do solo e ao facto do sistema radicular da cultura ser, neste caso, muito superficial, têm conduzido à diminuição do uso de sistemas de mobilização do solo, em pomares de citrinos (Davies & Albrigo, 1994; Futch & Singh, 2005).

Os sistemas de não-mobilização podem assumir duas vias alternativas, i.e., 1) a manutenção do solo nu, através da aplicação de herbicidas em todo o pomar, ou 2) a cobertura vegetal total ou parcial do solo, através do enrelvamento ou de materiais diversos, de natureza orgânica (e.g., casca de pinheiro, lenha de poda) ou sintética (e.g., plástico) (Bugg & Waddington, 1994; Davies & Albrigo, 1994; Massapina & Gonçalves, 1995; Ferreira, 1998; Shresta & O'Connell, 2003; Futch & Singh, 2005). Os inconvenientes referidos relativamente à mobilização do solo, associados à eficiência de utilização dos herbicidas no combate às infestantes estiveram, entre outros na origem da expansão da, vulgarmente conhecida monda química, que constitui, possivelmente, ainda hoje, a prática mais difundida de manutenção do solo e gestão da flora residente, em pomares de citrinos.

A seguir apresentam-se os herbicidas homologados em Portugal, para o controlo químico das infestantes associadas aos citrinos (Pereira, 2007).

Quadro 4 – Principais herbicidas homologados para o controlo de infestantes em citrinos

Susbtância activa	Dose p.c./ha	Modo de absorção	Condições de aplicação	Classificação toxicologia e ambiental
diflufenicão + glifosato	6-8 l/ha	Foliar e radicular	Aplicar desde a colheita até à queda das pétalas, desde que a aplicação seja dirigida, de modo a não atingir as partes verdes da cultura.	Xi - irritante ou sensibilizante
diurão	3–5 kg/ha	Radicular	Aplicar antes da emergência das infestantes; os citrinos devem ter pelo menos 4 anos; não atingir os frutos e as folhas.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
diurão + glifosato	7-8 l/ha	Folhas, caules e raízes	Aplicar de Dezembro a Março, não atingindo as partes verdes da cultura.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
diurão + glifosato + terbutilazina	6 l/ha	folhas, caules e raízes	Aplicar de Dezembro a Março, evitando atingir as partes verdes da cultura. Não deve ser aplicado nos períodos de floração ou de maturação dos frutos.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
fluazifope-P-butilo	2 a 3 l/ha*	foliar	Para uma eficácia do produto é necessário a existência de humidade no solo, na altura da sua aplicação. Em condições de temperaturas baixas o produto será mais lenta, mas o mesmo nível de eficácia será alcançado.	Xi - irritante ou sensibilizante N – perigoso para o ambiente
glifosato	(1)	Absorvido pelas partes verdes das plantas	Consoante a apresentado no rótulo dos produtos, deve aplicar-se doses mais elevadas para as infestações mais intensas e desenvolvidas.	Ver rótulo dos produtos
glifosato + linurão + terbutilazina	5 l/ha	Radicular e foliar	Aplicar em pós-emergência das infestantes no período de Dezembro a Março, tendo em atenção não atingir os ramos, folhas e frutos	T – Tóxico N – perigoso para o ambiente
glifosato + oxifluorfena	4 a 6 l/ha	Radicular e foliar	Aplicar após a emergência das infestantes, no fim do Outono ou Primavera. A aplicação deve ser dirigida ao solo, de modo a não atingir as partes verdes da cultura.	Is - Isento
glifosato + terbutilazina + glufosinato amónio	4,3-6 l/ha de Anuais: 3-5 l/ha; vivazes: 6-10 l/ha	Radicular e foliar Pelas folhas e tecidos verdes	Aplicar desde Dezembro até Março, de modo a não atingir as partes verdes da cultura Infestantes anuais: aplicar durante o período de repouso vegetativo ou durante o ciclo das culturas, desde que não se atinjam as partes verdes (ramos, gomos, folhas e frutos). Infestantes vivazes: tratamento dirigido às manchas que apareçam, sendo a época mais aconselhada desde pouco antes da floração até ao início.	Xi - irritante ou sensibilizante N – perigoso Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente

Quadro 4 – Principais herbicidas homologados para o controlo de infestantes em citrinos (continuação)

Susbtância activa	Dose p.c./ha	Modo de absorção	Condições de aplicação	Classificação toxicologia e ambiental
oxifluorfena	Ver no rótulo de acordo com o teor de s.a.	Raízes, caulículos e coleóptilos	Aplicar no fim do Outono ou fim da Primavera, a partir do 1º ano de plantação	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
pendimetalina	4-6 l/ha	Raízes e gemas em desenvolvimento	Aplicar desde o final da colheita até ao vingamento dos frutos. O tratamento deve ser dirigido ao solo, evitando atingir os ramos e folhas inferiores das árvores. Aplicar em pré-emergência das infestantes. Na altura, o solo deve estar limpo de infestantes e restos de infestantes ou detritos vegetais. Pode ser aplicado em pós-plantação das árvores.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
quizalofop-p-etilo	Gramíneas anuais: 1 a 1,5 l/ha; Gramíneas vivazes: 1,5 l/ha a 3 l/ha	Foliar	O produto deve ser aplicado com a cultura já instalada. Em relação às infestantes, a aplicação vai desde o estado de 3 folhas até ao início do afilhamento, podendo-se prolongar até ao fim do afilhamento. Para o combate da <i>Poa spp.</i> , não aplicar depois das 3 folhas.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente
terbutilazina	3-4 l/ha	Radicular	Aplicar de Dezembro a Abril, em pré-emergência das infestantes.	Xn – Nocivo; N – perigoso para o ambiente

Fonte: Pereira, 2007.

\* Dois litros por hectare para o combate a gramíneas anuais e 3 l/ha para gramíneas vivazes.

(1) Dada a grande diversidade de produtos homologados com a mesma concentração de substância activa, diversidade que em alguns casos é extensível ao próprio rótulo, aconselha-se uma leitura atenta do mesmo antes da utilização.

Nota: Em protecção integrada encontram-se homologados em citrinos, os produtos apresentados com excepção da mistura glifosato + linurão+terbutilazina e terbutilazina

#### 7.4 - Enrelvamento

A prática do enrelvamento inclui duas modalidades principais, i.e., a manutenção da cobertura vegetal do solo, através da 1) gestão adequada da flora residente, ou da 2) sementeira de uma ou várias espécies seleccionadas.

Contudo, estas duas modalidades podem dividir-se, em função do tipo de gestão espacial e temporal adoptada. Bugg e Waddington (1994) fazem referência a três modalidades de enrelvamento utilizadas como infra-estruturas ecológicas, em pomares, na Califórnia:

1. Gestão uniforme da flora residente – através de cortes regulares ou mobilização superficial, feitos uniformemente em todo o pomar, privilegiando o elenco florístico mais favorável à actividade dos auxiliares;
2. Gestão, em faixas, da cobertura vegetal do solo – através de práticas realizadas, de modo diferente, em cada zona (faixa) do pomar, com o objectivo de assegurar a continuidade temporal de habitats para os auxiliares, incluindo:
  - a) Sementeira de misturas com composição florística distinta, em cada faixa;
  - b) Cortes ou mobilizações realizadas em períodos diferentes, nas diferentes faixas; c) combinações das modalidades anteriores;
3. Sementeira de “plantas – insectário” – disponíveis no mercado e consideradas atractivas para diversos grupos de artrópodes auxiliares.

No interior do pomar, a cobertura do solo é, em geral mantida, em regime permanente ou temporário, apenas, na entrelinha, efectuando-se normalmente aplicação de herbicidas na linha. Pode, no entanto, ser estendida, também, às zonas limítrofes ou bordaduras do pomar, incluindo terrenos incultos, possibilitando, assim, a constituição de uma rede mais efectiva de infra-estruturas ecológicas, estabelecendo corredores de ligação entre o interior do pomar e os habitats envolventes (Bugg *et al.*, 1998; Nentwig, 1998; Boller *et al.*, 2004b).

O enrelvamento tem sido utilizado com o objectivo de reduzir a erosão do solo, pelo vento e água, mas também, por contribuir para adicionar ou reter o azoto no solo, facilitar a disponibilidade de outros nutrientes (por exemplo fósforo e cálcio), incrementar a actividade biológica do solo, produzir matéria orgânica, aumentar a estabilidade da estrutura do solo e reduzir a sua compactação e fendimento, favorecendo a infiltração da água e, nalguns casos, a retenção de humidade, bem como facilitar o acesso e a transitabilidade das máquinas agrícolas (Bugg & Waddington, 1994; Hāni *et al.*, 1998; Carvalho, 2002; Dominguez-Gento *et al.*, 2002). Tal como outras práticas de conservação, o enrelvamento pode contribuir, também, para a redução das emissões de CO<sub>2</sub> provenientes do solo (Basch, 2002). Entre outros efeitos benéficos, são de referir a supressão de infestantes (Bugg & Waddington, 1994), nemátodos e

doenças do solo (Snapp *et al.*, 2005)., a diminuição da incidência de certas doenças, a redução da deposição de poeira nas árvores e respectivos efeitos negativos sobre, predadores e parasitóides (Smith *et al.*, 1997) e o aumento da biodiversidade (Nentwig *et al.*, 1998; Boller *et al.*, 2004b).

Contudo o enrelvamento pode originar, também, efeitos negativos. Por exemplo em pomares de citrinos, pode competir com a cultura por nutrientes, água e luz, constituir factor de nocividade para certos problemas fitossanitários (por exemplo lesmas, caracóis e roedores), dificultar algumas operações culturais e aumentar os riscos de geadas (Bugg & Waddington, 1994; Davies & Albrigo, 1994; Massapina & Gonçalves, 1995; Shrestha & O'Connell, 2003; Futch & Singht, 2005). Os efeitos da competição são prejudiciais, sobretudo, nas árvores jovens, devido ao atraso do crescimento e aumentar a susceptibilidade a pragas e doenças, e.g. a presença de infestantes junto ao tronco pode criar abrigo para ratos. À medida que as árvores crescem, o ensombramento sob a copa reduz o desenvolvimento da flora (Shrestha & O'Connell, 2003).

### **7.5 - A prática do enrelvamento em pomares de citrinos**

Os pomares são ecossistemas complexos, em que as plantas apresentam relações estreitas com outros componentes bióticos, na comunidade. Como resultado, uma alteração estrutural na comunidade vegetal pode afectar a estrutura da comunidade de artrópodes que lhe está associada. A cobertura vegetal do solo, em pomares, pode contribuir para aumentar a heterogeneidade do habitat, alterar de forma adequada a qualidade e quantidade dos recursos biológicos, fortalecer a estabilidade do ecossistema e regular os nichos ecológicos de várias espécies, na comunidade (Liang & Huang, 1994). Na revisão efectuada por Liang e Huang (1994), com base em estudos efectuados na China, os autores concluem que a prática do enrelvamento, em citrinos, apresenta vantagens em termos económicos (i.e., menores custos) e ecológicos, uma vez que melhora a diversidade de recursos biológicos. Consideram por isso, que o enrelvamento é uma técnica importante a utilizar em protecção integrada dos citrinos. Contudo, salientam a necessidade de distinguir entre espécies vegetais benéficas e nocivas. Segundo Liang e Huang (1994), em geral, as espécies benéficas possuem raízes superficiais, tecidos brandos e folhas largas, como em muitas dicotiledóneas; as espécies nocivas têm raízes profundantes e tecidos duros, ocupando maior espaço, ou apresentam hábitos de plantas trepadeiras, como *Imperata cylindrica* (L.) Beauv., *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop., *Cynodon dactylon* (L.) Pers., e muitas monocotiledóneas. As espécies nocivas devem ser removidas, e as benéficas conservadas.

Na China, o enrelvamento, em particular através da sementeira de *Ageratum conyzoides* L., tem sido praticado em pomares de citrinos, em mais de 135 000 hectares.

Na Austrália, 80% a 95% dos citricultores dos principais distritos de Queensland, também, utilizam a cobertura vegetal do solo como infra-estrutura ecológica (Landis *et al.*, 2000).

Em Espanha, o enrelvamento, através da sementeira de gramíneas, em particular *Festuca arundinacea* Scherb., tem sido utilizado em algumas regiões com o objectivo de limitar as populações do ácaro *Tetranychus urticae*, praga-chave de certas cultivares de citrinos, no País. O enrelvamento com base na flora residente é, também, adoptado como técnica para minimizar os riscos de contaminação da água subterrânea, em solos arenosos, com lençol freático a pequena profundidade, em zonas particularmente sensíveis do ponto de vista ambiental (Labrada, 2006).

Em Portugal, a prática do enrelvamento, em citrinos, apesar de ser, ainda, pouco comum, parece apresentar tendência para se difundir, como resultado, entre outros factores, da medida “enrelvamento da entre-linha de culturas permanentes”, do Grupo I (Protecção e melhoria do ambiente, do solo e da água) das medidas Agro-ambientais, no âmbito do RURIS (artº 32 a 35 da Portaria nº 475/2001).

## II Parte – Material e Métodos

### 1- Localização

O presente trabalho foi realizado na continuação do Projecto nº 29 do PO Agro – Medida 8.1 – DE&D “Gestão de flora adventícia e envolvente do pomar de citrinos com vista ao fomento da limitação natural dos inimigos da cultura”, que envolveu o Instituto Superior de Agronomia, assim como outras instituições e teve como objectivo principal demonstrar que a gestão da cobertura vegetal pode contribuir para fomentar a protecção biológica de pomares de citrinos, através da limitação natural dos inimigos das culturas.

A experimentação de campo decorreu nos pomares de citrinos da DRAPALG (Direcção regional de Agricultura e Pescas do Algarve) – Delegação Regional de Tavira.

A Delegação Regional de Tavira encontra-se, de acordo com as coordenadas GPS, a 37° 04’55,2’’N e 7° 59’31,2’’W e a uma altitude de 12 metros e tem, como áreas de supervisão: Alcoutim, Faro, São Brás de Alportel, Tavira, Castro Marim, Vila Real de Santo António e Loulé. A figura seguinte apresenta o mapa da região do Algarve assim como a localização da Delegação Regional de Agricultura de Tavira.

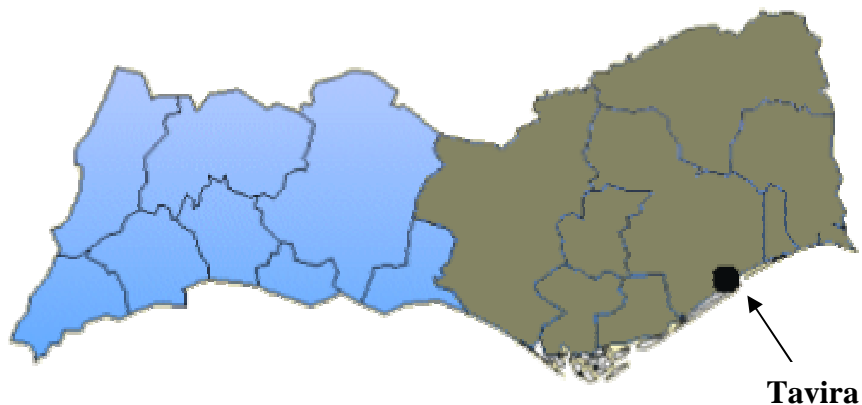


Figura 5 – Mapa da região algarvia, com indicação do local onde decorreram os estudos

O clima da região de Tavira é temperado Mediterrâneo, com 5 meses secos (Maio a Setembro) e uma temperatura média anual que *ronda* no litoral os 18°C. As temperaturas médias máximas *rondam* no Verão os 28°C e as mínimas os 9°C no mês mais frio, Janeiro. A precipitação média anual na cidade de Tavira é de 576 mm, concentrada essencialmente entre Outubro e Fevereiro

No que se refere aos solos, estes correspondem a terrenos mesozóicos carbonatados (datados do Jurássico médio), encontrando-se os mesmos, localizados também na faixa *cena* da orla algarvia. As características do relevo desta área resultam da composição litológica. A génese

dos solos e as formas de relevo foram, condicionadas pela proximidade do mar, que se traduziu na dissecação das formas e na existência de extensos níveis litorais de aplanamento (superfície de abrasão), com espessos depósitos de origem marinha, bem como, pela presença de níveis de erosão perfeitamente conservados e de um sistema de falha e fractura, devidamente identificado com a dinâmica do Maçico antigo (Gomes & Ferreira, 2005). O solo é um dos factores ecológicos mais determinantes para o desenvolvimento do coberto vegetal, que se, formou ao longo do tempo, a partir da rocha-mãe, sob acção de factores abióticos (clima) e bióticos (vegetação, microorganismos, etc.) sendo condicionado pelo relevo do terreno, onde intervêm diferentes fenómenos e processos pedogenéticos. Apresenta uma entidade própria sendo constituído essencialmente por matéria sólida, associada a distintas proporções de matéria orgânica, até profundidades variáveis, relevando propriedades físico-químicas e mineralógicas específicas: como a estrutura, textura, porosidade, capacidade de retenção de troca de iões, pH, bem como propriedades dinâmicas (consistência, expansibilidade, compressibilidade, entre outras), de que resulta maior ou menor capacidade de retenção de água. Evidentemente que todas estas características variam de acordo com o tipo de solo, quer mineral quer orgânico. Na região em estudo, apesar de não haver uma grande diversidade pedológica, são as camadas/horizontes superficiais que determinam, de forma bastante significativa, a distribuição das diferentes comunidades vegetais existentes. Tal facto deve-se, sobretudo, à composição do substrato geológico, à influência que o clima exerceu nos distintos processos edafogenéticos e à milenar acção humana (Gomes & Ferreira, 2005).

De acordo com o adaptado por Carvalho Cardoso (1965), os solos da região são, calcários vermelhos.

Os ensaios para a determinação do banco de sementes, que constituem a segunda parte do trabalho, foram realizados nas estufas do Instituto Superior de Agronomia – Tapada da Ajuda, Lisboa, com as seguintes coordenadas GPS, 38,42° N, 9,11° W e uma altitude de 60 metros.

O clima de Lisboa é classificado como de temperado marítimo, devido à relativamente fraca amplitude térmica, e à existência, embora escassa, de chuvas Verão. A temperatura média anual é de 17°C, e a precipitação anual atinge um valor entre 600 a 800 mm. As geadas são de um modo geral pouco frequentes. No que se refere aos ventos, são dominantes, os de quadrante Norte, com uma velocidade média de 17,9 km/h.

## Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros que melhor caracterizam as condições climáticas, durante um determinado período; contudo, é um factor importante, pois exerce uma grande influência nos fenómenos de quebra de dormência, germinação e emergência das plântulas, sendo de fundamental importância considerar, em qualquer estudo relacionado com o crescimento e desenvolvimento da flora, como o que se propõe realizar neste trabalho.

Na figura seguinte apresenta-se os valores da temperatura máxima e mínima durante o período em que decorreu o ensaio experimental.

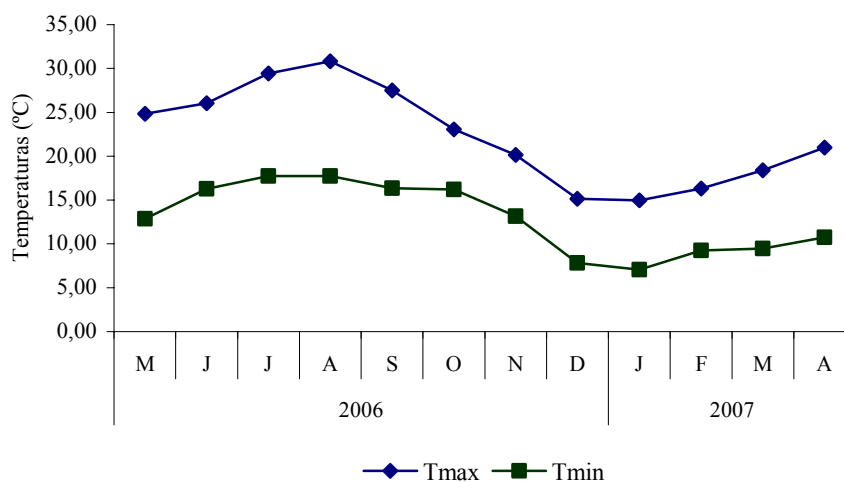


Figura 6 – Temperaturas máximas e mínimas, entre Maio de 2006 e Abril de 2007 obtidos na estação meteorológica da Tapada da Ajuda, Lisboa

Analisando os valores das temperaturas máximas e mínimas durante o período em que decorreu o nosso estudo (Maio de 2006 a Abril de 2007), o mês de Agosto de 2006 destacou-se com os valores mais altos de temperatura máxima e mínima, assim como um valor máximo de 30,8°C e um valor mínimo de 17,7°C, sendo esta última temperatura idêntica à temperatura mínima do mês anterior, ou seja, Julho de 2006. Os valores mais baixos de temperatura foram registados no mês de Janeiro de 2007, com um valor máximo de 14,9°C e uma temperatura mínima de 7,1°C.

O quadro seguinte apresenta as temperaturas médias do ar durante o período experimental, assim como as temperaturas médias do ar durante os últimos 30 anos, valores estes, obtidos a partir dos dados recolhidos pelo posto meteorológico da Tapada da Ajuda, Lisboa.

Quadro 5 – Temperaturas médias do ar durante o período experimental e as temperaturas médias do ar nos últimos 30 anos

Meses	Temperaturas médias do ar 1951/1980 (°C)	Temperaturas médias do ar 2006 (°C)	Temperaturas médias do ar 2007 (°C)
Janeiro	11		11,04
Fevereiro	11,7		12,8
Março	13,1		13,99
Abril	14,9		15,7
Maio	17,1	18,94	
Junho	19,7	21,20	
Julho	21,9	23,60	
Agosto	22,3	24,30	
Setembro	20,9	21,77	
Outubro	18,1	19,59	
Novembro	14,1	16,66	
Dezembro	11,5	11,52	

Uma apreciação do quadro anterior permite referir que de um modo geral durante o período experimental (Maio de 2006 a Abril de 2007), as temperaturas médias do ar foram ligeiramente superiores às temperaturas médias do ar nos últimos 30 anos (1951/1980). Contudo para termos conhecimento se os valores de temperatura durante o período experimental se afastaram da média dos últimos 30 anos, havia necessidade de ser efectuada uma apreciação mais pormenorizada, a partir de análise estatística, como por exemplo os Decis.

Outro parâmetro de grande interesse e muito importante na caracterização climática é a precipitação, contudo não são apresentados os valores deste parâmetro no presente trabalho durante o período experimental, em virtude do ensaio ter sido realizado em estufa, e as amostras regadas consoantes as necessidades, sem qualquer relação com os valores médios de precipitação.

## 2 – Metodologia utilizada

Conforme referido anteriormente, este trabalho teve início no Centro Experimental Agrário de Tavira pertencente à Direcção regional de Agricultura e Pescas do Algarve (DRAPALG). O estudo decorreu num pomar de laranjeiras da variedade ‘Valência Late’ (clone D. João), sendo o porta-enxerto a laranjeira azeda (*Citrus aurantium* L.). O compasso de plantação era de 6,0 x 4,5 m, tendo a parcela um total de 445 árvores.

O pomar em questão foi implantado em 1976, tendo em 1995-1999 passado a campo de demonstração de protecção integrada de citrinos. Antes da implementação do referido

projecto, a estratégia de gestão da flora infestante era a seguinte: aplicação de herbicida na linha e corte da vegetação na entrelinha e restantes áreas.

Em consequência do projecto, a estratégia foi alterada, tendo sido instaladas quatro modalidades de gestão da cobertura vegetal: (VN) enrelvamento com manutenção da flora residente, designado neste estudo por vegetação natural (fig. 7); (S) enrelvamento, com sementeira de espécies seleccionadas, designado por sementeira (fig. 8); (H) aplicação de herbicida na entrelinha, denominado por herbicida e (L) aplicação de herbicida na linha, designado por linha.

Na modalidade (S) enrelvamento com espécies semeadas, a selecção de espécies teve em conta diversos aspectos, tais como a fenologia (escalamento da floração), e as diferentes condições edafoclimáticas da região, optando-se pela seguinte mistura e densidades de sementeira: *Lolium multiflorum* (10 kg/ha), *Medicago polymorpha* (3 kg/ha), *Trifolium resupinatum* (4 kg/ha), *Medicago truncatula* (9 kg/ha) e *Medicago scutellata* (4 kg/ha).

Para a gestão das modalidades de enrelvamento (vegetação natural e sementeira), realizaram-se cortes regulares, em função do crescimento vegetativo e da possibilidade de competição com a cultura, mas manteve-se a flora nas épocas de floração, com o objectivo de fomentar a quantidade de pólen e néctar disponíveis e, no enrelvamento semeado, para permitir a regeneração natural (fig. 9).



Figura 7 – Enrelvamento da entrelinha, com manutenção da flora residente  
Fonte: Franco et al., (2006)



Figura 8 – Enrelvamento da entrelinha, sementeira espécies seleccionadas  
Fonte: Franco et al., (2006)

Nas modalidades em que foram aplicados herbicidas na entrelinha e na linha, estes foram seleccionadas com base no que se considerou ser a prática comum na região. Assim foi escolhida a mistura diurão+glifosato+terbutilazina (MASCOT 600 SC-212,5 g/L + 150 g/l + 237,5 g/l – distribuído por Syngenta Crop Protection), um herbicida residual, tendo o tratamento sido efectuado nas épocas de Outono/Inverno e Primavera. No período de

Primavera/Verão, efectuou-se a aplicação dos herbicidas glifosato (TOUCHDOWN PREMIUM – 360 g/l, distribuído por Syngenta Crop Protection) e glufosinato de amónio (BASTA S – 150 g/l, distribuído por Bayer Crop Science), sendo esta aplicação direccionada para manchas de infestantes que se desenvolveram na entrelinha para as modalidades herbicida e na linha para as restantes modalidades.



Figura 9 – Operação de corte de manutenção da cobertura vegetal do solo, num pomar com enrelvamento da entrelinha.

Fonte: Franco *et al.*, (2006)

Com o intuito de manter as boas condições fitossanitárias do pomar, e à parte das referidas operações culturais foram efectuadas, adubações foliares, tratamentos contra pragas, principalmente mosca-do-mediterrâneo, ácaros e cochonilhas, assim como tratamentos com o objectivo de controlar as infecções de míldio nos citrinos. No quadro seguinte apresentam-se os produtos fitofarmacêuticos aplicados, com o objectivo de controlar as principais pragas e doenças dos citrinos.

Quadro 6 – Produtos e respectivas concentrações aplicados no pomar para controlar os principais inimigos das culturas

Inimigo da cultura	Nome Comercial	Substância activa	Teor em s.a.	Tipo de Formulação	Produtos comercial aplicado	Empresa distribuidora
Mosca do mediterrâneo	Malathane + Endomosal;	malatião + hidrolisado de proteínas (atractivo)	500 g/l + 480 g/l	EC (concentrado para emulsão) + SL (solução concentrada)	200 ml/hl + 500 ml/hl	Nufarm + Bayer Crop Science
	Foslete	fosmete	50%	WP (pó molhável)	100 ml/hl	Sipcam Quimagro
	Lebaycid	fentião	500 g/l	SC (suspensão concentrada)	120 ml/hl	Bayer Crop Science
Ácaros e Cochonilhas	Ultracide 40 E	metidatião	450 g/l	EC (concentrado para emulsão)	140 ml/hl	Syngenta Crop Protection
	Magiste Flow	fenazaquina	200 g/l	SC (suspensão concentrada)	25 ml/hl	Dow AgroScience
Míldio citrinos	Gafex	oxicloreto de cobre	26,6%	WP (pó molhável)	1 kg/hl	Bayer Crop Science
	Cuprocol + molhante	Oxicloreto de cobre	700 g/l	SC (suspensão concentrada)	300 ml/hl + 50 ml/hl	Syngenta Crop Protection

Fonte: Pereira, 2007.

Como prática cultural de extrema importância para a manutenção da sanidade do pomar, foram efectuadas periodicamente colheitas dos frutos caídos no chão.

### Amostragem do banco de sementes

Na metodologia seguida para o estudo do banco de sementes, o número e o volume de solo retiradas para amostra não tem definição exacta. Geralmente o custo de amostragem e os recursos disponíveis como tempo, espaço e trabalho físico, tem resultado numa escolha arbitrária, mas razoável, quanto ao número e tamanho das amostras (Benoit *et al.*, 1989.) Kropác (1996) referiu que, como consenso geral, é mais vantajoso ter-se um grande número de amostras pequenas, do que um pequeno número de amostras grandes.

A profundidade de amostragem, de um modo geral, é definida em função do tipo de vegetação existente e do objectivo do estudo. Em solos cultivados, recomenda-se retirar as amostras na profundidade de cultivo; nessas áreas cerca de 90% das sementes encontram-se nos primeiros 20 cm de profundidade (Fernández-Quintanilla, 1988; Yenish *et al.*, 1992; Granatos & Torres, 1993).

O delineamento experimental totalmente casualizado consistia em quatro modalidades de gestão da flora, referidas anteriormente, com quatro repetições. Para a realização do presente

estudo foram realizadas colheitas de terras, nas parcelas de cada uma das quatro modalidades de gestão da flora infestante. A amostragem foi feita em oito entrelinhas diferentes, tendo em cada uma delas, sido retirada um total de 16 amostras de solo, com um intervalo de aproximadamente dois metros, cada uma (fig. 10). No total foram retiradas 128 amostras por modalidade, numa malha de 5 x 5 cm. As amostras de solo foram retiradas da camada superficial do solo, a 0-10 cm de profundidade. O levantamento das amostras foi efectuado a 1 de Maio de 2006, tendo este, marcado o início do ensaio.

	Herbicida				Enrelvamento natural (vegetação natural)				Enrelvamento semeado (sementeira)				
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	I Repetição
2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
7	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
8	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
9	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	II Repetição
10	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
11	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
12	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
13	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
14	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
16	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	III Repetição
2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
7	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
8	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
9	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	IV Repetição
10	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
11	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
12	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
13	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
14	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
16	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	5	6	7	8	5	6	7	8	5	6	7	8	
	Enrelvamento semeado (sementeira)				Herbicida				Enrelvamento natural (vegetação natural)				

Figura 10 – Esquema da amostragem de terras realizada nas três modalidades de gestão da flora infestante no pomar de citrinos do Centro Experimental Agrário da DRAPALG.

No momento da colheita do solo, as amostras de cada uma das modalidades estudadas, foram colocadas em sacos de plástico devidamente identificados.

Depois de colhidas, cada uma das amostras foi colocada em pratos de barros de 10 cm de diâmetro, tendo as emergências sido identificadas numa área total de 0,785 m<sup>2</sup> (100 x 78,5 cm<sup>2</sup>), tendo sido efectuada a crivagem prévia das amostras. O ensaio decorreu de Maio de 2006 a Abril de 2007, numa estufa de vidro, localizada no Instituto Superior de Agronomia de Lisboa. As amostras foram regadas com regularidade de acordo com a necessidade. No mês de Fevereiro 2007, foi efectuado um tratamento para a quebra da dormância das espécies, nitrato de potássio, tendo sido utilizado 5 g por cada litro de água.

Procedeu-se à contagem, identificação e registo das espécies emergidas em cada uma das amostras, correspondentes a cada uma das modalidades de gestão da flora. As observações foram efectuadas com a periodicidade de sete dias. Sempre que surgiram dúvidas relativas à identificação da espécie em questão, esta era deixada crescer até que a planta atingisse um determinado tamanho e diferenciação, que permitisse a sua identificação (Caixinhas, 2001).

### **3 - Expressão dos resultados e análise estatística**

Para a caracterização do banco de sementes, apresentam-se os resultados relativos à dinâmica da vegetação, assim como, a abundância de espécies. Numa segunda etapa foi determinada o índice de importância relativa para o conjunto de espécies identificadas, tendo este, sido obtido a partir da densidade relativa e da frequência relativa, para as quatro modalidades de gestão da flora infestante.

Posteriormente foi realizada a análise de variância, assim como a análise em componentes principais. Por fim foi efectuado um estudo sobre a biodiversidade da comunidade de adventícias.

#### **3.1 – Índice de importância relativa**

No sentido de reduzir os problemas causados pela distribuição não uniforme das infestantes Derksen *et al.* em 1995 propuseram que, a composição da flora infestante fosse analisada pelo cálculo do índice de importância relativa (RI). Este é calculado para o total de espécies, para cada uma das modalidades de gestão da flora, de acordo com a seguinte expressão:

$$RI = \frac{(rD + RF)}{2}$$

Em que o rD é a densidade relativa (a densidade relativa corresponde ao número total de espécies emergidas considerando todas as observações, em que a respectiva espécie foi

identificada) e  $rF$  a frequência relativa (frequência absoluta de cada uma das infestantes/frequência absoluta total de todas as infestantes) (Derksen *et al.*, 1995).

### **3.2. – Análise de variância**

Os resultados obtidos para a densidade de plantas das 20 espécies mais representativas (> 1 planta por m<sup>2</sup>) foram submetidos a análise de variância (ANOVA). Quando a ANOVA encontrou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) efectuou-se a comparação de médias, de acordo com o teste de Newman-Keuls e o teste LSD, para um nível de significância de 5% (SAS/STAT, 1990). Antes de proceder à análise de variância (ANOVA) os dados foram testados para homogeneidade de variância pelo teste de Bartlett e procedeu-se à transformação apropriada dos dados (arcsino ou raiz quadrada).

### **3.3 – Análise em componentes principais**

A ACP corresponde uma transformação linear que escolhe um novo sistema de coordenadas para o conjunto original de dados, no qual, a variância do maior valor do conjunto de dados é colocado no primeiro eixo (designado primeiro componente principal), a segunda maior variância fica no segundo eixo, e assim sucessivamente. Para construir esta transformação linear deve construir-se em primeiro lugar, a matriz da covariância, ou a matriz dos coeficientes de correlação. Devido à simetria desta matriz *existe uma base completa de vectores próprios da mesma*. A transformação que conduz as antigas às coordenadas de base nova é precisamente a transformação linear necessária para *reduzir a dimensionalidade dos dados*.

Uma das vantagens da ACP, para reduzir a dimensionalidade de um conjunto de dados, é que retem aquelas características do conjunto de dados que mais contribuem para a sua variância, *mantendo uma ordem de baixo nível* dos componentes principais ignorando os de alto nível. O objectivo é conseguir que os componentes de baixa ordem contenham o aspecto mais importante dessa informação.

A análise multivariada com base na análise em componentes principais foi aplicada a 8 espécies, o que permitiu definir as espécies associadas a cada uma das modalidades. Na aplicação desta análise partiu-se dos valores de RI (Índice de importância relativa). Foi utilizado o programa R 2.7.1. (Faraway, 2002).

### 3.4 – Índices de biodiversidade

A diversidade é muitas vezes considerada como a composição das espécies de uma comunidade de plantas; porém, o estudo da diversidade de uma comunidade deve considerar não só o número de espécies existentes, como também, a representação proporcional nessas comunidades (Magurran, 1998). A diversidade biológica de uma determinada comunidade de adventícias varia em função das práticas agronômicas, nomeadamente aplicação de herbicidas, mobilizações, etc (Froud-Williams, 1988; Albrecht, 2003; Légère *et al.*, 2005), mas a observação da diversidade das comunidades no que diz respeito à riqueza das espécies e equabilidade (abundância relativa) *não é comum*.

A análise da biodiversidade na flora do pomar de citrinos foi realizada a partir da determinação dos seguintes índices de biodiversidade: riqueza florística S (contagem do número de espécies), diversidade D (índice de Shannon-Wiener) e equabilidade H (índice de Pielou), para cada uma das modalidades de gestão.

A riqueza florística exprime o número total de espécies distintas presentes numa comunidade ou mais concretamente em cada um dos inventários.

Neste trabalho a riqueza de espécies foi obtida a partir da contagem do número total de espécies identificadas em cada um das modalidades de gestão da flora, ou seja, foi contado o número de espécies na modalidade sementeira (S), na modalidade vegetação natural, assim como na modalidade herbicida na entrelinha (H) e herbicida na linha (L).

No que se refere aos índices de diversidade e equabilidade foi efectuado o cálculo, separadamente em cada uma das modalidades de gestão da flora. Assim para a determinação do primeiro aplicou-se a fórmula de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_{i=1} [(n_i/n) \times \ln (n_i/n)]$$

Em que  $n_i$  é o número de indivíduos pertencentes à  $i$ -ésima espécie e  $n$  o número total de indivíduos na amostra.

A equabilidade é um parâmetro complementar da diversidade que permite medir o grau de dominância de uma ou das várias espécies. Assim, se a uma dada espécie corresponde uma grande dominância, a equabilidade é baixa, se pelo contrário se verifica uma ausência de dominância, a equabilidade apresenta valores elevados. Este índice toma a forma de

$$J' = H' / H'_{\max} = H' / \ln S$$

Em que  $H'_{\max}$  é o máximo valor possível da diversidade de Shannon-Wiener e  $S$  é o número de espécies, por modalidade de gestão da flora. Os valores da equabilidade encontram-se localizados entre 0 e 1,0; o valor zero corresponde a uma comunidade com dominância de espécies, sendo o valor 1, indicativo da idêntica importância das espécies na comunidade, ou

seja, de uma ausência de dominância. Assim, a equabilidade é um índice mais informativo do que a riqueza das espécies. Compara a abundância de cada espécie na comunidade, e dá-nos informação se a maioria das espécies é rara, ou se são igualmente comuns.

## 4 – Resultados

### 4.1 – Dinâmica da vegetação

A dinâmica da vegetação encontrada à superfície do solo foi comparada nas quatro modalidades de gestão da flora infestante: S) sementeira; VN) vegetação natural; H) herbicida e L) linha. Na figura 11 é apresentada a dinâmica da vegetação em função da modalidade de gestão da flora ao longo do período em que decorreu o ensaio.

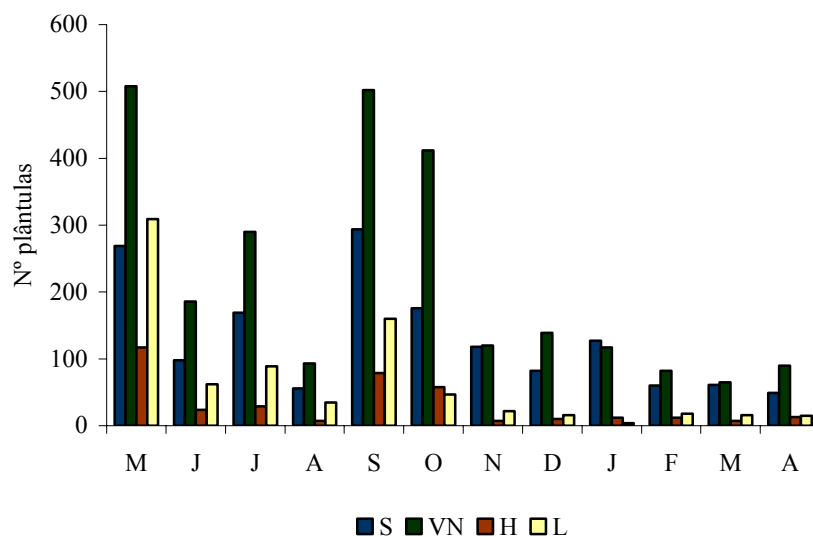


Figura 11 – Banco de sementes de um pomar de citrinos, avaliado o número total de plântulas emergidas por modalidade, durante o período de ensaio de estufa.

Na vegetação natural (VN) o número de espécies emergidas foi superior ao da modalidade sementeira (S) e, como esperado, ao da modalidade de herbicidas aplicado na entrelinha (H) e na linha (L). Contudo também podemos referir que as maiores emergências foram observados na Primavera, seguido de uma diminuição no Verão e recuperação no Outono.

No total e considerando as modalidades de gestão da flora infestantes, que servem de apoio ao presente trabalho, foram contabilizadas 66 espécies no banco de sementes do solo (Quadro 7), pertencente a 22 famílias diferentes (fig.12). Predominam as espécies anuais (79%), estando também presentes plantas vivazes (12%) e, embora menos representativas, também perenes (4%) e bienais (3%).

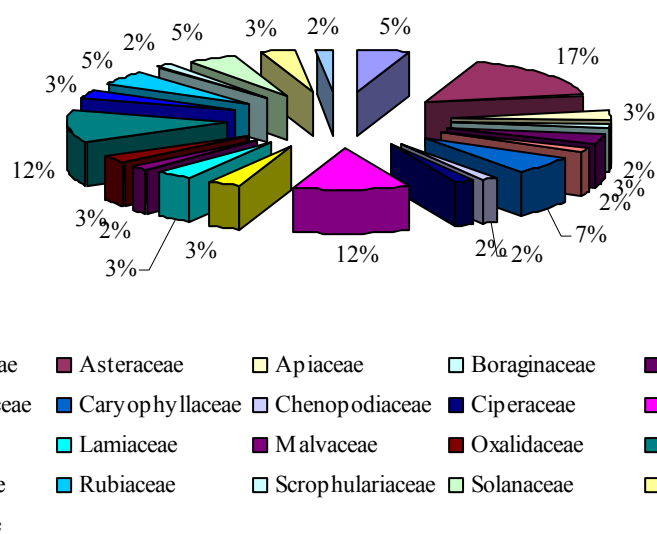


Figura 12 – Famílias de espécies identificadas no ensaio e respectiva representatividade.

Destacam-se com maior representatividade (ou seja, pelo maior número de espécies) as famílias *Asteraceae*, *Fabaceae* e *Poaceae*, estas últimas com a mesma representatividade. Também num trabalho realizado por Vasconcelos *et al.* (2006) no qual foi estudada a flora associada a pomares de limoeiro, as famílias com maior representatividade foram similares às identificadas no presente trabalho.

Existem porém famílias representadas por um número reduzido de espécies, mas com uma elevada frequência, é o caso da espécie *Euphorbia serpens*, pertencente às *Euphorbiaceae*. Observou-se também, a presença de famílias representadas por um número de espécies consideráveis, mas que estas na sua maioria apresentam uma frequência reduzida. É o caso da família *Poaceae*, com um total de sete espécies, mas que apenas uma, se destaca pela frequência, é o caso de *Piptaterum miliaceum*.

Durante este estudo algumas espécies apareceram associadas apenas a uma das modalidades de gestão da flora. Assim na modalidade S (enrelvamento semeado) observou-se: *Datura stramonium*, *Daucus carota*, *Lavatera cretica*, *Oxalis pes-caprae*, *Silene gallica*, *Trifolium dubium* e *Trifolium isthmocarpum*. De acordo com Garcia-Fuentes *et al.* (2003) estas espécies pelo seu tipo biológico aparecem associada a fenómenos de mobilização do solo. Também no trabalho realizado por Franco *et al.* (2006), constatou-se a presença de algumas espécies associadas unicamente à sementeira, entre as quais: *Bidens aurea*, *Heliotropium europaeum*, *Silene gallica*, *Bromus hordeaceus*, *Chamaemelum mixtum*, *Chenopodium album*, *Coleostephus myconis*, *Fumaria spp.*, *Geranium rotundifolium*, *Juncus bufonicus*, *Lamium*

*amplexicaule*, *L. purpureum*, *Lytrum hyssopifolia*, *Oxalis corniculata*, *Polygonum aviculare*, *Ranunculus muricatus* e *Rumex pulcher*.

As espécies *Chrysanthemum coronarium*, *Digitaria sanguinalis*, *Erodium cicutarium*, *Sinapis arvensis* apenas foram identificadas na modalidade VN (vegetação natural). A aplicação de herbicida na entrelinha (H), não evitou completamente a emergência de algumas espécies, tendo sido apenas identificada nesta modalidade a espécie *Amaranthus hybridus*. Na modalidade L (aplicação de herbicida na linha) registou-se a presença de *Convolvulus arvensis*, espécie vivaz de difícil controlo.

O quadro seguinte apresenta as espécies identificadas por famílias, código Bayer e tipo biológico.

Quadro 7 – Lista de espécies encontradas e identificadas na área de estudo, respectivas famílias e tipo biológico

Espécie	Códigos BAYER	Família	Tipo Biológico
<i>Amaranthus albus</i> L.	AMAAL	<i>Amarantaceae</i>	anual
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	AMABL	<i>Amarantaceae</i>	anual
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	AMACR	<i>Amarantaceae</i>	anual
<i>Anagallis arvensis</i> L.	ANGAR	<i>Primulaceae</i>	anual
<i>Aster squamatus</i> (Spreng. ) Sod.	ASTSQ	<i>Asteraceae</i>	bienal
<i>Avena sativa</i> L.	AVESA	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Avena sterilis</i>	AVELU	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Scherff.	BIDAU	<i>Asteraceae</i>	vivaz
<i>Bromus diandrus</i> Roth	BRODI	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Campanula erinus</i> L.	CMPER	<i>Campanulaceae</i>	anual
<i>Chenopodium album</i> L.	CHEAL	<i>Chenopodiaceae</i>	anual
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	CHYCO	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	CIDSI	<i>Rutaceae</i>	perene
<i>Cichorium intybus</i> L.	CICIN	<i>Asteraceae</i>	vivaz
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	CONAR	<i>Convolvulaceae</i>	vivaz
<i>Conyza albida</i> Spreng.	ERIFL	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronq.	ERIBO	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Cyperus longus</i> L.	CYPLO	<i>Cyperaceae</i>	vivaz
<i>Datura stramonium</i> L.	DATST	<i>Solanaceae</i>	anual
<i>Daucus carota</i> L.	DAUCM	<i>Apiaceae</i>	bienal
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L. )Scop.	DIGSA	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	EROCI	<i>Geraniaceae</i>	anual
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	EROMO	<i>Geraniaceae</i>	anual
<i>Euphorbia serpens</i>	EPHSN	<i>Euphorbiaceae</i>	anual
<i>Gallium aparine</i> L.	GALAP	<i>Rubiaceae</i>	anual
<i>Gallium parisiense</i> L.	GALPR	<i>Rubiaceae</i>	anual
<i>Heliotropium europaeum</i> L.	HEOEU	<i>Boraginaceae</i>	anual
<i>Kickxia spuria</i> (L.) Dumort.	KICSI	<i>Scrophulariaceae</i>	anual
<i>Lamium purpureum</i> L.	LAMPU	<i>Lamiaceae</i>	anual
<i>Lavatera cretica</i> L.	LVACR	<i>Malvaceae</i>	anual
<i>Medicago polymorpha</i> L.	MEDPO	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Medicago scutellata</i> (L.) Miller	MEDSCL1LEG	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	MEDTRL1LEG	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Mercurialis ambigua</i> L. fil.	MERAN	<i>Euphorbiaceae</i>	anual
<i>Olea europea</i> var. <i>Sylvestris</i> Miller Lehr	OLVEU	<i>Oleaceae</i>	perene
<i>Oxalis corniculata</i> L.	OXACO	<i>Oxalidaceae</i>	perene
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	OXAPC	<i>Oxalidaceae</i>	vivaz
<i>Picris echioides</i> L.	PICEC	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.)	ORZMI	<i>Poaceae</i>	perene
<i>Plantago major</i> L.	PLAMA	<i>Plantaginaceae</i>	vivaz
<i>Poa annua</i> L.	POAAN	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	POYTE		
<i>Polygonum aviculare</i> L.	POLAV	<i>Polygonaceae</i>	anual
<i>Portulaca oleracea</i> L.	POROL	<i>Portulacaceae</i>	anual
<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard	GNALA	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	RASRU	<i>Brassicaceae</i>	anual
<i>Rumex crispus</i> L.	RUMCR	<i>Polygonaceae</i>	vivaz
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. Beauv.	SETVE	<i>Poaceae</i>	anual
<i>Silene gallica</i> L.	SILGA	<i>Caryophyllaceae</i>	anual
<i>Sinapis arvensis</i> L.	SINAR	<i>Brassicaceae</i>	anual
<i>Solanum luteum</i> Miller	SOLLU	<i>Solanaceae</i>	anual

Espécie	Códigos BAYER	Família	Tipo Biológico
<i>Solanum nigrum</i> L.	SOLNI	<i>Solanaceae</i>	anual
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	SONAG	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	SONOL	<i>Asteraceae</i>	anual
<i>Spergula arvensis</i> L.	SPRAR	<i>Caryophyllaceae</i>	anual
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	SRAAR	<i>Lamiaceae</i>	anual
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	STEME	<i>Caryophyllaceae</i>	anual
<i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link	TOIAR	<i>Apiaceae</i>	anual
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	TRFCA	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Trifolium dubium</i> Sibth	TRFDUL1LEG	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Trifolium isthmocarpum</i>		<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	TRFRSL1LEG	<i>Fabaceae</i>	anual
<i>Urtica membranacea</i> Poiret	URTDU	<i>Urticaceae</i>	anual
<i>Urtica urens</i> L.	URTUR	<i>Urticaceae</i>	anual
<i>Verbena officinalis</i> L.	VERBOF	<i>Verbenaceae</i>	vivaz
<i>Veronica persica</i> Poiret	VERPE	<i>Rubiaceae</i>	anual

Nota: as espécies cultivadas apresentam um código bayer mais extenso, com indicação da parte útil: L1 – leguminosa forrageiras

Quando foi efectuado a sementeira das espécies para o enrelvamento com sementeira, foi também introduzida a espécie *Lolium multiflorum*, contudo esta não foi identificada em nenhuma das observações efectuadas.

Assim de acordo com o quadro anterior, de entre as espécies identificadas no ensaio, as plantas anuais encontravam-se em número superior, comparativamente às espécies perenes e vivazes, o que pode estar associado às técnicas de cultivo utilizadas.

#### 4.2 - Índice de importância relativa

A abundância média obtida a partir das densidades relativas (rD) para a totalidade de espécies identificadas difere entre modalidades, tendo sido registadas em média 2717,02 plantas/m<sup>2</sup> na modalidade sementeira, uma média de 6832,26 plantas/m<sup>2</sup> na modalidade vegetação natural, uma média de 473,36 plantas/m<sup>2</sup> e 1271,8 plantas/m<sup>2</sup> na modalidade herbicida na entrelinha e na modalidade herbicida na linha, respectivamente. No estudo em citrinos realizado por Sousa *et al.* (2006), em quatro campos experimentais (três pomares de limoeiro na região de Mafra e um pomar de laranjeira-doce no Algarve) foram efectuados estudos de abundância de espécies associadas a três modalidades de gestão da flora: (FR) enrelvamento com manutenção da flora residente; (S) enrelvamento com sementeira de espécies seleccionadas, e (H) aplicação de herbicida na entrelinha. No que se refere à abundância das espécies, a densidade variou entre 0 e 944 plantas/m<sup>2</sup> na modalidade herbicida, entre 22 e 8184 plantas/m<sup>2</sup> na sementeira e entre 8 e 5021 plantas/m<sup>2</sup> na vegetação natural, em oposição ao observado no nosso estudo, em que a maior densidade foi registada na modalidade vegetação natural.

Em Anexo apresentam-se os valores da densidade relativas para cada modalidade de gestão da flora infestante, por repetição, para os resultados obtidos no presente trabalho.

Com base na densidade no conjunto de repetições, foram consideradas as espécies mais abundantes em cada uma das modalidades estudadas.

Nas modalidades sementeira e vegetação natural a espécie mais abundante foi igual em ambas, ou seja, *Piptaterum milliaceum*, porém na vegetação natural a densidade foi superior; a menor densidade na sementeira poderá dever-se a fenômenos de competição, em resultado da introdução de novas sementes no solo. No trabalho realizado por Sousa *et al.* (2006) já referenciado anteriormente, na modalidade sementeira para além das espécies semeadas, destacou-se *Polycarpum tetraphyllum*, como uma das mais abundantes. Contudo na modalidade vegetação natural os resultados foram distintos dos obtidos no presente trabalho, ou seja, as espécies mais abundantes foram *Oxalis pes-caprea*, *Hordeum murinum* e *Arctotheca calendula*, apresentando estes valores muito baixos na sementeira, possivelmente em resultado da competição por um maior número de espécies vegetais (Sousa *et al.*, 2006).

No presente estudo *Polycarpum tetraphyllum* foi a espécie mais abundante na modalidade herbicida, logo seguida de *P. miliaceum*, *A. blitoides* e *E. moschatum*. Os resultados do estudo realizado por Sousa *et al.* (2006), indicaram que a espécie mais abundante na modalidade herbicida foi *Portulaca oleracea*, sobretudo em zonas de solo humedecidas pela água da rega, seguida de *Arctotheca calendula*, *Conyza albida*, *Poa annua*, *Amaranthus deflexus* e *Oxalis pes-caprea*.

Na linha as espécies mais abundantes foram *P. miliaceum*, *S. verticillata* e *E. serpens*.

Os índices de importância relativa (RI) para a totalidade das espécies apresentam-se no quadro 8.

Quadro 8 – Índice de importância relativa para as espécies identificadas

Espécie	Códigos BAYER	Familia	Tipo Biológico	rI			
				Sementeira	Veg. Nat.	Herbicida	Linha
<i>Amaranthus albus</i> L.	AMAAL	<i>Amarantaceae</i>	anual	0,07	0,11	0,25	0,28
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	AMABL	<i>Amarantaceae</i>	anual	0,78	0,64	6,99	4,23
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	AMACR	<i>Amarantaceae</i>	anual	0,00	0,00	0,25	0,00
<i>Anagallis arvensis</i> L.	ANGAR	<i>Primulaceae</i>	anual	0,03	0,00	0,25	0,00
<i>Aster squamatus</i> (Spreng. ) Sod.	ASTSQ	<i>Asteraceae</i>	bienal	0,00	0,00	0,25	0,18
<i>Avena sativa</i> L.	AVESA	<i>Poaceae</i>	anual	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Avena sterilis</i>	AVELU	<i>Poaceae</i>	anual	0,00	0,32	0,25	0,37
<i>Bidens aurea</i> (Aiton) Scherff.	BIDAU	<i>Asteraceae</i>	vivaz	0,07	0,04	0,25	0,18
<i>Bromus diandrus</i> Roth	BRODI	<i>Poaceae</i>	anual	0,44	0,96	0,49	0,09
<i>Campanula erinus</i> L.	CMPER	<i>Campanulaceae</i>	anual	0,40	0,95	0,25	0,09
<i>Chenopodium album</i> L.	CHEAL	<i>Chenopodiaceae</i>	anual	0,21	0,00	0,25	0,09
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.	CHYCO	<i>Asteraceae</i>	anual	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	CIDSI	<i>Rutaceae</i>	perene	0,00	0,00	0,00	0,09
<i>Cichorium intybus</i> L.	CICIN	<i>Asteraceae</i>	vivaz	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	CONAR	<i>Convolvulaceae</i>	vivaz	0,00	0,00	0,00	0,18
<i>Conyza albida</i> Spreng.	ERIFL	<i>Asteraceae</i>	anual	1,74	1,55	2,69	0,64
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronq.	ERIBO	<i>Asteraceae</i>	anual	0,68	0,55	0,73	0,18
<i>Cyperus longus</i> L.	CYPLO	<i>Cyperaceae</i>	vivaz	0,07	0,09	0,00	0,00
<i>Datura stramonium</i> L.	DATST	<i>Solanaceae</i>	anual	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Daucus carota</i> L.	DAUCM	<i>Apiaceae</i>	bienal	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	DIGSA	<i>Poaceae</i>	anual	0,00	0,07	0,00	0,00
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	EROCI	<i>Geraniaceae</i>	anual	0,00	0,03	0,00	0,00
<i>Erodium moschatum</i> (L.) L'Hér.	EROMO	<i>Geraniaceae</i>	anual	0,00	0,24	0,00	0,00
<i>Euphorbia serpens</i>		<i>Euphorbiaceae</i>	anual	2,44	2,84	5,32	5,68
<i>Gallium aparine</i> L.	GALAP	<i>Rubiaceae</i>	anual	0,48	0,23	0,49	0,18
<i>Gallium parisiense</i> L.	GALPR	<i>Rubiaceae</i>	anual	0,03	0,02	0,00	0,00
<i>Heliotropium europaeum</i> L.	HEOEU	<i>Boraginaceae</i>	anual	0,03	0,07	0,00	0,00
<i>Kickxia spuria</i> (L.) Dumort.	KICSI	<i>Scrophulariaceae</i>	anual	0,10	0,09	0,00	0,00
<i>Lamium purpureum</i> L.	LAMPU	<i>Lamiaceae</i>	anual	0,14	0,07	0,49	0,00
<i>Lavatera cretica</i> L.	LVACR	<i>Malvaceae</i>	anual	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Medicago polymorpha</i> L.	MEDPO	<i>Fabaceae</i>	anual	3,16	0,19	0,00	0,28
<i>Medicago scutellata</i> (L.) Miller	MEDSC	<i>Fabaceae</i>	anual	0,52	0,04	0,00	0,00
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	MEDTR	<i>Fabaceae</i>	anual	2,18	0,34	0,00	0,00
<i>Mercurialis ambigua</i> L. fil.	MERAN	<i>Euphorbiaceae</i>	anual	0,03	0,00	0,00	0,09
<i>Olea europea</i> var. <i>Sylvestris</i> Miller Lehr	OLVEU	<i>Oleaceae</i>	perene	0,00	0,00	0,00	0,27
<i>Oxalis corniculata</i> L.	OXACO	<i>Oxalidaceae</i>	perene	0,24	0,05	0,00	0,28
<i>Oxalis pes-caprae</i> L.	OXAPC	<i>Oxalidaceae</i>	vivaz	0,07	0,00	0,00	0,00
<i>Picris echioides</i> L.	PICEC	<i>Asteraceae</i>	anual	0,14	0,21	0,00	0,28
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.)	ORZMI	<i>Poaceae</i>	perene	13,67	22,75	9,21	25,43
<i>Plantago major</i> L.	PLAMA	<i>Plantaginaceae</i>	vivaz	0,00	0,00	0,00	0,09
<i>Poa annua</i> L.	POAAN	<i>Poaceae</i>	anual	0,21	0,05	0,49	0,09
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	POYTE			1,64	3,05	14,05	0,56
<i>Polygonum aviculare</i> L.	POLAV	<i>Polygonaceae</i>	anual	0,14	0,02	0,25	0,00
<i>Portulaca oleracea</i> L.	POROL	<i>Portulacaceae</i>	anual	0,72	0,17	0,98	0,83
<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard		<i>Asteraceae</i>	anual	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	RASRU	<i>Brassicaceae</i>	anual	0,03	0,10	0,00	0,00
<i>Rumex crispus</i> L.	RUMCR	<i>Polygonaceae</i>	vivaz	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. Beauv.	SETVE	<i>Poaceae</i>	anual	0,82	2,00	1,22	5,79
<i>Silene gallica</i> L.	SILGA	<i>Caryophyllaceae</i>	anual	0,03	0,00	0,00	0,00
<i>Sinapis arvensis</i> L.	SINAR	<i>Brassicaceae</i>	anual	0,00	0,04	0,00	0,00

Espécie	Códigos BAYER	Familia	Tipo Biológico	rI			
				Sementeira	Veg. Nat.	Herbicida	Linha
<i>Solanum luteum</i> Miller	SOLLU	<i>Solanaceae</i>	anual	0,27	0,00	0,00	1,09
<i>Solanum nigrum</i> L.	SOLNI	<i>Solanaceae</i>	anual	0,34	0,31	0,25	1,83
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	SONAG	<i>Asteraceae</i>	anual	0,24	0,02	0,00	0,00
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	SONOL	<i>Asteraceae</i>	anual	0,75	0,28	1,71	0,37
<i>Spergula arvensis</i> L.	SPRAR	<i>Caryophyllaceae</i>	anual	0,17	0,61	0,00	0,00
<i>Stachys arvensis</i> (L.) L.	SRAAR	<i>Lamiaceae</i>	anual	0,00	0,10	0,00	0,00
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	STEME	<i>Caryophyllaceae</i>	anual	0,79	1,04	0,98	0,37
<i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link	TOIAR	<i>Apiaceae</i>	anual	0,00	0,05	0,00	0,09
<i>Trifolium campestre</i> Schreber	TRFCA	<i>Fabaceae</i>	anual	0,07	0,02	0,00	0,00
<i>Trifolium dubium</i> Sibth	TRFDU	<i>Fabaceae</i>	anual	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Trifolium isthmocarpum</i>		<i>Fabaceae</i>	anual	0,07	0,00	0,00	0,00
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	TRFRS	<i>Fabaceae</i>	anual	0,90	0,14	0,00	0,29
<i>Urtica membranacea</i> Poiret	URTDU	<i>Urticaceae</i>	anual	7,54	4,69	1,22	0,00
<i>Urtica urens</i> L.	URTUR	<i>Urticaceae</i>	anual	7,53	4,98	0,98	0,00
<i>Verbena officinalis</i> L.	VERBOF	<i>Verbenaceae</i>	vivaz	0,00	0,17	0,00	0,00
<i>Veronica persica</i> Poiret	VERPE	<i>Rubiaceae</i>	anual	0,07	0,18	0,03	0,00

A análise do banco de sementes com base no RI (índice de importância relativa) pode ter um elevado valor predictivo na composição do banco de sementes, comparativamente a um índice que tome em consideração a densidade, porque enfatiza a importância de cada espécie na comunidade de melhor forma que a densidade absoluta (Bàrberi & Cascio, 2001).

De acordo com as modalidades de gestão da flora estudadas neste trabalho, e considerando as espécies com um  $RI > 1$ , destacam-se na modalidade sementeira: *C. albida*, *Euphorbia serpens*, *Medicago polymorpha*, *M. truncatula*, *P. milliaceum*, *P. tetraphyllum*, *U. membranacea* e *U. urens*. Na modalidade vegetação natural as espécies *C. albida*, *E. serpens*, *P. miliaceum*, *P. tetraphyllum*, *S. verticillata*, *Stellaria media*, *Urtica membranacea* e *U. urens* apresentam um  $RI > 1$ . Para as modalidades herbicida na entrelinha, faz-se referência a *C. albida*, *E. serpens*, *P. milleaceum*, *S. verticillata*, *S. oleraceus* e *U. membranacea*; e a *Amaranthus blitoides*, *E. serpens*, *P. milliaceum*, *S. verticillata*, *Solanum luteum* e *S. nigrum* na modalidade herbicida na linha.

Apesar do referido, no presente estudo, na composição do banco de sementes, a espécie com maior importância na comunidade é o *Piptaterum mileaceum*.

### 4.3 – Comparação de médias e análise em componentes principais

Analisando os resultados apresentados no quadro 9, podemos referir que as diferentes modalidades de gestão da flora infestante podem ter influência na densidade de plantas/m<sup>2</sup>. As quatro modalidades de gestão da flora infestante não provocaram diferenças estatisticamente

significativas nas emergências de *A. blitoides*, *G. aparine*, *P. oleracea*, *S. oleraceus* e *S. media*.

Em *Bromus diandrus* Roth. foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as modalidades de gestão da flora ( $p < 0,05$ ). A maior densidade de plântulas foi observada na vegetação natural. Esta é uma espécie muito frequente no território, assim como em toda a região mediterrânica, o que justifica a densidade na vegetação natural. Na sementeira a ocorrência desta espécie pode ser justificada, pelas suas características nitrófilas (Gomes & Ferreira, 2005), associada assim, ao maior teor de azoto devido à presença de leguminosas, nesta modalidade.

Para *Conyza albida* foram observadas diferenças estatisticamente significativas ( $p < 0,01$ ), nas modalidades estudadas, com maior densidade na vegetação natural. Porém num estudo realizado por Bastida *et al.*, (2005), os resultados foram distintos aos obtidos neste estudo. Assim de acordo com os mesmos autores foi observada uma maior incidência de *C. albida* nas linhas de plantação, o que pode dever-se à disponibilidade de nutrientes e água e atribuem à limitação de recursos na entrelinha, a causa de uma maior mortalidade e redução no crescimento, das plantas. Por outro lado, como consequência da limitação de recursos, a competição interespecífica pode diferir entre os dois ambientes (linha e entrelinha), o poderá permitir a justificação de uma menor densidade desta espécie na entrelinha. Porém esta espécie é uma grande produtora de propágulos facilmente dispersos pelo vento (Gomes & Ferreira, 2005), o que pode justificar a maior densidade na vegetação natural e na sementeira, no presente estudo. Com um comportamento semelhante referimos a espécie *C. bonariensis*, que também apresentou maior densidade de plantas associada à vegetação natural. Porém, esta também assume alguma importância na sementeira, o que pode ser facilmente observado na figura 13, onde se apresentam os resultados da análise em componentes principais, das oito espécies mais abundantes. A referida espécie é facilmente dispersa por agentes como o vento e a água, não apresentando as sementes fenómenos de dormência, podendo assim germinar em condições de temperatura e humidade favoráveis (Wu & Walker, 2004). Há referências à presença de fenómenos de resistência aos herbicidas em alguns países. Na Península Ibérica já foram referenciadas algumas dificuldades no controlo químico de infestações de *Conyza* spp. (Ribeiro *et al.*, 1993; Fraga *et al.*, 1999; Gil-Albarellos, 2001; Rodriguez-Perez & Díaz-Salazar, 2002; Saavedra & Pastor, 2002; Montserrat, 2003), tendo sido confirmados biótipos espanhóis de *Conyza bonariensis* e de *C. canadensis* resistentes ao glifosato em citrinos (Urbano, 2007). De acordo com HEAP (2005) o género *Conyza* é dos mais propensos ao desenvolvimento de resistências aos herbicidas. Contudo no pomar de citrinos em estudo os

herbicidas aplicados permitiram a obtenção de bons níveis de eficácia no controlo de *C. bonariensis*.

Em *E. serpens* foram observados valores consideráveis de RI (Índice de importância relativa). De facto analisando os valores da densidade de plântulas emergidas por m<sup>2</sup>, registaram-se diferenças significativas ( $p < 0.05$ ) entre metodologias. No entanto apesar do referido, a análise em componentes principais esta espécie não permitiu associar a ocorrência desta espécie a nenhum dos métodos de gestão em particular.

A densidade na sementeira das espécies *Medicago polymorpha*, *M. scutellata* e *M. truncatula* deve-se ao facto destas espécies terem sido semeadas no enrelvamento; assim para estas, os diferentes métodos de gestão da flora infestante influenciaram significativamente a densidade das mesmas. O facto destas três espécies de leguminosas se encontrarem dispersas por grande parte da Península Ibérica (Talavera *et al.*, 2000) justifica a densidade na vegetação natural. A reduzida densidade destas espécies nas modalidades herbicida e linha é motivado por estas serem espécies bastante susceptíveis aos produtos químicos utilizados.

Quadro 9 – Densidade (plântulas/m<sup>2</sup>) para as espécies mais representativas nas quatro modalidades de gestão da flora infestante e resultados do estudo da biodiversidade associada

Espécie	Sementeira	Vegetação natural	Herbicida	Linha	Significância F-test
	52,32	67,49	65,79	106,92	
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson	(28,93)	(54,68)	(72,98)	(25,91)	ns
	29,57	129,66	4,55	2,27	
<i>Bromus diandrus</i> Roth	(10,93)	(22,89)	(3,03)	(3,03)	*
	27,30	127,39	2,27	2,27	
<i>Campanula erinus</i> L.	(22,9)	(64,5)	(0)	(3,03)	*
	116,014	207,1	25,02	15,92	
<i>Conyza albida</i> Spreng.	(71,32)	(21,23)	(10,93)	(3,03)	**
	45,5	70,52	6,82	4,55	
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronq.	(30,33)	(26,26)	(5,25)	(6,01)	*
	163,79	384,44	50,05	143,31	
<i>Euphorbia serpens</i>	(81,44)	(221,47)	(8,02)	(13,22)	*
	31,85	29,57	4,55	4,55	
<i>Gallium aparine</i> L.	(16,05)	(10,94)	(3,03)	(6,06)	ns
	216,11	25,02	0	6,82	
<i>Medicago polymorpha</i> L.	(116,33)	(24,82)	(0)	(5,25)	*
	34,12	4,55	0	0	
<i>Medicago scutellata</i> (L.) Miller	(18,94)	(3,03)	(0)	(0)	*
	145,59	45,5	0	0	
<i>Medicago truncatula</i> Gaertn.	(26,26)	(25,91)	(0)	(0)	***
	923,57	3098,7	86,44	643,77	
<i>Piptaterum miliaceum</i> (L.)	(685,7)	(1021,5)	(16,05)	(268,19)	*
	109,19	411,74	287,38	13,65	
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> (L.) L.	(26,95)	(183,7)	(38,7)	(13,9)	**
	47,77	22,75	9,10	20,47	
<i>Portulaca oleracea</i> L.	(18,2)	(8,02)	(0)	(10,9)	ns
	54,6	270,7	11,37	145,59	
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. Beauv.	(21,01)	(123,5)	(3,03)	(47,66)	*
	22,75	40,95	2,27	45,5	
<i>Solanum nigrum</i> L.	(10,93)	(18,4)	(3,03)	(5,25)	*
	50,05	36,4	15,92	9,1	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	(48,81)	(6,06)	(6,06)	(5,25)	ns
	53,32	138,76	9,1	9,1	
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	(9,09)	(102,72)	(5,25)	(6,06)	ns
	59,14	18,2	0	7,02	
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	(19,88)	(24,26)	(0)	(5,94)	*
	505,55	632,94	11,37	0	
<i>Urtica membranacea</i> Poiret	(31,52)	(650,87)	(12,13)	(0)	ns
	509,55	675,61	9,1	0	
<i>Urtica urens</i> L.	(19,89)	(551,8)	(12,13)	(0)	ns
Riqueza de espécies	49	46	27	31	
Diversidade (Índice de Shannon – Wiener)	2.599	2.19	0.03	1.87	
Equabilidade (Índice de Pielou)	0.66	0.57	0.001	0.54	

Os valores apresentados são as médias F-teste: Newman-Keuls, em *T. resupinatum* F-test LSD. ; (...) = erro padrão; ns = não significativo; \* p < 0.05 = significativo; \*\* p < 0.01 = muito significativo; \*\*\* p < 0.001 = altamente significativo

Em todas as modalidades de gestão da flora infestante foram observadas elevadas densidades de *P. miliaceum*. Segundo os valores das densidades de plantas por m<sup>2</sup> e também por análise em componentes principais, podemos referir que esta aparece maioritariamente associada à vegetação natural. A ampla distribuição na região mediterrânica, assim como a grande

frequência na região algarvia (Franco, 1984), associada à sua fácil dispersão, justificam a densidade na vegetação natural. De acordo com estudos fitossociológicos realizados por Gomes e Ferreira (2005), esta é uma espécie com características nitrófilas, o que justifica a sua presença associada às espécies de *Fabaceae* que foram introduzidas na modalidade na sementeira. Na modalidade herbicida na linha a densidade de plantas foi também elevada. De acordo com um inventário realizado por Guerreiro e Martins (1994), realizado na região do Algarve, entre 1977 e 1982, que envolveu perto de 3000 levantamentos, o *P. miliaceum* surgiu também associado à linha.

As modalidades de gestão da flora infestantes estudadas conduziram a diferenças estatisticamente significativas na densidade de *Polycarpum tetraphyllum*. De acordo com a análise dos componentes principais é ao herbicida a que esta espécie se encontra mais associada. Como justificação podemos considerar a menor densidade de espécies que competiam com *P. tetraphyllum* pelos mesmos recursos. As características nitrófilas referidas por Gomes e Ferreira (2005), assim como a ampla distribuição no território justificam as densidades registadas na sementeira e vegetação natural.

Em *S. verticillata*, as diferentes modalidades de gestão da flora infestante, conduziram a diferenças significativas na densidade de plantas emergidas. A maior densidade foi obtida nas modalidades vegetação natural e herbicida na linha. Esta é uma espécie bastante observada no continente, crescendo tanto em terrenos cultivados como incultos (Franco, 1984). Analisando os resultados obtidos na análise em componentes principais, e da densidade de plantas apresentadas, esta espécie aparece associada ligeiramente a sementeira, o que é justificado pelas características nitrófilas, a abundância no território desta espécies, justifica os resultados da vegetação natural.

A maior densidade de plantas da espécie *S. nigrum* a maior densidade de plantas foi observada na linha, com 45,5 plantas/m<sup>2</sup>, nesta espécie as metodologias de gestão da flora conduziram a diferenças na densidade, a reduzida densidade de plantas no herbicida atribui-se à susceptibilidade desta solanácea, à mistura diurão + glifosato + terbutilazina (MASCOT 600 SC).

O *T. resupinatum* foi uma das espécies seleccionadas para o estabelecimento do enrelvamento semeado, o que justifica a maior densidade de plantas/m<sup>2</sup> na sementeira, tendo assim, sido observadas diferenças significativas na emergência das plantas nas modalidades de gestão da flora infestante, a densidade de 18,2 plântulas/m<sup>2</sup>, na modalidade vegetação natural deve-se à distribuição da espécie na região.

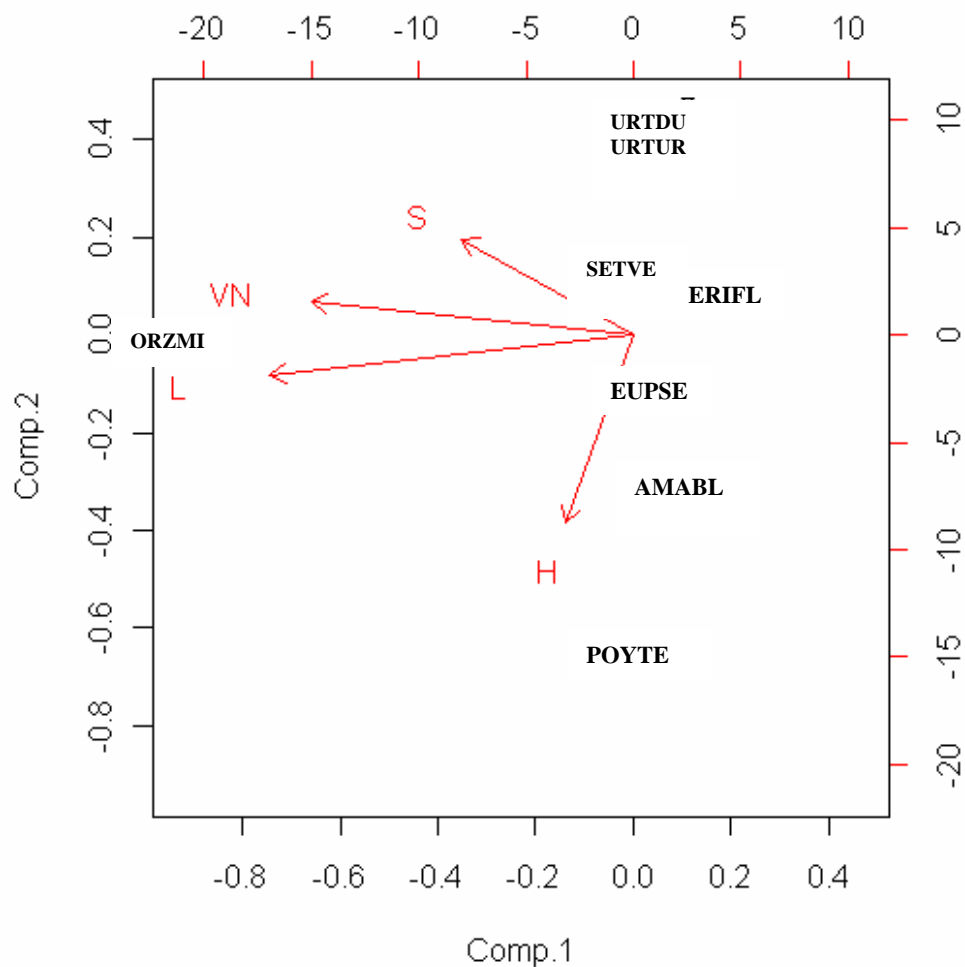


Figura 13 – Análise em componentes principais para as oito espécies selecionadas  
 Legenda: AMABL – *Amaranthus blitoides*; ERIFL – *Conyza albida*; EUPSE – *Euphorbia serpens*; POYTE – *Polycapum tetraphyllum*; ORZMI – *Piptaterum miliaceum*; SETVE – *Setaria verticillata*; URTDU – *Urtica membranacea*; URTUR – *Urtica urens*.

As espécies *U. membranacea* e *U. urens* não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as modalidades de gestão da flora infestante, por outro lado e com base nos resultados dos componentes principais apresentados na fig. 13, estas aparecem um pouco associadas à sementeira, o que poderá justificar-se pelo facto de estas serem espécies nitrófilas associadas à presença de azoto, superior na sementeira devido ao estabelecimento de fabáceas (Gomes & Ferreira, 2005). A ampla distribuição na região mediterrânica e no país justificam a densidade na vegetação natural.

### 4.3 – Biodiversidade da comunidade de adventícias

A diversidade das plantas existe a diferentes níveis de integração no agro-ecossistema. Ela resulta da interacção entre os recursos genéticos das plantas e de factores ambientais bióticos e abióticos, assim das das práticas de gestão (Almekinders *et al.*, 1995).

O quadro 9 apresenta os resultados referentes ao cálculo da diversidade e da equabilidade para as quatro modalidades de gestão da flora (cuja determinação se apresenta em anexo).

Um elevado número de espécies (riqueza de espécies) e equabilidade ocorrem quando as espécies se encontram igualmente distribuídas em igual abundância, o que define uma grande diversidade (Ricotta & Avena, 2003). A uma maior diversidade está associada uma maior número de espécies. Neste trabalho a diversidade foi superior na modalidade sementeira com um total de 49 espécies, logo seguida da modalidade vegetação natural com 46 espécies contabilizadas, 31 espécies na modalidade herbicida na linha; menor número de espécies foi observado no herbicida, tendo sido identificadas 27 espécies. Resultados idênticos foram obtidos no estudo realizado por Sousa *et al.* (2006), tendo contudo, o número de espécies em cada uma das modalidades de gestão da cobertura vegetal, sido superior, assim no referido trabalho, a modalidade sementeira apresentou uma maior diversidade com 91 espécies, a modalidade vegetação natural com 79 espécies, e 51 espécies na modalidade herbicida na entrelinha, ou seja, os resultados foram idênticos obtidos no nosso trabalho, com um maior número de espécies na modalidade sementeira.

No presente estudo, maior número de espécies e diversidade na sementeira está relacionado, com a introdução de algumas espécies para o estabelecimento do enrelvamento. Por outro lado a maior diversidade na modalidade sementeira, pode também estar associada a técnicas de mobilização, empregue durante a incorporação das espécies seleccionadas para o estabelecimento da referida modalidade de enrelvamento, o que pôde criar condições favoráveis à germinação de algumas espécies da flora residente, que de outro modo não seriam capazes de competir com as espécies dominantes, nomeadamente com o *Piptaterum milleaceum*, comparativamente à modalidade vegetação natural.

Embora pareça que na modalidade VN, a riqueza de espécies seja semelhante à verificada na modalidade sementeira S, esta última apresenta uma maior biodiversidade, pois existe um maior equilíbrio entre a distribuição do número de indivíduos pelo número de espécies.

Segundo vários autores o descréscimo da diversidade (biodiversidade) está associada com o aumento das práticas de gestão, como sejam o caso da modalidade herbicida (H). De facto os herbicidas ao controlarem determinadas espécies de plantas infestantes reduzem o número de

espécies e também a proporção das plantas da mesma espécie (Tomkins & Grant, 1977; Mahn & Helmecke, 1979; Hume, 1987; Derksen *et al.*, 1995).

A equabilidade é afectada pelo número de espécies. Considerando os valores da equabilidade obtidos, estes foram superiores na modalidade sementeira, como um valor de 0,66, o que nos permite concluir que nesta modalidade, há uma ausência de dominância (não existem espécies dominantes). Nas modalidades vegetação natural e herbicida na linha os valores de 0,57 e 0,54 obtidos no cálculo da equabilidade permite concluir, que igual modo a ausência de espécies dominantes. Por outro lado os baixos valores da equabilidade na modalidade herbicida, 0,001 devem-se, à dominância de algumas espécies, assim na modalidade herbicida dominam de *P. miliaceum* e *P. tetraphyllum*.

Num estudo realizado com o objectivo de estudar a flora associada ao cultivo da vinha, na Venezuela, foram determinados igualmente alguns índices de diversidade, ou seja, foram, determinados os valores de diversidade de acordo com o índice de Shannon-Wiener, e dominância de Simpson. Foram obtidos de um modo geral baixos valores de diversidade (valores entre 1,2 e 2,77), o que é característico de condições de alta intervenção no sistema (práticas agronómicas). No mesmo estudo considerando os valores de dominância foram obtidos valores maiores que 0,5 o que indica uma relativa uniformidade de espécies (Anzalone & Casanova, 2005).

Apesar de não se enquadrar no âmbito do presente estudo, mas considerando a biodiversidade associada à flora adventícia, sabemos que algumas espécies de plantas da cobertura do solo, desempenham um papel importante, porque podem funcionar como abrigos ou refúgios, nos quais muitos organismos podem sobreviver durante períodos críticos, em condições ambientais desfavoráveis, nomeadamente em termos de temperatura e humidade, ou em resultado da aplicação de pesticidas, da mobilização do solo, entre outros. Não nos podemos esquecer que muitas destas espécies de plantas, funcionam também como fonte de alimento para algumas espécies, quando mais não seja, como suplemento alimentar. É bastante conhecido o facto de alguns ácaros fitoseídeos predadores generalistas, nomeadamente dos géneros *Typhlodromus*, *Amblyseis* e *Euseis*, suplementam a sua dieta de artrópodes alimentando-se de pólen (Hagen *et al.*, 1999; Rodrigues & Torres, 2005).

Franco *et al* (2006) estudou a influência de três modalidades de gestão da flora infestante do solo, assim como a abundância e diversidade de alguns artrópodes auxiliares, associados em pomares de citrinos. Entre as modalidades de gestão da flora, destacam-se o enrelvamento com a sementeira de espécies seleccionadas (S), enrelvamento com vegetação residente (FR),

e uma modalidade em que foi aplicado herbicida na entrelinha (H), de acordo com os resultados obtidos e no que respeita à abundância de artrópodes auxiliares, este parâmetro foi mais elevado nas modalidades de enrelvamento (enrelvamento com espécies seleccionadas e enrelvamento com vegetação natural), comparativamente à modalidade herbicida.

## Conclusões

No contexto da gestão integrada de sistemas e do desenvolvimento sustentável, a cobertura do solo/enrelvamento, encontra-se de acordo com IOBC/WPRS para a protecção e produção integrada.

Considerando o estudo do banco de sementes associado ao pomar de citrinos estudado neste trabalho, e considerando as quatro modalidades de gestão da flora: (S) enrelvamento com sementeira de espécies seleccionadas; VN (enrelvamento com manutenção da vegetação natural); (H) aplicação de herbicida na entrelinha e (L) aplicação de herbicida na linha; o número de espécies de plantas que emergiram durante o período considerado no banco de sementes variou em função da época do ano, assim como, em função das modalidades de gestão da flora. Entre famílias de espécies que se encontram associadas ao banco de sementes em pomares de citrinos, destacam-se a *Asteraceae*, *Fabaceae* e *Poaceae*, aspecto este confirmado igualmente em trabalhos realizados por vários autores. Também no banco de sementes do solo a abundância de algumas espécies de plantas em particular encontra-se dependente da modalidade de gestão da flora, sendo também de referir que a abundância associada a uma determinada modalidade de gestão, pode estar relacionada com algumas práticas agronómicas.

Considerando a totalidade de espécies identificadas neste estudo, destacam-se as plantas anuais, sendo de destacar embora em número bastante inferior, plantas perenes, vivazes e bienais.

As quatro metodologias de gestão da flora estudadas conduziram a diferenças na densidade de plantas emergidas de algumas espécies, assim como em alguns indicadores de biodiversidade. As modalidades de gestão da flora estudadas não conduziram a diferenças significativas nas densidade de plântulas emergidas de *A. blitoides*, *G. aparine*, *P. oleracea*, *S. oleraceus* e *S. media*. Para as outras espécies foram verificadas diferenças, dependentes de algumas características da espécie e também em função das modalidades estudadas. Na modalidade em que foram aplicados herbicidas, modalidade herbicida na entrelinha (H) e modalidade herbicida na Linha (L), o número de plântulas emergidas foi inferior ao das restantes modalidades, tendo contudo sido inferior na primeira, ou seja herbicida na entrelinha. Assim podemos referir que os produtos aplicados tiveram um efeito qualitativo e quantitativo no banco de sementes. Algumas investigações têm sugerido que há um grande declínio do banco de sementes após aplicações repetidas de herbicidas (Scheizer & Zimdahl, 1984). A aplicação sistemática de herbicidas, diminuiu a produção de sementes de determinadas espécies

infestantes em mais de 90%. No entanto o número de sementes pode aumentar rapidamente quando a utilização de herbicidas é descontínua ou intercalada com outras práticas de gestão. Considerando a densidade de plantas obtida entre as duas metodologias de enrelvamento estudadas: semeado e com vegetação natural, de um modo geral, a modalidade com o enrelvamento estabelecido com sementeira de espécies apresentou uma menor densidade de espécies emergidas, comparativamente à modalidade vegetação natural, ou seja, a introdução da mistura de espécies *Lolium multiflorum*, *Medicago polymorpha*, *M. truncatula*, *M. scutellata* e *Trifolium resupinatum*, condicionou a número de emergências. A justificação para a referida constatação, pode atribuir-se ao facto de que a introdução de novas espécies aquando do estabelecimento deste tipo modalidade, pode conduzir a alguns fenómenos que tenham alguma influência na germinação, tais como fenómenos alelopáticos. Também não podemos esquecer que a introdução destas novas espécies de leguminosas podem originar fenómenos de competição com algumas espécies da flora residente que assim encontram-se em desvantagem.

Nos aspectos relacionados com a biodiversidade das comunidades de adventícias podemos referir que as duas modalidades de enrelvamento (semeado (S) e com vegetação natural (VN)), tiveram efeitos positivos na diversidade, contudo a diferença entre as duas modalidades parece dever-se à introdução das espécies na modalidade sementeira, o que conduziu a um maior número de espécies, e consequentemente maior diversidade.

Não nos podemos esquecer que nos ecossistemas agrícolas existe uma forte integração, contribuindo para um nível de biodiversidade, não só em termos da diversidade vegetal como, desta em associação com outros organismos. É sabido que muitas espécies de plantas da cobertura do solo, encontram-se associadas a determinadas espécies artrópodes, nomeadamente espécies fitófagas e auxiliares, contribuindo o conjunto para equilíbrio funcional, podendo quando devidamente utilizadas e integradas fomentar a limitação natural em pomares de citrinos

A prática do enrelvamento em pomares de citrinos é uma prática corrente em algumas das maiores regiões produtoras de citrinos a nível mundial, contudo balanceando o enrelvamento semeado com o enrelvamento com vegetação natural, o segundo método apresenta vantagem comparativamente ao primeiro. Como vantagens temos que considerar vários aspectos, assim em termos económicos, o enrelvamento com vegetação natural torna-se mais acessível, ou seja, evita o gasto com a aquisição de espécies para introdução no solo. Por outro lado as espécies que fazem parte da vegetação natural encontram-se em equilíbrio e melhor adaptadas ao ecossistema em questão.

## Referências Bibliográficas

- ACTA (ED.) 2003. Index phytosanitaire. ACTA 2003. Paris 768 P (cit: Amaro, 2003).
- AFANASIEV, M. 1944. A study of dormancy and germination of seeds of *Cercis canadensis*. *Journal of Agricultural Research* **69**: 405-420.
- ALBRECHT, H. 2003. Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture Ecosystem Environment* **98**, 201-211 (cit: Moonen & Bàrberi, 2008).
- ALMEKINDERS, C. J. M.; FRESCO; L. O. & STRUIK, P. C. 1995. The need to study and manage variation in agro-ecosystems. *Netherlands Journal of Agricultural Science* **43**, 127-142 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- AMARO, P. 2001. Informação sobre Protecção Integrada e Produção Integrada. A Protecção Integrada em Viticultura na Região Norte. DPPF. Lisboa (cit: Amaro, 2003).
- AMARO, P. 2003. *A Protecção Integrada*. ISA/PRESS.
- ANZALONE, A. & CASANOVA, M. 2005. Estudio de la flora arvense asociada al cultivo de vid (*Vitis vinifer*) en el Tocuyo, Venezuela. In: *Malherbologia Ibérica y Magrebí: soluciones comunes a problemas comunes*. Menéndez *et al.* (eds.). Universidade de Huelva Publicaciones.
- ASCARD, J. 1994. Dose-response models for flame weeding in relation to plant size and density. *Weed research* **34**, 377-385 (cit: Hatcher & Melander, 2003).
- ASCARD, J. 1995. Effects of flame weeding on weed species at different developmental stages. *Weed Research* **35**: 397-411 (cit: Bond & Grundy, 2001).
- ASCARD, J. 1995b. Thermal Weed control by flame. *Diss. Swedish University of Agricultural Sciences. Departament of Agricultural Engineering. Report 200*. Alnarp. 1-37 (cit: Virbickaite *et al.*, 2006).
- ASCARD, J. 1998. Comparison of flaming and infrared radiation techniques for thermal weed control. *Weed Research* **38**, 69-76 (cit: Hatcher & Melander, 2003).
- AULD, T. D. 1986c. Population dynamics of the shrub *Acacia suaveolens* (Sm.) Willd. Fire and the transition to Seedling. *Australian Journal of Ecology*, **11**: 373-385.
- BAKER, 1989. Some Aspects of the Natural History of Seed Banks. In: *Ecology of Soil Seed Banks*. Leck, M. A., Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds). Academic Press. San Diego
- BALLARD, L. A. T. 1973. Physical barriers to germination. *Seed Science Technology*, **1**: 285-303.
- BÀRBERI, P. e LO CASCIO, B. 2001. Long-term tillage and crop rotation effects on weed seedbank size and composition. *Weed Research*, **41**: 325-340.
- BÀRBERI, P. & MAZZONCINI, M. 2001. Changes in weed community composition as influenced by cover crop and management system in continuous corn. *Weed Science*, **49**: 491-499.

- BÀRBERI, P. 2003. Preventive and cultural methods for weed management. In: *Weed Management for Developing Country. Addendum I*. Labrada, R. (ed). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- BARRALIS, G.; CHADOEUF, R. & GOUET, J. P. 1986. Essai de détermination de la taille de l'échantillon pour l'étude du potentiel semencier d'un sol. *Weed Research* **26**, 291-297 (cit : Dessaint *et al.*, 1996).
- BARTON, L. V. 1934. Dormancy in *Tilia* seeds. *Contribution from Boyce Thompson Institute*, **6**: 69-89 (cit: Baker, 1989)
- BASCH, G. 2002. Mobilização do solo e ambiente. In: *Mobilização e conservação do solo. 1º Congresso Nacional de Mobilização e Conservação do solo*. Basch, G. & Teixeira, F. (ed.). Évora, 12-14 Junho 2002. Aposolo. Évora, pp. 51-61 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1973. Delayed germination in seeds of *Phacelia dubia* var. *dubia*. *Canadian Journal of Botany*, **51**: 2481-2486 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1974. Some ecophysiological aspects of seed dormancy in *Geranium carolinianum* L. from Central Tennessee. *Oecologia*, **16**: 209-219.
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C.C. 1980. Ecophysiology of secondary dormancy in seeds of *Ambrosia artemisiifolia*. *Ecology* **61**: 475-480 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C.C. 1981a. Seasonal changes in the germination responses of buried *Lamium amplexicaule* seeds. *Weed Research*, **21**: 299-306 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1983a. Seasonal changes in the germination responses of buried seeds of *Arabidopsis thaliana* and ecological interpretation. *Botanical Gazette. (Chicago)* **144**: 540-543 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1983b. Germination ecophysiology of eastern deciduous forest herbs: *Hydrophyllum macrophyllum*. *Am. Midl. Nat.* **109**: 63-71.
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1984a. Role of the temperature in regulating timing of germination in soil reserves of *Lamium purpureum* L. *Weed Research*, **24**: 341-349 (cit: Baskin & Baskin, 1989)
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1984c. Germination ecophysiology of woodland herb. *Osmarhiza longistylis* (Umbelliferae). *American Journal of Botany*, **71**: 687-692 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1985a. The annual dormancy cycle in buried weed seeds: A continuum. *Bioscience* **35**: 492-498 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASIN, C. C. 1985c. Germination ecophysiology of *Hydrophyllum apendiculatum*, a mesic forest biennial. *American Journal of Botany*, **72**: 185-190.
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1986a. Temperature requirements for after-ripening in seeds of nine winter annuals. *Weed Research*, **26**: 375-380 (cit: Baskin & Baskin, 1989).

- BASKIN, C. C. & BASKIN, J. M. 1988. Studies on the germination ecophysiology of herbaceous plant species in temperate region. *American Journal of Botany*, **75**: 286-305 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- BASKIN, J. M. & BASKIN, C. C. 1989. Physiology of Dormancy and Germination in Relation to Seed Bank Ecology. In: *Ecology of Seed Banks*. Leck, M. A.; Parker, V. T. & Simpson, R. L. (eds). Academic Press. San Diego.
- BASKIN, J. M.; BASKIN, C. C. & Li, X. 2000. Taxonomy, anatomy and evolution of physical dormancy in seeds. Plant species. *Biology*, **15**: 139-152 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- BASKIN, C. C. & BASKIN, J. M. 2006. The natural history of soil seed banks of arable land. *Weed Science*, **54**: 549-557.
- BASTIDA, F.; ARENAS, J. M.; CARRETERO, C. L. & MENÉNDEZ, L. 2005. Patrones Espaciales y Temporales de Abundancia de *Conyza albida* en el Cultivo de Cítricos en la Provincia de Huelva. In: *Malherbologia Ibérica y Magebrí: Soluciones Comunes a Problemas Comunes*, Menéndez *et al.*, (eds) Universidade de Huelva.
- BELLAN-SANTINI, D. 1980. Relationship between populations of amphipods and pollution. *Marine Pollution Bulletin*, **11**, 224-227 (cit: Jorgensen *et al.*, 2005).
- BENOIT, D. L.; KENEL, N. C.; CAVERS, P. B. 1989. Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. *Canadian Journal of Botany*, **Vol. 67**, pp.2833-2849 (cit: Caetano *et al.*, 2001).
- BERKOWITZ, A.R. 1988. Competition for resources in weed-crop mixtures. In *Weed Management in Agroecosystems: Ecological Approaches*. Altieri, M.A. & Liebman, M. (eds.) 89-119, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- BEWLEY, J. D. & BLACK, M. 1985. *Seeds: Physiology of Development and Germination*. Plenum. New York. (cit: Baker, 1989).
- BLUM, U., KING, L.D., GERIG, T.M., LEHMAN, M.E. & WORSHAM, A.D. 1997. Effects of clover and small grain cover crops and tillage techniques on seedling emergence of some dicotyledonous weed species. *American Journal of Alternative Agriculture* **4**: 146-161.
- BOCCANELLI, S. I. & LEWIS, J. P. 1994. The seedbank of an old pampean prairie and its relation with the standing vegetation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **29**: 1883-1840. Brasilia (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- BOLLER, E. F.; HÄNI, F.; POEHLING, H. M. 2004b. Ecological infrastructures: Ideabook on functional biodiversity at the farm level – temperate zones of Europe. IOBCwprs Comm. Integr. Prod. Guid. Endors, LBL, Lindau, Switzerland (Cit: Franco *et al.*, 2006).
- BONARI, E. & MACCHIA, M. 1975. Effetto dell'investimento sulla produzione del favino (*Vicia faba* L. var. minor Peterm Beck). *Rivista di Agronomia* **9**: 416-423 (in Italian with English abstract).

- BOND, W. & GRUNY, A. C. 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* **41**: 383-405.
- BOOTH, B; MURPHY, S. D. & SWANTON, C. J. 2003. *Weed ecology. In Natural and Agricultural Systems*. Cabi Publishing.
- BORGES, M. L. 1982.. In: *Introdução à protecção integrada. Os meios de luta genética* Amaro, P. & Baggiolini, M. (ed.) 106-120 (cit: Amaro, 2003).
- BRENCHLEY, W. E. 1918. Buried weed seeds. *Journal of Agricultural Science*, **9**: 1-31 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- BRENCHLEY, W. E. & WARINGTON, K. 1930. The weed seed population of arable soil. I. Numerical estimation of viable seeds and observations on their natural dormancy. *Journal of Ecology*, **18**: 235-272 (cit: Baskin & Baskin, 2006)
- BRENCHLEY, W. E. & WARINGTON, K. 1933. The weed seed population of arable soil. II. Influence of crop, soil and methods of cultivation upon the relative abundance of viable seeds. *Journal of Ecology*, **21**: 103-127 (cit: Baskin & Baskin, 2006)
- BRENCHLEY, W. E. & WARINGTON, K. 1936. The weed seed population of arable soil. III. The re-establishment of species after reduction by fallowing. *Journal of Ecology*, **24**: 479-501 (Baskin & Baskin, 2006).
- BROCKWAY, D. G. 1998. Forest plant diversity at local and landscape scales in the Cascade Mountains of Southwestern Washington. *Forest Ecology and Management* **109**, 323-341 (cit: Booth *et al.*, 2003)
- BRUMMER, E.C. 1998. Diversity, stability and sustainable American agriculture. *Agronomy Journal* **90**, 1-2 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- BUCHS, W. 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture Ecosystem Environment*, **98**, 35-78 (cit: Moonen & Bàrberi, 2008).
- BUGG, R. L.; WADDINGTON, C. 1994. Using cover crops to manage arthropod pests of orchards: a review. *Agric. Ecosyst. Environ.* **50**: 11-28 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- BUGG, R. L.; ANDERSON, J.H., THOMSEN, C. D.; CHANDLER, J. 1998. Farmscaping in California: Managing hedgerows, roadside and wetland plantings, and wild plants for bio-intensive pest management. In: *Enhancing biological control: habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. Pickett C. H.; Bugg, R. L. (eds). UC Press, Berkeley, pp 339-374 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- BUHLER, D. D.; HARTZLER, D. D. & FORCELLA, F. 1997. Implications of weed seedbank dynamics to weed management. *Weed Science*, **45**: 329-336.
- BUHLER, D. D.; KIHLE, K. A. & FOSTER, M. S. 2001. Corn, soybean, and weed responses to spring-seeded smother plants. *Journal of Sustainable Agriculture*, **18**: 63-79.

- BURRY, L.; FERNANDEZ, O. & VERONA, C. 1987. Variabilidade espacial del banco de semillas de malezas. *Resúmenes 13º Reunión Anual de la Asociación Argentina de Ecología. Bahía Blanca*, 101 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- CAETANO, R. S. X.; CHRISTOFFOLETI, P. J.; VITORIA, R. F. 2001. Banco de Sementes de Plantas Daninhas em Pomar de Larajeira “Pera”. *Scientia Agrícola*, **Vol. 58, nº 3**, pp. 509-517, Julho/Setembro.
- CAIXINHAS, M. L. 2001. *Plântulas de Infestantes*. Dicotiledóneas. 3ª Edição. CBAA. Direcção-Geral de Protecção das Culturas. Oeiras.
- CALHA, I. M.; & ROCHA, F. 2002. Modo de acção dos herbicidas e a prevenção de resistência adquirida. *Revista das Ciências Agrárias*, **25** (1, 2): 88-104 (cit: Amaro, 2003).
- CANO-ORTIZ, A.; GARCIA-FUENTES, A.; MONTILLA, R. J. & CANO, E. 2005. *Diversidad de Malas Hierbas en Algunas Comunidades de Herbazal* (Jaén, España). In: *Malherbologia Ibérica y Magebrí: Soluciones Comunes a Problemas Comunes*, Menéndez *et al.*, (eds). Universidade de Huelva.
- CARDINA, J.; REGNER, E. & HARRISON, K. 1991. Long-term tillage effects on seedbanks in three Ohio Soils. *Weed Science*, **39**: 186-194 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- CARDINA, J. & SPARROW, D. H. 1996. Spatial relationship between seedbank and seedling populations of common lambsquarters (*Chenopodium album*) and annual grass. *Weed Science*, **44**: **22**, 298-308.
- CARDINA, J.; JOHNSON, G. A. & SPARROW, D. H. 1997. The nature and Consequence of weed spatial distribution. *Weed Science*, **45(3)**: 364-373.
- CARVALHO, C. 1965. Dicionário de solos. Disponível em: [http://agricultura.isa.utl.pt/agribase\\_temp/solos/solcalvrm.htm](http://agricultura.isa.utl.pt/agribase_temp/solos/solcalvrm.htm).
- CARVALHO, M. 2002. A rega, a manutenção do solo e o enrelvamento em produção integrada. In: *A produção integrada e a protecção integrada*. Amaro, P. (ed). A produção integrada e a protecção integrada. Colóquio, Lisboa, 2002, ISA Press, Lisboa, pp 50-57 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- CASINI, P.; CALAMAI, P. & VECCHIO, V. 1993. Flame weeding research in Italy. In: *Communications 4th International Conference FFOAM, Non-chemical Weed Control* (ed. J. M. Thomas), 119-125. Association Colleeque IFOAM, Dijon, France (cit: Rask & Kristoffersen, 2007).
- CHAPOT, H. 1975. *Los cítricos*. CIBA-GEIGY. Basileia. Suíça.
- CHIPPENDALE, H. G. & MILTON, W.E. J. 1934. On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology*, **22**: 508-531.
- CLEMENS, J.; JONES, P. G. & GILBERT, N. H. 1977. Effect of seed treatment on germination in *Acacia*. *Australian Journal of Botany*, **25**: 269-276.

- CLERGUE, B.; AMIAUD, B. PERVANÇON, F.; LASSERE-JOULIN, F. & PLANTUREUX, S. 2005. Biodiversity: function and assesment in agricultural areas – a review. *Agricultural Sustanaible Development*, **25**, 1-15 (cit: Moonen & Bårberi, 2008).
- COLBACH, N.; DESSAINT, F. & FORCELLA, F. 2000. Evaluating field-scale sampling methods for the estimation of mean plant densities of weeds. *Weed Research*, **40**: 411-430 (cit: Forcella *et al.*, 2003)
- COOK, R. E. 1980. The biology of seeds in the soil. In: *Demography and Evolution in plant population*. Solbrig. O. T (ed.), 107-129 pp. University of California Press, Berkeley.
- COPPING, L. G. C. & HEWITT, H. G. 1998. *Chemistry and mode of action of crop protection agents*. The Royal Soc. Chemist., 145 p (cit: Amaro, 2003).
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J. RASKIN, R. G. & VAN DEN BELT, M. 1997. The Value of the world's ecosystems services and natural capital. *Nature* **387**, 253-260 (cit: Moonen & Bårberi, 2008).
- COURTNEY, N. D. 1968. Seed dormancy and field emergence in *Polygonum aviculare*. *Journal of Applied Ecology*, **5**: 675-684 (cit: Baskin & Baskin, 1989, 2006).
- COUSENS, R. & MORTIMER., M.. 1995. *Dynamics of weed populations*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 332 pp.
- DAVIES, J. E. 1981. Health aspects of pesticide exposure. In PIMENTEL, D. (ed.). *Handbook of pest management in agriculture*. CRC Press, 2: 447-456 (cit: Amaro, 2003)
- DAVIES, F. S.; ALBRIGO, L. G. 1994. Citrus. CABI, Wallingford (cit: Franco *et al.*, 2006).
- DAAR, S. 1994. New Technology harnesses hot water to kill weeds. *IPM Practitioner* **16**, 1-5 (cit: Hansson & Ascard, 2002; Rask & Kristoffersen, 2007).
- DARLINGTON, H. T. & STEINBAUER, G. P. 1961. The eight-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *Am. J. Bot.* **48**: 321-325 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- DATTA, S. C. & SEN, S. 1982. Environmental controlled seed dormancy in *Cassia sophora* var. *purpurea*. *Goebios* **9**: 86-88.
- DECRETO-LEI 94/98, de 15 de Abril. 1998. *Normas técnicas de execução do regime aplicável à colocação no mercado de produtos fitofarmacêuticos* (cit: Amaro, 2003).
- DERKSEN, D. A.; THOMAS, A. G.; LAFOND, G. P.; LOEPPKY, H. A. & SWANTON, C. J. 1995. Impact of post-emergence herbicides on weed community diversity within conservation-tillage systems. *Weed Research* **35**, 311-320 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- DESSAINT, F.; CHADOEUF, R. & BARRALIS, G. 1991. Spatial pattern analysis of weed seeds in the cultivated soil seedbank. *Journal of Applied Ecology*, **28**: 721-730 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- DESSAINT, F.; BARRALIS, G.; CAIXINHAS, M. L.; RECASENS, J. & ZANIN, G. 1996. Precision of soil seedbank sampling: how many soil cores? *Weed Research*, **Vol. 36**, 143-151.

- DIELEMAN, J. A.; MORTENSEN, D. A.; BUHLER, D. D.; CAMBARABRLLA, C. A. & MOORMAN, T. B. 2000. Identifying associations among site properties and weed species abundance. I. Multivariate analysis. *Weed Science* **48** (5): 567-575.
- DOMÍNGUEZ-GENTO, A.; ROSELLÓ-OLTRA, J. AGUADO-SÀEZ, J. 2002. Diseño y manejo de la diversidad vegetal en agricultura ecológica. PHYTOMA-España & SEAE, Valencia (cit: Franco *et al.*, 2006).
- ECOBICHON, D. J. 1998. Introduction. In: *Occupational hazards of pesticides exposure. Sampling, monitoring, measuring*. Ecobion, D. J. (ed.). Taylor & Francis: 1-7 (cit: Amaro, 2003).
- EINHELLIG, F.A. 1996. Interactions involving allelopathy in cropping systems. *Agronomy Journal*, **88**: 886-893 (cit: Teasdale, 2003).
- FAO, 2003. Projections of World Production and consumption of citrus to 2010. Committee on commodity problems. Intergovernmental group on citrus fruit. Thirteenth session. Havana, Cuba.
- FAO. 2006. Citrus Fruit, Fresh and Processed. Annual Statistics. *CCP:CI/ST/2006* (disponível:<http://www.fao.org/es/esc/common/ecg/243/en/bull2006.pdf>).
- FARAWAY, J. J. 2002. Practical Regression and ANOVA Using R.
- FELDMAN, S. R.; VESPRINI, J. L. & LEWIS, J. P. 1994. Survival and establishment of *Carduus acanthoides* L. *Weed Research*, **34**: 265-273 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- FELDMAN, S. R.; ALZUGARAY, C; TORRES, P. S. & LEWIS; P 1997. The effect of different tillage systems on the composition of the seedbank. *Weed Research*, **Vol 37 N° 2**: 71-76. Blacwell Science.
- FERNANDES, E. & REIS, C. J. (Coord.). 2002. Guia dos Produtos Fitofarmacêuticos. Lista dos Produtos com Venda Autorizada. DGPC, 175 p (cit: Amaro, 2003).
- FERNANDEZ-QUINTANILLA, C. 1988. Studying the population dynamics of weeds. *Weed Research*, **Vol. 25**, pp. 443-447 (cit: Caetano *et al.*, 2001).
- FERREIRA, J. C. 1998. Cobertura do solo. In: Ferreira J. C. (ed.). *Manual de agricultura biológica: fertilização e protecção das plantas para uma agricultura sustentável*. Agrobio, Lisboa, pp. 132-133 (cit: Amaro, 2003; Franco *et al.*, 2006).
- FLINT, M. L. & ROBERTS, P. A. 1988. Using crop diversity to manage pest problems: some california examples. *American Journal of Alternative Agriculture* **3**, 163-167 (cit: Légère *et al.*, 2005)
- FLOYD, A. G. 1976. Effect of burning on regeneration from seeds in wet sclerophyll forest. *Australian Forest*, **39**: 210-220 (cit: Baker, 1989).
- FORCELLA, F. 1992. Prediction of weed seedling densities from buried seed reserves. *Weed Research* **32**: 29-38 (cit: Forcella *et al.*, 2003)
- FORCELLA, F.; ERADAT-OSKOU, K. & WAGNER, S. W. 1993. Application of weed seedbank ecology to low-input crop management. *Ecological Applications* **3**, 74-83 (cit: Dessaint *et al.*, 1996).

- FORCELLA, F.; WEBSTER, T. & CARDINA, J. 2003. Protocols for weed seed bank determination in agro-ecosystems. In: *Weed management for developing countrys. Addendum 1*. Labradad, R. (ed.). Food and Agriculture of the United Nations. Rome.
- FRAGA, M. I.; ARESES, M. L.; BALEATO, J. C.; DURÁN, M. V.; GONZÁLEZ, M. L.; REY, A.; SAHUQUILLO, E. & TASENDE, M. G. 1999. Especies de malas hierbas con biotipos resistentes a simazina en cultivos de Galicia. *Actas de la reunión de la SEMh 1999*. pp. 375-379 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- FRANCO, J. A. 1984. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Volume II. Lisboa
- FRANCO, J. C.; RAMOS, A. P.; MOREIRA, I. (eds). 2006. *Infra-estruturas ecológicas e protecção biológica: caso dos citrinos*. ISA Press.
- FRAZÃO, I. & ROCHA, F. 1999. *Herbicidas em vinhas e fruteiras*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das pescas. Direcção Geral de Protecção das Culturas. Oeiras.
- FROUD-WILLIAMS, R. J. 1983. The influence of straw disposal and cultivation regime on the population dynamics of *Bromus sterilis*. *Annals of Applied Biology* **103**: 139-148.
- FROUD-WILLIAMS, R. J. 1988. Changes in weed flora with different tillage and agronomic management systems. In *Weed Management in Agro-ecosystems: Ecological Approaches*, Altieri, M.A. & Liebman, M. (eds.). 213-236, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- FUTCH, S.H.; SINGH, M. 2005. Florida citrus pest management guide: weeds. Hortic Sci Dep, Florida Coop Ext Serv, Inst Food Agric Sci, Univ. Florida, <http://edis.ifas.ufl.edu/CG013> (cit: Franco *et al.*, 2006).
- FUTCH, S. H. & SINGH, M. 2008. *2008 Florida Citrus Pest Management Guide: Weeds*. Univeristy of Florida (disponível em: <http://edis.ifas.ufl.edu/CG013>).
- GAILLARDON, P.; LEROUX, P. & DELORME, R. 2001. Evolution des produits phytosanitaires à usage agricoles. I. Les herbicides. *Phytoma*, **544**: 10-16 (cit: Amaro, 2003).
- GARCIA – FUENTES, A.; TORRES, J. A.; CANO-ORTIZ, A.; MONTILLA, R. J.; RUIZ, L.; SALAZAR, C. & CANO, E. 2003. *Modificaciones florísticas de los herbazales del valle del Guadalquivir*. XIX Jornada de Fitosociología. “Biodiversid y Gestión del Territorio” La Laguna (Tenerife), 81 (cit: Cano-Ortiz *et al.*, 2005)
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical soil seed banks. In: *Ecology of Soil Seed Banks*. (M. A. Leck, V. T. Parker & R. L. Simpson eds). Academic Press. San Diego.
- GUERREIRO, A. & MATINS, A. M. C. M. 1994. Flora adventícia dos pomares de citrinos no Algarve. In: *1º Congresso de Citricultura*. Amaro, P. & Franco, J. C. (ed.). 1993. CMS. Silves. 253-271 pp. (cit: Franco *et al.*, 2006).
- GIL-ALBARELLOS, C. 2001. Ensayo de eficacia y selectividad de herbicidas aplicados en viña con sistema de riego por goteo. *La Rioja año 2001. XXI Reunión de Trabajo de M. H. H.* pp. 43-48 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).

- GOGUE, G. J. & EMINO, E. R. 1979. Seed coat scarification of *Albizia julibrissin* Durazz. by natural mechanisms. *Journal of American Society of Horticultural Science*, **104**: 421-423 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- GOMES, C. J. P. & FERREIRA, R. J. P. P. 2005. *Flora e Vegetação. Barrocal Algarvio (Tavira-Portimão)*. Ingrasa – Artes Gráficas.
- GRANATOS, F. L.; TORRES, L. G. 1993. Seed bank and other demographic parameters of broomrape (*Orobanche crenata* Forsk) population in faba bean (*Vicia faba* L.). *Weed Research*, **Vol. 33**, pp.319-327 (cit: Caetano *et al.*, 2001).
- GRATKOWSKI, H. J. 1973. Pregermination treatments to redstem *Ceanothus* seeds. *U. S. For. Serv. Res. Pap. PNW 156*.
- GRAY, J. S. & MIRZA, F. B. 1979. A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, **10**, 142-146 (cit: Jorgensen *et al.* 2005).
- GRIME, J. P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester.
- GRUSHVITZKY, I. V. 1967. After-ripening of seeds of primitive tribes of angiosperms, conditions and peculiarities. *Physiol. Ökol. Biochem. Keimung, Mater. Int. Symp.*, 1963 **Vol. 1**: 329-336 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- GUPTA, D. K; RAI, U. N.; TRIPATHI, R. D. & INOUE, M. Impacts of fly-ash on soil and plant responses. *Journal of Plant Research*, **115**, 401-409 (cit: Moonen & Bàrberi, 2008).
- GUTTERMAM, Y. 1993. *Seed Germination in Desert Plants*. Springer-Verlag. Berlin.
- HAGON, M. W. & BALLARD, L. A. T. 1970. Reversibility of strophliolar permeability to water in seeds of subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.). *Australian Journal of Biological Science*, **23**: 519-528 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- HALL, R. L. 1995. Plant diversity in arable ecosystems. In: *Ecology and Integrated Farming Systems* (eds Glen, D. M.; Greaves, M. P. & Anderson, H. M.). John Wiley & Sons, New York, USA. 9-15 pp (cit: Légère *et al.*, 2005).
- HAGEN, K. S. MILLS, N. J.; GORDH, G.; MCMURTY. 1999. Terrestrial arthropod predators of insect and mite pests. In: *Handbook of biological control: principles and applications of biological control*. Bellows, T. S.; Fisher, T. W. (eds). Academic press, San Diego, 383-503 pp (cit: Franco *et al.*, 2006)
- HÄNI, F. J. BOLLER, E.; KELLER, S. 1998. Natural regulation at the farm level: In: *Enhancing biological control: habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. Pickett C.H. & Bugg, R. L. (eds). UC Press, Berkeley, pp161-210 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- HASSON, D. 2002. Hot Water Weed Control on hard surface areas. PhD thesis. Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. Alnarp, Sweden. Report 323 (cit: Rask & Kristoffersen, 2007).

- HANSSON, D. & ASCARD, J. 2002. Influence of development stage and time of assessment on hot water weed control. *Weed Research* **42**, 307-316 (cit: Rask & Kristoffersen, 2007).
- HARTWIG, N.L. e AMMON, H.U. 2002. Cover crops and living mulches. *Weed Science*, **50**: 688-699 (cit: Teasdale, 2003).
- HATCHER, P. E. & MELANDER, B. 2003. Combining physical, cultural and biological methods: prospects for integrated non-chemical weed management strategies. *Weed Research*, vol **43**, n° **5**, pp. 303-323.
- HEAP, J. & BARON, H. Le. 2001. Introduction and overview of resistance. In *Herbicide resistance and world grains*. Powel, S. B. & Shaner, D. L. (ed.). Crc Press Boca Raton: 1-22 (cit: Amaro, 2003).
- HEAP, I. 2005. International survey of herbicides resistant weeds. <http://www.weedscience.com> (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- HEIN, R. 1990. *The use of Rotating Brushes for Non-chemical Weed Control on Paved Surfaces and Tramac (in Swedish with English summary)*. Departament of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences Alnarp, Sweden, Report 141 (cit: Hansson & Ascard, 2002).
- HOROWITZ, M.; REGEV, Y. & HERZLINGER, G. 1983. Solarization for weed control. *Weed Science*, **31**: 170-179.
- HUGHES, R. G. 1984. A model of the structure and dynamics of benthic marine invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, **15**, 1-11 (cit: Jorgensen *et al.*, 2005).
- HUME, L. 1987. Long-term effects of 2,4-D applications on plants. I. Effects on the weed community in a wheat crop. *Canadian Journal of Botany* **66**, 2530-2536 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- HUNTER, K. 1995. The poisoning of non-target animals. In: *Pesticides-development, and controls*. Best, G. A. & Ruthen, A. D. (ed.) 74-86. Royal Soc. Chem. UK (cit: Amaro, 2003)
- INDERJIT e KEATING, K.I. 1999. Allelopathy: Principles, procedures, processes, and promises for biological control. *Advanced Agronomy*, **67**: 141-231 (cit: Teasdale, 2003).
- IWATA, E. 1966. Germination behavior of Shrubby Lespedeza (*Lespedeza cyrtobotrya* Miq.) seeds with special reference to burning. *Ecological Review*, **16**: 217-227 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- JOHNSON, R. G. & Anderson, R.C. 1986. The seed bank of tall grass prairie in Illinois. *The American Midland Naturalist*, **115**: 123-130 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- JORDAN, N. R.; ZHANG, J. & HUERD, S. 2000. Arbuscular-mycorrhizal fungi: potential roles in weed management. *Weed Research*. **40**: 397-410.
- JORGENSEN, S. E.; COSTANZA, R. & XU, F. (Eds.) 2005. *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press.
- KARSSSEN, C. M. 1980-1981. Environmental conditions and endogeneous mechanisms involved in secondary dormancy of seeds. *Israel Journal of Botany*, **29**: 45-64 (cit: Baskin & Baskin, 1989; 2006).

- KROPÁČ, Z. 1966. Estimation of weed seeds in arable soil. *Pedobiologia*, **6**: 105-128 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- KÖLLER, K. 2003. Techniques of soil tillage. In: *Soil tillage in agroecosystems*. EL Titi A (ed). CRC Press. Boca Raton, pp. 1-25 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- KURFESS, W, GUTBERLETT, B. & KLEISINGER, S. 1999. Hot water on weeds. *Landtechnik* **54**: 148-149 (cit: Hasson & Ascard, 2002).
- KURFESS, W. & KLEISINGER, S. 2000. Effect of hot water on weeds (in Germany with English summary). In: Proceedings 20th Germany Conference on Weed Biology and Weed Control. Stuttgart, Hohenheim, Germany, 14-16 March 2000. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten, Pflanzenschutz* **17**: 473-77 (cit: Hansson & Ascard, 2002).
- KUVA, M. A.; FERRAUDO, A. S.; PITELLI, R. A. ALVES, P. L. C. A. & SALGADO, T. P. 2008. Padrões de Investigação de comunidades de plantas daninhas no ecossistema de cana-crua. *Planta Daninha*, **Vol. 26(3)**: 549-557.
- LABRADA, R. 2006. Weed management. FAO Agric. Dep. Disponível em : <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/IPM/weeds/> (cit: Franco *et al.*, 2006).
- LAGUË, C.; GILL, J. & PÉLOQUIN, G. 2000. Lutte termique en phytoprotection. In : *La lutte physique em phytoprotection*. Vincent, C. ; Panneton, B. & Fleurat-Lessard, F. (Coord.): 27-39. INRA (cit : Amaro, 2003).
- LAL, R.; REGNIER, E.; ECKERT, D. J; EDWARDS, W. M. & HAMMOND, R. 1991. Expectations of cover crops for sustainable agriculture. In *Cover Crops for Clean Water*. Hargrove, W.L. (ed.) Soil and Water Conservation Society Publication, pp.1-11, Ankey, USA (cit: Bárberi, 2003).
- LAMBSHEAD, P. J. D.; PLATT, H. M & SHAW, K. M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, **17**: 847-859 (cit: Jorgensen, *et al.* 2005).
- LAMBSHEAD, P. J. D. & PLATT, H. M. 1985. Structural patterns of marine benthic assemblages and their relationship with emprirical statistical models. In: *Proceedings of the nineteenth European marine biology symposium*, Gibbs, P. E. (ed), pp16-21, Plymouth (cit: Jorgensen *et al.*, 2005).
- LAMPKIN, N. 1990. *Organic Farming*. Farming Press Books. Ipswich, UK (cit: Bond & Grundy, 2001; Hatcher & Melander, 2003).
- LANDIS, D. A.; WRATTEN, S. D. & GURR, G. M. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, **45**: 175-201 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- LAWSON, H. M. & TOPHAM, P. B. 1985. Competition between annual weeds and vining peas grown at a range of population densities: effects on the weeds. *Weed Research*, **25**: 221-229.
- LAZAROTO, C. A.; FLECK, N. G. & VIDAL, R. A. 2006. Biologia e ecofisiologia de buva (*Conyza bonariensis* e *Conyza canandensis*). *Ciência Rural*, **Vol 38, n° 3**.

- LÈGÈRE, A.; STEVENSON, F. C. & BENOIT, D. L. 2005. Diversity and assembly of weed communities : Contrasting responses across cropping systems. *Weed Research*, **45**: 303-315.
- LEGUIZAMON, E. S. & CRUZ, P. A. 1981. Población de semillas en el perfil arable de suelos sometidos a distinto manejo. *Revista de Ciencias Agropecuarias*, **2**: 83-92 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- LEMERLE, D.; VERBEEK, B. & ORCHARD, B. 2001. Ranking the ability of wheat varieties to compete with *Lolium rigidum*. *Weed Research*, **41**: 197-209 (cit: Bárberi, 2003)
- LEROUX, G. D.; DOUHÈR, J. & LANOUTTE, M. 2000. Pyrodésherbage dans les cultures de maïs. In : *La lutte physique em phytoprotection*. Vincent, C. ; Panneton, B. & Fleurat-Lessard, F. (Coord.): 41-45. INRA (cit: Amaro, 2003).
- LEROUX, G. D. DOUHÉRET, J. & LANOUILLE, M. 2001. Flame weeding in corn. In : *Physical Control in Plant Protection* . Vincent, C., Panneton, B. & F. Fleurat-Lessard, F. (eds), 47-60. Springer-Verlag, Berlin, Germany (cit: Hatcher & Melander, 2003).
- LEROUX, P.; DELORME, R. & GAILLARDON, P. 2002. Evolution des produits phytosanitaires à usage agricole. II. Les fongicides. *Phytoma* : 8-15 (cit : Amaro, 2003).
- LEROUX, P. 2003. Résistance des champignons phytopathogènes aux fongicides. *Phytoma*, **566** : 36-40 (cit : Amaro, 2003).
- LEWIS, H. & EPLING, C. 1959. Delphinium gypsophilum, a diploid species of hybrid origin. *Evolution (Lawrence, Kans)* **13**: 511-525 (cit: Baker, 1989).
- LEWIS, J. 1973. Longevity of crop and weed seeds: Survival after 20 years in soil. *Weed Research*, **13**: 179-191.
- LEWIS, J. P. & LEGUIZAMON, E. S. 1991. Weed colonization of experimental gaps in the canopy of wheat crop. *Pesquisa agropecuária Brasileira*, **26**: 807-820. Brasilia (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- LIANG, W.; HUANG, M. 1994. Influence of citrus orchard ground cover plants on arthropod communities in China: a review. *Agriculture Ecosystem and Environmental*, **50**: 29-37 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- LIEBMAN, M. e DYCK, E. 1993. Crop rotation and intercropping strategies for weed management. *Ecological Applications*, **3**: 92-122 (cit: Teasdale, 2003).
- LIEBMAN, M. & MOHLER, C.L. 2001. Weeds and the soil environment. pp. 210-268. In M. Liebman *et al. Ecological Management of Agricultural Weeds*. Cambridge University Press, New York (cit: Teasdale, 2003)
- LITTERICK, A.M.; REDPATH, J.; SEEL, W. & LEIFERT, C. 1999. An evaluation of weed control strategies for large-scale organic potato production in the UK. In *Proc. 1999 Brighton Conference - Weeds*, Brighton, UK. 951-956 (cit: Bárberi, 2003)
- LOREAU, M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between alpha, beta, and gamma diversity. *Ecology Letters* **3**, 73-76 (cit: Booth *et al.*, 2003).

- LOVEJOY, T. E. 1994. The quantification of biodiversity: an esoteric quest or a vital component of sustainable development? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* **345**, 81-87 (cit: Booth *et al.*, 2003).
- MAGURRAN, A. E. 1989. *Diversidad Ecológica y su Medición*. Vedral. Barcelona (cit: Jorgensen *et al.*, 2005).
- MAHN, E. G. & HELMECKE, K. 1979. Effects of herbicide treatments on the structure and functioning of agro-ecosystems II. Structural changes in the plant community after the application of herbicides over several years. *Agro-ecosystems* **5**, 159-179 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- MAJOR, J. & PYOTT, W. T. 1966. Buried, viable seeds in two California bunchgrass sites and their bearing on the definition of a flora. *Vegetatio* **13**: 253-282 (cit: Baker, 1989).
- MANN, R. K. RIECK, C. E & WITT, W. W. 1981. Germination and emergence of Burcucumber (*Sicyos angulatus*) *Weed Science*, **29**: 83-86 (cit: Baker, 1989).
- MARSHALL, E. J. P.; BROWN, V. K.; BOATMAN, N. D.; LUTMAN, P. J. W.; SQUIRE, G. R. & WARD, L. K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research*, **43**, 77-89 (cit: Moonen & Bàrberi, 2008).
- MASSAPINA, J. F. & GONÇALVES, F. N. 1995. Citricultura: guia ilustrado. DRAALG. Faro (cit: Franco *et al.*, 2006).
- MATLACK, P. L. & Good, R. E. 1990. Spatial heterogeneity in the soil seedbank of a natural coastal plain forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, **117**: 143-152 (cit: Feldman *et al.*, 1997)
- MAYER, A. M. & POLJAKKOFF-MAYBER, A. 1975. *The germination of seeds*. MacMillan, New York (cit: Baker, 1989).
- McMILLAN, C. 1981. Seed reserves and seed germination for two seagrasses, *Halodule Wrightii* and *Syringodium filiforme*, from the western Atlantic. *Aquatic Botany*, **11**: 279-296 (cit: Baker, 1989)
- McMILLAN, C. 1983. Seed germination in *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme* from Texas and de U.S. Virgin Islands. *Aquatic Botany*, **15**: 217-220 (cit: Baker, 1989).
- McNAUGHTON, S. J. 1983. Serengeti grassland ecology: the role of composite environmental factors and contingency in community organization. *Ecological Monographs* **53**, 450-453 (cit: Booth *et al.*, 2003).
- MEEUSE, B. J. D. 1974. Seed and fruit. In: "Encyclopedia Britannica" (Macropedia), Vol. 16, pp. 480-488. Encyclopedia Britannica. Chicago. Illinois (cit: Baker, 1989).
- MENÉNDEZ, J.; BASTIDA, F.; FERNÁNDEZ-QUINTANILLA, C.; GONZÁLEZ, J. L.; RECASENS, J.; ROYUELA, M.; VERDÚ, A. & ZARAGOZA, C. (eds.). 2005. *Malherbológia Ibérica y Magrebí: Soluciones Comunes a Problemas Comunes*. Publicaciones Universidad de Huelva.
- MILTON, W. E. J. 1939. The occurrence of buried viable seeds in soils at different elevations and in a salt marsh. *Journal of Ecology*, **27**: 149-159 (cit: Baker, 1989).

- MOHLER, C.L. & TEASDALE, J.R. 1993. Response of weed emergence to rate of *Vicia villosa* Roth and *Secale cereale* L. residue. *Weed Res.* 33: 487-499 (cit: Teasdale, 2003).
- MOHLER, C.L. 1996. Ecological bases for the cultural control of annual weeds. *Journal of Production Agriculture* 9: 468-474 (cit: Bàrberi, 2003)
- MONSERRAT, A. 2003. Principales incidencias malherbológicas de Murcia – 2002. *XXII Reunión del Grupo de Trabajo de M. H. H.* pp. 5-6 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- MOONÉN, A. C. & BÀRBERI, P. 2008. Function biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 7-21pp.
- MORGAN, C. C. R. & SMITH, H. 1995. A systematic relationship between phytochrome-controlled development and species habitat for plants grown in simulated natural radiation. *Planta* 145: 255-258.
- MOREIRA, I.; VASCONCELOS, T.; CAIXINHAS, L. & ESPÍRITO-SANTO, D. 2000. *Ervas daninhas das vinhas e pomares*. DGPC. Oeiras (cit: Franco *et al.*, 2006).
- MOYER, J.R., BLACKSHAW, R.E., SMITH, E.G. & MCGINN, S.M. 2000. Cereal cover crops for weed suppression in a summer fallow-wheat cropping sequence. *Canadian Journal of Plant Science*, 80: 441-449 (cit: Teasdale, 2003).
- NARANG, A. K. & BHARDWAY, N. 1974. Seed coat regulated germination in *Thephrosia apollina* D. C. and its significance. *International Journal of Ecological and Environmental Science.*, 1: 47-51.
- NENTWIG, W. 1998. Weedy plant species and their beneficial arthropods: potential for manipulation in field crops. In: Pickett, C. H. ; Bugg, R. L. (eds). *Enhancing biological control: Habitat management to promote natural enemies of agricultural pests*. 49-71 pp. UC Press. Berkeley (cit: Franco *et al.*, 2006).
- NIKOLAEVA, M. G. 1977. Factors controlling the seed dormancy pattern . In: *The physiology and biochemistry of seed dormancy and Germination*. Khom, A. A. (ed.) 51-74 pp. North Holland Publ. Amsterdam.
- NORRIS, R. F. & KOGAN, M. 2000. Interactions between weeds, arthropods pests, and their natural enemies in managed ecosystems. *Weed Science*, 48, 94-158 (cit: Moonen & Bàrberi, 2008).
- NORRIS, R. F.; CHEN, E. P. CASWELL & KOGAN, M. 2003. *Concepts in integrated pest management*. Pearson Educ. ; New Jersey, 586 p (cit: Amaro, 2003).
- ODUM, S. 1965. Germination of ancient seeds. *Dansk. Bot. Ark.* 24: 7-70 (Cit: Baskin e Baskin, 2006).
- OILB/SROP, 1977. *Vers la production agricole intégrée par la lutte intégrée*. Bull. OILB/SROP, 1977 (4), 163 p (Cit : Amaro, 2003).
- OLSON, D. F. 1974. *Quercus L. V. S. Department of Agricultural Handbook*, 450: 690-743 (cit: Baker, 1989).

- PAOLINI, R.; PRINCIPI, M.; FROUD-WILLIAMS, R.J.; DEL PUGLIA S. & BIANCARDI, E. 1999. Competition between sugarbeet and *Sinapis arvensis* and *Chenopodium album*, as affected by timing of nitrogen fertilization. *Weed Research*, **39**: 425-440 (cit: Bárberi, 2003)
- PARISH, S. 1989b. Investigation into thermal techniques for weed control. In: Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Congress on Agricultural Engineering, 1989 (eds V.A. Dodd & P.M. Grace), 2151-2156. Rotterdam Balkema (cit: Rask & Kristoffersen, 2007).
- PARISH, S. 1990b. The flame treatment of weed seedlings under controlled conditions. In: *Proceedings of a symposium organised by the British Crop Protection Council*. Roger, U. (ed), **45**, 193-196. Cambridge, UK (cit: Rask & Kristoffersen, 2007).
- PEDIGO, L. P. 1996. *Entomology and Pest management*. 2<sup>a</sup> Ed. Prentice Hall, 679 p (cit: Amaro, 2003).
- PEREIRA, V. (ed.). 2007. *Produtos Fitofarmacêuticos, Fertilizantes, Sementes*. Agro-Manual Publicações.
- PIMENTEL, D. & GREINER, A. 1997. Environmental and socio-economic cost of pesticide use. In PIMENTEL, D. (ed.). *Techniques for reducing pesticide use. Economics and environmental benefits*: 51-58. Wiley (cit: Amaro, 2003).
- PRIESTLEY, D. A. 1986. *Seed Aging: Implications for seed storage and persistence in the soil*. Cornell Univ. Press. Ithaca. New York. (cit: Baker, 1989).
- QUICK, C. R. 1935. Notes on the germination of *Ceanothus* seeds. *Madroños* **3**: 23-30.
- RASK, A. M. & KRISTOFFERSEN, P. 2007. A review of non-chemical weed control on hard surfaces. *Weed Research*, **Vol. 47, n° 5**, pp. 371-379.
- QUINLIVAN, B. J. & NICOL, H. I. 1971. Embryo dormancy in subterranean clover seeds. I. Environmental control. *Australian Journal of Agricultural Research*, **22**: 599-606.
- RADWAN, M. A. & CROUCH, G. L. 1977. Seed germination and Seedling establishment of redstem *Ceanothus*. *Journal of Wild Management*, **41**: 760-766.
- RAO, V. S. 2000. *Principles of weed science*. 2<sup>a</sup> Ed. Science Publ. Inc., USA. 555 p (cit : Amaro, 2003).
- RASMUSSEN, K. & RASMUSSEN, J. 2000. Barley seed vigour and mechanical weed control. *Weed Research* **40**: 219-230 (cit: Bond & Grundy, 2001).
- RIBEIRO, J. A.; ESPIRITO SANTO, M. D. & MOREIRA, I. 1993. Infestantes das vinhas da subregião do Lima (região demarcada dos vinhos verdes). Actas de la reunión de la SEMh 1993. pp. 148-153 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- RICOTTA, C. & Avena, G. 2003. On the relationship between Pielou's evenness and landscape dominance within the context of Hill's diversity profile. *Ecological Indicators*, **Vol. 2, n° 4**, 361-365 pp.

- RIZZINI, C. T. 1977. Nota sobre um embrião dormente em leguminosa esclerodermica. *Rodriguesia* **42**: 33-39.
- ROBERTS, E. H. 1972a. *Viability of seed*. Chapman e Hall, London.
- ROBERTS, H. A. & BODDRELL, J. E. 1983. Field emergence and temperature requirements for germination in *Solanum sarrachoides* Sendt. *Weed Research* **23**: 247-252 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- ROBERTS, H. A. & FEAST, P. M. 1973a. Emergence and longevity of seed of annual weeds in cultivated and undisturbed soil. *Journal of Applied Ecology*, **10**:133-143.
- ROBERTS, H. A. 1981. Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology* **6**: 1-55 (cit: Bond & Grundy, 2001).
- ROBERTS, H. A. & NIELSON, J. E. 1982a. Seasonal changes in the temperature requirements for germination of buried seeds of *Aphanes arvensis* L. *New Phytology*. **92**: 159-166 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- RODRIGUEZ, J. R. & TORRES, L. 2005. Os ácaros fitoseídeos (Acari: Phytoseiidae). In: *Os ácaros fitoseídeos na limitação natural do aranha-vermelho em fruteiras e vinha*. Rodriguez, J. R. (ed.). IPCV/ESAPL, Ponte de Lima, 40-115 pp (cit: Franco *et al.* 2006).
- RODRÍGUEZ-PÉREZ, M.; DÍAZ-SALAZAR, J. 2002. Principales incidencias malherbológicas en la provincia de Ciudad Real. Campaña 2000/2001. XXI Reunión del Grupo de Trabajo de M. H. H. pp. 68-69 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- ROLSTON, M. P. 1978. Water impermeable seed dormancy. *Botanical Review*, **44**: 365-396 (cit: Baskin e Baskin, 1989).
- ROS, J. D. & CARDELL, M. J. 1991. La diversidad específica y otros descriptores de contaminación orgánica en comunidades bentónicas marinas. *Actas del Symposium sobre Diversidad Biológica. Centro de Estudios Ramón Areces. Madrid*, 219-223 (cit: Jorgensen *et al.* 2005).
- ROSA, H. D. 2002. O que se passa com a biodiversidade? *Ambiente 21. Sociedade e Desenvolvimento*, **Vol 1, nº 2**, 36-41 pp.
- SAAVEDRA, M.; PASTOR, M. 2002. *Sistemas de cultivo en olivar. Manejo de malas hierbas y herbicidas*. Ed. Agrícola Española. pp. 193-194 (cit: Menéndez *et al.*, 2005).
- SAS/STAT. 1990. *User's Guide 6. 4 th edn*, 126 and 387-404. SAS Institute Inc. Cary. USA.
- SCHAFFER, D. E. & CHILCOTE, D. O. 1969. Factors influencing persistence and depletion in buried seed populations, II: The effects of soil temperature and moisture. *Crop Science*, **10**: 342-345 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- SCHWEIZER, E. E.; ZIMDAHL, R. L. 1984. Weed seed decline in irrigated soil after six years of continuous corn (*Zea mays*) and herbicides. *Weed Science*, **Vol. 2**, pp. 76-83 (cit: Caetano *et al.*, 2001).
- SHANNON, C. E. & WIENER, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Chicago, Illinois (cit: Jorgensen *et al.* 2005).

- SHAW, M. F. 1929. A microchemical study of the fruit coat of *Nelumbo lutea*. *American Journal of Botany*, **16**: 259-276 (cit: Baker, 1989).
- SHAW, K. M.; LAMBSHEAD, P. J. D. & PLATT, H. M. 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. *Marine Ecology Progress Series*, **11**, 295-202 (cit: Jorgensen *et al.*, 2005).
- SHRESTHA, A. 2002. *Weed Seed Bank and Their Role in Future Weed Management*. Vegetable Notes – Special Edition, September. University of California.
- SHRESTHA, A.; O'CONNELL, N.V. 2003. EC IPM Pest Management Guidelines: Citrus – Weeds. UC ANR Publ. 344, <http://www.ipm.ucdavis.edu/PMG/r107700111.html> (cit: Franco *et al.*, 2006).
- SILVA, T. G. 1985. Modernos fungicidas. In: RODRIGUES, C. J.; GONÇALVES, M. M. & SERAFIM, F. J. D. (ed.). *Curso de aperfeiçoamento de patologia das plantas tropicais e subtropicais*: 373-403.
- SIMPSON, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**, 688 (cit: Jorgensen *et al.* 2005).
- SMITH, D.; BEATTIE, G. A. C.; BROADLEY, R. (eds). 1997. Citrus pests and their natural enemies: integrated pest management in Australia. Queensland Dep. Primary Ind. Brisbane (cit: Franco *et al.*, 2006).
- SIRVYDAS, A.; LAZAUSKAS, P.; VASINAUSKIENE, R. & KERPAUSKAS, P. 2003. Thermal weed control by water steam. *European Weed Research Society. 5<sup>th</sup> EWRS Workshop on Physical and Cultural Weed Control*. Pisa. Italy, pp. 253-262 (cit: Virbickaite *et al.*, 2003).
- SNAPP, S.S.; SWINTON, S. M.; LABARTA, R.; MUTCH, D.; BLACK, J. R.; LEEP, R.; NYIRANEZA, J.; O'NEIL, K. 2005. Evaluating cover crops for benefits, costs and performance within cropping systems niches. *Agronomy Journal*, **97**: 1-11 (cit: Franco *et al.*, 2006).
- SOUSA, E.; VASCONCELOS, T., ANTUNES, R.; SOARES, C.; BORGES DA SILVA, E.; ENTRUDO FERNANDES, J.; FORTE, P.; MOREIRA, I. & FRANCO, J. C. 2006. Ground cover and weed management in citrus orchards. *Integrated Control in Citrus Fruit Crops. IOBC wprs Bulletin Vol. 29 (3)*, 151-158 pp (cit: Franco *et al.* 2006).
- SPANDI, E.; DURGAN, B. R. & FORCELLA, F. 1998. Tillage and planting date influence foxtail (*Setaria* spp.) emergence in continuous spring wheat (*triticum aestivum*). *Weed technology*, **12**, 223-239 (cit: Bärberi, 2003).
- STERN, V. M.; SMITH, R. F.; BOSCH, R. & HAGEN, K. S. 1959. The integrated control concepts. *Hilgardia*, **29 (2)**: 81-101 (cit: Amaro, 2003).
- STOLLER, E. W. & WAX, I. M. 1974. Dormancy changes and fate of some annual weed seeds in the soil. *Weed Science*. **22**: 151-155 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- SUSTANAIBLE AGRICULTURE NETWORK. 1998. *Managing cover crops profitably*. Second edition. Handbook Series Book 3. Beltsville, MD (cit: Teasdale, 2003).

- SWANTON, C. J. & WEISE, S. F. 1991. Integrated weed management: the rationale and approach. *Weed Technology* **5**: 657-663 (cit: Mortensen *et al.*, 2000).
- SYMONIDES, E. 1986. Seed bank in old-field Successional ecosystems. *Ekologia Polska*, **34**: 3-29 (cit: Feldman *et al.*, 1997).
- TALAVERA, S.; AEDO, C.; CASTROVIEJO, S.; HERRERO, A.; ROMERO ZARCO, C.; SALGUEIRO, F. J. & VELAYOS, M. (eds.). 2000. *Flora Ibérica*, Vol. VII (II). Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.
- TAYLORSON, R. B. 1970. Changes in dormancy and viability of weed seeds in soils. *Weed Science*, **18**: 265-269 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- TEASDALE, J.R. 1998. Cover crops, smother plants, and weed management. In J.L. Hatfield *et al.* *Integrated Weed and Soil Management*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, USA. 247-270 pp (cit: Teasdale, 2003).
- TEASDALE, J. R. 2003. Principles and Practices of using cover crops in weed management systems. In: *Weed management for developing country. Addendum 1* (R, Labrada, ed). Food and Agriculture of the United Nations. Rome.
- TEASDALE, J.R. & ABDUL-BAKI, A.A. 1998. Comparison of mixtures vs. monocultures of cover crops for fresh-market tomato production with and without herbicide. *HortScience* **33**: 1163-1166 (cit: Teasdale, 2003).
- TEASDALE, J.R. & DAUGHTRY, C.S.T. 1993. Weed suppression by live and desiccated hairy vetch. *Weed Science*, **41**: 207-212 (cit: Teasdale, 2003).
- TEASDALE, J.R. & MOHLER, C.L. 1993. Light transmittance, soil temperature, and soil moisture under residue of hairy vetch and rye. *Agronomy Journal*, **85**: 673-680 (cit: Teasdale, 2003).
- TEASDALE, J.R. & MOHLER, C.L. 2000. The quantitative relationship between weed emergence and the physical properties of mulches. *Weed Science*, **48**: 385-392 (cit: Teasdale, 2003).
- TELEWSKI, F. W. & ZEEVAART, A. J. 2002. The 120-yr period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany*, **89**: 1285-1288 (cit: Baskin & Baskin, 2006).
- TEMPERINI, O.; BÀRBERI, P.; PAOLINI, R.; CAMPIGLIA, E. MARUCCI, A. & SACCARDO, F. 1998. Solarizzazione del terreno in serra-tunnel: effetto sulle infestanti in coltivazione sequenziale di lattuga, ravanello, rucola e pomodoro. In *Proc. XI SIRFI Biennial Congress*, Bari, Italy, 12-13 November, 213-218 (cit: Bàrberi, 2003).
- THOMPSON, J. & GRIME, J. P. 1979. Seasonal variation in the seed bank of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, **67**: 893-921 (An extensive investigation of the soil seed bank in a range of British plant communities.).
- THORNTON, P. K.; FAWCETT, R. H.; DENT, J. B. & PERKINS, T. J. 1990. Spatial weed distribution and economic threshold for weed control. *Crop Protection* **9**, 337-342 (cit: Dessaint *et al.*, 1996).

- TOMKINS, D. J. & GRANT, W. F. 1977. Effects of herbicides on species diversity of two plant communities. *Ecology* **58**, 398-406 (cit: Légère *et al.*, 2005).
- TOMLIN, C. D. S. (ed.) 2000. *The pesticide manual*. 12<sup>a</sup> Ed., BCPC, 1250 p (cit: Amaro, 2003).
- TUESCA, D.; PURICELLI, E. & PAPA, J. C. 2001. A long-term study of weed flora shifts in different tillage systems. *Weed Research*, **41(4)**: 369-382. Blackwell Publishing.
- UNEP. 1992. *Rio Declaration on Environment and Development*. Rio de Janeiro. (cit: Moonen & Bárberi, 2008)
- URBANO, J. M.; BORREGO, A.; TORRES, V.; GIMENEZ, C.; LEON, G. M. Y.; DINELLI, G. & BARNES, J. 2007. Glyphosate resistance hairy-fleabane (*Conyza bonariensis*) in Spain. *Weed Technology* **21**: 396-401.
- VAN DER WEIDE, R. Y.; BLEEKER, P. O. & LOTZ, L. A. P. 2002. Simple innovations to improve the effect of false seed bed technique. In *Proc. Of the 5<sup>th</sup> Workshop of the EWRS Working Group on Physical and Cultural Weed Control*, Pisa, Italy. 3-4 (cit: Bárberi, 2003).
- VASCONCELOS, T.; SOUSA, E.; ANTUNES, R.; SOARES, C.; BORGES DA SILVA, E.; CARIANO, M.; ENTRUDO FERNANDES, J.; MOREIRA, I. & FRANCO, J. C. 2006. *Integrated Control in Citrus Fruit Crop IOBC wprs Bulletin* **Vol. 29 (3)**, 311-315 pp (cit: Franco *et al.* 2006).
- VEGIS, A. 1964. Dormancy in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology*, **15**: 185-215 (cit: Baskin & Baskin, 1989).
- VIRBICKAITE, A. P.; SIRVYDAS, P.; KERPAUSKAS, P. & VASINAUSKIENE, R. 2006. The comparison of thermal control and mechanical systems of weed control. *Agronomy Research* **4**: 451-455.
- VOLL, E.; ADEGAS, F. S.; GAZZIERO, D. L. P.; Brighenti, A. M.; OLIVEIRA, M. C. N. 2003. Amostragem do banco de sementes e flora emergente de plantas daninhas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **Vol. 38 (2)**, 211-218.
- WHITTAKER, R. J. 1975. *Communities and Ecosystems*. MacMillan and company. 2<sup>nd</sup> edição. New York (cit: Booth *et al.*, 2003).
- WU, H. & WALKER, S. 2004. *Fleabane: fleabane biology and control*. <http://www.weeds.crc.org.au/documents/fleabane> (cit: Lazarote *et al.*, 2006)
- YENISH, J. P.; DOLL, J. D.; BUHLER, D. D. 1992. Effects of tillage on vertical distribution and viability of weed seed in soil. *Weed Science*, **Vol. 40**, pp. 429-433 (cit: Caetano *et al.*, 2001).
- ZARAGOZA, C. 2003. Weed management in vegetables. In: *Weed management for developing countries*. Addendum 1. Labrada (ed.). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

### **Sites Consultados**

<http://www.fao.org/es/esc/common/ecg/243/en/bull2006.pdf> (consultado a 22/02/08)

<http://edis.ifas.ufl.edu/CG013> (consultado a 20/06/08)

<http://www.ipm.ucdavis.edu/PMG/r107700111.html> (consultado a 23/06/08)

<http://www.weeds.crc.org.au/documents/fleabane> (consultado a 20/12/08)

<http://www.weedscience.com> (consultado a 20/01/09)

<http://www.fao.org/ag/AGP/AGPP/IPM/weeds/> (consultado a 20/01/09)

[http://agricultura.isa.utl.pt/agribase\\_temp/solos/solcalvrm.htm](http://agricultura.isa.utl.pt/agribase_temp/solos/solcalvrm.htm) (consultado a 10/02/2009)

## **ANEXOS**