

Os dsafios da clência das pastagens européias sao relevantes para os Campo Sulinos?

Jean-François J.-F. Soussana

▶ To cite this version:

Jean-François J.-F. Soussana. Os dsafios da clência das pastagens européias sao relevantes para os Campo Sulinos?. Campos sulinos conservação e uso sustentavel da biodiversidade, V. de Pattra Pillar, S.C. Müller, Z.M. de Souza Castilhos, A.V.A. Jacques, 14 p., 2009. hal-02813539

HAL Id: hal-02813539 https://hal.inrae.fr/hal-02813539

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers. L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Capítulo 27

Os desafios da ciência das pastagens naturais européias são relevantes para os Campos Sulinos?¹

Jean-François Soussana²

Introdução

Na Europa, as pastagens naturais são uma das formas predominantes de uso da terra, cobrindo 80 milhões de hectares, ou 22 % das terras da União Européia (EU-25) (EEA 2005). As pastagens naturais européias sustentam um importante número de herbívoros domésticos, 150 milhões de vacas e 150 milhões de ovelhas, aproximadamente 15 % da população animal global (FAO 2003). A maior parte das pastagens naturais européias são mantidas com pastejo ou roçada, sendo a freqüência e a intensidade de cada um cruciais para a proteção das pastagens naturais e das espécies que elas abrigam. A pressão sobre hábitats pastoris está aumentando progressivamente. Em 20 anos, a área de pastagens naturais e artificiais permanentes no oeste europeu reduziu em 12% (E.C. 1999). Especialmente em sistemas de produção de leite, parte das pastagens semi-naturais tem sido substituídas por pastagens semeadas, que são supridas com altas taxas de suplemento de fertilização de nitrogênio orgânico e inorgânico. Por outro lado, as pastagens naturais extensivamente manejadas em áreas de menor importância são parcialmente abandonadas e 60 % da área atualmente não florestada na União Européia anteriormente foi pastagem permanente ou área de produção de feno (EEA 2005). Essa situação assemelha-se àquela dos Campos Sulinos, onde a área de abrangência dos campos naturais diminuiu em muitas regiões (Baldi & Paruelo 2008) como um resultado da recente expansão de lavouras.

Existem, no entanto, algumas grandes diferenças no manejo das pastagens naturais na Europa e no sul do Brasil. Grande parte das pastagens naturais na Europa são fertilizadas com taxas anuais de mais de 100 kg N ha⁻¹ (Fig. 27.1). Em contraste com os Campos Sulinos, o pastejo na Europa

Foto de abertura de Valério DePatta Pillar.

[🛮] Este capítulo foi originalmente escrito em inglês. Tradução: Carolina C. Blanco e Alessandra Fidelis

INRA, UR874 Grassland Ecosystem Research, Clermont-Ferrand, France. Email:soussana@clermont.inra.fr. INRA, UREP, 234 Avenue du Brézet, F-63100, France.

é sazonal. Devido à grande variabilidade na temperatura e precipitação ao longo do continente, o início da estação de pastejo varia entre Fevereiro e Junho e sua duração potencial fica entre 60 e 180 dias (Fig. 27.2). A maioria dos campos manejados com agricultura na Europa são cortados, no mínimo, uma vez por ano para a produção de feno e silagem e, portanto, a fração do campo utiliza-

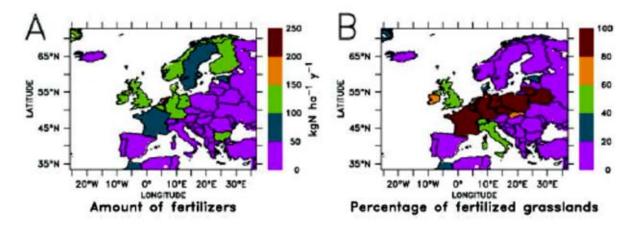


Figura 27.1 Quantidade de suplemento anual de fertilizantes à base de N e a porcentagem de pastagens naturais fertilizadas em países da Europa (Vuichard *et al.* 2007).

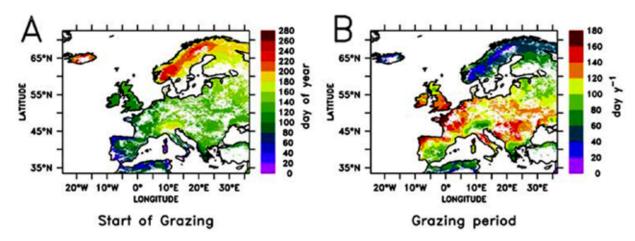


Figura 27.2 Dia do ano para o começo do pastejo e duração do período de pastejo nas pastagens naturais européias (estimativa baseada no clima). Modificado de (Vuichard *et al.* 2007).

da para pastejo é relativamente pequena (Fig. 27.3). O pastejo é usualmente organizado com rotação entre potreiros, sendo cada potreiro submetido a uma instantânea e alta lotação animal por um curto período de tempo (uma ou duas semanas, por exemplo). Essas práticas de manejo levam à utilização de uma alta fração da produtividade primária liquida acima do solo com roçada ou pastejo. Por outro lado, em áreas montanhosas e secas, campos grossos (rough grasslands) são extensivamente pastejados no verão, uma prática que se assemelha mais às práticas de pastejo nos Campos Sulinos.

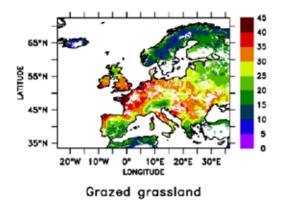


Figura 27.3 Distribuição na Europa da proporção de campos pastejados (porcentagem da área total de pastagens naturais). Simulações feitas com o modelo PASIM (Vuichard *et al.* 2007).

Assim como no sul do Brasil, as áreas definidas como hábitats de pastagem 'semi-natural' na Europa são o lar de muitas espécies valiosas. Estima-se que metade de todas as espécies depende de hábitats agrícolas incluindo cerca de 40 % de pastagens

naturais permanentes (EEA 2005). As pastagens semi-naturais muitas vezes são *hot spots* de biodiversidade e abrigam muitas plantas especializadas, animais e microorganismos, todos interligados numa grande variedade de microhábitats (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005).

Conseqüentemente, na Europa, alguns dos tópicos de conservação da natureza mais críticos relacionam-se hoje a mudanças de práticas tradicionais para práticas modernas em hábitats que são usados para pastejo e, em algumas outras áreas, onde a intensificação não é possível ou não é economicamente viável para o abandono da terra de cultivo (EEA 2005).

A mudança global afetará os biomas campestres em todo o mundo. A queima de combustíveis fósseis pelo homem tem feito com que as concentrações médias de CO_2 na atmosfera aumentem e excedam 380 μ mol mol^{-1} , um nível que é 32 % maior do que em períodos pré-industriais (Keeling & Whorf 2005). Pelo fato do CO_2 absorver energia de ondas longas, ele aquece a superfície da Terra. Predições sobre a futura concentração atmosférica de CO_2 no ano de 2100 varia entre 540 e 970 μ mol mol^{-1} (Houghton et~al.~2001). Entradas adicionais de carbono na atmosfera produzirão mais aquecimento e podem contribuir para a ocorrência de mais períodos de calor (Meehl & Tebaldi 2004).

Os solos das pastagens naturais são grandes estoques de carbono (C), podendo agir como um reservatório bruto de CO_2 atmosférico (isto é, seqüestro de C). O óxido nitroso ($\mathrm{N}_2\mathrm{O}$) é emitido por solos fertilizados e por sistemas de descarga de estoque animal (Freibauer et~al.~2004). A fermentação entérica produz metano (CH_4), que é emitido pelo rebanho e pode ser trocado com o solo. Portanto, as pastagens naturais contribuem para a troca biosfera-atmosfera de gases de traço radiativamente ativo, com seus fluxos intimamente ligados ao manejo (Soussana et~al.~2004).

Uma busca por literatura na base de dados *CAB Abstracts* para os últimos 5 anos usando-se 'grassland' como palavra-chave teve combinações com: 'biodiversidade', 'mudança climática' e 'seqüestro de carbono ou gases do efeito estufa'. Essa pesquisa gerou 1513, 1047 e 470 referências, respectivamente, mostrando uma pesquisa ativa em andamento em cada um desses campos. No entanto, houveram apenas 5 referências que consideravam todas as palavras-chave. Interconexões entre biodiversidade, mudança climática e seqüestro de carbono são, portanto, raramente discutidas para ecossistemas de pastagens naturais.

Tópicos sobre biodiversidade, mudança climática, seqüestro de C e sistemas de produção estão altamente interconectados nos ecossistemas de pastagens naturais e deveriam ser considerados juntos durante o planejamento de práticas de manejo pelos seguintes motivos:

- ambos biodiversidade e estoques de C (i.e., matéria orgânica do solo) são vulneráveis à mudança climática,
- a biodiversidade e a matéria orgânica do solo podem favorecer a resiliência das pastagens naturais à mudança climática,
- ambas biodiversidade e matéria orgânica do solo afetam a taxa de seqüestro de carbono,
- as práticas agrícolas, que agem sobre esses fluxos e taxas de mudanças são planejadas no nível da propriedade de um modo consistente e são direcionadas por fatores sócioeconômicos.

Neste contexto, existem novos riscos (induzidos pela mudança climática), novas oportunidades (relacionadas ao seqüestro de carbono e à conservação da biodiversidade, por exemplo) e novos desafios (envolvendo manejo do campo e práticas agrícolas) para as pastagens naturais manejadas. Esses riscos e oportunidades são discutidos no contexto europeu, sendo abordada sua relevância para os Campos Sulinos.

Biodiversidade, serviços ambientais e mudança climática global

Pressões e impactos sobre a biodiversidade das pastagens naturais

Na Europa, a intensificação agrícola, especialmente o uso de arado e sementeiras e uma mudança de feno artesanal para a produção de silagem nos últimos 50 anos, resultou na perda da biodiversidade (flora e fauna) associada às pastagens semi-naturais. Enquanto campos ricos em espécies têm sido o foco de esforços de conservação da natureza (Jefferson 2005), também têm sido feitas tentativas para recuperar pastagens semi-naturais em solos anteriormente arados (Walker *et al.* 2004).

Os impactos no uso de fertilizantes e dos regimes de pastejo e roçada na dinâmica de vegetação foram amplamente estudados no passado. Estudos recentes têm enfocado, mais do que antes, nas pastagens naturais que são intensamente utilizadas e que são mais freqüentemente caracterizadas por um baixo nível de diversidade de plantas. Mudanças dramáticas na dominância de espécies de plantas têm sido registradas (Marriott *et al.* 2004, Clergue *et al.* 2005). As pastagens naturais representam um hábitat importante e uma fonte de alimento para muitas espécies de aves protegidas (Inchausti & Bretagnolle 2005). Tal papel das pastagens naturais na conservação da biodiversidade pode ser analisado somente no nível de paisagem e necessariamente deve considerar as forças sócio-econômicas que determinam o sistema de uso da terra e sua evolução.

De acordo com modelos empíricos baseados em nicho, as mudanças projetadas na temperatura e precipitação possivelmente levarão a grandes mudanças na distribuição de espécies de plantas, com efeitos negativos na biodiversidade em escalas regional e global (Thomas $et\ al.\ 2004$, Thuiller $et\ al.\ 2005$ b, a). Embora tais predições dos modelos sejam altamente incertas, experimentos dão suporte ao conceito de mudanças rápidas na composição de espécies de plantas e na diversidade sob ${\rm CO_2}$ elevado, com interações complexas com outros agentes de mudança global (Teyssonneyre $et\ al.\ 2002$, Zavaleta $et\ al.\ 2003$, Picon-Cochard $et\ al.\ 2004$).

Em ambas misturas binárias e pastagens semi-naturais, o CO_2 elevado resultou num aumento na abundância de leguminosas fixadoras de N_2 e na fixação biológica de N_2 . O manejo distingue essa resposta à medida que o CO_2 elevado aumentou a proporção de herbáceas, quando não freqüentemente desfolhadas, e de leguminosas, quando freqüentemente desfolhadas (Soussana et al. 2007). Em estudos subseqüentes de competição inter-específica entre gramíneas , observou-se que espécies de gramíneas que capturam relativamente mais luz por unidade de área da folha em campos mistos do que suas competidoras e que possuem alta eficiência no uso do nitrogênio (Soussana et al. 2005), tornam-se progressivamente dominantes sob condições de CO_2 elevado.

Muitos impactos significativos da mudança climática podem emergir através de mudanças na intensidade e freqüência de eventos climáticos extremos. As secas, em particular, têm um importante papel na dinâmica da pastagem, embora ama chuva de inverno mais intensa e tempestades mais freqüentes também têm implicações na erosão do solo e na qualidade da água. Durante o verão de 2003, a produção de forragem foi reduzida em 30 % na França (COPA & COGEGA 2003) como resultado de uma onda de calor no verão com temperaturas de mais de 6°C acima daquelas dos registros anteriores e um déficit de precipitação de mais de 300 mm ano-1 (Schär *et al.* 2004). Uma quantidade elevada de CO₂ atmosférico reduz a sensibilidade a baixas precipitações da maioria dos ecossistemas terrestres (Morgan *et al.* 2004). No entanto, uma diminuição na precipitação de verão no sul da Europa, acompanhada por temperaturas altas e crescentes que aumentam a evapotranspiração, poderiam levar inevitavelmente a secas mais freqüentes e mais intensas (Lehner *et al.* 2005).

Tais condições climáticas podem causar um estresse significativo na biodiversidade das pastagens naturais e levar a um aumento na vulnerabilidade do ecossistema. De fato, tem sido mostrado que aquecimento e precipitação alterada afetam a estrutura da comunidade de plantas e a diversidade de

espécies em experimentos de manipulação da precipitação (Zavaleta et al. 2003, Klein et al. 2005). A resiliência das espécies de pastagens perenes à seca também é afetada por inúmeros parâmetros, tais como, profundidade de raiz, fechamento estomático em resposta ao baixo potencial de água do solo, reservas de C e N e habilidade em rebrotar ramos de gemas dormentes. A vulnerabilidade diferencial ao calor e aos eventos de seca das espécies coexistentes irá claramente desempenhar um papel crescente na formação da estrutura da comunidade vegetal diante da mudança climática.

No entanto, nosso entendimento da sensibilidade e da resiliência das pastagens naturais a tais eventos climáticos extremos ainda é limitado. Têm-se assumido que a biodiversidade oferece uma segurança contra os riscos climáticos (Yachi & Loreau 1999) e aumenta a produtividade primária líquida (Hector *et al.* 1999). No entanto, o papel da biodiversidade na adaptação das pastagens naturais à variabilidade climática não tem sido acessada experimentalmente. A dinâmica contínua e reversível da vegetação predomina em estados estáveis da mesma, ao passo que a dinâmica descontínua e irreversível ocorre quando os limites são ultrapassados e um estado estável substitui outro (Briske *et al.* 2005). Os limites climáticos para a biodiversidade na maioria das vezes interagem com a fertilização e o manejo da pastagem natural, que modificam as interações competitivas entre plantas vizinhas (Soussana & Lafarge 1998), assim como o comportamento de pastejo de herbívoros domésticos (Parsons & Dumont 2003).

O papel da variabilidade climática tem contribuído para mudar a ênfase de um paradigma de equilíbrio para um paradigma de não-equilíbrio na ciência das pastagens extensivas (Briske *et al.* 2003). Nas pastagens naturais temperadas, as secas subseqüentes poderiam resultar numa dinâmica de não-equilíbrio da vegetação e dos sistemas pastoris. A transição não reversível em direção a um novo estado do ecossistema campestre poderia ocorrer, especialmente como um resultado da baixa pressão de pastejo durante períodos de recuperação pós-seca.

Mudanças na sazonalidade da produção são uma conseqüência provável da mudança climática. O clima mais quente e o aumento de CO₂ podem ser benéficos para o crescimento da planta quando a água não é limitante. Em resposta à mudança climática, as estratégias de manejo, assim como os sistemas de produção, precisarão adaptar-se considerando as mudanças na biodiversidade de plantas. Serão necessários: alteração na rotação da pastagem, modificação dos períodos de pastejo e roçada, alteração da forragem e da espécie/raça animal, alteração na integração de sistemas mistos pastagem/ lavoura incluindo o uso de forragens semeadas adaptadas, re-avaliando as aplicações de fertilizantes e o uso de suplementos e concentrados na alimentação (Howden *et al.* 2007).

De modo semelhante, a biodiversidade das pastagens naturais dos Campos Sulinos encara múltiplas pressões de mudanças no uso da terra, do sobrepastejo e, em algumas regiões, do abandono e do adensamento de arbustos (Overbeck et al. 2007). Esse bioma também estará sugeito ao aquecimento global, ao aumento da intensidade do El Niño Oscilação Sul e mudanças no padrão sazonal de chuvas (IPCC 2007). O balanço atual entre espécies C₃ e C₄ pode mudar no futuro. Os níveis futuros de CO₂ podem favorecer as plantas C₃ em detrimento das C₄ (Ziska 2003); porém, o oposto é esperado com a associação do aumento da temperatura e os efeitos permanecem incertos (Tubiello et al. 2007). O aumento do CO2 também afetará a qualidade da forragem ao reduzir o conteúdo de proteína da folha em gramíneas C₃ (Picon-Cochard et al. 2004). Um aumento no conteúdo de leguminosas nos campos pode, contudo, compensar o declínio no conteúdo de proteína das espécies de plantas não-fixadoras (Picon-Cochard et al. 2004), contanto que outros nutrientes (e.g. fósforo) não sejam limitantes. O adensamento de espécies lenhosas também poderia ser favorecido pela elevação do CO, em áreas com baixa pressão de pastejo, uma vez que as plântulas de árvores e arbustos são mais receptivas à elevação de CO_2 do que as gramíneas C_3 e C_4 (Tubiello $et\ al.\ 2007$). Portanto, essas mudanças climáticas e atmosféricas irão requerer adaptações no manejo das pastagens naturais para ajudar a conciliar a produção do rebanho e a conservação da biodiversidade.

O papel da biodiversidade para os servicos ambientais em pastagens naturais manejadas

Os ecossistemas campestres fornecem serviços tais como a produção de alimento para o rebanho e o seqüestro de carbono nos solo e devem ser manejados com objetivos de múltiplas propostas relacionadas às diferentes funções designadas às pastagens naturais: ambiente, biodiversidade, ecologia de paisagem e produção agrícola (Lemaire *et al.* 2005).

A diversidade da vegetação campestre tem sido descrita em termos de número de espécies e composição botânica. Uma análise funcional da vegetação pode ajudar a entender e prever o impacto do manejo das pastagens naturais de um modo mais geral. Interações planta-planta (Soussana & Lafarge 1998), planta-solo (Loiseau *et al.* 2005) e planta-herbívoro (Louault *et al.* 1997) contribuem para a regulação dos fluxos de N e C nos ecossistemas campestres e mediam as respostas da comunidade e do ecossistema para causadores externos como clima e mudança de manejo. A fixação biológica do N em sistemas baseados em leguminosas está intimamente relacionada à demanda de N em escalas que variam da planta como indivíduo ao ecossistema campestre (Hartwig 1998, Loiseau *et al.* 2001).

Uma abordagem conceitual para entender as conexões entre as espécies e o funcionamento do ecossistema usando atributos de plantas foi proposta por Chapin et al. (Chapin et al. 2000). A avaliação dos atributos funcionais das plantas permite propor duas questões. Quais atributos favorecem a seleção de um dado conjunto de espécies em uma comunidade? Como os atributos das espécies selecionadas controlam o funcionamento do ecossistema e a produtividade (Lavorel & Garnier 2002)? De acordo com a hipótese da razão de massa (Grime 1998), os atributos envolvidos na aquisição de recursos e uso no nível de espécie deveriam ser escalonados para o nível de funcionamento do ecossistema, contanto que os atributos sejam pesados pela contribuição da espécie na comunidade. No entanto, atributos individuais não deveriam ser considerados isoladamente, porque pares de atributos freqüentemente estão coordenados (Wright et al. 2004). Alguns conjuntos de atributos estão suficientemente bem relacionados para serem considerados formando uma única dimensão da variação da estratégia composta de vários atributos (Westoby & Wright 2006). Mudanças nos atributos de espécies de plantas dominantes mediam parcialmente os impactos das mudanças no uso da terra na vegetação e no funcionamento do ecossistema (Garnier et al. 2004).

Os atributos da folha também afetam a qualidade e o valor nutritivo da folhagem para os herbívoros. Uma grande área específica da folha aumenta a digestibilidade (Duru et al. 2004, Pontes et al. 2007). Um alto conteúdo de N na folha aumenta a sua qualidade e seletividade pelos herbívoros. Atributos que são evitados (tais como um alto conteúdo de matéria seca na folha) estão freqüentemente associados com baixa palatabilidade (Pontes et al. 2007). A identificação de tipos funcionais de plantas constitui uma abordagem poderosa para entender as respostas da vegetação às práticas agrícolas (Louault et al. 2005, Pillar et al. 2009). Portanto, existe uma necessidade de estudo das características agronômicas das espécies nativas mais abundantes (Peeters 2004) com o objetivo de sermos capazes de prever suas performances a partir de seus atributos em pastagens semi-naturais com grande diversidade de espécies.

Para tais estudos, os Campos Sulinos oferecem um modelo extraordinário dada a grande diversidade de espécies e a coexistência de muitos tipos funcionais de plantas (Pillar *et al.* 2009). A biodiversidade, em todos os seus componentes, (de genes a ecossistemas) precisa ser estudada nesse bioma, uma vez que a biodiversidade provavelmente aumenta a resiliência às condições de mudança ambiental. Abordagens sobre adaptação também serão necessárias na contribuição para deter a perda da biodiversidade e para fornecer um arcabouço adequado para sustentabilidade da água e manejo dos recursos do solo, à medida que aumenta a resiliência da produção do rebanho à mudança climática (Howden *et al.* 2007).

Oportunidades para o seqüestro de carbono e a mitigação dos gases do efeito estufa em pastagens naturais manejadas

Entre 1990 e 2005, as emissões diretas do setor agrícola aumentaram 17 % e esse aumento, na maioria das vezes, ocorreu nos países em desenvolvimento (IPCC 2007). A metodologia do inventário dos gases do efeito estufa usada pelo IPCC (IPCC 1996, 2006), contudo, inclui somente as emissões de produções no setor agrícola. Emissões indiretas de gases de efeito estufa geradas pelas atividades de produção através do uso de aditivos (e.g. fertilizantes, suplementos, pesticidas) não pertencem ao setor agrícola, mas são contemplados por outros setores tais como a indústria (e.g. para a síntese e acondicionamento de fertilizantes à base de N inorgânico e de pesticidas orgânicos) e o transporte (e.g. transporte de fertilizantes e suplementos). As emissões do uso de eletricidade e combustível não são consideradas no setor de construção e transporte, respectivamente (IPCC 2006). As mudanças no uso da terra (e.g. desmatamento das florestas tropicais) induzidas pela agricultura, tais como a expansão das pastagens e das lavouras sobre os ecossistemas naturais, foram inicialmente reportadas no setor LULUCF (sigla para Land-Use Change and Forestry, Mudança no Uso da Terra e Silvicultura) (IPCC 1996). O IPCC (IPCC 2006) revisou a definição do setor ao criar o setor de agricultura, silvicultura e uso da terra (AFOLU), que inclui categorias de uso da terra (e.g. área de floresta, área de cultivo, pastagens naturais, áreas úmidas) e que são posteriormente subdivididas em áreas que permanecem na mesma categoria e áreas convertidas de uma categoria para outra.

Embora a abordagem setorial usada pelo IPCC seja apropriada para os inventários nacionais e regionais dos gases do efeito estufa, ela não reflete as emissões geradas diretamente ou indiretamente por produtos comercializados. Análises do ciclo de vida incluem emissões indiretas geradas pelo uso de aditivos e atividades anteriores à cadeia produtiva. Com esta abordagem, estimou-se que o rebanho gera diretamente ou indiretamente 18 % das emissões de gases do efeito estufa quando medido em equivalentes de $\mathrm{CO_2}$ (FAO 2003). O rebanho produz 9 % das emissões de $\mathrm{CO_2}$ atmosférico. A última parte disso (i.e. 7 %) deriva de mudanças no uso da terra - especialmente o desmatamento – causadas pela expansão das pastagens e das terras aráveis para lavouras de grãos. O rebanho também emite 37 % do metano atmosférico, grande parte vindo da fermentação entérica dos ruminantes. Ele emite 65 % do óxido nitroso atmosférico, a grande maioria vem do estrume. Juntamente com seus potenciais de aquecimento global, num horizonte de 100 anos essas emissões de $\mathrm{CH_4}$ e $\mathrm{N_2O}$ respondem por 6 e 5 % das emissões em equivalents de $\mathrm{CO_2}$ (FAO 2003).

Os ecossistemas agrícolas estocam grandes reservas de C (IPCC, 2006), a maioria na matéria orgânica do solo. Historicamente, esses sistemas têm perdido mais de 50 Gt de C (Paustian *et al.* 1998, Lal 1999, 2004). No entanto, o seqüestro de carbono no solo (sumidouros) é o mecanismo responsável pela maioria do potencial de mitigação do setor agrícola, com uma contribuição estimada de 89 % para o potencial técnico (IPCC 2007), excluindo, contudo o potencial para a substituição de energia fóssil através do uso não agrícola de biomassa. No mundo todo, o potencial de seqüestro de carbono orgânico do solo (SCO) está estimado entre 0,01 e 0,3 Gigatoneladas de C por ano em 3,7 bilhões de hectares de pastagens permanentes (Lal 2004). Logo, o SOC pelas pastagens permanentes do mundo poderia potencialmente compensar mais de 4 % das emissões globais de gases de efeito estufa.

Os métodos de manejo das pastagens que aumentam a produção de forragem como a fertilização com N mostraram ter um potencial para aumentar os estoques de C do solo (Rees *et al.* 2005). A reserva de carbono pode ser mantida por longo tempo somente se a maioria dos nutrientes da planta são adicionados ao ecossistema. Se a limitação de N for mais freqüente, o suprimento de N deve ser mantido (e.g. através da sedimentação de N, fixação de N₂, suplemento de fertilizante com N) (Hungate *et al.* 2003, Fontaine *et al.* 2004) para a estocagem de C por longo tempo.

Em campos manejados para agricultura, a intensidade do pastejo e da roçada tende a diminuir o seqüestro de C no solo através do declínio na produtividade primária líquida causado por uma redução

no índice de área folhar e pela redução da parte da produtividade primária líquida que retorna ao solo (Soussana *et al.* 2007). No entanto, tem sido observada uma resposta compensatória da produtividade primária líquida ao pastejo moderado nas pastagens naturais e campos abertos, mostrando que o pastejo extensivo pode realmente favorecer o sequestro de carbono no solo quando comparado ao abandono da área (McNaughton 1993).

Com o avanço dos estudos de micrometeorologia das trocas de CO_2 na escala de ecossistema, as técnicas de medida de covariância do fluxo turbulento têm sido aplicadas às pastagens naturais e extensivas. Com 20 locais de pastagens naturais na Europa, Gilmanov et~al.~(no~prelo) confirmaram as estimativas anteriores para a América do Norte (Follett 2001) de que o balanço entre a produtividade primária bruta e a respiração do ecossistema é positiva. No entanto, em contraste com as florestas, aproximadamente metade do carbono fixado é estocado na forragem, que é freqüentemente colhida e digerida fora do local de pastejo pelos ruminantes (Soussana et~al.~2007).

De acordo com as primeiras medidas de fluxo de C, a média de seqüestro de C no local de pastejo alcança 74 e -231 g C/m² por ano para as pastagens naturais da Europa em solos minerais e solos orgânicos drenados, respectivamente (Soussana *et al.* 2007). De acordo com os dados do inventário das mudanças no estoque de C orgânico no solo (SCO), o seqüestro de C de pastagens naturais no local de pastejo alcança, em média, 17 g C/m² por ano. O seqüestro de C fora do local de pastejo também ocorre no celeiro, quando mais estrume é produzido pela digestão da folhagem cortada que é retornada para a pastagem. O seqüestro de carbono atribuído, incluindo ambos os estoques no local de pastejo e fora dele, alcança 128, 98 e 73 g C/m² por ano nos campos naturais europeus pastejados, cortados e mistos sobre solos minerais, embora com grande incerteza (Soussana & Tallec 2009).

O papel da biodiversidade no seqüestro de carbono em pastagens semi-naturais ainda não recebeu atenção suficiente. Experimentos de biodiversidade têm mostrado que um aumento no número de espécies de plantas e de tipos funcionais de plantas aumenta a produtividade primária líquida dos ecossistemas campestres (Hector *et al.* 1999). Esse resultado pode ser parcialmente explicado por um efeito de seleção, onde a maioria das espécies produtivas em monoculturas tendem a se tornar cada vez mais dominantes em campos mistos ricos em espécies. No entanto, a superprodução também ocorre em campos mistos ricos em espécies como resultado de um efeito complementar entre tipos funcionais de plantas (e.g. entre gramíneas e leguminosas) e as espécies de plantas (Loreau *et al.* 2001). Alem disso, a reserva de C do solo é afetada pela estrutura da comunidade de plantas e pelos atributos funcionais da planta (tais como o diâmetro da raiz) que determina a proporção de massa fina da raiz (Personeni *et al.* 2005).

Os estoques de carbono do solo nos ecossistemas campestres são vulneráveis à mudança climática. A onda de calor e seca de 2003 reduziu em 30 % a produtividade primária bruta em toda a Europa, que resultou em uma forte anomalia na fonte de dióxido de carbono (0,5 Pg C ano⁻¹) para a atmosfera e reverteu o efeito de quatro anos de seqüestro líquido de carbono do ecossistema (Ciais *et al.* 2005). Um aumento nos eventos de seca futuros poderiam, portanto, tornar os campos temperados fontes de carbono, contribuindo para retroalimentações positivas carbono-clima já antecipadas nos trópicos e nas altas latitudes.

Quando considera-se o impacto do manejo das pastagens e da mudança climática nas emissões de gases do efeito estufa, é importante considerar os impactos sobre todos os gases do efeito estufa. As emissões de $\rm N_2O$ e $\rm CH_4$ são freqüentemente expressas em termos de $\rm CO_2$ ou equivalentes de carbono- $\rm CO_2$. Por exemplo, na escala de tempo de 100 anos, uma unidade de óxido nitroso tem o mesmo potencial de aquecimento global que 298 unidades de dióxido de carbono, ao passo que, em um quilograma para quilograma base, uma unidade de metano tem o mesmo GWP que 25 unidades de dióxido de carbono (IPCC 2006).

As pastagens naturais manejadas são freqüentemente fertilizadas para sustentar a produtividade e , assim, emitem $\rm N_2O$ para a atmosfera acima do nível de base que é encontrado nos sistemas naturais. Os fluxos de $\rm N_2O$ das pastagens naturais indicam uma emissão média de 2,0 kg $\rm N_2O$ -N ha¹ ano¹ em 2000, que se traduz em 0,25 t $\rm CO_2$ -C equivalente ha¹ ano¹ (Freibauer et~al.~2004). No entanto, em um estudo recente, o fator médio de emissão direta de $\rm N_2O$ -N pelas aplicações de fertilizantes à base de N foi substancialmente menor (0,75 %) do que o valor padrão do IPCC de 1 % (Niklaus et~al.~2006). A fermentação entérica de ruminantes emite $\rm CH_4$ com intervalo para emissão annual de 0,05 to 0,25 t $\rm CH_4$ por cabeça (0,3 to 1,5 t eqC, FAO 2003). Quando expresso em $\rm CO_2$ -C equivalente, as emissões de $\rm N_2O$ e $\rm CH_4$ das pastagens naturais levam, em média, a uma vantagem de 20 % da atividade de sumidouro de $\rm CO_2$ atmosférico. No entanto, a digestão da folhagem colhida pelos ruminantes fora do local de pastejo induz a emissões adicionais de $\rm CO_2$ e $\rm CH_4$ que futuramente compensam a atividade líquida média de sumidouro dos gases do efeito estufa da pastagem (Soussana & Tallec 2009). Tem sido mostrado recentemente que as espécies de plantas e os tipos funcionais de plantas afetam as emissões líquidas de $\rm N_2O$ e $\rm CH_4$ dos solos de pastagens naturais (Niklaus et~al.~2006), embora os mecanismos envolvidos não estejam totalmente entendidos.

O potencial dos Campos Sulinos para o seqüestro de carbono é provavelmente alto, embora este tópico tenha recebido pouca atenção. Tennigkeit e Wilkes (Tenningkeit & Wilkes 2008) já estimaram que o melhoramento do manejo de pastagens extensivas tem o potencial biofísico de 1,3 - 2Gt CO, no mundo todo para 2030. Portanto, os campos naturais (incluindo o manejo de pastagens naturais, mais uma parte de restauração de terras degradadas) têm um alto potencial para promover o aumento do C se forem adotadas as práticas de manejo apropriadas. Tecnologias associadas para compreender a mitigação nas pastagens naturais são dispendiosas, sugerindo então um potencial atrativo de mitigação econômica. Uma gama de intervenções integradas de manejo de pastagens naturais que podem reduzir as emissões de gases de efeito estufa e aumentar o sequestro de C (aumentando a entrada de C no solo e da vegetação lenhosa acima dele e/ou reduzindo as perdas) foram descritas por Smith et al. (Smith et al. 2008) e são de potencial interesse para os Campos Sulinos. Elas incluem a introdução de novas espécies e variedades, manejo com fogo, restauração de solos orgânicos e terras degradadas, estendendo o uso de culturas perenes, aumentando a cobertura de árvores no sistemas silvo-pastoris, manejando a intensidade de pastejo e duração/periodicidade e melhorando a qualidade da pastagem. Contudo, os benefícios de aumentar o seqüestro de C precisam ser colocados no contexto de emissões significativas de metano e óxido nitroso da produção de gado ruminante e é importante que os efeitos da mudança nas práticas de manejo sejam considerados no contexto de redução efetiva das emissões de gases do efeito estufa. Isto requer inventários de gases do efeito estufa de todos os ecossistemas manejados (Soussana & Tallec 2009).

Avaliação e planejamento de sistemas de produção sustentáveis de acordo com os novos interesses ambientais

A acumulação do conhecimento científico sobre os processos biofísicos e as práticas de manejo na maioria das vezes não é suficiente para planejar sistemas de produção inovadores e sustentáveis. O conhecimento biofísico é mais freqüentemente produzido nas escalas de parcela ou de paisagem, observando a escala da propriedade independente do seu papel chave para a tomada de decisão. Contudo, as práticas inovadoras vindas da pesquisa precisam estar integradas nos sistemas sustentáveis de produção. Antes de planejar e promover tais sistemas, os seus impactos no ambiente deveriam ser considerados. De um ponto de vista metodológico, a consideração do impacto ambiental no nível de propriedade, usando por exemplo o ciclo de vida, aparece como uma ferramenta promissora (Payraudeau & van der Werf 1998).

Avaliação das práticas dos produtores pelos seus efeitos ambientais

Tópicos agro-ambientais têm tido muita atenção na Europa diante dos impactos da produção intensiva na qualidade da água e do ar, da biodiversidade e da saúde (e.g. nitrato, pesticidas e metais

pesados na água). Enquanto ainda existem inúmeros estudos em andamento sobre esses tópicos, uma nova preocupação surgiu: o papel dos sistemas de produção nas emissões de gases do efeito estufa.

Uma propriedade de criação de gado consiste em uma unidade produtiva que converte vários recursos em produtos como leite, carne e muitas vezes até grãos. Na Europa, muitas propriedades com ruminantes têm sistemas de produção mistos: eles próprios produzem a ração e, na maioria das vezes, parte da ração animal e até mesmo a palha que é eventualmente necessária para mantilho. Por outro lado, eles reciclam o estrume animal ao aplicá-lo no campo. A maioria das propriedades compram alguns aditivos como fertilizantes e sempre usam diretamente a energia produzida por combustíveis fósseis. As emissões líquidas de gases do efeito estufa (metano, óxido nitroso e dióxido de carbono) estão relacionadas aos fluxos de carbono e nitrogênio, assim como às condições ambientais.

Até agora, existem apenas poucos modelos de propriedades com balanço de gases do efeito estufa. A maioria dos modelos usa fatores de emissões fixas para emissões externas e internas. Apesar destes modelos considerarem ambos os tipos de emissões de gás carbônico (por exemplo, de combustíveis fósseis), eles não incluem possíveis mudanças de carbono no solo resultantes do manejo da propriedade. O uso de simulações dinâmicas ao invés de fatores estáticos possibilita a captação da dependência ambiental dos fluxos dos gases do efeito estufa (Salètes et al. 2004). Opções de mitigação das emissões dos gases para as pastagens naturais podem ser melhor implementadas na escala da propriedade. Atualmente, inventários nacionais usam uma abordagem top-down, na qual a informação sobre as práticas agrícolas é agregada e então pesada pelos fatores de emissão. Tais métodos são baseados em fatores de entrada e por isso, refletem apenas as mudanças nesses fatores, mas não são sensíveis às mudanças de manejo. Particularmente, melhoras na eficiência não afetam inventários nacionais, se eles não forem computados pelas mudanças nos fatores de emissão. Então, uma abordagem bottom-up, como por exemplo a da propriedade, poderia funcionar como um incentivo para a parte interessada ao levar em conta a heterogeneidade dos manejos das propriedades. Tipologias de pastagens naturais e propriedades deveriam estar conectadas para permitir o cálculo do balanço de carbono e gases do efeito estufa das propriedades de criação de gado. Tal abordagem permitiria continuar no caminho das inovações por ser influenciada por tendências sócio-econômicas e ajudariam, desta forma, a projetar opções de mitigação que são relevantes para os proprietários.

Planejando sistemas produtivos para a multifuncionalidade das pastagens naturais

Na escala da propriedade, freqüentemente há uma considerável diversidade de vegetação entre as áreas de campos. Esta diversidade, que contribui para a biodiversidade da paisagem, pode ser vista pelos proprietários como ambas vantagem e barreira (Soussana & M Duru 2007). Considerar a diversidade da vegetação entre campos na escala da propriedade é um pré-requisito para inovação em sistemas de produção (Andrieu *et al.* 2006). A diversidade funcional de comunidades vegetais por toda a área manejada, ao invés de uma diversidade de espécies altamente localizada apenas em alguns campos, favoreceria a conservação da diversidade de espécies da pastagem na escala de paisagem (McIntyre *et al.* 2003).

Van Keulen (Keulen 2006) enfoca o papel positivo da heterogeneidade e diversidade nos recursos naturais, que é muitas vezes intencionalmente criado no nível da propriedade. Em regiões dominadas por pastagens naturais permanentes, as propriedades que mantêm tipos contrastantes de campos contribuem para a diversidade da paisagem. Um mosaico de campos de vegetação e tipos de solo contrastantes poderia realmente ser mais favorável para a diversidade de plantas e animais do que uma forte diversidade florística num território homogêneo (Steiner & Köhler 2003).

A multifuncionalidade dos campos leva a uma reavaliação dos princípios de elaboração, planejamento e implementação do sistema em diferentes escalas de espaço e tempo. Propriedades de criação de animais passam por mudanças estruturais (como por exemplo, cronograma de alimentação e uso

da terra) que questionam o manejo das propriedades e mais especificamente, os princípios de pastejo (Soussana & Duru 2007): para que servem os sistemas de pastejo? Estes sistemas estão de acordo com as questões ecológicas e sociais e suas interações? Tais questões necessitam ser direcionadas desde o início em projetos de pesquisa em sistemas de pastejo para focalizar os objetivos que são mais relevantes para os proprietários.

A atual intensidade de uso da terra nos Campos Sulinos é obviamente menor do que nos campos da Europa. No entanto, os sistemas de produção estão passando por rápidas mudanças que espera-se que sejam ainda mais pronunciadas nas próximas décadas, dado o aumento projetado da produção animal no Brasil (FAO 2003). Embora os principais direcionadores dessas mudanças sejam sócio-econômicos, a consciência ambiental dos consumidores pode contribuir para moldar os sistemas de produção animal no sul do Brasil e em qualquer outro lugar. Selos verdes, indicando por exemplo os passos da biodiversidade e do carbono na produção da carne e de laticínios, estão sendo desenvolvidos em alguns países europeus. Tais selos, a longo prazo, poderiam interferir nas forças do mercado, potencialmente favorecendo o desenvolvimento de sistemas sustentáveis de produção pecuária. No entanto, ainda existem muitas incertezas associadas ao cálculo dos passos ambientais dos produtos alimentícios e isto pode, no futuro, criar preocupação nos produtores.

Conclusões

A ciência das pastagens naturais enfrenta novos desafios no mundo todo que devem ser direcionados para uma melhor integração do conhecimento disponível em áreas como a biodiversidade, mudança climática, seqüestro de carbono e sistemas de produção, que geralmente têm sido consideradas separadamente. Os manejadores das pastagens são confrontados com questões múltiplas sobre por exemplo, o balanço entre objetivos ambientais e de produção, balanço entre o fornecimento de alimentos e energia (biocombustíveis), mitigação e adaptação às mudanças climáticas. A ciência das pastagens naturais necessita de ajuda para responder tais questões ao progredir em direção às ferramentas de das decisões que são informadas pelas pesquisas de melhor qualidade disponíveis e que desta forma, permita a integração quantitativa do conhecimento.

Essa revisão permite priorizar questões-chave para pesquisas futuras:

- Como reduzir a sensibilidade e aumentar a resiliência da biodiversidade das pastagens naturais às ondas de calor e secas num clima alterado?
- Como proteger os estoques de carbono orgânico do solo em tempos de aquecimento global?
- Como preservar habitats para espécies raras e ameaçadas de plantas e animais, e ao mesmo tempo, manejar a diversidade funcional da vegetação para finalidades agrícolas?
- Como manter a heterogeneidade e diversidade da vegetação campestre nas escalas de paisagem e propriedade?
- Como elaborar sistemas de produção inovadores que integrem os impactos das atividades de produção na biodiversidade, qualidade do ar e água, uso de energia fóssil e efeitos dos gases do efeito estufa?

Como produzir conhecimento integrado, considerando-se a consistência de diferentes práticas de manejo e sua viabilidade na escala da propriedade de acordo com os quatro critérios (rentabilidade, mão-de-obra, performances ambiental e agrícola)?

Embora essas questões sejam de interesse genérico em diferentes partes do mundo, o estado atual do conhecimento dos Campos Sulinos ressalta a necessidade de investigar futuramente: i) o papel das pastagens naturais e seu manejo para a biodiversidade e serviços ambientais, ii) os impactos esperados da mudança climática na vegetação das pastagens naturais e nos sistemas pastoris, iii)

estratégias sustentáveis de manejo das pastagens naturais com o propósito de reconciliar objetivos de produção e ambientais.

Referências

- Andrieu N., Josien E. & Duru M. 2006. Effect of the diversity of grassland communities and field characteristics on land use management practices assessed at the farm level. . *Agriculture, Ecosystem and Environment* (in press).
- Baldi G. & Paruelo J.M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13: 6.
- Briske D., Fuhlendorf S.D. & Smeins F.E. 2003. Vegetation dynamics on rangelands: a critique of the current paradigms. . *Journal of Applied Ecology* 40: 601-614.
- Briske D.D., Fuhlendor S.D. & Smeins E.E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: A synthesis of ecological concepts and perspectives *Rangeland Ecology & Management* 58: 1-10.
- Chapin F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C. & Díaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Ciais P., Reichstein M., Viovy N., Granier A., Ogée J., Allard V., Aubinet M., Buchmann N., Bernhofer C., Carrara A., Chevallier F., Noblet N.D., Friend A.D., Friedlingstein P., Grünwald T., Heinesch B., Keronen P., Knohl A., Krinner G., Loustau D., Manca G., Matteucci G., Miglietta F., Ourcival J.M., Papale D., Pilegaard K., Rambal S., Seufert G., Soussana J.F., Sanz M.J., Schulze E.D., Vesala T. & Valentini R. 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437: 529-533.
- Clergue B., Amiaud B., Pervanchon F., Lasserre-Joulin F. & Plantureux S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. Agronomy for Sustainable Development 25: 1-15.
- COPA & COGEGA 2003. Assessment of the impact of the heat wave and drought of the summer 2003 on agriculture and forestry. In. Committee of Agricultural Organisations in the European Union General Committee for Agricultural Cooperation in the European Union.
- Duru M., Cruz P. & Magda D. 2004. Using plant traits to compare sward structure and composition of grass species across environmental gradients. . *Applied Vegetation Science* 7: 11-18.
- E.C. 1999. Agriculture, rural development. Facts and Figures. A challenge for Agriculture. (Data source: Eurostat, 1999). In. European Commission.
- EEA 2005. The European Environment: state and outlook 2005. Part A. Integrated assessment. European Environment Agency
- FAO 2003. World agriculture: towards 2015-2030. Jelle Bruinsma ed. Earthscan, London, 429 p.
- Follett R.F. 2001. Organic carbon pools in grazing land soils. In:

 Potential of US Grazing Lands to Sequester Carbon and Mitigate
 the Greenhouse Effect (eds. Follett RF, Kimble JM & Lal R). Lewis
 Publishers Inc: Boca Raton, pp. 65-86.
- Fontaine S., Bardoux G., Abbadie L. & Mariotti A. 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. . *Ecology Letters* 7: 314-320.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P. & Verhagen J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.
- Garnier E., Cortez J., Billes G., Navas M.L. & Roumet C. 2004. Debussche et al. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85.
- Gilmanov T., Soussana J.F., Aires L., Allard V., Ammann C., Balzarolo M. & al e. Partitioning of the tower-based net CO2 exchange in European grasslands into gross primary productivity and ecosystem respiration components using light response functions analysis. . Agriculture, Ecosystems and Environment (in press).

- Grime J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86: 902-910.
- Hartwig U.A. 1998. The regulation of symbiotic N2 fixation: a conceptual model of N feedback from the ecosystem to the gene expression level. . *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1: 92-120.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M.C., Diemer M.,
 Dimitrakopoulos P.G., Finn J.A., Freitas H., Giller P.S., Good J., Harris R.,
 Högberg P., Huss-Danell K., Joshi J., Jumpponen A., Körner C., Leadley
 P.W., Loreau M., Minns A., Mulder C.P.H., O'Donovan G., Otway S.J.,
 Pereira J.S., Prinz A., Read D.J., Scherer-Lorenzen M., Schulze E.-D.,
 Siamantziouras A.-S.D., Spehn E.M., Terry A.C., Troumbis A.Y., Woodward
 F.I., Yachi S. & Lawton J.H. 1999. Plant diversity and productivity
 experiments in European grassland. *Science* 286: 1123-1127.
- Houghton J.T., Ding Y. & 1. I.P.o.C.C.W.G. 2001. *Climate change 2001: the scientific basis*. Cambridge University Press 881 p.
- Howden S.M., Soussana J.F., Tubiello F.N., Chhetri N., Dunlop M. & Meinke H. 2007. Adapting agriculture to climate change. . *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19691-19696.
- Hungate B.A., Dukes J.S., Shaw M.R. & Luo Y. 2003. Field C R. Nitrogen and climate change. *Science* 302: 1512-1513.
- Inchausti P. & Bretagnolle V. 2005. Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (Tetrax tetrax) in agriculture areas. . *Biology of Conservation* 122: 375–384.
- IPCC 1996. Revised guidelines for national greenhouse gas inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC,
- Cambridge University Press.
- IPCC 2006. Good Practice Guidance on Land Use Change and Forestry in National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC),
- Institute for Global Environmental Strategies, Tokyo
- IPCC 2007. Climate Change 2007: Climate Change: the scientific basis.

 IPCC Working Group I Fourth Assessment Report Cambridge University

 Press, Cambridge. England..
- Jefferson R.G. 2005. The conservation management of upland hay meadows in Britain: a review. *Grass and Forage Science* 60: 322-331.
- Keeling C.D. & Whorf T.P. 2005. In: *Trends: A Compendium of Data on Global Change* Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge Natl Lab.: Oak Ridge, Tennessee.
- Keulen H.V. 2006. Heterogeneity and diversity in less-favoured areas. Agricultural Systems 88: 1-7.
- Klein J.A., Harte J. & Zhao X.Q. 2005. Dynamic and complex microclimate responses to warming and grazing manipulations. . Global Change Biology 11: 1440-1451.
- Lal R. 1999. Long-term tillage and wheel traffic effects on soil quality for two central Ohio soils. . Journal of Sustainable Agriculture 14: 67-84.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. . *Science* 304: 1623-1627.
- Lavorel S. & Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. . *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Lehner B., Czisch G. & Vassolo S. 2005. The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis. . *Energy Policy* 33: 839-855
- Lemaire G., Wilkins R. & Hodgson J. 2005. Challenges for grassland science: managing research priorities. . *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 99-108.

- Loiseau P., Louault F., Roux X.L. & Bardy M. 2005. Does extensification of rich grasslands alter the C and N cycles, directly or via species composition? . Basic and Applied Ecology 6.
- Loiseau P., Soussana J.F., Louault F. & Delpy R. 2001. Soil N contributes to the oscillations of the white clover content in mixed swards of perennial ryegrass under conditions that simulate grazing over five years. . Grass and Forage Science 56: 205-217.
- Loreau M., Naeem S., Inchaustil P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D. & Wardle D.A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current knowledge and future challenges. Science 294: 804-808.
- Louault F., Carrere P. & Soussana J.F. 1997. Efficiencies of ryegrass and white clover herbage utilization in mixtures continuously grazed by sheep. . *Grass and Forage Science* 52: 388-400.
- Louault F., Pillar V.D., Aufrere J., Garnier E. & Soussana J.F. 2005. Plant traits functional types in response to reduced disturbance in a seminatural grassland. . *Journal of Vegetation Science* 16: 151-160.
- Marriott C.A., Fothergill M., Jeangros B., Scotton M. & Louault F. 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland area. A review. . Agronomie 24: 447-461.
- McIntyre S., Heard K.M. & Martin T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? . *Journal of Applied Ecology* 40: 445-457.
- McNaughton S.J. 1993. Grasses and grazers, science and management. . Ecological Applications 3: 17-20.
- Meehl G.A. & Tebaldi C. 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st century. *Science* 305: 994-997.
- Morgan J.A., Pataki D.E., Körner C., Clark H., Grosso S.J.D., Grünzweig J.M., Knapp A.K., Mosier A.R., Newton P.C.D., Niklaus P.A., Nippert J.B., Nowak R.S., Parton W.J., Polley H.W. & Shaw M.R. 2004. Water relations in grassland and desert ecosystems exposed to elevated atmospheric CO2. *Oecologia* 140: 11-25.
- Niklaus P.A., Wardle D.A. & Tate K.R. 2006. Effects of plant species diversity and composition on nitrogen cycling and the trace gas balance of soils. *Plant and Soil* 282: 83-98.
- Overbeck G., Müller S.C., Fidelis A.T., Pfadenhauer J., Pillar V.D., Blanco C.C., Boldrini I.L., Both R. & Forneck E.D. 2007. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. . *Perpectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Parsons A.J. & Dumont B. 2003. Spatial heterogeneity and grazing processes. *Animal Research* 52.
- Paustian K., Cole C.V., Sauerbeck D. & Sampson N. 1998. CO2 mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change 40, 135-162*. 40: 135-162.
- Peeters A. 2004. Wild and sown grasses. Profiles of a temperate species selection: ecology, biodiversity and use. FAO and Blackwell Publishing, Rome, 311 p.
- Personeni E., Luscher A. & Loiseau P. 2005. Rhizosphere activity, grass species and N availability effects on the soil C and N cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 819-827.
- Picon-Cochard P., Teyssonneyre F., Besle J.M. & Soussana J.F. 2004. Effects of elevated CO2 and cutting frequency on the productivity and herbage quality of a semi-natural grassland. . *European Journal* of Agronomy 20: 363-377.
- Pillar V.D., Duarte L.S., Sosinski E.E. & Joner F. 2009. Sorting out trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. . *Journal of Vegetation Science* (in press).
- Pontes L.D.S., Soussana J.F., Louault F., Andueza D. & Carrère P. 2007. Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses. Functional *Ecology* 21: 844-853.

- Rees R.M., Bingham I.J., Baddeley J.A. & Watson C.A. 2005. The role of plants and land management in sequestering soil carbon in temperate arable and grassland ecosystems. *Geoderma* 128: 130-154.
- Salètes S., Fiorelli J.L., Vuichard N., Cambou J., Olesen J.E., Hacala S. & et.al. 2004. Greenhouse Gas Balance of catlle breeding farms and assessment of mitigation options. In: Greenhouse Gas Emissions from Agriculture. Mitigation Options and Strategies (eds. Kaltschmitt M & Weiske A). Institute for Energy and Environment: Leipzig, pp. 203-208.
- Schär C., Vidale P.L., Lüthi D., Frei C., Häberli C., Liniger M.A. & Appenzeller C. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427: 332-336.
- Smith P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H., Kumar P., McCarl B., Ogle S., O'Mara F., Rice C., Scholes B., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U., TowPrayoon, Wattenbach M. & Smith J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions. Royal Society Biological Sciences*, pp. 789-813.
- Soussana J.F. & Lafarge M. 1998. Competition for resources between neighbouring species and patch scale vegetation dynamics in temperate grasslands. . *Annales de Zootechnie* 47: 371-382.
- Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T. & Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. . *Soil Use and Management* 20: 219-230.
- Soussana J.F. & M Duru M. 2007. Grassland science in Europe facing new challenges: biodiversity and global environmental change. . *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 272: 11.
- Soussana J.F. & Tallec T. 2009. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* (in press).
- Steiner N. & Köhler W. 2003. Effects of landscape patterns on species richness a modelling approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 353-361.
- Tenningkeit T. & Wilkes A. 2008. An Assessment of the Potential for Carbon Finance in Rangelands. *ICRAF Working Paper* 68.
- Teyssonneyre F., Picon-Cochard C., Falcimagne R. & Soussana J.F. 2002. Effects of elevated CO2 and cutting frequency on plant community structure in a temperate grassland. . *Global Change Biology* 1034-1046.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Siqueira M.F.d., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., Jaarsveld A.S.v., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L. & Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005a. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 8245-8250.
- Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. 2005b. Climate change threats to plant diversity in Europe. In: *National Academy of Sciences*, USA, pp. 8245-8250.
- Tubiello F., Soussana J.F., Howden S.M. & Easterling W. 2007. Crop and pasture response to climate change. . *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 104: 19686-19690.
- Vuichard N., Ciais P., Viovy N. & Soussana J.F. 2007. Simulating the Greenhouse Gas Budget of European Grasslands within a Process Driven Approach: Spatial and temporal patterns of radiative forcing. . *Global Biogeochemical Cycles* 21.
- Walker K.J., Stevensb P.A., Stevensc D.P., Mountforda J.O., Manchestera S.J. & Pywell R.F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. . Biological Conservation 119: 1-18.

- Westoby M. & Wright I. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. . *Trends in Ecology and Evolution* 21: 261-268.
- Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z. & Bongers F. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428.
- Yachi S. & Loreau M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. . *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 96: 1463–1468.
- Zavaleta E.S., Shaw M.R., Chiariello N.R., Mooney H.A. & Field C.B. 2003. Additive effects of simulated climate changes, elevated C02, and nitrogen deposition on grassland diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 7650-7654.
- Ziska L.H. 2003. Evaluation of yield loss in field-grown sorghum from a C3 and C4 weed as a function of increasing atmospheric carbon dioxid . Weed Science 51.